



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

**ALTERAÇÕES DE PAISAGEM NA REGIÃO DO BAIXO SÃO
FRANCISCO E ESTRATÉGIAS PARA A RESTAURAÇÃO
AMBIENTAL**

MARIA FERNANDA OLIVEIRA TORRES

2022



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

MARIA FERNANDA OLIVEIRA TORRES

**ALTERAÇÕES DE PAISAGEM NA REGIÃO DO BAIXO SÃO FRANCISCO E
ESTRATÉGIAS PARA A RESTAURAÇÃO AMBIENTAL**

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

T693a Torres, Maria Fernanda Oliveira.
Alterações de paisagem na Região do Baixo São Francisco e
estratégias para a restauração ambiental / Maria Fernanda Oliveira
Torres; orientador Robério Anastácio Ferreira. – São Cristóvão, SE,
2022.
111 f.; il.

Tese (doutorado em Agricultura e Biodiversidade) –
Universidade Federal de Sergipe, 2022.

1. Hidrologia. 2. Sensoriamento remoto. 3. Ecologia das paisagens.
4. Degradação ambiental. 5. Paisagens. 6. Desenvolvimento de
recursos hídricos. I. Ferreira, Robério Anastácio, orient. II. Título.

CDU 556.51

MARIA FERNANDA OLIVEIRA TORRES

**ALTERAÇÕES DE PAISAGEM NA REGIÃO DO BAIXO SÃO FRANCISCO E
ESTRATÉGIAS PARA A RESTAURAÇÃO AMBIENTAL**

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 07 de fevereiro de 2022.

Prof^a. Dr^a. Renata Silva-Mann
UFS

Prof. Dr. Airon José da Silva
UFS

Prof. Dr. Anderson do Nascimento do Vasco
IFS

Prof^a. Dr^a. Erica Moraes Santos de Souza
IFS

Prof. Dr. Robério Anastácio Ferreira
UFS
(Orientador)

SÃO CRISTÓVÃO
SERGIPE – BRASIL

*Ao mundo e, principalmente, àqueles que não
perderam a esperança na pesquisa acadêmica.
Persistam sob qualquer hipótese!*
Dedico

AGRADECIMENTOS

A Deus, por toda força e bênçãos dadas a mim. Senhor, obrigada por nunca ter me deixado desistir quando ocasiões me mostraram o contrário. Hoje eu realmente entendo que quem habita na sombra do altíssimo jamais estará sozinho e desprotegido.

A toda minha família, em especial minha filha e meus pais.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Robério Anastácio, que não sei como ficará na UFS sem mim após 10 anos de convivência e troca de ensinamentos e aprendizados (rsrsrs). Professor, não sei qual rumo nosso futuro dará, mas quero deixar registrado aqui o quanto o senhor foi fundamental na minha formação acadêmica e pessoal. Só quem conviveu entre nós sabe de toda minha admiração e amor de filha que tenho pelo senhor. Sem dúvidas eu sou a número 3 do seu fã clube! Me desculpe por qualquer coisa que fiz ou falei sem pensar. No mais, nunca esqueça que aos meus desejos sempre o melhor, aos demais apenas o regulamento. E o senhor é um dos meus.

À minha coorientadora Prof^ª Dr^ª. Renata Mann, por todo apoio, desafios e confiança depositada neste trabalho e em mim. Professora, saiba que esta tese tem muito de você e da mulher exemplar que a senhora é. Nunca vou esquecer de como a senhora pegou em minha mão e me adotou como orientada. Saiba que tem em mim alguém para contar sempre! De antemão, peço desculpas também pela minha teimosia, e saiba que apesar da senhora tentar esconder, eu sinto a doçura que a senhora derrama em todos nós. Gratidão!

Ao professor André Quintão e Airon José por todo apoio e disponibilidade concedida a mim, mesmo sem ter nenhuma obrigação para comigo e meu doutorado. Grata por tanto!

A Marks Melo Moura, Engenheiro Florestal e meu amigo irmão desde a graduação, que me ensinou muito sobre geoprocessamento sendo ele um dos responsáveis pelo êxito dessa tese. Meu amigo, que nossa amizade e parceria só aumente! Te admiro demais!

A todos meus amigos da UFS, em especial, Juliana, Fernanda, Valter Jr., Val, Ane Celestino, Olavo, Rainan, Gilmara, Renan, Saulo, Iuri, Rayanne, Lucas, Idamar, Kairo. Enfim, sintam-se todos citados pois depois da COVID a cabeça não funciona mais!

À pandemia por ter me feito descobrir o mundo do geoprocessamento mais a fundo.

Ao Rio São Francisco, por tantos serviços prestados à nação brasileira. Ao mesmo tempo que agradeço peço desculpas pelo homem, que apesar de tanta tecnologia e acessibilidade à informação, ainda continua de mente fechada para a grandeza ambiental e sua importância para a vida humana.

E por fim, a mim por ter chegado aqui, com vida, pouca saúde mental, mas com a dignidade de uma mulher que, mesmo encontrando pelo caminho diversos obstáculos, principalmente por ser mãe e acharem que uma mulher não pode exercer esse papel milagroso e ainda fazer pesquisa, não desistiu e nem perdeu a fé. Eu sou a prova que quando se quer se derruba qualquer porta fechada.

Obrigada!!

SUMÁRIO

Página

LISTA DE FIGURAS	I
LISTA DE TABELAS.....	III
LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS	V
RESUMO.....	VII
ABSTRACT	VIII
1. INTRODUÇÃO GERAL	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1 GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO	3
2.2 O BAIXO SÃO FRANCISCO	4
2.3 ANÁLISES GEOAMBIENTAIS VIA SENSORIAMENTO REMOTO E INDICADORES ECOLÓGICOS DA PAISAGEM	8
3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	10
4. ARTIGO 1.....	16
VULNERABILIDADE ESPAÇO-TEMPORAL DA ÁREA CILIAR DE UM TRECHO DO BAIXO CURSO DO RIO SÃO FRANCISCO	16
RESUMO.....	16
ABSTRACT	17
4.1. INTRODUÇÃO.....	17
4.2. MATERIAL E MÉTODOS	19
4.2.1 Área de estudo	19
4.2.2 Delimitação da APP.....	20
4.2.3 Dados de sensoriamento remoto	21
4.2.4 Índice de vegetação por diferença normalizada – NDVI.....	21
4.2.5 Classificação supervisionada de uso e ocupação do solo (LUC).....	22
4.2.6 Aplicação de métricas da paisagem	22
4.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	22
4.4. CONCLUSÕES.....	31
4.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	32
5. ARTIGO 2.....	36
ANÁLISE TEMPORAL NA GEOMORFOLOGIA EM TRECHO DO BAIXO CURSO DO RIO SÃO FRANCISCO	36
RESUMO.....	36
ABSTRACT	37
5.1. INTRODUÇÃO.....	37
5.2. MATERIAL E MÉTODOS	38
5.2.1 Área de estudo	38
5.2.2 Obtenção dos dados.....	40
5.2.3 Mapeamento do MNDWI e identificação das feições	40
5.2.4 Análise de variação da precipitação e da vazão histórica	42
5.2.5 Análise de componentes principais – ACP.....	42
5.2.6 Mapeamento multitemporal da linha da margem alagoana	42
5.3. RESULTADOS	43
5.4. DISCUSSÃO.....	53
5.5. CONCLUSÕES.....	57
5.6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	57
6. ARTIGO 3.....	63

MONITORAMENTO DE ÁREAS CILIARES EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO POR MEIO INDICADORES ECOLÓGICOS DA PAISAGEM.....	63
RESUMO	63
ABSTRACT	64
6.1. INTRODUÇÃO.....	64
6.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	66
6.2.1 Caracterização da área de estudo: Fazenda Mãe Natureza	66
6.2.2 Avaliações da regeneração natural.....	67
6.2.3 Análise dos atributos físicos e químicos do solo.....	70
6.2.4 Análise temporal da paisagem, biomassa e GPP.....	70
6.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	72
6.3.1 Indicadores biológicos de restauração florestal.....	72
6.3.2 Atributos químicos e físicos do solo	80
6.3.3 Análise temporal de uso e ocupação do solo na Fazenda Mãe Natureza	83
6.4. CONCLUSÕES.....	87
6.5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	87
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	93
APÊNDICE	94

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO 1

Figura	Página
1 Mapa de localização da área de estudo.....	19
2 Fluxograma metodológico	20
3 Mapa com buff da Área de Preservação Permanente (APP), em Santana do São Francisco, Sergipe, Brasil.....	23
4 Dados de precipitação (mm) da estação mais próxima ao município de Santana do São Francisco, Sergipe, Brasil, em relação os valores médios máximos de NDVI para o APP, ano 2018.....	24
5 Dinâmica de crescimento / desenvolvimento da vegetação presente na APP em Santana do São Francisco, Sergipe, Brasil, a partir da curva NDVI ajustada para o ano de 2018.....	25
6 Uso e ocupação do solo (LUC) da Área de Preservação Permanente (APP) da Bacia do Rio São Francisco na região do Baixo Curso, em Santana do São Francisco - Sergipe, Brasil.....	26
7 Análise visual das informações descritas no mapa de uso / ocupação do solo (LUC) por meio de fotografias aéreas em Santana do São Francisco. VgSD – Vegetação estacional semi-decidual; VgED – Vegetação estacional decidual.....	28

ARTIGO 2

Figura	Página
1 Região de estudo localizada entre os municípios de Santana do São Francisco e Neópolis (Sergipe), Igreja Nova e Penedo (Alagoas) e seus respectivos alvos de estudo.....	39
2 Fluxograma metodológico. As alterações de cor das setas indicam mudança no ambiente de trabalho e a alteração da forma da linha indica mudança na base de dados.....	40
3 Análise temporal da evolução da sedimentação de ilhas, bancos de areia e margens na região do Baixo São Francisco dentro dos seis intervalos de tempo avaliados entre o período de 1986 e 2020.....	44
4 Análise temporal da evolução da sedimentação da ilha 1 no trecho da calha do Rio São Francisco entre os municípios de Santana do São Francisco (SE), Penedo e Igreja Nova dentro dos seis intervalos de tempo avaliados entre o período de 1986 e 2020.....	46
5 Análise temporal da evolução do sistema fluvial no trecho da calha do Rio São Francisco entre os municípios de Santana do São Francisco e Neópolis (SE), Penedo e Igreja Nova (AL), dentro dos seis intervalos de tempo avaliados entre o período de 1986 e 2020.....	46
6 Variação das médias anuais da vazão obtidas a partir da estação pluviométrica mais próxima, estação de Propriá (SE), e precipitação acumulada, coletado via CHIRPS Daily. Em vermelho a média histórica da vazão ($1781,22 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$) e em amarelo média histórica da precipitação ($764,07 \text{ mm} \cdot \text{ano}^{-1}$)	47
7 Análise de componentes principais das variáveis referente a áreas sedimentadas (SED), MNDWI, dados de precipitação (Precipit) obtidos a partir do CHIRPS, e Vazão (coletados por meio da estação fluviométrica de Propriá (Nº 49705000) e disponibilizados pela ANA (2021), através do site da Hidroweb), para o trecho do canal fluvial entre os municípios de Santana do São Francisco e Neópolis (SE),	

	Penedo e Igreja Nova (AL), dentro dos seis intervalos de tempo avaliados entre o período de 1986 e 2020.....	48
8	Análise de distanciamento, em metros, da ilha 1 de acordo com as margens sergipana (à direita do rio) (D1), alagoana (à esquerda do rio) (D2) e da ilha 2 (D3), presente no trecho do canal fluvial entre os municípios de Santana do São Francisco (SE), Penedo e Igreja Nova (AL), dentro dos seis intervalos de tempo avaliados entre o período de 1986 e 2020.	49
9	Condição da calha fluvial do Rio São Francisco na região de estudo abordada no ano de 2020. As setas em vermelho presentes nas imagens A, B, C e D mostram o depósito de sedimentos no leito que ainda estão abaixo da lâmina d'água, mas que apresentam condição de emergir à superfície. 1 – ilha 1; 2 – ilha 1; 3 – ilha 3; As setas em amarelo na figura B demonstram o surgimento de um novo banco de areia e de sedimentos submersos que estão se unindo a ele. Fotos: Autoria própria.....	50
10	Variação da linha da margem alagoana do Rio São Francisco no trecho do canal fluvial entre os municípios Penedo e Igreja Nova (AL) e dos transectos, equidistância de 200 metros entre eles e extensão de 1400 metros cada um deles, nos cinco intervalos de tempo avaliados dentro do período de 1986 e 2020.....	51

ARTIGO 3

Figura		Página
1	Localização da Fazenda Mãe Natureza e do município de Santana do São Francisco no estado de Sergipe - Brasil.....	66
2	Coletores de chuva de sementes. Autor: Autoria própria (2020).....	67
3	Gabarito metálico utilizado para a extração de amostras de banco de sementes do solo.....	68
4	Espécies da chuva de sementes na Fazenda Mãe Natureza, Santana do São Francisco – Sergipe.....	74
5	(A) Estimativas de frequência e densidade (absoluta e relativa) para as espécies encontradas no banco de sementes do solo durante as estações (B) chuvosa e seca na Fazenda Mãe Natureza, Santana do São Francisco, Sergipe.....	76
6	Espécies* encontradas no banco de plântulas na Fazenda Mãe Natureza, Santana do São Francisco – Sergipe, entre as estações seca e chuvosa.....	80
7	Dinâmica temporal (2002 a 2020) da cobertura do solo da área em restauração após intervenção na Fazenda Mãe Natureza, em Santana do São Francisco (SE).....	83
8	Foto aérea na Fazenda Mãe Natureza às margens do Rio São Francisco. Em destaque a área do plantio (3.500 m ²) estabilizada no ano de 2020.....	84
9	Análise da biomassa produzida e GPP da área em processo de restauração florestal, na Fazenda Mãe Natureza (Santana do São Francisco – SE), para os anos de 2002, 2006, 2010, 2015, 2020.....	85

LISTA DE TABELAS

ARTIGO 1

Tabela	Página
1 Delimitação mínima de Área de Preservação Permanente (APP) de acordo com a largura do rio, segundo o Código Florestal, Lei 12651/2012, art 4º, I.....	20
2 Métricas mais utilizadas para estudos de estrutura da paisagem em área de mata ciliar.....	22
3 Classes de ocupação do solo selecionadas através de interpretação de imagem orbital (Sentinel 2A sensor MSI) e suas definições diante de suas características físicas baseadas no Manual Técnico de Uso da Terra.....	23
4 Área das classes calculadas a partir do shapefile de uso e ocupação do solo (LUC), obtido do Algoritmo de Classificação de Máxima Verossimilhança (MAXVER).....	26
5 Matriz de erros de classificação temática da APP do Rio São Francisco sob domínio do município de Santana do São Francisco –Sergipe, obtida com uso de imagens do Sentinel 2A comparadas com imagem do <i>Google Earth</i>	27
6 Índices de ecologia da paisagem identificadas em APP do Rio São Francisco, região do Baixo Curso, no município de Santana do São Francisco, Sergipe, relativos às métricas de área central sob diferentes distâncias de borda.....	29
7 Índices de ecologia da paisagem calculados para os fragmentos florestais de diferentes tamanhos identificados na APP do Rio São Francisco, no Baixo Curso, no município de Santana do São Francisco, Sergipe, referentes à área, forma, isolamento e proximidade.....	30

ARTIGO 2

Tabela	Página
1 Número de imagens selecionadas no banco de dados do GEE, referente aos respectivos satélites e diferentes anos, no período de 1986 a 2020, na região de estudo entre os estados de Alagoas e Sergipe	41
2 Descrição das diferentes classes obtidas a partir da plataforma C.A.S.S.I.E para os 96 transectos encontrados na linha da margem esquerda.....	42
3 Análise temporal da evolução da sedimentação de ilhas e bancos de areia ao longo do trecho da calha do Rio São Francisco entre os municípios de Santana do São Francisco e Neópolis (SE), Penedo e Igreja Nova (AL) dentro dos seis intervalos de tempo avaliados entre o período de 1986 e 2020.....	45
4 Variação mínima, máxima e média da linha da margem alagoana pelo método da taxa da diferença da linha da margem mais antiga pela mais recente (EPR), taxa do ponto de mudança da linha por regressão linear (LRR), variação das linhas de costeira dentro de cada transect (SCE), a nível de cada classe de transecto e geral no trecho do canal fluvial entre os municípios Penedo e Igreja Nova (AL), dentro dos cinco intervalos de tempo avaliados entre o período de 1986 e 2020.....	52

ARTIGO 3

Tabela		Página
1	Lista de espécies selecionadas para recuperação de mata ciliar na região do Baixo Rio São Francisco em 2003, Fazenda Mãe Natureza, Santana do São Francisco - Sergipe, UFS, São Cristóvão – SE, 2016.....	67
2	Classes de ocupação do solo, selecionadas através de interpretação de imagem de satélite (<i>Landsat 7 – ETM</i>) e suas definições, de acordo com as características visuais, baseado no Manual Técnico de uso da Terra (IBGE, 2013).....	71
3	Nível de exatidão de classificação supervisionada a partir do índice (coeficiente) de Kappa (LANDIS; KOCH, 1977).....	72
4	Espécies encontradas na chuva de sementes na Fazenda Mãe Natureza, Santana do São Francisco, Sergipe.....	73
5	Espécies encontradas na composição do banco de sementes durante as estações chuvosa e seca na Fazenda Mãe Natureza, Santana do São Francisco, Sergipe.....	76
6	Espécies encontradas no banco de plântulas na Fazenda Mãe Natureza, Santana do São Francisco, Sergipe.....	77
7	Análise comparativa da fertilidade química do solo, em área de mata ciliar, na Fazenda Mãe Natureza, para 2003 e 2020.....	81

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

AG	Acurácia Global
AL	Alagoas
AP	Acurácia do Produtor
APP	Área de Preservação Permanente
AREA_MN	Área média das manchas
ASCONDIR	Associação dos Concessionários do Distrito de Irrigação do Platô de Neópolis
AU	Acurácia do usuário
BA	Bahia
BHRSF	Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco
BRA	Brasil
BSF	Baixo São Francisco
CA	Área da classe
CBHSF	Comitê da Bacia Hidrográfica do São Francisco
CHIRPS	Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station Data
CO ₂	Gás Carbônico
COHESION	Conectividade
CORE_MN	Área Central Média
CTC	Capacidade de Troca de Cátion
ED	Densidade de Borda
ENN_MN	Distância Média do Vizinho Mais Próximo
GNSS	Sistema Global de Navegação por Satélite
GPP	Produção Primária Bruta
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IPCC	Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas
Km	Quilômetros
LPI	Área do Maior Fragmento
LUC	Classificação Supervisionada de Uso e Ocupação do Solo
MAXVER	Máxima Verossimilhança
MNDWI	Índice de Água por Diferença Normalizada Modificado
MSI	Multi-Spectral Instrument
NASA	Administração Nacional da Aeronáutica e Espaço
ND	Número Digital
NDCA	Número de Área Central Disjunta
NDVI	Índice de Vegetação por Diferença Normalizada
NDWI	Índice de Água Por Diferença Normalizada
NE	Nordeste
NP	Número de Manchas
OLI	Operational Land Image
PaaS	Platform as a Service
PB	Paraíba
PE	Pernambuco
PROX_MN	Proximidade Média entre os Fragmentos
RGB	Red Green Blue
VgED	Vegetação Estacional Decidual
VgSD	Vegetação Estacional Semidecidual
SE	Sergipe
SEMARH	Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos
SF	São Francisco
SHAPE_MN	Shape ou forma média das manchas

SIG	Sistema de Informações Geográficas
SR	Reflectância de Superfície (Surface Reflectance)
SRH	Superintendência de Recursos Hídricos
SRTM	Shuttle Radar Topographic Mission
TCA	Total da área central
TE	Total de Borda
TM	Thematic Mapper
TOA	Topo da Atmosfera (TOP Atmospheric)
UC	Uso e Ocupação do Solo
USGS	United States Geological Survey
V	Índice de Saturação de Bases

RESUMO

TORRES, Maria Fernanda Oliveira. **Alterações de paisagem na região do Baixo São Francisco e estratégias para a restauração ambiental.** São Cristóvão: UFS, 2022. 111p. (Tese –Doutorado em Agricultura e Biodiversidade).*

Na região do Baixo São Francisco, Nordeste do Brasil, informações sobre os efeitos das constantes alterações ambientais causadas pelas variações climáticas e antrópicas ainda são escassas. Assim, faz-se necessário o monitoramento ambiental contínuo para desenvolver ações mitigatórias, visando entender as alterações geoambientais e a dinâmica evolutiva no tempo. O primeiro estudo foi realizado com o objetivo de analisar as modificações no uso e ocupação dos solos, as alterações no padrão vegetacional e nas métricas da paisagem, em trecho de Área de Preservação Permanente, na região de Santana do São Francisco, por meio de imagens de satélite do Sentinel 2A. A área total estudada corresponde a 596 ha e 60% das áreas ciliares encontram-se degradadas. Os fragmentos florestais relevantes encontram-se distantes e com pouca ou nenhuma conectividade. Isso permite inferir sobre os riscos à diversidade genética, tanto local quanto regional, em relação aos recursos autóctones. Em um segundo estudo, analisou-se as modificações geomorfológicas na calha do Rio São Francisco, próximo à sua foz, via Índice de Água por Diferença Normalizada Modificado (MNDWI) e as alterações da margem esquerda do rio, no período de 1986 e 2020. Para isto, foram utilizadas imagens dos satélites Landsat 5 e 8. Na região estudada, as áreas sedimentadas acima do nível das águas do rio ocupam 10,64 km², 22% a mais, considerando o início da avaliação (1986). O Rio São Francisco perdeu aproximadamente 20% da sua área. Os dados de chuva e vazão apresentam correlação positiva com os valores de MNDWI; e negativa para os de sedimentação. Houve um avanço de cerca de 86,36 m rio adentro, para cada transecto. Em um terceiro estudo, foi avaliado o estágio de desenvolvimento de um trecho de área de mata ciliar sob processo de restauração florestal, após 18 anos de implantação, por meio da análise da paisagem e indicadores bióticos e edáficos. Observou-se que no ano de 2010 a área restaurada apresentava 100% do solo coberto com vegetação densa. Na chuva de sementes foi observada a presença de 1.198 propágulos, pertencentes a 27 espécies distintas. O banco de sementes apresentou somente espécies de hábito arbóreo. No banco de plântulas foram registradas 28 famílias botânicas e 57% dos indivíduos são pertencentes à estrutura arbórea-arbustiva da floresta. Houve incremento de biomassa, produção primária bruta de CO₂ e a fertilidade do solo melhorou ao longo do tempo, com as ações de restauração, comprovando o reestabelecimento das suas funções ecológicas. Na região ocorrem alterações em níveis florestais, hidrológicos e geomorfológicos. A calha do Rio São Francisco responde a qualquer alteração ambiental. O reflorestamento realizado na área de mata ciliar trouxe benefícios à região e pode servir como modelo para futuros projetos de restauração. A metodologia se apoiou na estratégia de análise do estágio de conservação da região no aspecto florestal e geomorfológico, e pode ser aplicada para avaliar regiões com características fisiográficas semelhantes.

Palavras-chave: Áreas de Recarga, Sensoriamento Remoto, Ecologia da Paisagem, Sistemas Fluviais, Degradação Ambiental, Recuperação de Áreas Degradadas.

* Comitê Orientador: Prof. Dr. Robério Anastácio Ferreira – UFS (Orientador), Prof^a. Dr^a. Renata Silva-Mann - UFS (coorientadora).

ABSTRACT

TORRES, Maria Fernanda Oliveira. **Landscape changes in Lower São Francisco River and strategies for environmental restoration.** São Cristóvão: UFS, 2022. 111p. (Thesis - Master/Doctor of Science in Agriculture and Biodiversity).*

In the Lower São Francisco River, northeast of Brazil, information on the effects of constant environmental changes caused by climatic and anthropic variations is still scarce. Thus, continuous environmental monitoring is necessary to develop mitigating actions to understand geoenvironmental changes and evolutionary dynamics over time. The first study was carried out to analyze changes in land usage and occupation, changes in vegetation pattern, and landscape metrics, in a stretch of Permanent Preservation Area, in the region of Santana do São Francisco, through satellite images from Sentinel 2A. The total studied area corresponds to 596 ha, and 60% of the riparian areas are degraded. The relevant forest fragments are distant and with little or no connectivity. It makes it possible to infer the risks to genetic diversity, both locally and regionally, concerning autochthonous resources. In a second study, the geomorphological changes in the São Francisco River canal, near its mouth, were analyzed via the Modified Normalized Difference Water Index (MNDWI) and the changes in the left river bank, from 1986 to 2020. For this, Landsat 5 and 8 satellite images were used. In the studied region, the sedimented areas above the river water level occupy 10.64 km², 22% more, considering the beginning of the evaluation (1986). The São Francisco River lost approximately 20% of its area. Rainfall and flow data present a positive correlation with MNDWI values; and negative for those of sedimentation. There was an advance of about 86.36m into the river, for each transect. In a third study, the development stage of a stretch of a riparian forest area under restoration process was evaluated, after 18 years of implantation, through the analysis of the landscape and biotic and edaphic indicators. It was observed that in 2010 the restored area had 100% of the soil covered with dense vegetation. In the seed rain, the presence of 1,198 propagules, belonging to 27 different species, was observed. The seed bank presented only species of arboreal habit. In the seedling bank, 28 botanical families were recorded and 57% of the individuals belong to the arboreal-shrubby structure of the forest. There was an increase in biomass, gross primary production of CO₂, and soil fertility improved over time with restoration actions, proving the reestablishment of its ecological functions. In the region, there are changes in the forest, hydrological and geomorphological levels. The São Francisco River canal responds to any environmental change. The reforestation carried out in the riparian forest area has brought benefits to the region and can serve as a model for future restoration projects. The methodology was based on the analysis of the conservation stage of the region in forest and geomorphological aspects, and it can be applied to evaluate regions with similar physiographic features.

Keywords: Recharge Areas, Remote Sensing, Landscape Ecology, River Systems, Environmental Degradation, Degraded Areas Recovery.

* Supervising Committee: Dr. Robério Anastácio Ferreira – UFS (Advisor), Renata Silva-Mann – UFS (Co-advisor).

1. INTRODUÇÃO GERAL

Mudanças ambientais ocorrem constantemente e o homem é seu principal agente modificador. Essas mudanças provocam a degradação nos recursos naturais ocasionando um possível risco à continuidade da vida humana na Terra. Assim, é importante o monitoramento contínuo dos recursos hídricos e da biodiversidade presente nos ecossistemas para definir estratégias de conservação ambiental e da biodiversidade. Essa ação é aliada ao processo de gestão ambiental, pois permite identificar áreas preservadas, antropizadas e passíveis de restauração. Porém, a ausência de políticas públicas, que apoiem ações de monitoramento, têm colocado em risco a manutenção e a continuidade de ambientes com importância ecológica, como as áreas de matas ciliares.

Dentre as diversas definições, entende-se por mata ciliar (zona ripária ou mata de galeria) todo e qualquer tipo de vegetação que circunda os corpos hídricos. No Brasil, estes ambientes são protegidos por lei (BRASIL, 2012) e caracterizados como Área de Preservação Permanente (APP), pois têm a função de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade. Diante do exposto, faz-se necessária a intervenção pelo monitoramento que promova a preservação ou conservação das áreas ciliares, para fins ecológicos, proporcionando um equilíbrio nos ecossistemas.

No Brasil, quase quinze milhões de hectares foram desmatados entre 2010 e 2020, total que representa cerca de 0,3% de perda de território florestal por ano (FAO, 2020). Isso atesta a ineficiência dos órgãos públicos no processo de gestão das áreas naturais de relevância ecológica. Essa perda de área florestal reflete na diminuição de áreas de recarga das bacias hidrográficas, nas quais a redução da capacidade hídrica em termos de quantidade e qualidade da água têm se tornado cada vez mais evidente. Essas alterações já são diagnosticadas em diversas bacias hidrográficas do país, por exemplo, na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (BHRSF).

A BHRSF é considerada a segunda bacia mais importante do Brasil e uma das principais fontes de produção hidrelétrica nacional (SILVÉRIO *et al.*, 2018), além disso tem papel fundamental na disponibilidade de água para diferentes usos no país. Constantes alterações ambientais no uso e ocupação do solo têm suscitado diversas discussões. Essas são uma das variações ecológicas nos sistemas hidrológicos, que associadas com fatores climáticos, podem ocasionar impactos ambientais expressivos. Esses impactos ao longo do tempo trazem consequências graves à bacia, como alteração na geomorfologia fluvial, nos ecossistemas naturais e na diversidade da flora e fauna (SERRA; DE OLIVEIRA, 2020).

Na região do Baixo Curso do Rio São Francisco (BSF), última subunidade hidrográfica da BHRSF no Nordeste do Brasil, entre os estados de Alagoas (AL) e Sergipe (SE), esses impactos são observados. Diversas alterações ambientais têm sido relatadas nessa subunidade, como mudanças nos cenários florestais ciliares da região, climáticos e hídricos (VASCO *et al.*, 2019; TORRES *et al.*, 2021).

Neste âmbito, as técnicas de geoprocessamento via sensoriamento remoto, associadas à ecologia da paisagem e a indicadores ecológicos de restauração, podem trazer benefícios às gerações futuras e garantir a continuidade dos ecossistemas ciliares remanescentes na região. Essas geotecnologias garantem um rápido diagnóstico em áreas propensas a intervenções, além de permitirem a avaliação do estágio de degradação ou o estágio de conservação de ambientes terrestres e fluviais (MONTERO; LATRUBESSE, 2013; SAITO *et al.*, 2016; LELI *et al.*, 2018; ETY; RASHID, 2020). Podem-se obter estimativas das alterações de uso e ocupação dos solos e da dinâmica da fragmentação florestal utilizando-se as métricas da paisagem. Outros parâmetros também podem ser definidos sobre a geomorfologia, biomassa, variação da linha da margem, índices espectrais por diferença normalizada voltados para a vegetação (NDVI) e a água (MNDWI).

Essas estimativas tornam os resultados mais concretos e a associação destes com avaliações de campo é necessária. Assim, o uso de indicadores ecológicos pode auxiliar em programas de recuperação de áreas degradadas, que necessitam de acompanhamento contínuo e de indicadores que auxiliam na mensuração do estado de desenvolvimento dos ecossistemas em processo de restauração. Logo, avaliar a riqueza, a dinâmica espaço-temporal e a densidade dos regenerantes em remanescentes florestais, como chuva de sementes, o banco de sementes e de plântulas e as modificações no solo é imprescindível para a recuperação e manutenção da sua diversidade (SILVA *et al.*, 2019; RAGO *et al.*, 2020).

Em Sergipe, ações de restauração florestal em matas ciliares foram iniciadas em alguns trechos, como na Fazenda Mãe Natureza, no município de Santana de São Francisco, em 2003, cujo projeto visa minimizar os impactos negativos sobre os aspectos florestais. Porém, ainda existem lacunas sobre a condição de regeneração florestal na área, uma vez que consiste em uma área de recarga da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco e agente mitigador de processos marginais erosivos.

Neste âmbito, surge a necessidade de interligar informações geomorfológicas deste sistema fluvial com alterações na paisagem ao longo dos últimos 35 anos no BSF. No presente estudo, dividido em três artigos, realizou-se o mapeamento das modificações ambientais de um trecho do BSF delimitados entre os municípios de Santana do São Francisco-SE e Neópolis-SE, Igreja Nova-AL e Penedo-AL.

No Capítulo 1, objetivamos delimitar a APP do município de Santana do São Francisco-SE e avaliar seu estágio de conservação, por meio do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), classificação supervisionada de uso e ocupação do solo e aplicações de métricas da paisagem, utilizando-se imagens do satélite Sentinel 2^a referente ao ano de 2018.

No Capítulo 2, avaliou-se as modificações geomorfológicas na calha do Rio São Francisco, alterações hidroclimáticas e a variação da linha da margem alagoana entre os municípios de Santana do São Francisco e Neópolis (SE), Penedo e Igreja Nova (AL), a partir de imagens do satélite Landsat (5 e 8), dentro de cinco intervalos de tempo no período de 1986 e 2020.

No Capítulo 3, avaliou-se o estágio de restauração de uma área de mata ciliar sob processo de restauração florestal há 18 anos, por meio da análise da paisagem e indicadores bióticos e edáficos.

Assim, espera-se contribuir para o entendimento das alterações geoambientais e a sua dinâmica evolutiva ao longo do tempo, para o monitoramento ambiental no Baixo São Francisco, próximo à sua foz, e fornecer subsídios à restauração de áreas degradadas para fins ecológicos e ambientais.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Gestão de Recursos Hídricos na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco

O crescimento populacional torna o mundo cada vez mais dependente de desenvolvimento socioambiental sustentável. Neste aspecto, conservar e explorar recursos naturais ocupam o topo dos temas das principais reuniões entre ambientalistas. Para a maioria, conservar estes recursos, como os florestais, é a única ação a ser feita para garantir a vida humana na Terra. Porém, um meio termo entre os dois conceitos se faz necessário, pois os *trade-offs* (perdas e ganhos) ambientais estão se estreitando e cada vez são mais complexos (SWAMY *et al.*, 2018).

Como o lema de “*Não deixar ninguém para trás*”, a Organização das Nações Unidas iniciou em 2015 a nova agenda de desenvolvimento sustentável, compactuando-a com 193 nações até 2030 (UNITED NATIONS, 2015). Nesta, 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) foram descritos, sem força jurídica (BRONZATTO *et al.*, 2018), visando realinhar os três pilares do desenvolvimento sustentável: a sociedade, o meio ambiente e a economia (SWAMY *et al.*, 2018).

Dentre os objetivos, o de número seis trata da água e saneamento. Por ser um recurso indispensável para a manutenção da vida na Terra, em níveis sociais e ecológicos, a disponibilidade de água doce é cada vez mais restrita (GAIN *et al.*, 2016). Essa restrição se aplica aos fatores de produção (quantidade e qualidade) e distribuição (geográfica e social) (GAIN *et al.*, 2016). O ODS 6 se apresenta como um objetivo complexo e diverso, com vários temas, como: direito ao acesso universal à água potável e ao saneamento; conservação dos ecossistemas mananciais ou zonas ripárias; controle da poluição; gestão de recursos hídricos etc. (BRONZATTO *et al.*, 2018; SOUSA, 2018).

No Brasil, a gestão dos recursos hídricos é realizada a partir da Lei das Águas (Política Nacional de Recursos Hídricos – PNRH) que criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), em 1997 (Lei 9.433), com o intuito de gerir o uso compartilhado da água através da introdução de política descentralizada (que garante a participação do poder público, usuários e comunidades) e da inserção de mudanças institucionais e na forma de ação. Outra característica assertiva dessa lei é a definição de bacias hidrográficas como unidade territorial de gestão PNRH e da ação do Singreh, que tornou possível a criação de órgãos públicos como a Agência Nacional de Águas e os Comitês de Bacias Hidrográficas. Esse último é formado por representantes da sociedade civil e do poder público (União, Distrito Federal, Estados e Municípios), que juntos garantem a elaboração e execução do Plano Nacional de Recursos Hídricos (CARDOSO, 2003).

A BHSF é uma das principais bacias nacionais devido a sua extensão e importância socioeconômica voltada para produção de energia hidroelétrica. Gerida pelo Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (CBHSF) e seguindo as diretrizes da PNRH, seu plano tem por finalidade proteger os seus mananciais e contribuir para o seu desenvolvimento sustentável (CBHSF, 2021).

A BHSF foi dividida em quatro subunidades hidrográficas para fins de planejamento: Alto, Médio, Submédio e Baixo São Francisco (SF). O Alto SF abrange cerca de 16% do território da bacia e inclui os estados de Minas Gerais, Bahia, Goiás e Distrito Federal. O Médio ocupa 63% do seu território e está inserido no estado da Bahia. O Submédio engloba 17% da área da bacia hidrográfica e é composto pelos estados da Bahia, Pernambuco e Alagoas. Por fim, a região do Baixo São Francisco ocupa 4% do seu território e é margeada pelos estados da Bahia, Pernambuco, Alagoas e Sergipe (VASCO *et al.*, 2019).

O Baixo São Francisco, por ser a última subunidade hidrográfica da bacia, tem refletido graves problemas ambientais, sendo estes também relacionados à má conservação das áreas de matas ciliares (mananciais). A degradação destes ambientes afeta o sistema de recarga das bacias hidrográficas por causarem danos à biodiversidade (TORRES *et al.*, 2021) e ao sistema

fluvial em níveis geomorfológicos (HOLANDA *et al.*, 2021); além das práticas sociais que envolvem atividades como a pesca artesanal (ARAUJO *et al.*, 2016). Apesar de garantida por lei, a prática de gestão da água é aplicada de forma que a dinâmica entre o âmbito natural, técnico, humano e social não consegue ser visualizada como um todo, devido a decisões imediatistas tomadas a curto prazo. Com o tempo essas decisões trazem à tona consequências não planejadas que interferem no sistema homem-água, e por isso crises hídricas são cada vez mais constantes (DI BALDASSARRE *et al.*, 2019).

A lei garante o direito à água pelas futuras gerações e se encontra distante das diretrizes que envolvem as metas dos ODS's, principalmente em relação à conservação, proteção e defesa dos eventos hidrológicos normais e extremos (BRONZATTO *et al.*, 2018). Estudos apontam em diversas regiões da BHSF, eventos como desmatamento, contaminação da água e alterações climáticas, que são responsáveis por interferir negativamente na produção de água (TEIXEIRA, 2010; BEZERRA *et al.*, 2019; SALIM DANTAS *et al.*, 2020; MELO *et al.*, 2021; TORRES *et al.*, 2021).

A necessidade de água em todas as subunidades da BHSF está relacionada principalmente à demanda de água para irrigação, onde existem perspectivas desta demanda aumentar nos próximos anos nas subunidades do alto e médio São Francisco, entre 2025 e 2035. Assim, o baixo curso do rio pode ser atingido por severa crise hídrica (FERRARINI *et al.*, 2020). Ressalta-se que isso pode gerar escassez de água e inviabilizar o direito universal a este recurso natural, problemas que segundo as metas do sexto ODS são alvos a serem superados até 2030 (UNITED NATIONS, 2015).

O ODS 6 apresenta grande complexidade diante da diversidade de temas abordados, mas ainda se enquadram como modelo de metas a serem cumpridas pelas nações envolvidas. Uma delas, a 6.6, consiste em proteger e restaurar ecossistemas relacionados com a água, incluindo montanhas, florestas, zonas úmidas, rios, aquíferos e lagos até 2020 (UNITED NATIONS, 2015). A meta não foi atingida em sua totalidade em relação ao Baixo São Francisco (TORRES *et al.*, 2021).

Estudos que visem sinalizar o estágio de conservação e preservação destes ambientes podem fornecer informações eficientes para o Singreh e os comitês de gestão. Desta forma, se torna possível o cumprimento do Plano Nacional de Recursos Hídricos e, conseqüentemente, dos ODS's, uma vez que identifica agentes impactantes e áreas passíveis de restauração.

2.2 O Baixo São Francisco

Diante da potencialidade hidrológica do Rio São Francisco, reservatórios foram criados ao longo do seu curso, propiciando um sistema de barragem em cascata para fins de atividades de usinas hidrelétricas, constituindo um total de sete barragens para nove usinas hidrelétricas. Essas construções estão mudando o estado ecológico desse ecossistema fluvial e são responsáveis por modificar o regime de vazão original do rio, e em épocas sazonais reduzir ainda mais a sua regularidade, o que gera discussões sobre a gestão e viabilidade no longo prazo desta bacia (BARRETO *et al.*, 2020; KOCH *et al.*, 2018; VASCO *et al.*, 2019).

As alterações climáticas, a redução da disponibilidade hídrica e o crescimento de áreas irrigadas destinadas à agricultura têm acentuado conflitos, uma vez que o plano de gestão desta bacia não avaliou a tendência de expansão destas áreas e a necessidade crescente da demanda por água (MARTINS; MAGALHÃES, 2016). Essas interferências tem afetado principalmente a última subunidade da bacia, o Baixo São Francisco (BSF), localizado no Nordeste do Brasil (Figura 1).

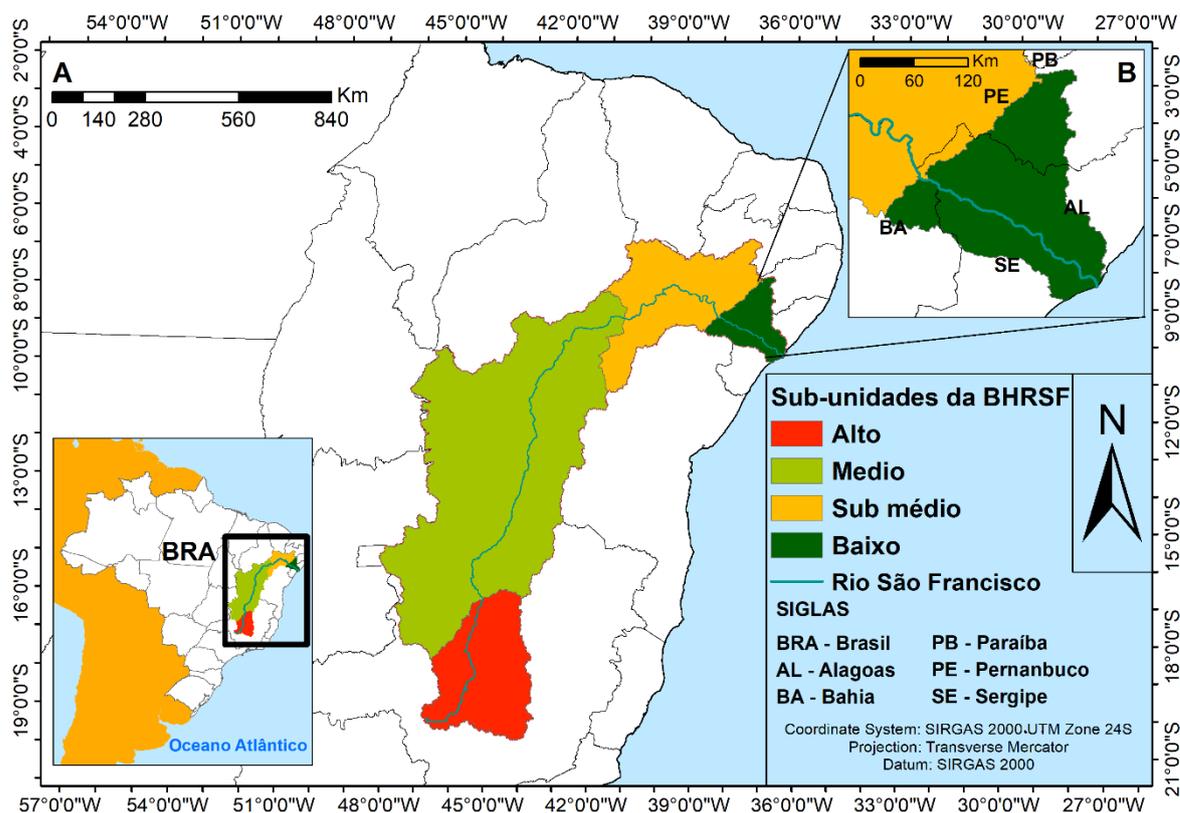


FIGURA 1. Mapa de localização da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco e de suas quatro subunidades hidrográficas, em destaque o Baixo São Francisco.

Fonte: Autoria própria, a partir da edição de dados fornecidos pela Agência Nacional de Águas.

No BSF ocorre o aumento das áreas de irrigação nas regiões dos Alto e Médio cursos e afetam cidades com secas severas, que nem mesmo promoveram o aumento dessas áreas (FERRARINI *et al.*, 2020). O BSF apresenta a maior densidade populacional ribeirinha do São Francisco (BETTENCOURT *et al.*, 2016). Devido a sua localização, suas características hidrológicas e vegetacionais sofrem influência direta das alterações climáticas e ambientais.

Nessa última subunidade da bacia hidrográfica, em seu alto curso (à montante da foz) ocorre predominância da vegetação de Caatinga e, no baixo curso, próximo à foz (na região costeira), Mata Atlântica, Manguezais e Restingas. De acordo com o projeto GeoTAB, desenvolvido pela Embrapa Tabuleiros Costeiros, a região encontra-se inserida nos domínios sedimentares dos Tabuleiros Costeiros do Nordeste Brasileiro e sofre com os impactos dos fatores climáticos e antrópicos (NOGUEIRA JUNIOR *et al.*, 2019).

O BSF abrange cerca de 270 municípios pertencentes a quatro estados brasileiros, dentre eles, Sergipe e Alagoas (CBHSF, 2018), onde localiza-se a foz do Rio São Francisco cujas águas encontram-se com o oceano Atlântico. Esta bacia é considerada a maior e mais importante do estado de Sergipe, pois drena uma área de 7.184 km², apresentando como afluentes importantes os rios Xingó, Jacaré, Capivara, Gararu e Betume. No estado, esta subunidade limita-se ao sul com as bacias dos rios Japarutuba e Sergipe (SEAGRI, 2021). Em Alagoas, estado que concentra a maior parte territorial desta sub-bacia com 16.209,6 km² de área de drenagem, os rios que a complementam são rio Moxotó, Capiá, Ipanema, Traipu, Piau e Coruripe, além dos riachos Talhado e Grande.

Nas últimas décadas, estudos voltados para as variações e mudanças climáticas e ambientais nesta região têm ganhado repercussão, pois diante de suas consequências, também atreladas às ações antrópicas, podem ameaçar a qualidade de vida humana (NKHONJERA *et al.*, 2021). Na Figura 2 estão expostos os principais enfoques científicos abordados nos últimos 40 anos na região, segundo a base de dados *Lens.org*.

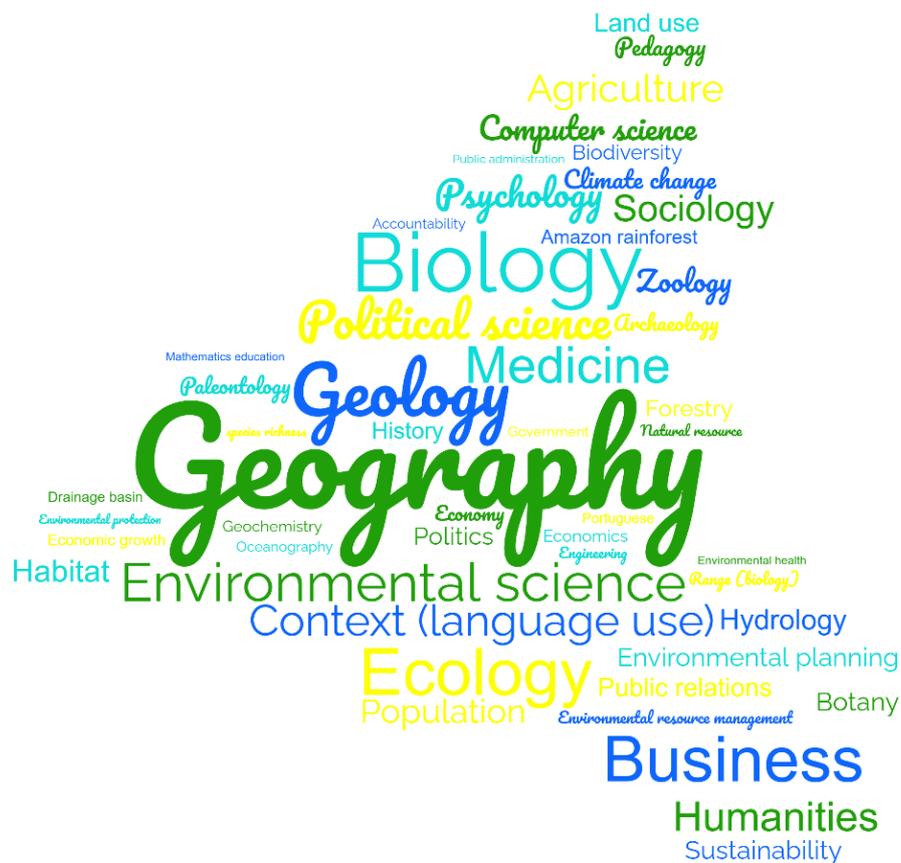


FIGURA 2. Nuvem de palavras referentes aos campos científicos mais abordados nos últimos 40 anos em trabalhos acadêmicos para o baixo curso do Rio São Francisco. Maior intensidade na cor e no tamanho das palavras indica campo científico com maior aplicação. Nuvem produzida a partir do <https://www.lens.org/> utilizando a palavra-chave Lower Course São Francisco River.

A partir dela, percebe-se que os temas que envolvem geografia, ecologia, biologia, medicina, ciências políticas, ciências ambientais e fisiologia são os que mais ocorrem no BSF. Porém, os estudos voltados para as ciências ambientais e ecologia da paisagem estão em ascensão. Nos últimos 20 anos, alterações geoambientais, fluviais, na precipitação e transportes de sedimentos, mudança na taxa de salinidade e perda de água do rio, são relatados no trecho do BSF. Isso vem acarretando maior interesse neste ponto do rio e favorecendo pesquisas de diversas naturezas, principalmente no campo de geomorfologia de sistemas fluviais, alterações climáticas e uso e ocupação do solo.

As modificações no sistema fluvial nesta região estão atreladas ao represamento das águas ao longo da calha do rio e a alteração do regime de cheia e de descarga hídrica (vazão); que são fatores responsáveis por comprometerem as atividades econômicas de caráter local e tradicional. As atividades como pesca e agricultura de várzea, além da acentuação de processos erosivos nas margens do rio, trazem como consequência a forte sedimentação da sua calha principal, desfavorecem as ações de navegação, pois favorecem o surgimento de croas ou bancos de areias (SILVA *et al.*, 2018; PEREIRA *et al.*, 2021).

Sabe-se que após a construção da última barragem no rio, localizada no município de Canindé de São Francisco (SE), e com o início das atividades da Usina Hidrelétrica de Xingó,

ocorreu redução no fluxo médio da vazão do rio em cerca de 56% no seu baixo curso. Relata-se que aproximadamente 30% na queda da sua vazão mínima nos períodos secos ocorreu entre os anos de 1994 e 2012 (VASCO *et al.*, 2019). Também, o período entre os anos de 2012 e 2017 foi descrito como seca extrema, pois houve uma grande queda na descarga de água e da precipitação, interferindo em seu volume final (CAVALCANTE *et al.*, 2020).

O volume de água retirada do BSF dobrou durante a primeira década do século 21 (CBHSF, 2016) devido ao crescimento de práticas agrícolas irrigadas e de atividades desconhecidas que desviam ilegalmente as águas do rio e alterações climáticas. Neste sentido, se não houver intervenções por meio de políticas públicas, este rio poderá perder cerca de 60% da sua capacidade de produção de energia hidrelétrica até o ano de 2030 (DE JONG *et al.*, 2018).

É válido ressaltar que o BSF está inserido na região brasileira conhecida como Polígono das Secas, que dentro de um processo histórico é conhecida por repetidos e estendidos períodos de secas e baixa precipitação (MARENGO *et al.*, 2016). Na literatura científica é destacado que o fenômeno climático El Niño, que causa o aquecimento das águas do Pacífico Equatorial, provocou alterações ambientais entre 2012 e 2016 na região dos trópicos (MARTINS; VASCONCELOS JÚNIOR, 2017). O fenômeno citado representa um grande evento climatológico de escala global e tem sido citado como causa da extensão de períodos secos no Nordeste do Brasil (MEDEIROS *et al.*, 2020; COSTA *et al.*, 2021; SILVA *et al.*, 2021). Este é responsável pela alteração da distribuição do regime de chuvas, no clima (IPCC, 2014) e nas atividades dependentes dos fatores climatológicos, o que torna áreas agrícolas e florestais vulneráveis.

Em relação às áreas florestais, outro fator impactante em muitos trechos do BSF é a cobertura do solo nas áreas ciliares, que se encontra desflorestada e/ou com apenas fragmentos isolados de vegetação (HOLANDA *et al.*, 2021). A alteração da cobertura do solo no BSF é uma das principais causas de acentuação do aporte de sedimentos na calha do rio em toda sua extensão.

Em um mapeamento do uso e ocupação do solo realizado no BSF entre 2016 e 2017, por meio de imagens de satélites, ficou evidente que 50% da área mapeada é classificada como solo exposto, pastagens degradadas ou em processo de degradação, sendo estas ações contribuintes para a elevada concentração de sedimentos em suspensão no corpo d'água e alteração no processo de carreamento de sedimentos fluviais (DOMPIERI *et al.*, 2020).

O reestabelecimento da vegetação natural ciliar é uma alternativa para reduzir a liberação de sedimentos no rio em longo prazo, pois o aumento da biomassa vegetal proporciona proteção contra a erosão das margens, redução da taxa de escoamento superficial do solo (DAL FERRO *et al.*, 2019), melhoria na estrutura e estabilidade marginal (HUBBLE *et al.*, 2010), e aumento da capacidade de infiltração do solo (SILVA *et al.*, 2018), reduzindo perdas de água, respeitando assim os processos geomorfológicos naturais do rio.

Nesta subunidade hidrográfica, as atividades antrópicas são intensas e fazem parte de um contexto histórico de ocupação territorial da faixa litorânea atrelada ao aumento da urbanização que, com a falta de manejo e conservação dos solos, se comportam como um agravante na condição atual das margens do rio (MOURA *et al.*, 2017).

Percebe-se que a região enfrenta grandes problemas ambientais. No entanto, são escassos estudos que envolvam uma abordagem que inclua todos os cenários citados. Também se percebe que os estudos existentes não englobam toda a região, o que torna o banco de informações fragmentadas em relação ao todo da BSF. Neste âmbito, torna-se necessário a aplicação de análises geoambientais em trechos não estudados e até mesmo já abordados, a fim de complementar o panorama de informações do BSF.

Diante do exposto, ressalta que o apoio das geotecnologias garante o rápido diagnóstico em áreas propensas a intervenções ambientais, pois permitem avaliar o estágio de conservação das mesmas (SAITO *et al.*, 2016).

2.3 Análises geoambientais via sensoriamento remoto e indicadores ecológicos da paisagem

O acelerado crescimento desordenado do processo de urbanização e industrialização mundial gerou consequências ambientais graves ao planeta. As constantes alterações nas paisagens naturais revelaram prejuízos de diferentes proporções e impactos, o que trouxe à tona a necessidade de monitorar o meio terrestre. Como aliado do monitoramento e das tentativas de reversibilidade desses acontecimentos, surgem os estudos geoambientais que auxiliam na avaliação destes impactos (WAN; YANG, 2021).

Esses estudos são ferramentas úteis uma vez que apresentam caráter multidisciplinar e promovem inferências sobre geodiversidade (CARVALHO *et al.*, 2021). As análises geoambientais consideram a forma de organização e inter-relação de componentes da paisagem oriundos de diversas naturezas, e assim criam uma concepção de geossistemas. Desse modo é possível 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, tudo isso graças ao avanço do sensoriamento remoto (SANTOS; SOUZA, 2014; FANFARILLO *et al.*, 2020; DARWISH *et al.*, 2020).

O sensoriamento remoto viabiliza a aquisição de informações por meio de sensores orbitais, em forma de imagem de satélite ou não, sobre a estrutura e características da superfície terrestre sem contato físico com o objeto alvo (GHASSEMIAN, 2016). Na literatura diversos estudos utilizam técnicas de geoprocessamento aplicados aos produtos do sensoriamento remoto, como os estudos de uso e ocupação do solo, geomorfológicos, hidroclimatológicos, pedológicos e fitoecológicos (VASCO *et al.*, 2019; CARVALHO *et al.*, 2021).

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). Em áreas de recarga hidrológica constatou-se que o potencial captação de água sofre influência direta das mudanças de cenários de uso do solo, afetando a capacidade hidrológica de bacias hidrográficas (CAMBRAIA NETO *et al.*, 2021).

Na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco foi estimado que de 1997 a 2017 ocorreram perdas de 7.496.128 ha nos diferentes tipos de vegetação nativa (FERNANDES *et al.*, 2021). Isso refletiu na perda de 13387,028 g de carbono no estoque vegetacional, quantidade equivalente a 3,2 bilhões de dólares perdidos em relação ao mercado mundial de carbono (FERNANDES *et al.*, 2021).

Essas perdas são refletidas em maior escala nas áreas de mata ciliar que são protegidas por lei (e denominadas de Áreas de Preservação Permanente APP). Elas estabelecem o fluxo gênico entre as espécies, atuam como estabilizadoras do solo e potencializam quantidade e qualidade das águas captadas pelos corpos hídricos para abastecimento de bacias hidrográficas (BRASIL, 2012). A ausência dessas zonas tampões reflete na alteração na taxa de evapotranspiração, reduzem a produtividade de água (COAGUILA *et al.*, 2015) e favorecem o assoreamento de rios, interferindo na geomorfologia de sistemas fluviais (NISTOR *et al.*, 2021).

Os estudos de geomorfologia buscam observar, avaliar, identificar e descrever formas de relevo e podem ser aplicados ao longo de tempo (BRIERLEY *et al.*, 2021). Uma das áreas de maior aplicabilidade destes envolvem os sistemas fluviais. Graças à gama de informações em diferentes escalas espaciais e temporais dos produtos de sensoriamento remoto, os geomorfologistas avançaram com suas pesquisas (BRIERLEY *et al.*, 2021). Esses estudos conseguem descrever e explicar padrões de evolução de sistemas fluviais e da formação de ilhas e banco de areais, classificar canais e criar novos conceitos sobre o assunto em um curto espaço de tempo (GAUTIER *et al.*, 2021; MESCOLOTTI *et al.*, 2021).

No caso do Rio São Francisco, o interesse socioeconômico desencadeou mudanças no comportamento de descarga e transporte de sedimentos, o que acarretou fortes desequilíbrios neste sistema fluvial (HOLANDA *et al.*, 2021). Na subunidade do Médio São Francisco, pesquisadores evidenciaram sete diferentes zonas com diferentes formas geológicas e concluíram que estas representam mudanças no padrão do canal que ocorreram há séculos, dando ao rio uma nova característica geomorfológica, saindo de entrelaçado para meandrático em alguns trechos (MESCOLOTTI *et al.*, 2021).

As informações das mudanças no uso da terra como: desmatamento, surgimento de áreas para agricultura, pecuária, áreas de urbanização e alterações geomorfológicas, muitas vezes são mensuradas a partir da aplicação de índices espectrais (BOOTHROYD *et al.*, 2021), como o NDVI (Índice de Vegetação por Diferença Normalizada) (ROUSE *et al.*, 1973) e MNDWI (Índice de Água Por Diferença Normalizada Modificado) (XU, 2006). Esses índices são sensíveis a diferentes espectros visíveis, como vegetação ou água. Esses são aplicados quando se quer destacar informações específicas de um alvo a partir das características obtidas em suas diferentes faixas espectrais ou bandas para cada pixel da imagem. Mediante isto, é possível determinar o estágio de conservação de fragmentos terrestres, principalmente aos que convivem sob constante pressão antrópica, como os florestais.

O NDVI, *Índice de Vegetação por Diferença Normalizada*, foi proposto por Rouse em 1973 com o intuito de avaliar e identificar as áreas vegetadas e sua condição por meio do sensoriamento remoto. A grande aceitação desse índice se dá devido à sua ampla aplicabilidade, sendo utilizado para monitorar mudanças temporais na paisagem, sejam elas florestais, agrícolas ou urbanas, muitas vezes de forma simultânea. Assim, permite analisar o estágio de desenvolvimento da vegetação perante as mudanças na cobertura do solo causadas por atividades antrópicas (BARROS *et al.*, 2020).

No entanto, quando o assunto é detecção de feições baseada em corpos hídricos, tem-se outro índice espectral, o MNDWI, proposto por Xu (2006) a partir da modificação do NDWI (Índice de Água por Diferença Normalizada) proposto por McFeeters (1996). Em Hor-alazim e Shadegan, o MNDWI mostrou melhor desempenho e maior precisão quando comparado com outros índices de água no monitoramento das mudanças da área úmida (AMIRI *et al.*, 2020).

Após o uso de ferramentas de análise geoambientais é possível inferir que programas de recuperações de áreas degradadas podem usufruir desses dados, uma vez que estes corroboram com a identificação de áreas passíveis de reflorestamento, bem como auxiliam na etapa de monitoramento (MARTINS *et al.*, 2020). Porém, essas abordagens ainda não quantificam a estrutura florestal, o que torna necessário o entendimento e aplicação de indicadores ecológicos de restauração de áreas degradadas, isso exige a necessidade de uma pesquisa de campo, para que juntos possam agregar valores reais à dinâmica de estabelecimento florestal.

Estes indicadores são classificados em três grupos de abordagem: indicadores de composição e/ou diversidade, indicadores estruturais e indicadores funcionais (NOSS, 1990; TADDEO; DRONOVA, 2018). Os indicadores de composição envolvem os componentes vivos de uma floresta (número de espécies vegetais ou animais, densidade, índices de diversidade, grupos ecológicos e os tipos de forma de vida) (NOSS, 1990). Os estruturais referem-se aos parâmetros físicos das espécies vegetais, como altura, diâmetro total e da copa, biomassa, cobertura do dossel, serapilheira (TADDEO; DRONOVA, 2018). Os indicadores funcionais estão relacionados aos benefícios indiretos trazidos pelos sistemas florestais, como ao retorno da fauna, serviços ecossistêmicos, fertilidade do solo, ciclagem de nutrientes (TADDEO; DRONOVA, 2018).

Promotores de análises quali-quantitativas, os indicadores ecológicos quando bem aplicados concedem informações a respeito das mudanças no processo de restauração. Suas inferências podem ser de caráter positivo ou negativo, pois trazem à tona a condição de adaptabilidade do ambiente por detectar as espécies florestais que tenham capacidade de desenvolvimento em ambientes específicos (FERREIRA *et al.*, 2013). Desse modo, esses

indicadores associados às técnicas de geoprocessamento via sensoriamento remoto potencializam diagnósticos de análises geoambientais e contribuem para planejamento socioambiental.

3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMIRI, K. et al. Study and monitoring of wetland area changes and its impact on wetland surface temperature using NDWI, MNDWI, and AWEI indices (case study: Hor-alazim and Shadegan wetlands). **Irrigation Sciences and Engineering**, 2020.

ARAÚJO, S. S.; NETTO, A. O. A.; DE JESUS SALES, J.M. O peixe, o pescador e a barragem de Xingó no baixo São Francisco em Sergipe e Alagoas no Brasil. **Revista Interdisciplinar de Pesquisa e Inovação**, v. 2, n. 1, 2016.

BARRETO, I. D. C. et al. Complexity analyses of Sao Francisco River streamflow: influence of dams and reservoirs. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 25, n. 10, p. 05020036, 2020.

BARROS, A. S.; DE FARIAS, L. M.; MARINHO, J. L. A. Aplicação do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) na Caracterização da Cobertura Vegetativa de Juazeiro Do Norte–CE. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 6, p. 2885-2895, 2020.

BETTENCOURT, P. et al. Plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio São Francisco. **Recursos Hídricos**, v. 37, n. 1, 2016.

BEZERRA, B. G. et al. Changes of precipitation extremes indices in São Francisco River Basin, Brazil from 1947 to 2012. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 135, n. 1, p. 565-576, 2019.

BOOTHROYD, R. J. et al. Applications of Google Earth Engine in fluvial geomorphology for detecting river channel change. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Water**, v. 8, n. 1, p. e21496, 2021.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Institui o novo código florestal brasileiro. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm. Acesso em: maio de 2019.

BRIERLEY, G. et al. The dark art of interpretation in geomorphology. **Geomorphology**, v. 390, p. 107870, 2021.

BRONZATTO, L. A. et al. O objetivo do desenvolvimento sustentável 6– Água e Saneamento: desafios da gestão e a busca de convergências. **Bol. Reg. Urbano Ambient**, p. 119-128, 2018.

CARDOSO, M. L. M. Desafios e potencialidades dos comitês de bacias hidrográficas. **Ciência e Cultura**, v. 55, p. 40-41, 2003.

CARVALHO, A. P. P.; PEJON, O. J.; COLLARES, E. G. Geoenvironmental mapping and integrated analysis of the units within a protected area: municipality of Delfinópolis and the Serra da Canastra National Park, Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 80, n. 5, p. 1-18, 2021.

CAVALCANTE, G. et al. Temporal streamflow reduction and impact on the salt dynamics of the São Francisco River Estuary and adjacent coastal zone (NE/Brazil). **Regional Studies in Marine Science**, v. 38, p. 101363, 2020.

CAMBRAIA NETO, A. J.; NEIVA RODRIGUES, L. Impact of land use and occupation on potential groundwater recharge in a Brazilian savannah watershed. **Water International**, p. 1-17, 2021.

CBHSF - Comitê da Bacia Hidrográfica do São Francisco. **Biomass**, 2021. Disponível em: <http://https://cbhsaofrancisco.org.br/a-bacia/>. Acesso em: 01 jun. 2021.

CBHSF - Comitê da Bacia Hidrográfica do São Francisco. **Municípios da Bacia**, 2018. Disponível em: <https://cbhsaofrancisco.org.br/a-bacia/#municipios-da-bacia>. Acesso em: 01 jun. 2021.

CBHSF - Comitê da Bacia Hidrográfica do São Francisco. **Plano de Recursos Hídricos do São Francisco**, 2018. Disponível em https://cdn.agenciapeixeivo.org.br/media/2019/08/Plano-de-Recursos-Hidricos_fev-2018.pdf. Acesso em: 28 out. 2021.

CBHSF – Comitê da Bacia Hidrográfica do rio São Francisco, 2016. **Resumo Executivo do Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do rio São Francisco 2016–2025**. CBHSF, Alagoas. Disponível em: http://cbhsaofrancisco.org.br/planoderecursosohidricos/wp-content/uploads/2015/04/RF3_24jan17.pdf. Acesso em: 04 mar. 2016.

COAGUILA, D. N.; HERNANDEZ, F. B. T.; DE CASTRO TEIXEIRA, A. H. Estacionalidade da evapotranspiração e produtividade da água na microbacia do Córrego da Mula em Santa Fé do Sul–SP. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada-RBAI**, v. 9, n. 4, p. 232-238, 2015.

COSTA, M. S. et al. Rainfall extremes and drought in Northeast Brazil and its relationship with El Niño–Southern Oscillation. **International Journal of Climatology**, v. 41, p. E2111-E2135, 2021.

DAL FERRO, N. et al. Buffer Strips on the Low-Lying Plain of Veneto Region (Italy): Environmental Benefits and Efficient Use of Wood as an Energy Resource. **Journal of Environmental Quality**, v. 48, n. 2, p. 280-288, 2019.

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.

DE JONG, P. et al. Hydroelectric production from Brazil's São Francisco River could cease due to climate change and inter-annual variability. **Science of the Total Environment**, v. 634, p. 1540-1553, 2018.

DI BALDASSARRE, G. et al. Sociohydrology: scientific challenges in addressing the sustainable development goals. **Water Resources Research**, v. 55, n. 8, p. 6327-6355, 2019.

DOMPIERI, M. H. G. et al. Análise do uso e ocupação das terras no Baixo São Francisco, a partir de técnica estatísticas multivariadas. **Revista Econômica do Nordeste**, v. 51, n. 3, p. 25-50, 2020.

- ETY, N. J., RASHID, M. S. Spatiotemporal variability of erosion and accretion in Ganges River using GIS and RS: a comparative study overlapping Rennell's map of 1760s. **Environment, Development and Sustainability**, v. 22, n. 4, p. 3757-3775, 2020.
- 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.
- FAO. Global Forest Resources Assessment 2020: Main report. Rome. 186p, 2020. <https://doi.org/10.4060/ca9825en>
- FERNANDES, M. M. et al. Land use and land cover changes and carbon stock valuation in the São Francisco river basin, Brazil. **Environmental Challenges**, p. 100247, 2021.
- FERRARINI, A. S. F., et al. Water demand prospects for irrigation in the São Francisco River: Brazilian public policy. **Water Policy**, v. 22, n. 3, p. 449-467, 2020.
- FERREIRA, P. I et al. Espécies potenciais para recuperação de áreas de preservação permanente no Planalto Catarinense. **Floresta e Ambiente**, v. 20, p. 173-182, 2013.
- GAIN, ANIMESH K.; GIUPPONI, CARLO; WADA, Yoshihide. Measuring global water security towards sustainable development goals. **Environmental Research Letters**, v. 11, n. 12, p. 124015, 2016.
- GAUTIER, E. et al. Fifty-year dynamics of the Lena River islands (Russia): Spatio-temporal pattern of large periglacial anabranching river and influence of climate change. **Science of The Total Environment**, v. 783, p. 147020, 2021.
- GHASSEMIAN, H.. A review of remote sensing image fusion methods. **Information Fusion**, v. 32, p. 75-89, 2016.
- 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.
- HUBBLE, T. C. T.; DOCKER, B. B.; RUTHERFURD, I. D. The role of riparian trees in maintaining riverbank stability: a review of Australian experience and practice. **Ecological Engineering**, v. 36, n. 3, p. 292-304, 2010.
- IPCC – Intergovernmental Panel in Climate Change. **Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Edited by C. B. field et al. Cambridge/New York, Cambridge university Press/iPCC, 2014.
- KOCH, H. et al. Integrated hydro-and wind power generation: a game changer towards environmental flow in the Sub-middle and Lower São Francisco River Basin?. **Regional Environmental Change**, v. 18, n. 7, p. 1927-1942, 2018.
- LELI, I. T.; STEVAUX, J. C.; ASSINE, M. L. Genesis and sedimentary record of blind channel and islands of the anabranching river: An evolution model. **Geomorphology**, v. 302, p. 35-45, 2018.

- MARENGO, J. A.; CUNHA, A. P.; ALVES, L. M. A seca de 2012-15 no semiárido do Nordeste do Brasil no contexto histórico. **Climanalise**, v. 3, n. esp., p. 1-6, 2016.
- MARTINS, E. S. P. R.; MAGALHÃES, A. R. A seca de 2012-2015 no Nordeste e seus impactos. **Parcerias Estratégicas**, v. 20, n. 41, p. 107-128, 2016.
- MARTINS, E. S. P. R.; VASCONCELOS JÚNIOR, F. C. O clima da Região Nordeste entre 2009 e 2017: monitoramento e previsão. **Parcerias Estratégicas**, v. 22, n. 44, p. 63-79, 2017.
- MARTINS, W. B. R. et al. Ecological methods and indicators for recovering and monitoring ecosystems after mining: A global literature review. **Ecological Engineering**, v. 145, p. 105707, 2020.
- MCFEETERS, S. K. The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. **International Journal of Remote Sensing**, v. 17, n. 7, p. 1425-1432, 1996.
- MEDEIROS, R. M. de et al. Influência do El niño e La Niña na precipitação em São Bento do Una-Pernambuco, Brasil. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 12, p. e29791211074-e29791211074, 2020.
- MELO, L. M. et al. Landscape change with the transposition of the São Francisco River, in the domain Caatinga, Pernambuco. **Floresta**, v. 51, n. 3, p. 648-657, 2021.
- MESCOLOTTI, P.C. et al. Fluvial aggradation and incision in the Brazilian tropical semi-arid: Climate-controlled landscape evolution of the São Francisco River. **Quaternary Science Reviews**, v. 263, p. 106977, 2021.
- MONTERO, J. C.; LATRUBESSE, E. M. The igapó of the Negro River in central Amazonia: Linking late-successional inundation forest with fluvial geomorphology. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 46, p. 137–149, 2013.
- MOURA, M. M. et al. Estimativa de perda de solo no Baixo São Francisco sergipano. **Scientia Agraria**, v. 18, n. 2, p. 126-135, 2017.
- NISTOR, C. et al. The impact of large dams on fluvial sedimentation: The Iron Gates Reservoir on the Danube River. **Acta Geographica Slovenica**, v. 61, n. 1, p. 41–55-41–55, 2021.
- NKHONJERA, G. K.; DINKA, M. O.; WOYESSA, Y. E. Assessment of localized seasonal precipitation variability in the upper middle catchment of the olifants river basin. **Journal of Water and Climate Change**, v. 12, n. 1, p. 250–264, 2021.
- NOGUEIRA JUNIOR, L. R.; DOMPIERI, M. H. G.; CRUZ, M. A. S. GeoTAB: Identificação dos biomas e da vegetação na região de atuação da Embrapa Tabuleiros Costeiros. **Scientia Plena**, v. 15, n. 11, 2019.
- NOSS, R. F. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. **Conservation Biology**, v. 4, n. 4, p. 355-364, 1990.
- PEREIRA, L. et al. Tecnologias de Geoinformação na análise espacial de riscos ambientais na bacia hidrográfica do rio Cuiá. **Revista Semiárido De Visu**, v. 9, n. 3, p. 300-313, 2021.

- RAGO, M. M. et al. Strategies to persist in the community: Soil seed bank and above-ground vegetation in Patagonian pine plantations. **Applied Vegetation Science**, v. 23, n. 2, p. 254-265, 2020.
- ROUSE, J. W. et al. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. **NASA special publication**, v. 351, n. 1974, p. 309, 1973.
- SAITO, N. S. et al. Geotecnologia e ecologia da paisagem no monitoramento da fragmentação florestal. **Floresta e Ambiente**, v. 23, p. 201-210, 2016.
- SALIM DANTAS, M. et al. Impact of fecal contamination on surface water quality in the São Francisco River hydrographic basin in Minas Gerais, Brazil. **Journal of Water and Health**, v. 18, n. 1, p. 48-59, 2020.
- 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.
- SEAGRI - Secretaria de Estado da Agricultura, Desenvolvimento Agrário e da Pesca, 2021. Hidrografia. Disponível em: <https://www.seagri.se.gov.br/informacoes/1/3/hidrografia>. Acesso em: 08 out. 2021.
- 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.
- SILVA, J.V.; DE SOUZA VIEIRA, J.; RIAL, E.P.. Matas ciliares, assoreamento e educação ambiental no baixo São Francisco. **Expedição Científica do Rio São Francisco**, 2018.
- SILVA, K. A. et al. Soil seed banks in a forest under restoration and in a reference ecosystem in Southeastern Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 26, 2019.
- SILVA, A. S. A. et al. Fisher Shannon analysis of drought/wetness episodes along a rainfall gradient in Northeast Brazil. **International Journal of Climatology**, v. 41, p. E2097-E2110, 2021.
- 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.
- SOUSA, T. P. de. Água (ODS 6), programa cisternas e o novo regime fiscal brasileiro. **Revista Vianna Sapiens**, v. 9, n. 1, p. 24-24, 2018.
- SWAMY, L. et al. The future of tropical forests under the United Nations Sustainable Development Goals. **Journal of Sustainable Forestry**, v. 37, n. 2, p. 221-256, 2018.
- TADDEO, S.; DRONOVA, I. Indicators of vegetation development in restored wetlands. **Ecological Indicators**, v. 94, p. 454-467, 2018.
- 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.

TEIXEIRA, A. H. de C. Determining regional actual evapotranspiration of irrigated crops and natural vegetation in the São Francisco river basin (Brazil) using remote sensing and Penman-Monteith equation. **Remote Sensing**, v. 2, n. 5, p. 1287-1319, 2010.

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.

UNITED NATIONS. **Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development**. New York: UN General Assembly, 2015.

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.

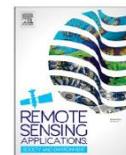
WAN, S.; YANG, J. A qualitative analysis of geo-environmental pressure caused by economic growth in China from 1995 to 2016. **Journal of Environmental Management**, v. 279, p. 111385, 2021.

XU, H. Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. **International Journal of Remote Sensing**, v. 27, n. 14, p. 3025-3033, 2006.

4. ARTIGO 1

VULNERABILIDADE ESPAÇO-TEMPORAL DA ÁREA CILIAR DE UM TRECHO DO BAIXO CURSO DO RIO SÃO FRANCISCO

Publicado em: *Remote Sensing Applications: Society and Environment*



RESUMO

As bacias hidrográficas são dependentes de suas matas ciliares, ambientes florestais atuantes na captação de água e posterior recarga destas. No Brasil, apesar de protegidas por lei, essas áreas têm sofrido severamente com ações antrópicas, o que torna necessário monitorar e diagnosticá-las a fim de promover e manter sua estabilidade e funções ecológicas. Este trabalho trouxe à tona a situação de um trecho da mata ciliar presente na região do Baixo São Francisco, subunidade hidrográfica de uma das principais bacias do Brasil, a Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. Para isto, utilizou-se imagens do satélite Sentinel 2A do ano de 2018 para calcular o NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) a partir do *Google Earth Engine*, e gerar um mapa de uso e ocupação do solo por meio do software *ArcGis 10.3*[®] e aplicar métricas das paisagens com auxílio do *Fragstat* versão 4.1. A área de estudo apresenta cerca de 596 ha. Deste total, os remanescentes florestais ocupam menos de 40% da área. O NDVI mostrou que o pico de crescimento ou o melhor estágio de desenvolvimento da vegetação local ocorreu entre os meses de junho e julho para o ano de estudo. Os fragmentos florestais relevantes, em termos de área, encontram-se distantes uns dos outros e com pouca ou nenhuma conectividade, o que pode gerar risco à diversidade genética, local e regional das espécies vegetais de maior relevância para a região. A metodologia utilizada neste trabalho pode ser aplicada em outras regiões do Baixo São Francisco que apresentam características fisiográficas semelhantes.

Palavras-chave: Áreas degradadas, zonas ribeirinhas, sistemas de informação geográfica, biodiversidade, ecologia da paisagem, conectividade florestal.

ABSTRACT

SPATIOTEMPORAL FRAMEWORK VULNERABILITY IN THE RIPARIAN AREA OF THE LOWER COURSE OF THE SÃO FRANCISCO RIVER

The hydrographic basins depend on their riparian forests - forest environments that act in water capture and subsequent recharge. In Brazil, despite being protected by law, these areas have suffered severely from anthropic actions, which makes it necessary to monitor and diagnose them to promote and maintain their stability and ecological functions. This work brought to light the situation of a stretch of riparian forest present in the Lower São Francisco region - a hydrographic subunit of one of the main basins in Brazil - the São Francisco River Basin. For this, images from the Sentinel 2A satellite from 2018 were used to calculate the NDVI (Normalized Difference Vegetation Index from Google Earth Engine) and generate a map of land usage and occupation using ArcGis 10.3® software, and also apply landscape metrics with the help of Fragstat version 4.1. The study area has about 596 ha. From this amount, forest remnants occupy less than 40% of the area. The NDVI showed that the growth peak or the best development stage of the local vegetation occurred between June and July in the year of study. In terms of area, the relevant forest fragments are far from each other and with little or no connectivity, which can generate a risk to the genetic diversity, both local and regional, of the most relevant plant species in the region. The methodology used in this work can be applied in other regions of Lower São Francisco River that present similar physiographic characteristics.

Keywords: Degraded areas, riparian zones, geographic information systems, biodiversity, landscape ecology, forest connectivity.

4.1. Introdução

Mudanças na vegetação são as principais consequências das alterações globais, que aliadas à ação antrópica comprometem as áreas de mata ciliar, o que tem levado ao assoreamento de rios e alteração dos volumes de água. As áreas de mata ciliar são conhecidas como áreas tampões (Wallace et al., 2018) que englobam todo e qualquer tipo de vegetação próximas aos rios e influenciadas por eles, independente do bioma. A elas são atribuídas as funções ambientais de preservar os recursos hídricos, proteger o solo, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade e assegurar o bem-estar das populações humanas (Naiman & Decamps, 1993). Em relação a essa última, sabe-se que a mesma é advinda dos seus benefícios ecossistêmicos, atuando na regulação das florestas e melhorando as condições climáticas do seu entorno, ao se reduzir os efeitos da evapotranspiração, e por sequestrarem o gás carbônico (CO₂) da atmosfera, principal gás do efeito estufa (Dybala et al., 2018; 2019a). Frente a isto, estas são denominadas de Áreas de Preservação Permanente (APP's), pois constituem ambientes de grande relevância ecológica, protegidos por lei (Brasil, 2012).

A função ecológica destes ambientes é constantemente exposta a uma série de distúrbios naturais capazes de inviabilizar ou reduzir o seu papel (Tompalski et al., 2017), o que torna necessário o controle das ações antrópicas sobre elas. De maneira geral, essas ações têm ocasionado a redução dos seus ecossistemas naturais, sem levar em consideração o patrimônio das futuras gerações (Ferreira & Santos, 2012). Com isto, se atribui riscos à conservação da

biodiversidade florestal e dos recursos hídricos, o que pode alterar a dinâmica das bacias hidrográficas.

No Brasil, uma das bacias hidrográficas mais afetadas devido à redução das áreas de influência é a Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. Esta ocupa uma área de aproximadamente 640.000 km², correspondendo a cerca de 7,5% do território nacional. Ela está dividida em quatro regiões fisiográficas, conhecidas como Alto, Médio, Submédio e Baixo São Francisco. Diversos fatores são atribuídos a este acontecimento, como a construção de barragens ao longo do Rio São Francisco (Nascimento et al., 2016), principal afluente desta bacia hidrográfica, e a redução das suas áreas de remanescentes florestais mesmo que protegidas por lei [Código Florestal Brasileiro, Lei 12.651 (Brasil, 2012)].

Em Sergipe, estado localizado na Região Nordeste do Brasil, a situação não é diferente. Nesse estado, sabe-se que ao menos 13 dos seus 75 municípios são banhados pelo Rio São Francisco, sendo necessários estudos de diagnósticos florestais para que haja o entendimento da situação das áreas de relevância ecológica. A partir disto, subentende-se que o mapeamento e o monitoramento dessas áreas são de suma importância para auxiliar no planejamento e na execução de projetos de gestão ambiental. Algumas dificuldades são atribuídas à realização destas atividades, como tamanho da área, falta de profissionais qualificados, logística, deslocamento etc.

A utilização de ferramentas habilitadas a sistemas de informações georreferenciadas pode ser utilizada como elemento essencial para a delimitação, diagnóstico e planejamento do uso e ocupação dos solos em diversos ambientes, pois podem trabalhar com informações em diversas escalas temporais e espaciais, o que torna possível mapear, monitorar eventos ambientais e promover a gestão ambiental (Hurskainen et al., 2019; Sousa & Davis, 2020) em um curto espaço de tempo, quando comparadas com métodos tradicionais.

Estas análises envolvem as premissas dos estudos de ecologia da paisagem e permitem diagnosticar o uso e ocupação do solo em diferentes localidades, por meio de imagens de satélites associadas a ambientes de geoprocessamento, como o software Arcgis (Hermoso et al., 2018; Rodríguez-Echeverry et al., 2018). Ainda, a partir das inferências obtidas por meio dos seus resultados, é possível aplicar métricas que permitam quantificar e/ou qualificar a estrutura de um cenário ambiental (Taddeo & Dronova, 2020; Kedron et al., 2018; Fernandes et al., 2017).

A partir desses índices, é possível detectar a existência de fragmentos grandes e pequenos, isolados ou próximos e até mesmo os que estão sob grande efeito de borda, sendo possível a tomada de decisões com aspectos conservacionistas, como a instalação de corredores ecológicos a fim de manter o fluxo gênico entre fragmentos importantes (Schüßler et al., 2020; Santos et al., 2018), respeitando os aspectos da abordagem ecológica.

No entanto, é justamente o monitoramento das áreas menores, num país com extensões territoriais como o Brasil, que está o grande desafio, pois devido as suas dimensões e menor quantidade de indivíduos florestais, a proteção dessas áreas é postergada até um momento onde se depara com a sua total perda. Assim, análises de geoprocessamento que permitam este monitoramento podem auxiliar na definição de estratégias em nível de municípios e bacias hidrográficas.

Diante do exposto, este trabalho foi realizado com o objetivo de delimitar e diagnosticar o uso e ocupação dos solos, a área de preservação permanente, por meio de ferramentas de geoprocessamento num trecho da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, localizada no município de Santana do São Francisco, SE, região do Baixo São Francisco.

4.2. Material e Métodos

4.2.1 Área de estudo

O município de Santana de São Francisco está localizado na mesorregião do leste sergipano (Figura 1), limitando-se ao norte com o Rio São Francisco e o estado de Alagoas, ao sul, leste e oeste com o município de Neópolis, Sergipe. A sua sede municipal tem altitude de 25 metros e coordenadas geográficas de 10°18'01" S e 36°40'55" W (Bomfim et al., 2002). O município ocupa uma área de 45.105 km², possuindo 7.751 habitantes. Este, ainda, encontra-se inserido na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, um dos principais rios do Brasil diante do seu potencial socioeconômico.

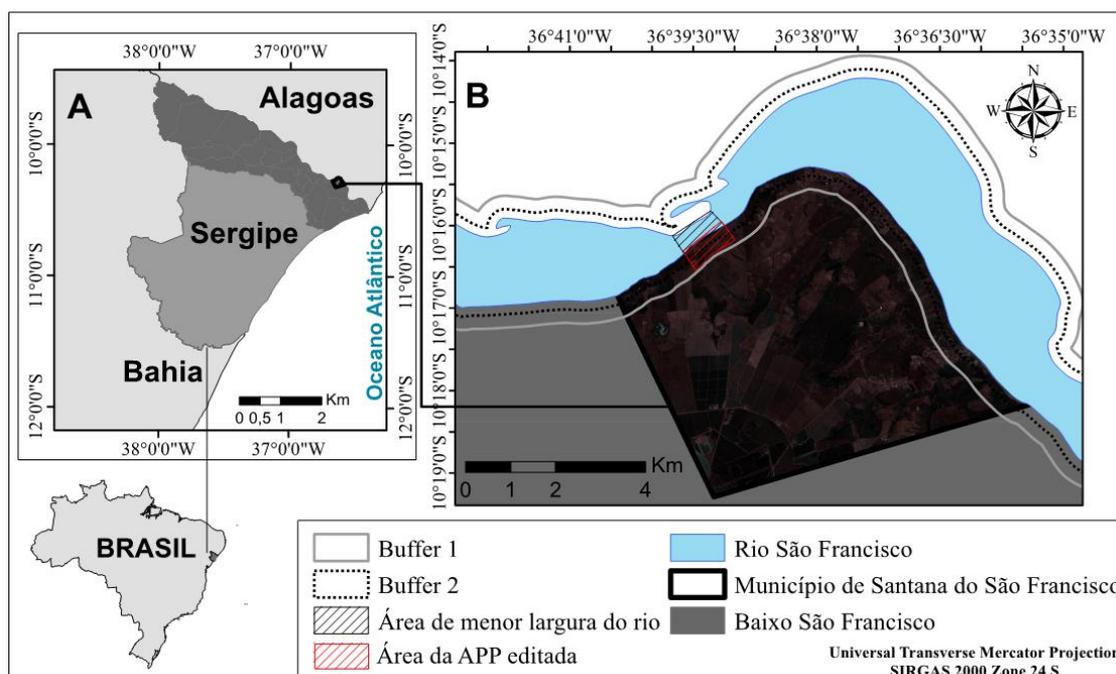


FIGURA 1. Mapa de localização da área de estudo.

Fonte: Autoria própria.

De acordo com o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (CBHRSF, 2018), o município de estudo representa um dos quinhentos e cinco municípios que a compõem. Essa bacia hidrográfica abrange cerca de 9% do total de municípios do Brasil e devido a sua grande dimensão territorial, estimada em 639.217 km², a mesma foi dividida em quatro regiões denominadas de Alto, Médio, Submédio e Baixo São Francisco. A área de estudo encontra-se inserida na região fisiográfica do Baixo São Francisco (IBGE, 2017).

O clima desta região é caracterizado como do tipo megatérmico seco a subúmido (Kottek et al., 2006), com temperatura média anual de 26°C, precipitação pluviométrica média anual de 1.200 mm, com período chuvoso abrangendo os meses de março a agosto. Seu solo é do tipo Latossolo (SERGIPE, 1997/2000) e as fisionomias vegetacionais que o compõem correspondem a uma área de transição entre Mata Atlântica e Caatinga.

No referente município, o trabalho de campo foi realizado no mês de janeiro de 2019, onde foi feito o levantamento fotográfico para a comprovação da veracidade do mapa de uso e ocupação do solo. Além disso, foram realizadas caminhadas a cerca de 1km da margem do rio adentro do município, em pontos aleatórios, a fim de elaborar um simples levantamento sobre os tipos de vegetação e os diferentes usos da terra presentes na região. Em seguida, foram seguidos os procedimentos metodológicos, que estão descritos de forma simplificada na Figura 2.

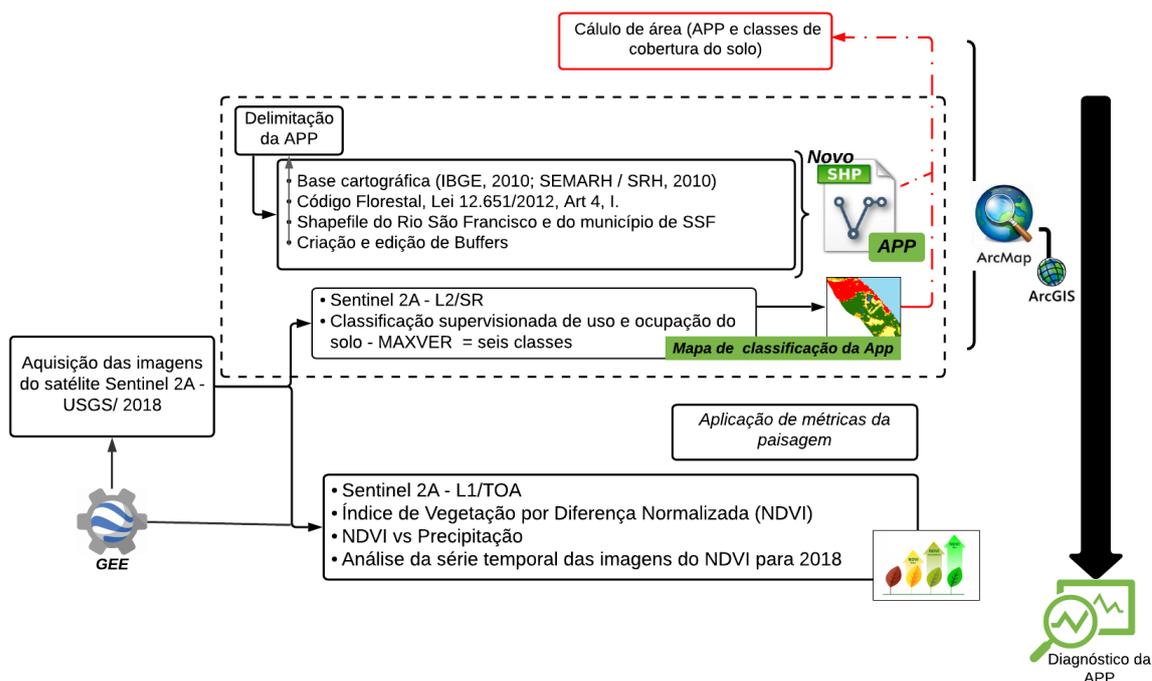


FIGURA 2. Fluxograma metodológico.

Fonte: Autoria própria.

4.2.2 Delimitação da APP

A delimitação da APP foi realizada a partir de dados vetoriais obtidos através do Atlas Digital de Recursos Hídricos (IBGE, 2010; SEMARH/SRH, 2010).

A partir desses dados, selecionou-se os *shapefiles* do estuário do Rio São Francisco e do município de estudo. Após isto, realizou-se inferências sobre a largura do rio em toda sua extensão nos limites entre os municípios de Santana de São Francisco (Sergipe) e Penedo (Alagoas), a partir de fotointerpretação da imagem do satélite, utilizando o *ArcMap*, pacote de extensão do *software Arcgis* 10.3. A delimitação da APP foi realizada a partir da legislação federal vigente, a qual propõe os limites destas zonas de acordo com a largura do rio, considerando-se o seu leito regular (Tabela 1).

TABELA 1. Delimitação mínima de Área de Preservação Permanente (APP) de acordo com a largura do rio, segundo o Código Florestal, Lei 12651/2012, art 4º, I.

Largura do rio (m)	Área mínima destinada à proteção permanente (m)
≤10	30
10-50	50
50-200	100
200-600	200
≥ 600	500

Como não há regularidade na largura do rio, foram criados *Buffers* distintos a depender desta largura. Portanto, para a área de estudo foram observadas duas medidas de APP: 500 (B1) e 200 (B2) metros. O *Buffer* B2 foi sobreposto ao B1 e este último editado, a partir do menu *Start edition* do *ArcMap* no trecho correspondente a menor largura do rio, para que a área da APP atendesse aos critérios estabelecidos pelo Código Florestal Brasileiro, Lei 12.651 (Brasil,

2012). Após isto, o *Buffer* B2 foi removido e mantido o B1 com alterações. Com isso, gerou-se um novo *shapefile* estabelecendo-se a Área de Preservação Permanente correspondente à área que deveria representar a mata ciliar do Rio São Francisco no município. Neste, foram calculadas as áreas (ha) e perímetros individuais das APP observadas.

As APPs localizadas foram sobrepostas com a imagem Sentinel, NDVI e Uso do Solo para avaliação visual e diagnóstico da área de estudo.

4.2.3 Dados de sensoriamento remoto

Foram utilizadas imagens do satélite Sentinel 2A (Level 1C e 2A), sensor *Multispectral Instrument* (MSI). As informações de Surface Reflectance (SR) das bandas do infravermelho (842 nm), vermelho (665 nm), verde (560 nm) e azul (492 nm) foram utilizadas no mapeamento de uso e cobertura do solo (LUC), enquanto que as informações de reflectância de Topo Atmosférico (TOA) foram utilizadas na análise temporal do Índice da Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI). Para o mapeamento, foi adquirida uma imagem do dia 28 de outubro de 2018, ponto e órbita N0206 e R052, com 0% de cobertura de nuvem. Para a análise temporal do NDVI, foram utilizadas imagens mensais para todo o ano de 2018. Os pixels das imagens mensais foram compostos por valores medianos de SR com apenas 20% de cobertura de nuvens. O filtro para remoção dos pixels com nuvens foi aplicado utilizando a função *maskcloud* e os pixels com nuvem foram removidos a partir do algoritmo *Fmask* que utiliza como referência a banda Q60, uma banda de bitmask com informações de máscara de nuvem.

4.2.4 Índice de vegetação por diferença normalizada – NDVI

O cálculo do índice de vegetação por diferença normalizado (NDVI) foi efetuado utilizando-se a plataforma de análise geoespacial Google Earth Engine (GEE). Nesta foi realizado o processamento da coleção das imagens do Sentinel 2A no Topo da Atmosfera (TOA), onde foram selecionadas 70 imagens entre as datas de 01 de janeiro a 31 de dezembro de 2018. Para o cálculo foram utilizadas as bandas Red (Band4 – 665 nm) e a do Infravermelho próximo (Band8 – 842 nm) como demonstra a Equação 1.

$$NDVI = \frac{(BAND8 - BAND4)}{(BAND8 + BAND4)} \quad \text{Equação 1}$$

NDVI versus Precipitação

Comparamos a relação entre os valores mensais máximos do NDVI com o valor total acumulado de chuva (precipitação) para cada mês do mesmo ano. Estes últimos foram obtidos a partir da estação meteorológica da ASCONDIR, localizada no município vizinho ao de estudo, Neópolis. Esses dados estão expostos no site da associação podendo ser acessados a partir do link <<http://www.ascondir.com.br/index-dados.php>>. Em posse dos resultados, gerou-se um gráfico comparativo entre NDVI vs Precipitação utilizando o software R.

Análise de Série Temporal do NDVI

Analisamos os valores mensais médios e máximos da APP para série temporal escolhida sendo apenas utilizado como referência o valor máximo de cada mês por representar o melhor valor dentro de cada mês em termos de desenvolvimento vegetacional e, ao término do processo, os dados obtidos foram exportados para o Excel no formato *.csv*. Um modelo gráfico de dinâmica de crescimento/desenvolvimento da vegetação foi elaborado a partir destes resultados.

4.2.5 Classificação supervisionada de uso e ocupação do solo (LUC)

A metodologia usada neste estudo envolveu uma técnica de classificação baseada em pixels usando imagens do Sentinel-2. Um algoritmo de classificação supervisionado foi aplicado, o *Maximum Likelihood* (MAXVER), para definir a LUC. O treinamento do algoritmo de classificação foi realizado em 50 pontos de amostragem aleatória, para cada classe de uso e ocupação do solo, diretamente da composição RGB Sentinel. Todos os pontos de amostragem definiram uma pasta de forma e assinatura. O algoritmo MAXVER foi aplicado em sequência e o mapa de LUC no formato raster gerado. Para avaliar a precisão da classificação, foram utilizados 180 pontos de amostragem aleatória (30 para cada classe), demarcados em campo com auxílio do GNSS por meio de visita de campo realizada no ano de 2019, concomitantemente com os pontos obtidos no Google Earth para o ano de 2019. Na estimativa da Matriz de Confusão, foi utilizada a união dos dados obtidos na classificação supervisionada e os pontos amostrados. Os resultados foram comparados através da Precisão Global (Congalton e Green, 2019), Precisão do Usuário e o Produtor, Inclusão e Omissão e o índice Kappa (variação de 0 a 1, maior eficiência para valores próximos a 1) (Landis e Koch, 1997).

4.2.6 Aplicação de métricas da paisagem

Nesta etapa apenas as classes de vegetação estacional decidual (VgED) e vegetação estacional semidecidual (VgSD) foram consideradas devido à importância ecológica. O grupo de métricas da paisagem selecionado foi: área, densidade, borda, forma, proximidade e conectividade (McGarigal, 2013) (Tabela 2). Os dados foram processados usando FRAGSTAT versão 4.1 e os fragmentos foram comparados por tamanho (mínimo: <5ha e pequeno: ≥ 5 ha) e pelo tipo de vegetação. Os valores comparativos médios das métricas foram baseados na vegetação e suas condições.

TABELA 2. Métricas mais utilizadas para estudos de estrutura da paisagem em área de mata ciliar.

Grupo	Métrica	Sigla e unidade
Área, densidade e borda	Área da classe	CA (ha)
	Total de borda	TE (ha)
	Densidade de borda	ED (m ha ⁻¹)
	Área do maior fragmento (LPI)	$0 < LPI \leq 100$ (%)
Forma	Número de manchas	NP (adimensional)
	Área média do manchas	AREA_MN
	Forma	SHAPE_MN (adimensional, apresentando valores entre ≥ 1)
Área central	Total da área central	TCA ≥ 0 (ha)
	Número de área central disjunta	NDCA ≥ 0 (ha)
	Área central média	CORE_MN ≥ 0 (adimensional)
Isolamento/proximidade	Proximidade média entre os fragmentos	PROX_MN ≥ 0 (adimensional)
	Distância média do vizinho mais próximo	ENN_MN ≥ 0 (m)
Contágio e dispersão	Conectividade	$0 < COHESION < 100$ (%)

4.3. Resultados e discussão

A inspeção visual na região em janeiro de 2019, por meio da fotografia de um GNSS e passeios aleatórios na margem do rio, confirmou a LUC. Seis classes de LUC foram selecionadas (Tabela 3) de acordo com o Manual Técnico de Uso do Solo (IBGE, 2013), com adaptações.

TABELA 3. Classes de ocupação do solo selecionadas através de interpretação de imagem orbital (Sentinel 2A sensor MSI) e suas definições diante de suas características físicas baseadas no Manual Técnico de Uso da Terra.

Classe	Definição
Vegetação estacional decidual (VgED)	Área de vegetação natural florestal com característica de fitofisionomia vegetal da Caatinga, vegetação exclusivamente brasileira e típica de Florestas Tropicais Secas.
Vegetação estacional semidecidual (VgSD)	Área de vegetação natural florestal com característica de fitofisionomia vegetal de Mata Atlântica, Típicas de Florestas Tropicais úmidas.
Áreas agrícolas	Áreas antrópicas com atividades voltadas para pecuária e agricultura com predominância de culturas temporais ou permanentes.
Áreas urbanas	Áreas antrópicas não agrícolas com predominância de zonas tipicamente residenciais, industriais e entre outros.
Águas	Presença de corpos hídricos (lagos, lagoas, rios, áreas de nascentes).
Áreas em regeneração	Áreas que sofreram alterações mediante corte total ou parcial de sua vegetação natural e encontram-se em processo de recobrimento/regeneração vegetal do solo, com presença de clareiras, ou não, e solo antropizado.

O rio apresenta trechos com larguras diferentes sendo a menor delas com largura variante entre 390 e 400m, trecho que se estende por até 1km do rio na região estudada. O demais trecho tem largura igual ou superior a 600 m (Figura 3).

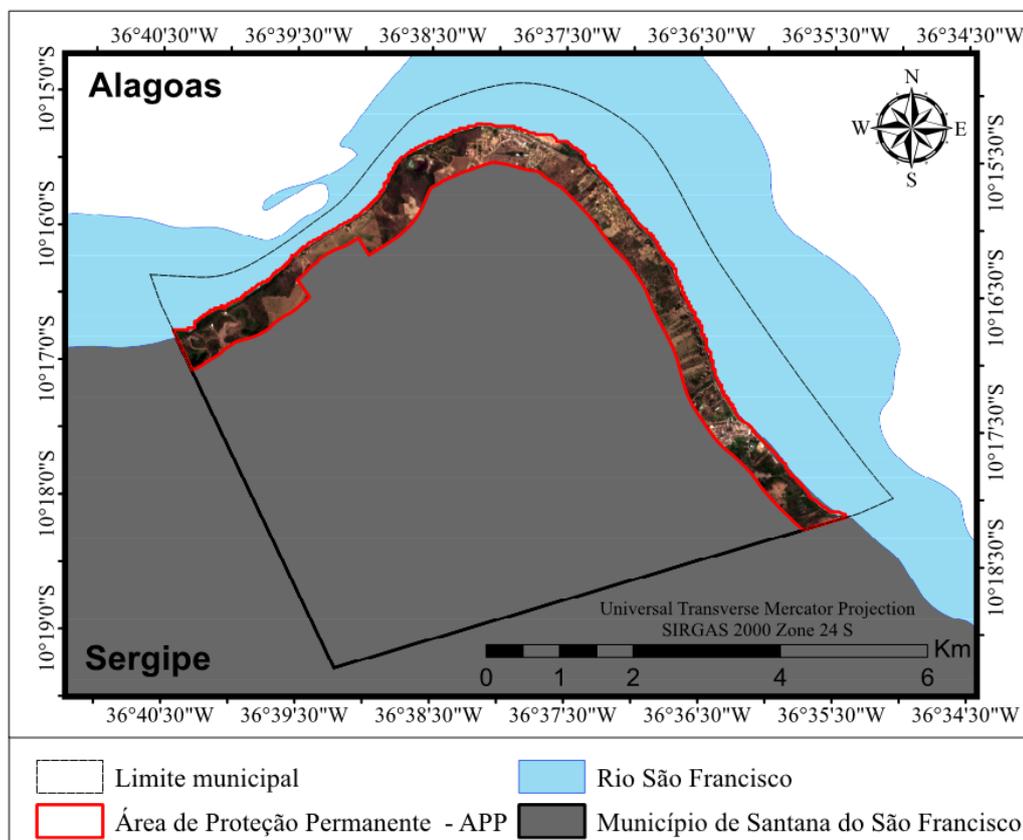


FIGURA 3. Mapa com buff da Área de Preservação Permanente (APP), em Santana do São Francisco, Sergipe, Brasil.

Fonte: Autoria própria.

É necessário mencionar que a largura do rio utilizada neste trabalho é a área da margem direita para a esquerda. A APP delimitada neste trabalho foi de 596 ha (5,96 km²) com perímetro de aproximadamente 29,36 km. Essas áreas desempenham um papel essencial no ecossistema, pois atuam como corredores ecológicos e de conservação in situ das espécies. A APP é responsável por manter a qualidade da água dos corpos d'água (Hilty et al., 2020).

Uma área ribeirinha preservada pode manter as conexões dos diferentes habitats, melhorar os cenários da paisagem e promover uma melhoria nos serviços ecossistêmicos (Salviano et al., 2021). Ambientes de solo úmido são importantes áreas de armazenamento de carbono e, ao mesmo tempo, representam fontes potenciais de liberação de carbono quando degradados devido às condições anaeróbias existentes (Kögel-Knabner e Amelung, 2021). Esses ambientes são conhecidos por sequestrarem alto teor de carbono. Um estudo baseado em metadados de estoque de carbono na biomassa em áreas de mata ciliar estimou uma média de 63 t C ha⁻¹, com valores máximos de 318 a 487 t C ha⁻¹, em 103 matas ciliares ao redor do mundo (Dybala et al., 2019). Esses estudos são de grande relevância e tornam-se indispensáveis para monitorar as condições desses ambientes em termos de dinâmica ecológica.

A delimitação de áreas de relevância ecológica é a primeira ação para diagnosticar a conservação desse ecossistema. Auxilia em programas de gestão ambiental (Leberger et al., 2020), sendo as tecnologias geoespaciais ferramentas de grande aplicabilidade para esse fim em qualquer região.

Com a composição das bandas 4, 3 e 2, percebe-se que a APP é antropicamente perturbado. A falta de planejamento urbano, fiscalização e políticas ambientais eficazes na região podem comprometer a integridade das matas ciliares do Baixo São Francisco. É possível estabelecer alertas para intervenções imediatas, sendo a recuperação da vegetação das espécies nativas uma das principais soluções (Bischetti et al., 2021). Além disso, as questões temporais e de design na bioengenharia do solo precisam ser consideradas para estabilizar os movimentos do solo raso. Com base nessas inferências, o NDVI foi adicionado aos dados de precipitação para avaliar a condição da vegetação (Figura 4).

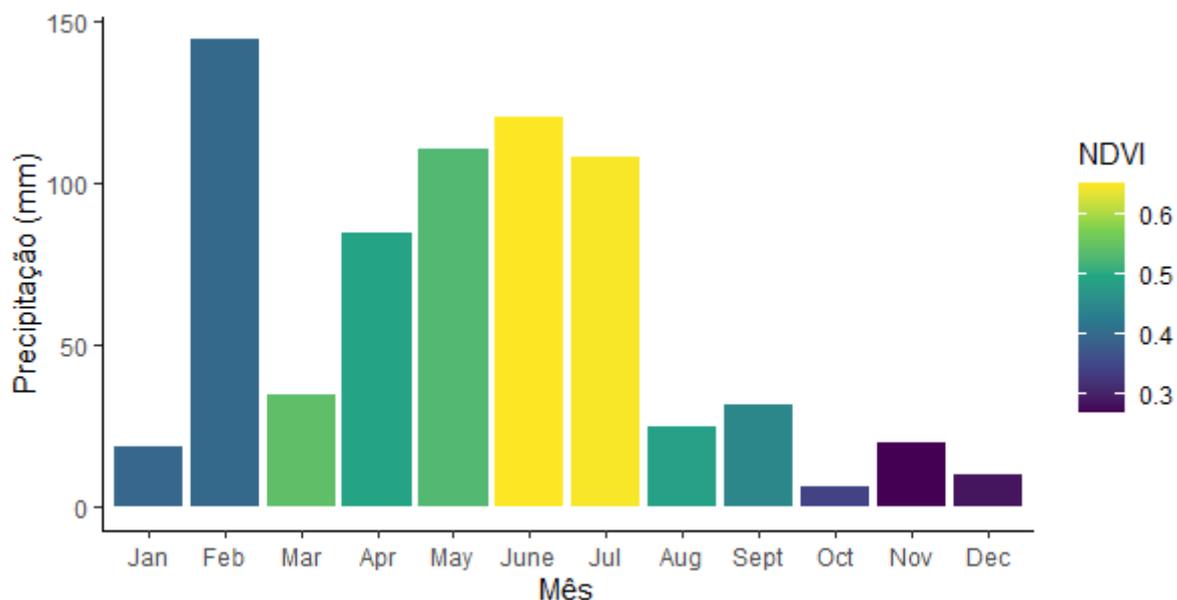


FIGURA 4. Dados de precipitação (mm) da estação mais próxima ao município de Santana do São Francisco, Sergipe, Brasil, em relação os valores médios máximos de NDVI para o APP, ano 2018. Dados de precipitação: ASCONDIR – Platô de Neópolis, 2020. <<http://www.ascondir.com.br/Gerenciador/dadosmet/Chuva%201998-2019.pdf>>

Fonte: Autoria própria.

O NDVI representa a refletância fotossintética de uma área. Seus valores podem variar entre -1 e 1, com valores negativos, ou próximos de zero, refletindo a presença de água, sombras ou solo descoberto (ausência total de vegetação).

Os valores máximos de refletância variaram de 0,27 a 0,653. Vale ressaltar que o tipo de vegetação, o relevo, a época de aquisição das imagens digitais (seca ou chuvosa) e as condições edafoclimáticas influenciam os resultados (Yang et al., 2019).

O NDVI é um método de classificação do uso do solo diferenciando elementos da paisagem, como os remanescentes agrícolas e florestais. Também é possível detectar variações no vigor da vegetação causadas pela sazonalidade nas condições climáticas. As espécies decíduas apresentaram valores mínimos de NDVI durante a seca, que aumentaram à medida que a vegetação se desenvolveu novamente e então atingiu seu efeito unimodal comum máximo (Liu et al., 2017). O perfil da vegetação foi identificado usando a curva NDVI ajustada ao longo do ano do estudo (Figura 5).

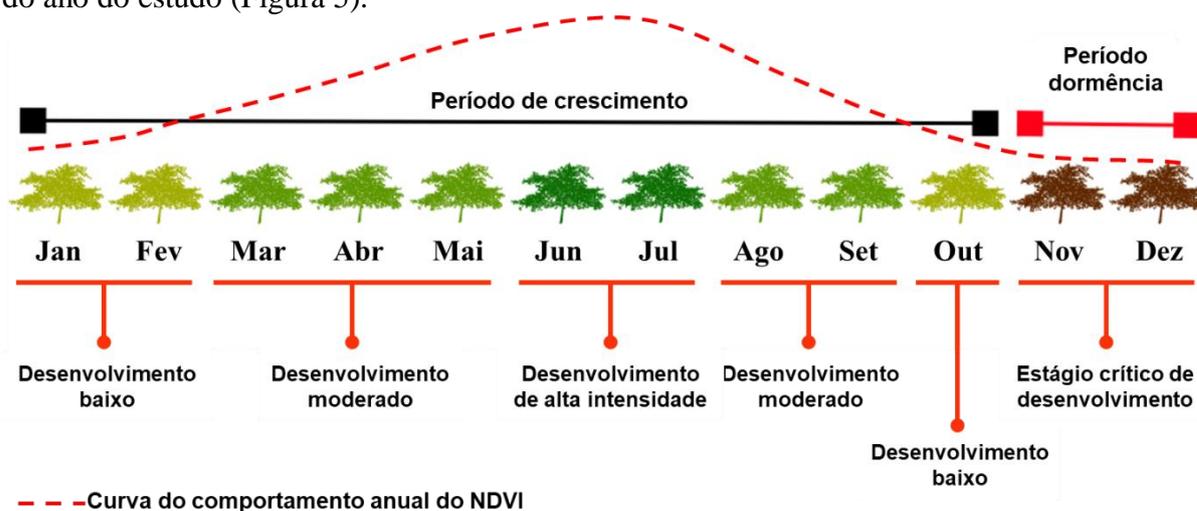


FIGURA 5. Dinâmica de crescimento / desenvolvimento da vegetação presente na APP em Santana do São Francisco, Sergipe, Brasil, a partir da curva NDVI ajustada para o ano de 2018. **Fonte:** Autoria própria.

Houve evidências de um processo unimodal, com crescimento de junho a julho de 2018 e fase de dormiência de novembro a dezembro. A condição de chuva de um mês influenciou os valores de NDVI do mês seguinte. Em fevereiro, ocorreram precipitações de 144 mm, sendo o NDVI máximo de 0,402. Com isso, o valor de NDVI para março foi superior (0,544), embora seu valor de precipitação acumulada tenha sido inferior (34,8 mm) aos valores identificados em fevereiro. O mesmo padrão se repetiu nos outros meses. O crescimento e o desenvolvimento fisiológico da vegetação dependem da disponibilidade de recursos hídricos. Portanto, este pode ser um fator limitante no ciclo de vida de uma espécie, uma vez que a produção de folhas e flores tem sincronicidade positiva com o período chuvoso.

Os diferentes intervalos de NDVI demonstraram a necessidade de compreender a dinâmica da LUC nesta área, para avaliar a situação do APP (Figura 6).

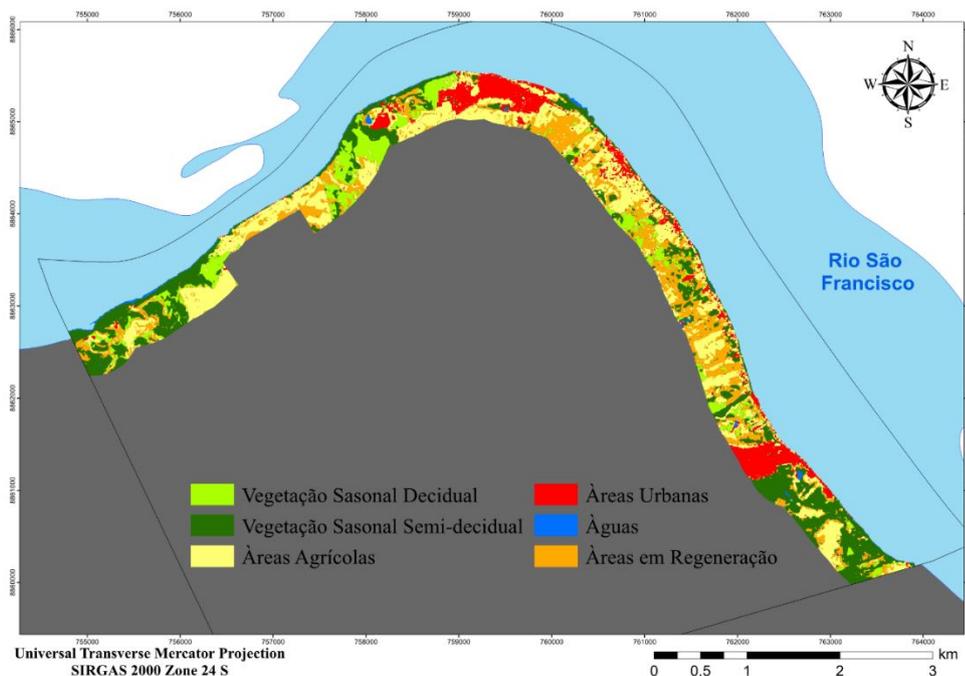


FIGURA 6. Uso e ocupação do solo (LUC) da Área de Preservação Permanente (APP) da Bacia do Rio São Francisco na região do Baixo Curso, em Santana do São Francisco - Sergipe, Brasil. **Fonte:** Autoria própria.

A figura 3 e a tabela 4 confirmam o APP com 42% degradado (representado pela agricultura e áreas urbanas). 19% do local está em processo de regeneração e 62% em mudanças recentes na paisagem.

TABELA 4. Área das classes calculadas a partir do shapefile de uso e ocupação do solo (LUC), obtido do Algoritmo de Classificação de Máxima Verossimilhança (MAXVER).

Classe	Área (%)	Área (ha)
Vegetação estacional decidual	11,40	68,00
Vegetação estacional semidecidual	25,31	150,96
Áreas Agrícolas	30,28	180,62
Águas	1,17	7,00
Zona Urbana	12,03	71,75
Áreas em regeneração	19,80	118,10
Área Total da APP		596,43

As áreas de vegetação estacional semidecidual ocupam 25,31% da APP e a vegetação estacional decidual representa 11,40%. Porém, ambas foram superadas pelas áreas agrícolas (lavoura e pastagem), com 30,28% da área. Assim, ações antrópicas alteraram e modificaram frequentemente a APP, ocasionando danos irreversíveis a esses ambientes. Outro agente modificador são as constantes mudanças climáticas ocorridas na região da bacia hidrográfica. Em 2012, um evento de seca extrema se estendeu por anos, causando uma mudança no padrão de fluxo do rio, aumentando a temperatura e a salinidade da água (Cavalcante et al., 2020). Esses impactos também tiveram efeitos adversos sobre os ecossistemas florestais. No entanto, fatores como o crescimento urbano (construção de imóveis e pavimentação) e a expansão das áreas de cultivo são as principais causas da degradação das APPs. As atividades de pastagem são pouco desenvolvidas na região, pois essa prática não foi observada de forma significativa durante o processo de deambulação.

Percebe-se que a ocupação desse município ocorreu às margens do Rio São Francisco. Esse modelo foi adotado por quase todas as cidades estabelecidas desde a nascente até a foz do rio. Os ambientes próximos aos corpos d'água são áreas atrativas para a agricultura, principalmente pela disponibilidade hídrica, embora necessitem de autorização estadual para seu uso. Tal disponibilidade contribui para a perda de vegetação nativa, instalação de lavouras sem considerar o manejo e conservação do solo e, conseqüentemente, o aumento da temperatura e redução da umidade local (Peng et al., 2020).

As ações citadas, direta e indiretamente, influenciam qualitativa e quantitativamente na sustentabilidade da bacia hidrográfica. Os principais agentes de degradação ambiental e a delimitação do padrão espacial ecológico dos ecossistemas que são de suma importância para atender as áreas de remanescentes florestais. As ferramentas de monitoramento precisam promover medidas eficientes de redução da pressão ambiental e elaboração de projetos de recuperação nas áreas degradadas (Gao et al., 2020). Os resultados expressaram a precisão por Máxima Verossimilhança que concorda com as imagens de referência do Google Earth e as obtidas em campo (Tabela 5).

O índice Kappa foi de 0,80, conferindo à classificação temática uma excelente qualidade. Quanto aos outros índices, concluímos que foram satisfatórios e garantiram a confiabilidade das análises realizadas neste estudo. O Índice Global de Exatidão / Acurácia foi classificado como muito bom (83,3%). Em relação à Acurácia do produtor, observa-se que o melhor desempenho foi obtido para as classes de áreas agrícolas e zona urbana, ambas com 100%. Para os erros de omissão, os maiores valores estão alocados nas classes de vegetação semidecidual caducifólia e áreas perturbadas.

TABELA 5. Matriz de erros de classificação temática da APP do Rio São Francisco sob domínio do município de Santana do São Francisco – Sergipe, obtida com uso de imagens do Sentinel 2A comparadas com imagem do Google Earth.

	Class						AG (%)	Kappa
	VgED	VgSD	AA	AU	A	RG		
AP%	70	80	100	100	80	70	83.3	0.80
Omission %	30	20	0	0	20	30		
AU%	87.5	80.0	76.9	76.9	100.00	87.5		
Inclusion (%)	12,5	20.0	23.1	23.1	00.0	12.5		

A vegetação caducifólia é representada por espécies que apresentam perdas das folhas em períodos de déficit hídrico, o que se assemelha à ausência de vegetação e, provavelmente, a redução da área verde em suas copas. Essas informações podem ter contribuído para a similaridade da densidade de pixels das áreas agrícolas e perturbadas, que apresentavam pouca ou nenhuma vegetação. Conseqüentemente, a classe de água apresentou a maior precisão do usuário (100%) e o menor erro de inclusão / comissão (0%). Ainda assim, para o erro de omissão e precisão do produtor, esta mesma classe apresentou valores de 20% e 80%, o que nos indica uma verdade majoritária para os pontos de classificação desta.

Ecologistas paisagistas recomendam um excelente desenho de amostra para coletar os pontos responsivos. Quando o protocolo de coleta de dados de referência está bem estabelecido tende a minimização de erros e precisão, como os índices de qualidade utilizados neste trabalho. Como resultado, foi possível quantificar a concordância do mapa e dos dados de campo, conseqüentemente, um indicador rigoroso da precisão da classificação (Stehman e Wickham, 2020). Neste trabalho, todos os índices de qualidade expressaram resultados satisfatórios. O mapa LUC foi validado por dados de campo e fotos aéreas (Figura 7).

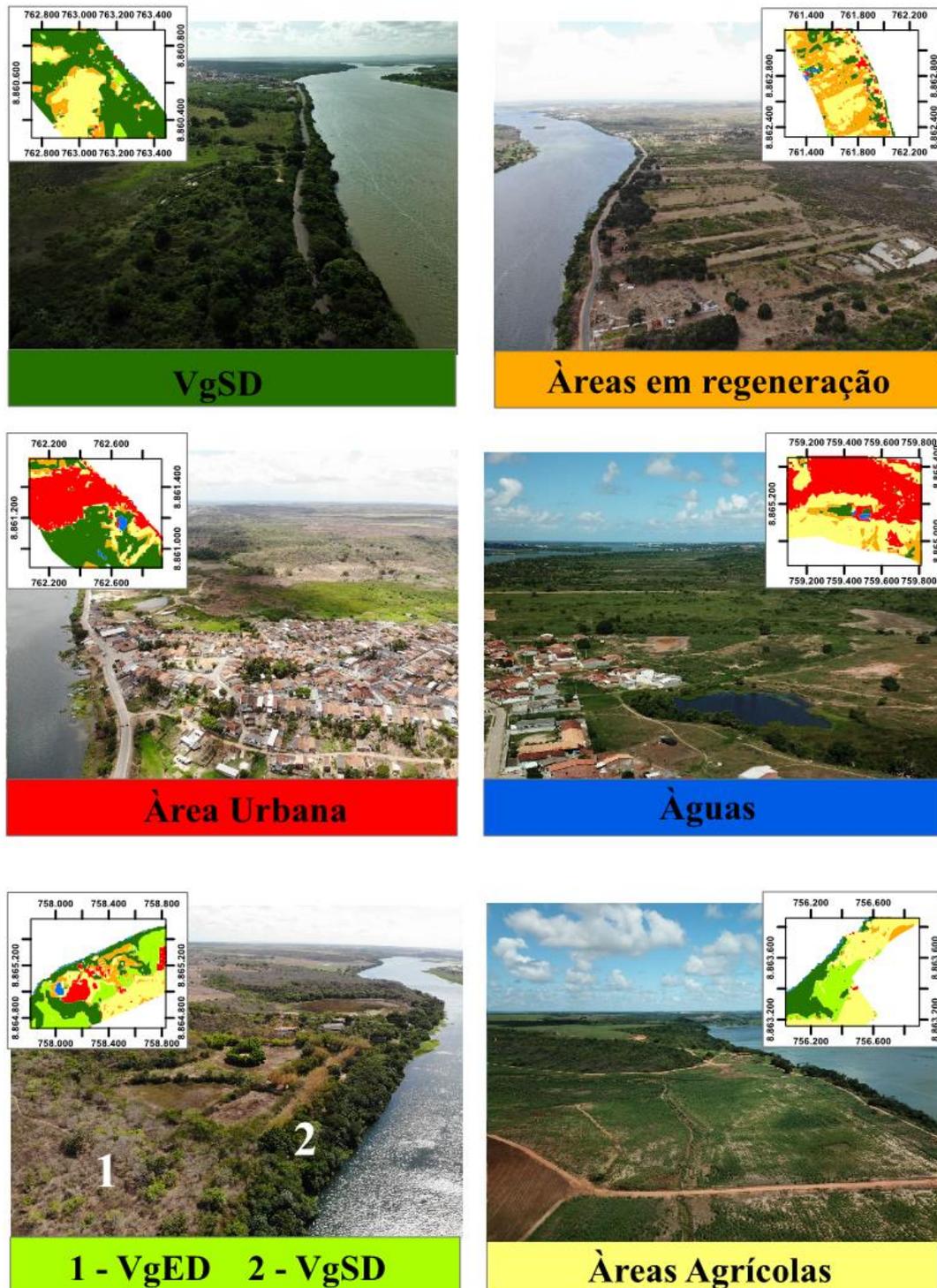


FIGURA 7. Análise visual das informações descritas no mapa de uso / ocupação do solo (LUC) por meio de fotografias aéreas em Santana do São Francisco. VgSD – Vegetação estacional semi-decidual; VgED – Vegetação estacional decidual.

Fonte: Autoria própria.

O processo de diagnóstico das áreas antropicamente alteradas permite trabalhos específicos para delimitar áreas, proteger os remanescentes florestais e controlar as perdas ecológicas (Grelle et al., 2021). A aplicabilidade das tecnologias é eficiente na seleção de fragmentos florestais com potencial de resiliência e para coleta de sementes com variabilidade

genética (Santos et al., 2016). Além disso, é possível descrever a dinâmica de dispersão nessas regiões sob pressão de antrópica (Peeler e Smithwick, 2020).

A delimitação da APP requer a conservação de áreas naturalmente ricas em espécies sob constante ameaça devido à sua localização e composição. Nessas áreas, o uso e a ocupação inadequada do solo são os principais impactos, além das barreiras terrestres e do uso da água. Todas as ações antrópicas podem alterar a interceptação da água em uma bacia hidrográfica (Haas et al., 2018).

De acordo com o Código Florestal (Brasil, 2012), a responsabilidade ambiental dessas áreas vai além da preservação dos mananciais, precisa salvaguardar a persistência da paisagem, promover a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico da fauna e flora, para proteger o solo e garantir o bem-estar. Com base em uma visão multidisciplinar, a conservação dos recursos florestais das zonas ribeirinhas trata da interação da fauna e da flora. A padronização da métrica fixa para preservação obrigatória não é favorável à manutenção da biodiversidade, uma vez que o uso do espaço pode variar de acordo com o bioma e as espécies existentes no ambiente. A proteção inadequada pode impactar negativamente a reprodução dos animais e afetar a estabilização de suas comunidades biológicas (Faria et al., 2019; Pereira et al., 2019).

Suponha que a largura do rio seja considerada uma estimativa de conservação obsoleta para áreas ribeirinhas diante das suas funções, devendo ser aplicadas outras ferramentas como as usadas neste estudo. A Tecnologia de Sensoriamento Remoto GIS nos permite entender a dinâmica da paisagem e pode ser usada de forma sistêmica. As informações geradas contribuem para a caracterização da paisagem, como o estágio de conservação e fragmentação de um ambiente. Essas informações são baseadas em análises quanti-qualitativas da floresta para rastrear as mudanças nos padrões espaciais e funcionais das florestas em diferentes escalas de tempo (Peeler e Smithwick, 2020; Hesselbarth et al., 2019).

No presente estudo foram aplicadas métricas de paisagem para classes de vegetação florestal remanescente e as subdividiu em tamanhos de fragmentos (muito pequeno <5 ha e pequeno ≥5 ha). A área central total (TCA), o número de áreas centrais disjuntas (NDCA) e a área central média dos fragmentos (CORE_MN) diminuíram conforme a distância da borda aumentou para as duas classes de vegetação estudadas (Tabela 6).

TABELA 6. Índices de ecologia da paisagem identificadas em APP do Rio São Francisco, região do Baixo Curso, no município de Santana do São Francisco, Sergipe, relativos às métricas de área central sob diferentes distâncias de borda.

Métricas	Vegetação estacional decidual (VgED)									
	10		20		30		40		50	
	<5	≥5	<5	≥5	<5	≥5	<5	≥5	<5	≥5
TCA	34.22	32.28	34.22	32.28	3.19	15.00	1.11	9.73	0.19	3.39
NDCA	209.0	5	209.00	5.00	22.00	16.00	4.00	9.00	1.00	5.00
CORE_MN	0.16	6.46	0.16	6.46	0.02	3.00	0.01	1.95	0.00	0.68
Métricas	Vegetação Estacional Semidecidual (VgSD)									
	10		20		30		40		50	
	<5	≥5	<5	≥5	<5	≥5	<5	≥5	<5	≥5
TCA	49.9	89.3	49.9	89.3	6.1	43.7	2.1	289	0.0	9.7
NDCA	163.0	7.0	163.0	7.0	28.0	26.0	14.0	24.0	1.0	20.0
CORE_MN	0.3	12.8	0.3	12.8	0.0	6.2	0.0	4.1	0.0	1.4

TCA - Total da área central; NDCA - Número de área central disjunta; CORE_MN - Área central média.

A classe VgSD apresentou melhores valores de TCA e NDCA para os fragmentos maiores que ≥5 ha em todas as distâncias de borda em relação ao VgED. Essas métricas foram

relatadas como indicadores de qualidade e demonstraram o tamanho real da área nuclear efetiva de um fragmento, desconsiderando automaticamente a área de fronteira (Dalmaso et al., 2017).

É compreensível que sob o efeito de borda de 10 m, as tipologias de vegetação apresentassem valores maiores com as métricas para as duas classes de tamanho. O VgSD foi reduzido para 30 m de efeito de borda para fragmentos pequenos (49,9 a 6,1 ha) e para fragmentos maiores (89,3 a 43,7). O VgED foi reduzido para fragmentos menores (209 a 22 ha) e maiores (32,28 a 15 ha). Os valores de proximidade (PROX_MN) variaram para os tipos de vegetação (Tabela 7). Para os fragmentos <5 ha, foi observado um valor de 2,86 (VgSD) e 0,06 de VgED. Deve-se notar que sua proximidade a 100 m era praticamente nula. Os fragmentos maiores mostraram proximidade para as duas classes de vegetação estudadas.

Em estudos futuros, a ecologia pode ser reavaliada. A distância dos fragmentos reduz o fluxo gênico entre as populações. Outros impactos são o aumento do isolamento populacional, diminuindo a diversidade genética intrapopulacional e, conseqüentemente, a heterozigosidade (Lynch et al., 2016).

A área da classe (CA), a distância média do vizinho mais próximo (ENN_Mn), área média da mancha (AREA_MN) e o índice de conectividade (COHESION) foram maiores para VgSD em comparação com VgED. Os fragmentos maiores (> 5 ha) foram mais conectados para ambos os tipos de vegetação. A relação entre AREA_MN dos fragmentos e o NP mostrou uma fragmentação para ambas as vegetações. Pode estar associada à fragmentação e redução dos fragmentos maiores, diminuindo AREA_MN e aumentando o NP.

TABELA 7. Índices de ecologia da paisagem calculados para os fragmentos florestais de diferentes tamanhos identificados na APP do rio São Francisco, no Baixo Curso, no município de Santana do São Francisco, Sergipe, referentes à área, forma, isolamento e proximidade.

Métrica	VgED		VgSD	
	<5 (ha)	≥5 (ha)	<5 (ha)	≥5 (ha)
CA(ha)	34.2	32.3	50	89
NP	209.0	5.0	163	7
LPI	5.4	49.8	9	38
TE(ha)	0.08	0.0	0.0	0,0
ED(m.ha ⁻¹)	22.5	0.0	0.0	0.0
AREA_MN(ha)	0.1	6.5	0.31	127.6
SHAPE_MN	1.1	2.3	1	3
ENN_MN(m)	44.0	395.7	74	804.0
PROX_MN*	0.06	19.24	2.86	28.97
COHESION(%)	60.9	96.2	79.0	98.0

*Raio = 100m a distância de borda de 30m (VIDOLIN et al., 2011); CA – Área da classe; NP – Número de manchas; LPI - Área do maior fragmento; TE - Total de Borda; ED - Densidade de borda; AREA_MN - Área média das manchas; SHAPE_MN - Shape ou forma média das manchas; ENN_MN - Distância média do vizinho mais próximo; PROX_MN - Proximidade média entre os fragmentos; COHESION – Conectividade.

TE e ED indicaram que os fragmentos ≥5 ha da classe VgED e todos os fragmentos correspondentes à classe VgSD estão totalmente sob efeito de borda, refletindo o futuro de sua conservação. O ENN_MN apresentou altos valores elevados para fragmentos maiores que 5 ha para duas classes de vegetação, demonstrando que estes estão distantes do vizinho mais próximo. ENN_MN foi maior que 500 m apenas para a classe VgSD, indicando falta de conectividade entre as áreas; e outros processos ecológicos como a ausência de polinizadores para se mover em grandes distâncias. Sobre os menores fragmentos, o VgSD e o VgED têm distância média suficiente para manter o fluxo gênico. Podemos inferir que o fluxo gênico entre as populações talvez seja afetado devido ao seu maior isolamento.

COHESION indica que todos os fragmentos em questão estão com boa conectividade. Jesus et al. (2019) trabalham na Caatinga e observaram alta conectividade para vegetação caducifolia aberta e fechada, com valores semelhantes para áreas >5 ha. Eles observaram fragmentos mais isolados dos obtidos neste trabalho para as classes dos tamanhos menores. Do ponto de vista conservacionista, a conectividade funcional das paisagens é essencial para a manutenção das espécies silvestres. A ausência dessa conectividade pode gerar impactos negativos, como mudanças na dispersão das espécies, principalmente nas longas distâncias.

O Índice de Preferência da Paisagem (LPI) pertenceu à classe VgED (49%) com tamanho ≥ 5 ha. Essa métrica deve ser observada com parcimônia, pois em estudos temporais, pode atuar como um indicador de fragmentação ou de melhoria nas condições ambientais. Uma redução em torno dos fragmentos maiores implicava uma degradação ambiental e, em contraste, um aumento pode revelar a recuperação ou conservação do habitat (Dinerstein et al., 2020). Os altos valores do LPI indicaram potencial de polinização e disseminação dos propágulos (Neumüller et al., 2020; Ochungo et al., 2019), e aqueles ambientes com maior área podem indicar maior resiliência ecológica.

O número de manchas (NP) foi maior para a classe VgED e foi observado para fragmentos <5 ha, sendo então uma fragmentação mais significativa para este tipo de vegetação. Porém, vale ressaltar que o número de vagas para pequenas áreas da classe VgSD também foi relevante (163 NP). Para o fragmento ≥ 5 ha, o VgSD teve um número maior que o VgED.

SHAPE_MN demonstrou que os maiores fragmentos apresentam formas irregulares (2,3 e 3 para VgED e VgSD, respectivamente) e os menores apresentam forma regular. Foi 1,1 e 1 para VgED e VgSD, respectivamente. Assim, o aumento do tamanho resultou em formas mais irregulares. Esta ocorrência permite inferir que os maiores fragmentos sofrem um efeito de borda significativo, resultando em danos para a diversidade filogenética local (Fernandes e Fernandes, 2017).

A exposição dos fragmentos às mudanças geoclimáticas severas desencadeiam o deslocamento da fauna, afetando a dispersão e propagação das espécies remanescentes nesses fragmentos (Batista et al., 2021). As fronteiras podem interagir negativamente com o processo de sucessão ecológica, uma vez que as áreas marginais podem limitar os regenerantes internos (García-Romero et al., 2019). Portanto, as métricas utilizadas neste trabalho são indicadores ambientais eficientes para a descrição detalhada do status da APP. Por meio de indicadores numéricos, foi possível compreender a estrutura e as funcionalidades de uma paisagem. No entanto, é uma análise complexa como uma composição multidimensional (Wu et al., 2019).

4.4. Conclusões

O atual trecho do baixo curso do Rio São Francisco, em Santana do São Francisco, tem sofrido distúrbios ecológicos significativos. As causas são a intervenção antrópica, levando à perda da diversidade genética neste ecossistema vulnerável. Dados de sensoriamento remoto são uma ferramenta promissora que permite uma compreensão ambiental multidisciplinar de suas interações e previsão de resiliência de longo prazo.

Foi possível definir indicadores para planos de manejo e criar unidades de conservação de grande relevância ecológica. As matas ciliares podem ameaçar as áreas.

A APP é significativamente alterada e subdividida em pequenos fragmentos. Em termos de área, seus fragmentos mais relevantes estão sem conectividade, o que acarreta riscos para as populações vegetais existentes.

Este trabalho contribui como um alerta para a necessidade de conservação das áreas remanescentes de matas ciliares para interceptação e produção de água nas bacias hidrográficas. A APP é um amortecedor ecológico e ambiental essencial para flora e fauna e reguladora das condições climáticas.

4.5. Referências Bibliográficas

- Batista, C. B., de Lima, I. P., & Lima, M. R. (2021). Beta diversity patterns of bats in the Atlantic Forest: How does the scale of analysis affect the importance of spatial and environmental factors?. **Journal of Biogeography**, 48(1), 1-10. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/jbi.13928>
- Bischetti, G. B., De Cesare, G., Mickovski, S. B., Rauch, H. P., Schwarz, M., & Stangl, R. (2021). Design and temporal issues in Soil Bioengineering structures for the stabilisation of shallow soil movements. **Ecological Engineering**, 169, 106309. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106309>
- Bomfim, L. F. C.; Costa, I. V. G.; Benvenuti, S. M. P. **Projeto Cadastro da Infra-Estrutura Hídrica do Nordeste: Estado de Sergipe. Diagnóstico do Município de Santana do São Francisco**. Aracaju: CPRM, 2002.
- Brasil. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Institui o novo código florestal brasileiro. Acessado em maio de 2019. Available in http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm
- Cavalcante, G. et al. (2020). Temporal streamflow reduction and impact on the salt dynamics of the São Francisco River Estuary and adjacent coastal zone (NE/Brazil). **Regional Studies in Marine Science**, 38, 101363. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101363>
- Congalton, R. G., & Green, K. (2019). **Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices**. CRC press. [https://books.google.com.br/books?id=yTmDDwAAQBAJ&lpg=PP1&ots=1H5Qkpkhf&dq=Congalton%2C%20R.%20G.%2C%20%26%20Green%2C%20K.%20\(2019\).%20Assessing%20the%20accuracy%20of%20remotely%20sensed%20data%3A%20principles%20and%20practices.%20CRC%20press.&lr&hl=pt-BR&pg=PR13#v=onepage&q=Congalton,%20R.%20G.,%20%26%20Green,%20K.%20\(2019\).%20Assessing%20the%20accuracy%20of%20remotely%20sensed%20data:%20principles%20and%20practices.%20CRC%20press.&f=false](https://books.google.com.br/books?id=yTmDDwAAQBAJ&lpg=PP1&ots=1H5Qkpkhf&dq=Congalton%2C%20R.%20G.%2C%20%26%20Green%2C%20K.%20(2019).%20Assessing%20the%20accuracy%20of%20remotely%20sensed%20data%3A%20principles%20and%20practices.%20CRC%20press.&lr&hl=pt-BR&pg=PR13#v=onepage&q=Congalton,%20R.%20G.,%20%26%20Green,%20K.%20(2019).%20Assessing%20the%20accuracy%20of%20remotely%20sensed%20data:%20principles%20and%20practices.%20CRC%20press.&f=false)
- Dalmaso, C. A., Marques, R., Lingnau, C., Marcelino, V. R., Pinto, C. B., & Bianchin, J. E. (2017). Indicadores de paisagem da bacia do Rio Iraí na região metropolitana de Curitiba (PR). **FLORESTA**, 47(4), 437-448.
- Dinerstein, E., Joshi, A. R., Vynne, C., Lee, A. T. L., Pharand-Deschênes, F., França, M., ... & Olson, D. (2020). A “Global Safety Net” to reverse biodiversity loss and stabilize Earth’s climate. **Science advances**, 6(36), eabb2824. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abb2824>
- Dybala, K. E. et al. (2018). Evaluating Riparian Restoration Success: Long-Term Responses of the Breeding Bird Community in California’s Lower Putah Creek Watershed. **Ecological Restoration**, 36(1), 76-85. <https://doi.org/10.3368/er.36.1.76>
- Dybala, K. E. et al. (2019). Carbon sequestration in riparian forests: A global synthesis and meta-analysis. **Global Change Biology**, 25(1), 57-67. <https://doi.org/10.3368/er.36.1.76>
- Dybala, K. E. et al. (2019). Optimizing carbon storage and biodiversity co-benefits in reforested riparian zones. **Journal of Applied Ecology**, 56(2), 343-353. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13272>
- Faria, A. S., Menin, M., & Kaefer, I. L. (2019). Riparian zone as a main determinant of the structure of lizard assemblages in upland Amazonian forests. **Austral Ecology**, 44(5), 850-858. <https://doi.org/10.1111/aec.12754>
- Fernandes, M. M., & Fernandes, M. R. D. M. (2017). Spatial analysis of forest fragmentation of Ubá Watershed-RJ state. **Ciencia Florestal**, 27(4), 1429-1439.

<https://doi.org/10.5902/198050983033>

- Ferreira, R. A., & Santos, P. L. (2012). Direct sowing: an alternative to the restoration of ecosystems of tropical forests. **Tropical Forests**, 17, 333-348. [https://books.google.com.br/books?id=R2eRDwAAQBAJ&lpg=PA333&ots=WM_KS_Ck6eM&dq=Ferreira%2C%20R.%20A.%2C%20%26%20Santos%2C%20P.%20L.%20\(2012\).%20Direct%20sowing%3A%20an%20alternative%20to%20the%20restoration%20of%20ecosystems%20of%20tropical%20forests.%20Tropical%20Forests%2C%2017%2C%20333-348.&lr&hl=pt-BR&pg=PA331#v=onepage&q&f=false](https://books.google.com.br/books?id=R2eRDwAAQBAJ&lpg=PA333&ots=WM_KS_Ck6eM&dq=Ferreira%2C%20R.%20A.%2C%20%26%20Santos%2C%20P.%20L.%20(2012).%20Direct%20sowing%3A%20an%20alternative%20to%20the%20restoration%20of%20ecosystems%20of%20tropical%20forests.%20Tropical%20Forests%2C%2017%2C%20333-348.&lr&hl=pt-BR&pg=PA331#v=onepage&q&f=false)
- Gao, Y., Skutsch, M., Paneque-Gálvez, J., & Ghilardi, A. (2020). Remote sensing of forest degradation: a review. **Environmental Research Letters**, 15(10), 103001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abaad7>
- García-Romero, A. et al. (2019). Landscape-mediated edge effect in temperate deciduous forest: implications for oak regeneration. **Landscape Ecology**, 34(1), 51-62. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0733-x>
- Governo, D. E. D. S. (2003). Secretaria de Estado do Planejamento e da Ciência e Tecnologia–Seplante. “**Plano de Desenvolvimento Integrado do Turismo Sustentável do Pólo Costa dos Coqueirais–PDITS**”. *Aracaju*.
- Grelle, C. E., Bayma, A. P., Paixão, L. R. L., Egler, M., Senta, M. M. D., Jenkins, C. N., ... & Vieira, M. V. (2021). Conservation initiatives in the Brazilian Atlantic forest. **The Atlantic Forest** (pp. 421-449). Springer, Cham. <https://doi.org/10.1017/S0952836905006461>
- Haas, A., CONCEIÇÃO, S., Descovi Filho, L., & Henkes, J. A. (2018). Delimitação e caracterização de app através do uso de um sistema de informação geográfica (SIG): o caso das APPs nos cursos de água da sub-bacia do Lajeado Pardo, noroeste do RS. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, 7(3), 640-649.
- Hermoso, V., Morán-Ordóñez, A., & Brotons, L. (2018). Assessing the role of Natura 2000 at maintaining dynamic landscapes in Europe over the last two decades: implications for conservation. **Landscape Ecology**, 33(8), 1447-1460. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0683-3>
- Hesselbarth, M. H., Sciaini, M., With, K. A., Wiegand, K., & Nowosad, J. (2019). landscapemetrics: An open-source R tool to calculate landscape metrics. **Ecography**, 42(10), 1648-1657.
- Hilty, J., Worboys, G. L., Keeley, A., Woodley, S., Lausche, B., Locke, H., ... & Tabor, G. M. (2020). Guidelines for conserving connectivity through ecological networks and corridors. **Best practice protected area guidelines series**, (30). <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.PAG.30.en>
- Hurskainen, P. et al. (2019). Auxiliary datasets improve accuracy of object-based land use/land cover classification in heterogeneous savanna landscapes. **Remote Sensing of Environment**, 233, 111354. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111354>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais. Estimativas da população residente com data de referência 1º de julho de 2017.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. **Manual Técnico de Uso da Terra**. Rio de Janeiro. 3ª edição, 2013.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, 2010.

- Jesus, J. B., Gama, D. C., do Nascimento Júnior, J. M., de Moura Fernandes, M. R., & Fernandes, M. M. (2019). Fragmentação florestal em região semiárida no Nordeste do Brasil. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 39.
- Kedron, P.J., Frazier, A.E., Ovando-Montejo, G.A. et al. (2018). Surface metrics for landscape ecology: a comparison of landscape models across ecoregions and scales. **Landscape Ecol** 33, 1489–1504. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0685-1>
- Kögel-Knabner, I., & Amelung, W. (2021). Soil organic matter in major pedogenic soil groups. **Geoderma**, 384, 114785. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114785>
- Kottek, M. et al. (2006). World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. **Meteorologische Zeitschrift**, 15(3), 259-263. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>
- Landis, J. R., & Koch, G. G. (1997). **Cognitive assessment system: Interpretive handbook**. Itasca, IL: Riverside. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>
- Leberger, R., Geijzendorffer, I.R., Gaget, E. et al. (2020). Mediterranean wetland conservation in the context of climate and land cover change. *Reg Environ Change* 20, 67. <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01655-0>
- Liu, Z., Wu, C., Liu, Y., Wang, X., Fang, B., Yuan, W., & Ge, Q. (2017). Spring green-up date derived from GIMMS3g and SPOT-VGT NDVI of winter wheat cropland in the North China Plain. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, 130, 81-91. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2017.05.015>
- Lynch, M. et al. (2016). Genetic drift, selection, and the evolution of the mutation rate. **Nature Reviews Genetics**, 17(11), 704-714. <https://doi.org/10.1038/nrg.2016.104>
- Mcgarigal, K. (2013). **Fragstats: Fragstats help: versão 4.2**: computer software program produced by the author at the University of Massachusetts, USA.
- Naiman, R. J., Decamps, H., & Pollock, M. (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. **Ecological Applications**, 3(2), 209-212. <https://doi.org/10.2307/1941822>
- Nascimento, M. C; de Oliveira, A. L. A.(2016). Uso Da Terra no Baixo São Francisco Alagoano: Um olhar sob o ponto de vista da sustentabilidade geoambiental. **I Simpósio da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco: Integrando conhecimentos científicos em defesa do Velho Chico**.
- Neumüller, U. et al. (2020). Interactions of local habitat type, landscape composition and flower availability moderate wild bee communities. **Landscape Ecology**, 35(10), 2209-2224. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01096-4>
- Ochungo, P. et al. (2019). Multi-sensor mapping of honeybee habitats and fragmentation in agro-ecological landscapes in Eastern Kenya. **Geocarto International**, 1-22. <https://doi.org/10.1080/10106049.2019.1629645>
- Peeler, J. L., & Smithwick, E. A. (2020). Seed source pattern and terrain have scale-dependent effects on post-fire tree recovery. **Landscape Ecology**, 35(9), 1945-1959. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01071-z>
- Peng, Z. et al. (2020). Conservation tillage increases yield and precipitation use efficiency of wheat on the semi-arid Loess Plateau of China. **Agricultural Water Management**, 231, 106024. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106024>
- Pereira, L. G. A. et al. (2019). From a bat's perspective, protected riparian areas should be wider than defined by Brazilian laws. **Journal of Environmental Management**, 232, 37-44.

<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.033>

- Rodríguez-Echeverry, J. et al. (2018). Impact of land-use change on biodiversity and ecosystem services in the Chilean temperate forests. **Landscape ecology**, 33(3), 439-453. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0612-5>
- Salviano, I. R., Gardon, F. R., & dos Santos, R. F. (2021). Ecological corridors and landscape planning: a model to select priority areas for connectivity maintenance. **Landscape Ecology**, 1-18. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01305-8>
- Santos, A. R. et al. (2016). Geotechnology and landscape ecology applied to the selection of potential forest fragments for seed harvesting. **Journal of Environmental Management**, 183, 1050-1063. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.09.073>
- Santos, J. S. et al. (2018). Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, 88, 414-424. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.01.011>
- Schüßler, D. et al. (2020). Identification of crucial stepping stone habitats for biodiversity conservation in northeastern Madagascar using remote sensing and comparative predictive modeling. **Biodiversity and Conservation**, 1-24. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-01965-z>
- Sergipe. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos. **Atlas digital sobre recursos hídricos**. Aracaju: SEMARH, 2012. 1 DVD.
- Sousa, D., & Davis, F. W. (2020). Scalable mapping and monitoring of Mediterranean-climate oak landscapes with temporal mixture models. **Remote Sensing of Environment**, 247, 111937. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111937>
- Stehman, S. V., & Wickham, J. (2020). A guide for evaluating and reporting map data quality: Affirming Shao et al. "Overselling overall map accuracy misinforms about research reliability". **Landscape Ecology**, 35, 1263-1267. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01029-1>
- Taddeo, S., & Dronova, I. (2020). Landscape metrics of post-restoration vegetation dynamics in wetland ecosystems. **Landscape Ecology**, 35(2), 275-292. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00946-0>
- Tompalski, P. et al. (2017). Characterizing streams and riparian areas with airborne laser scanning data. **Remote sensing of environment**, 192, 73-86. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.01.038>
- Wallace, C. W. et al. (2018). Evaluating concentrated flowpaths in riparian forest buffer contributing areas using LiDAR imagery and topographic metrics. **Remote Sensing**, 10(4), 614. <https://doi.org/10.3390/rs10040614>
- WU, Q. et al (2019). Integrating LiDAR data and multi-temporal aerial imagery to map wetland inundation dynamics using Google Earth Engine. *Remote sensing of environment*, v. 228, 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.04.015>
- Yang, J. et al. (2019). Changing trends of NDVI and their responses to climatic variation in different types of grassland in inner Mongolia from 1982 to 2011. **Sustainability**, 11(12), 3256. <https://doi.org/10.3390/su11123256>

5. ARTIGO 2

ANÁLISE TEMPORAL NA GEOMORFOLOGIA EM TRECHO DO BAIXO CURSO DO RIO SÃO FRANCISCO

Periódico submetido (ou a ser submetido): **nome do periódico**

RESUMO

A ausência de informações geoambientais numa bacia hidrográfica dificulta o acompanhamento das constantes alterações antrópicas em escala temporal. Visando auxiliar o monitoramento ambiental, objetivou-se neste trabalho, analisar as modificações geomorfológicas e hidroclimáticas em trecho do Rio São Francisco localizado entre os estados de Alagoas e Sergipe, bem como avaliar as alterações na margem alagoana. Para isto, utilizaram-se técnicas de sensoriamento remoto em períodos intercalados entre os anos de 1986 e 2020. Por meio do cálculo do MNDWI em imagens dos satélites Landsat 5 e 8 percebe-se que em 2020, as áreas sedimentadas na calha do rio ocupavam 10,64 km², 22% a mais em relação ao ano de 1986. O rio perdeu aproximadamente 20% do seu território e a redução dos valores de MNDWI indica que está mais raso devido ao possível aporte de sedimentos na sua calha. Os dados de chuva e de vazão apresentaram correlação positiva com os valores de MNDWI, e negativa com os de sedimentação, indicando influência negativa na geomorfologia do canal. A análise de variação da margem alagoana permitiu a divisão da mesma em 96 transectos e constatou-se um avanço médio de 86,36 m adentro do rio para cada transecto. Contudo, ocorrem alterações em níveis hidrológicos e morfológicos e nota-se que a calha do rio está vulnerável e responde a qualquer alteração ambiental, seja ela de ocorrência natural ou antrópica.

Palavras-chave: Morfologia fluvial, geoprocessamento, análises geoambientais.

ABSTRACT

TEMPORAL ANALYSIS IN THE GEOMORPHOLOGY IN THE SÃO FRANCISCO RIVER LOWER COURSE

The absence of geoenvironmental information in a hydrographic basin makes it difficult to monitor the constant human changes on a temporal scale. Aiming to help with environmental monitoring, the objective of this work was to analyze the geomorphological and hydroclimatic changes in a stretch of São Francisco River located between the states of Alagoas and Sergipe/Brazil, as well as to evaluate the changes in the Alagoas bank. Moreover, remote sensing techniques were used between the years 1986 and 2020. By calculating the MNDWI in images from the Landsat 5 and 8 satellites, it can be seen that in 2020 the sedimented areas in the river canal occupied 10.64 km², 22% more than in 1986. The river lost approximately 20% of its territory, and the reduction in MNDWI values indicates that it is shallower, due to the possible contribution of sediments in its canal. The rainfall and flow data showed a positive correlation with the MNDWI values, and a negative correlation with the sedimentation values, indicating a negative influence on the canal geomorphology. The variation analysis of the Alagoas bank allowed the division of it into 96 transects, and an average advance of 86.36 m into the river was observed for each transect. However, there are changes in hydrological and morphological levels and it is noted that the river canal is vulnerable and responds to any environmental change, whether natural or anthropic.

Keywords: Fluvial morphology, geoprocessing, geoenvironmental analysis.

5.1. Introdução

Estudos realizados sobre as variações ambientais têm recebido grande atenção nos últimos anos especialmente aquelas promovidas pelas ações antrópicas. Tais mudanças podem ameaçar a qualidade de vida humana na Terra, principalmente quando influenciam processos fundamentais para a manutenção da fauna e da flora. Entretanto, esses fatores são mais comumente observados em países subdesenvolvidos (NKHONJERA *et al.*, 2021).

No Brasil, a Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, uma das principais bacias hidrográficas nacionais, tem sido alvo de constantes preocupações ambientais. Na subunidade hidrográfica desta bacia denominada de Baixo Curso do Rio São Francisco e inserida na Região Nordeste do país são observadas alterações em níveis ambientais e hidrológicos causados por ações antrópicas e fenômenos climáticos (FERNANDES *et al.*, 2021), como o El Niño. Esse fenômeno, associado com o efeito estufa, tem sido apontado como um dos grandes responsáveis pelas secas prolongadas nesta região do país, as quais ameaçam o sistema fluvial desta bacia hidrográfica (SANTOS *et al.*, 2022). De caráter imprescindível para as comunidades locais, os seus recursos hídricos geram energia elétrica para muitas regiões do país e são a principal fonte de renda, obtida por meio de atividades agrícolas, pesca e turismo (DA COSTA *et al.* 2021).

O Rio São Francisco, devido ao seu porte, varia entre médio e grande, e comporta ao longo do seu curso nove usinas hidrelétricas: Três Marias, Sobradinho, Apolônio Sales, Paulo Afonso (I, II, III e IV), Luiz Gonzaga e Xingó. Essas usinas formam um sistema de barragens em cascata que, devido ao represamento das águas, altera e ao mesmo tempo controla a sua vazão. Este tipo de atividade consiste em uma das causas de variação ecológica sistemática nos regimes hidrológicos e variação climática, as quais podem ocasionar impactos ambientais expressivos como inundações urbanas e redução drástica da vazão (VASCO *et al.*, 2021).

Esses impactos são sentidos ao longo do tempo e trazem consequências negativas graves e muitas vezes irreversíveis como alterações na geomorfologia de rios, na taxa migratória de peixes, na deposição de sedimentos e assoreamento (SILVA *et al.*, 2018; JIMENEZ *et al.*, 2021; CAVALCANTE *et al.*, 2020). O processo de assoreamento de rios consiste no depósito de sedimentos, como areia, argila e outros, na calha do rio, o que diante das constantes alterações geoambientais podem influenciar na funcionalidade das bacias hidrográficas e sistemas fluviais (NISTOR *et al.*, 2021). A formação de bancos de areia ou soldagem de sedimentos junto às ilhas, existentes nos sistemas fluviais, alteram o fluxo das águas em direção à sua jusante, uma vez que restringem sua troca, modificam seu direcionamento e formam canais falsos ou lagos capazes de desfavorecer ou potencializar ciclos de vida da biota local (CHEN, 2020).

Os impactos gerados nos sistemas fluviais também são ocasionados pela redução da cobertura vegetal ciliar, que uma vez modificadas acentuam seus processos erosivos marginais tornando-as fontes de alta produção de sedimentos (SINGH *et al.*, 2021). Os processos de gestão das águas também impactam fortemente nas matas ciliares, devido ao redirecionamento das águas que, em períodos de cheias, provocam inundações em áreas antes não afetadas pelas enchentes e causam danos erosivos, bem como distúrbios ambientais como favorecimento de espécies invasoras (ROOD, 2020; JANSSEN *et al.*, 2021). Logo, não apenas a calha do rio é alterada, como também as suas margens, podendo estas recuar ou avançar os limites costeiros.

Outro fator impactante na região é a precipitação pluviométrica. Devido à forte influência das mudanças climáticas, este fator pode acarretar efeitos negativos na agricultura, redução da recarga hídrica, fluxo de riachos, seca, aumento da pobreza e êxodo rural. Este é o principal agente no processo hidrológico sobre a terra, e toda e qualquer alteração na precipitação afeta o abastecimento de água em nível superficial e subterrâneo (LATRUBESSE *et al.*, 2005; NKHONJERA *et al.*, 2021). Neste âmbito, pode-se afirmar que a precipitação é um fator crucial na regulação do volume de águas dos rios dentro de um contexto geral.

No Baixo Curso do Rio São Francisco entre os estados de Alagoas (AL) e Sergipe (SE), próximo à sua foz, alguns impactos diretos são observados, tais como aumento da salinidade e redução da vazão (HOLANDA *et al.*, 2011). Porém, pouco se sabe sobre as alterações na calha do rio. Em particular, nenhum estudo anterior, pelo menos nos últimos 34 anos, foi feito nesta região com foco na ligação entre a geomorfologia fluvial e a variação da linha da costa. Contudo, o uso de ferramentas geoespaciais aplica-se para a avaliação ambiental destes alvos (MONTERO; LATRUBESSE, 2013; LELI *et al.*, 2018; MUKHERJEE *et al.*, 2018; SEGADELLI *et al.*, 2020).

Visando preencher essa lacuna de monitoramento ambiental, este estudo avaliou as modificações geomorfológicas e hidroclimáticas em trecho do Rio São Francisco localizado entre os estados de Alagoas e Sergipe, bem como as alterações na margem alagoana, dentro de seis intervalos de tempo no período de 1986 e 2020, utilizando técnicas de geoprocessamento.

5.2. Material e Métodos

5.2.1 Área de estudo

A área de estudo está situada entre os estados de Sergipe e Alagoas (Figura 1), mais precisamente entre os municípios de Santana do São Francisco e Neópolis (Sergipe), Igreja Nova e Penedo (Alagoas), trecho localizado a 37 km de distância da foz do Rio São Francisco, onde se marca o encontro de suas águas com o oceano Atlântico. Nesta área, a vegetação predominante é de Mata Atlântica, podendo apresentar zonas de transição com aspectos de Caatinga ou de Restinga (CBHSF, 2018).

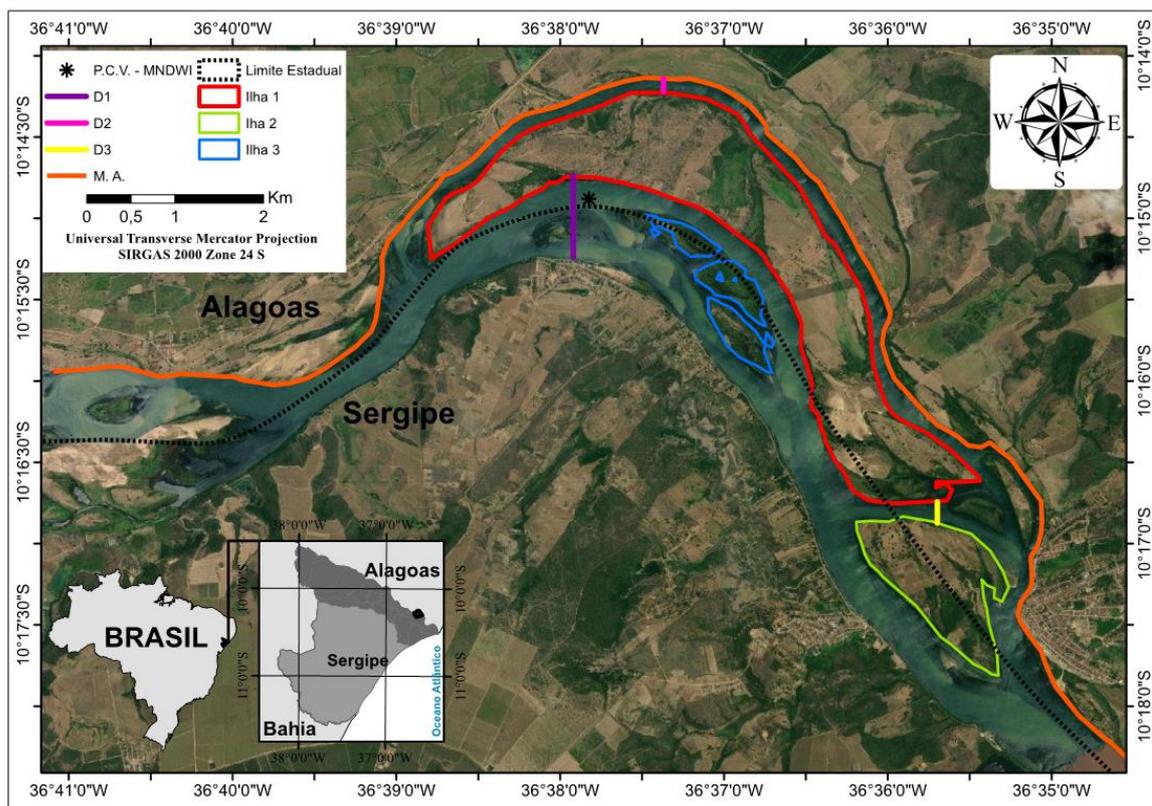


FIGURA 1. Região de estudo localizada entre os municípios de Santana do São Francisco e Neópolis (Sergipe), Igreja Nova e Penedo (Alagoas), e seus respectivos alvos de estudo. D1 – Distância entre a ilha 1 e Margem sergipana; D2 - Distância entre a ilha 1 e Margem alagoana; D3 - Distância entre a ilha 1 e ilha 2; P.C.V – MNDWI - Ponto de coleta dos valores do Índice de Água por Diferença Normalizada Modificado (MNDWI) (Longitude: -36,6285, Latitude: -10,2498).

Fonte: Autoria própria.

Segundo a classificação Köppen, o clima da região é tropical de monções (Am ou As), ou seja, clima quente com chuvas no inverno (DUBREUIL *et al.*, 2018). De acordo com o projeto GeoTAB a região de estudo está inserida nos domínios sedimentares dos Tabuleiros Costeiros do Nordeste Brasileiro, e sofre com as inconstâncias dos fatores climáticos, como a taxa de precipitação e ações antrópicas (NOGUEIRA JUNIOR *et al.*, 2019). Consequências como erosão das margens do rio e assoreamento da sua malha fluvial são vistas ao longo da calha deste rio, o que gera a necessidade de estudos voltados para sua geomorfologia fluvial. Os processos erosivos ocorrem, principalmente, devido à supressão e degradação das áreas de vegetação, para finalidades distintas como instalação de usinas hidrelétricas, reservatórios de águas e implantação de sistemas agrícolas.

Assim, este trabalho foi realizado a partir de 5 etapas: i) obtenção dos dados; ii) obtenção de dados de precipitação e vazão; iii) mapeamento via MNDWI e identificação das feições; iv) análise da variação da linha da margem do rio e v) avaliação das alterações espaço-temporais. Este esquema está representado na Figura 2.

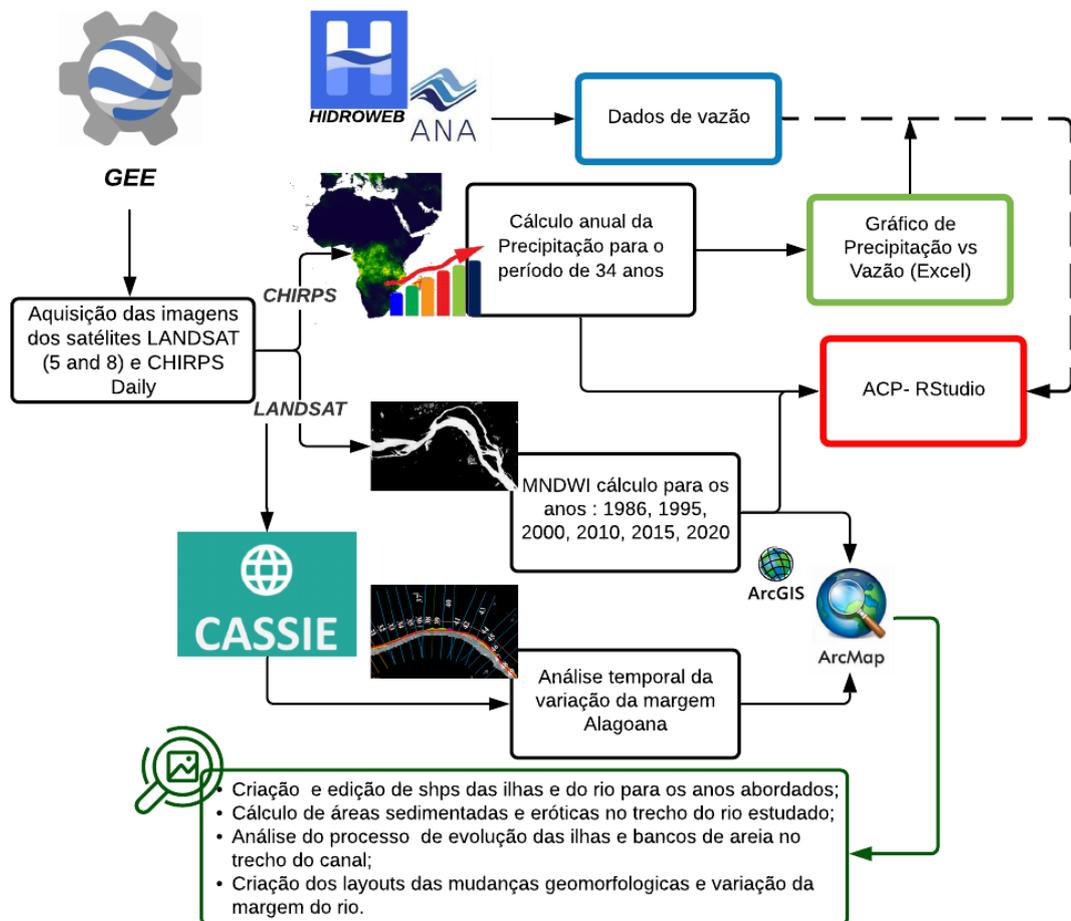


FIGURA 2. Fluxograma metodológico. As alterações de cor das setas indicam mudança no ambiente de trabalho e a alteração da forma da linha indica mudança na base de dados.

Fonte: Autoria própria.

5.2.2 Obtenção dos dados

Foram utilizadas imagens do satélite Landsat 5 TM (L5) e 8 OLI (L8), obtidas a partir da plataforma do *Google Earth Engine* (GEE), que utiliza a base de dados fornecida pelo Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS). As informações de reflectância de superfície (SR) das bandas verde (0.50 – 0.60 μm) e infravermelho médio (1.55 – 1.75 μm) foram utilizadas no mapeamento da análise temporal do Índice de vegetal por diferença normalizada modificado (MNDWI) (XU, 2006).

5.2.3 Mapeamento do MNDWI e identificação das feições

Como método principal de detecção e elaboração de feições das ilhas, bancos de areia e rios, escolheu-se o MNDWI, proposto por Xu (2006), uma modificação do Índice da Diferença Normalizada da Água (NDWI), proposto por McFeeters (1996). Isto foi realizado a partir da substituição da banda do infravermelho próximo para o infravermelho médio, na equação. Essa alteração auxilia na melhor detecção dos corpos d'água, pois a banda do infravermelho médio absorve mais energia nestas regiões do que a banda do infravermelho próximo. Além disto, promove uma melhor distinção entre áreas construídas e os corpos d'água, uma vez que no NDWI estas se sobrepõem. Este novo método é interpretado da mesma maneira que o anterior, onde seus valores variam entre -1 e 1, sendo os valores positivos associados à presença de água. O MNDWI é representado pela seguinte equação:

$$\text{MNDWI} = \frac{\text{BANDA VERDE} - \text{BANDA INFRAV. MÉDIO}}{\text{BANDA VERDE} + \text{BANDA INFRAV. MÉDIO}} \quad (\text{Equação 1})$$

O cálculo e a obtenção das imagens foram realizados utilizando-se a plataforma de análise geoespacial GEE. Estes foram realizados separadamente para cada satélite, porém seguindo a mesma metodologia, onde foram selecionados seis diferentes anos em escalas longas (+/- 10 anos) e curtas (+/- 5 anos), intercalados no período que corresponde de 1986 a 2021.

As informações referentes à seleção de anos e quantidade de imagens estão contidas na Tabela 1. Um filtro para remoção dos pixels, caracterizados com a presença de nuvens, foi aplicado à coleção de imagens de cada satélite, utilizando-se a função *maskcloud*, com remoção usando o algoritmo *Fmask*. Este algoritmo utiliza como referência a banda Q60, uma banda de *bitmask* com informações de máscara de nuvem.

TABELA 1. Número de imagens selecionadas no banco de dados do GEE, referente aos respectivos satélites e diferentes anos, no período de 1986 a 2020, na região de estudo entre os estados de Alagoas e Sergipe (Zonas 24S – SIRGAS 2000).

Satélite	Ano	Número de imagens obtidas	Vazão média para o período (m ³ .s ⁻¹)
Landsat 5 – TM (L5)	1986	08	2211,75
	1995	15	1722,87
	2000	06	2082,00
	2010	11	1981,55
Landsat 8 – OLI (L8)	2015	39	1020,90
	2020	27	1675,93

Na sequência, a função de MNDWI foi criada (equação 1) e adicionada às coleções do L5 e L8. Os valores de MNDWI foram calculados isoladamente para cada ano, sendo que a coleção de imagem referente a cada espaço temporal foi reduzida aos seus valores máximos e apenas uma imagem foi retornada, correspondendo ao MNDWI do respectivo ano. Junto a isto, foram coletados os valores médios do MNDWI em um ponto aleatório do rio (Longitude: -36.6283; Latitude: -10.249) para avaliar a variação, de forma direta.

Os seis produtos gerados foram exportados para um ambiente SIG, onde foram decompostos em duas classes: “água” e “não água” e, na sequência, transformados para arquivo do tipo *shapefile* (.shp). A partir desta vetorização, os *shapefiles* de cada ano foram editados e transformados em outros dois arquivos: um correspondente ao alvo relativo às áreas do rio e outro correspondente às ilhas e bancos de areia presentes na região.

Realizou-se então cálculo de áreas sedimentadas e erodidas de ambos os alvos dentro dos diferentes anos abordados no período de 1986 a 2020. Posteriormente, os *shapefiles* referentes aos dois extremos (1986 e 2020) foram unidos e assim mapeadas as regiões de interseção entre eles, classificando-as como: áreas remanescentes do rio, áreas erodidas, áreas sedimentadas, era ilha e se uniu à margem, e áreas sedimentadas à margem, áreas sedimentadas desde 1986, junto à tabela de atributos dos arquivos. Por fim, elaborou-se um *layout* de análise temporal da variação do rio e do tamanho das ilhas, no período estudado.

Ainda, a partir dos seis produtos gerados, foi calculada a variação da distância de três pontos alocados de forma aleatória entre os intervalos de tempo abordados (Tabela 1), a fim de detectar tendências de junção de ilhas e/ou trechos com possível fechamento do canal. A distância 1 (D1) encontra-se alocada entre a margem sergipana e a ilha 1. A distância 2 (D2) encontra-se entre a margem alagoana e a ilha 1, enquanto que a distância 3 (D3) demarca a variação da distância entre a ilha 1 e 2 ao longo dos anos. Todos os três pontos estão ilustrados

na Figura 1. Os cálculos desta análise temporal foram realizados no ArcMap e os resultados foram exportados para o Excel.

5.2.4 Análise de variação da precipitação e da vazão histórica

Precipitação

Partindo do pressuposto que alterações nos fatores climáticos como a precipitação influenciam no regime hídrico de corpos d'água, foram obtidos dados diários de precipitação para a região de estudo através do *Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station Data (CHIRPS Daily)* (UCSB-CHG/CHIRPS/DAILY). O *CHIRPS Daily* é um dos produtos de precipitação espacialmente distribuído mais recente e preciso em relação a outros produtos como TRMM (ABDELMONEIM *et al.*, 2020). Neste âmbito, é frequentemente usado como uma fonte alternativa de medições de precipitação, especialmente em áreas onde as medições são esparsas ou escassas (LE; PRICOPE, 2017).

Os dados de precipitação foram, inicialmente, calculados por ano para que fosse possível obter os valores de precipitação média anual no período de 1986 a 2020 e, na sequência, foi realizado o cálculo do que chamamos de média histórica destes valores. Ambos os resultados foram exportados para o Excel em formato .csv para que fossem comparados com os valores de vazão.

Vazão

Os dados foram extraídos da plataforma Sistema de Informações Hidrológicas – Hidroweb (BRASIL, 2005), da Agência Nacional de Águas (ANA), onde obteve-se as vazões médias anuais, a partir da estação convencional do município de Propriá (Código: 49705000; Coordenadas: Lat = -10,21 e Log=-36,82) para a série histórica de 34 anos (1986 – 2020). Estes foram exportados para o Excel, onde também foi obtido o valor médio da série histórica. Na sequência, os dados de vazão foram unidos aos de precipitação para a elaboração do gráfico de relação Vazão e Precipitação.

5.2.5 Análise de componentes principais – ACP

Foi realizada uma ACP com as variáveis de Áreas sedimentadas, calculadas a partir dos dados obtidos no item 5.2.3 para todo o trecho do canal, precipitação, vazão e MNDWI. Os dados foram editados em planilha do Excel e processados no software Rstudio, a fim de avaliar uma possível correlação entre elas.

5.2.6 Mapeamento multitemporal da linha da margem alagoana

Esta etapa foi realizada apenas na margem pertencente ao estado de Alagoas e nomeada neste trabalho como Margem Alagoana (M.A) (Figura 1 em destaque na cor laranja), pois observou-se que as alterações de maior relevância neste contexto ocorreram nessa parte da margem fluvial. O mapeamento multitemporal foi realizado na plataforma Coastal Analysis System, via *Satellite Imagery Engine* (C.A.S.S.I.E.), integrada à plataforma Google Earth Engine, que torna possível o mapeamento da variação da linha de costa de maneira rápida e eficiente (C.A.S.S.I.E., 2020; GOOGLE EARTH ENGINE, 2020). Nesta plataforma, foram selecionadas seis cenas de satélite relativas aos mesmos anos descritos na Tabela 1, com exceção do ano de 2015 substituído pelo ano de 2018, pois nesta plataforma não é possível aplicar um filtro de nuvem e a existência destas inviabiliza a referida análise. Essas imagens também são fornecidas pela USGS/NASA, com 30 metros de resolução óptica e optou-se por trabalhar com imagens apresentando até 20% de cobertura de nuvens. Após a seleção das cenas, foi inserida a camada de NDWI à imagem de 1986 e foi utilizada como referência para a delimitação da linha base na porção do continente.

Deste modo, esta imagem funcionou como *datum* de referência entre as linhas de costa dos diferentes anos mapeados. Por fim, foram gerados 96 *transects* com equidistância de 200 metros entre eles e extensão de 1400 metros cada um deles. Ao final da análise foram obtidas quatro classes para os *transects* descritos na Tabela 2 (LUIJENDIJK *et al.*, 2018).

TABELA 2. Descrição das diferentes classes obtidas a partir da plataforma C.A.S.S.I.E para os 96 transectos encontrados na linha da margem esquerda.

Classes	Taxa de alteração LRR (m.ano ⁻¹)
Acrescida	> +0,5 m.ano ⁻¹
Estável	+0,5 a -0,5 m.ano ⁻¹
Erodida	-0,5 a -1 m.ano ⁻¹
Criticamente Erodida	< -1 m.ano ⁻¹

Também foi avaliada a variação da linha da costa através da taxa de mudança por regressão linear da linha costeira (*linear regression rate* - LRR); taxa de mudança da linha costeira, calculada dividindo-se a distância do movimento da linha costeira pelo tempo decorrido entre a linha costeira mais antiga e a mais recente; a linha costeira mais recente (*end point rate* - EPR) e a variação da margem dentro de cada transect (*shoreline change envelope* - SCE) (THIELER *et al.*, 2009).

5.3. Resultados

O número de ilhas aumentou significativamente durante o período de estudo. A partir dos processamentos realizados, percebe-se que houve erosão, incremento de sedimentos junto às ilhas existentes, o surgimento de novas ilhas e de bancos de areia, de 1986 a 2020 (Figura 3 A, B e C).

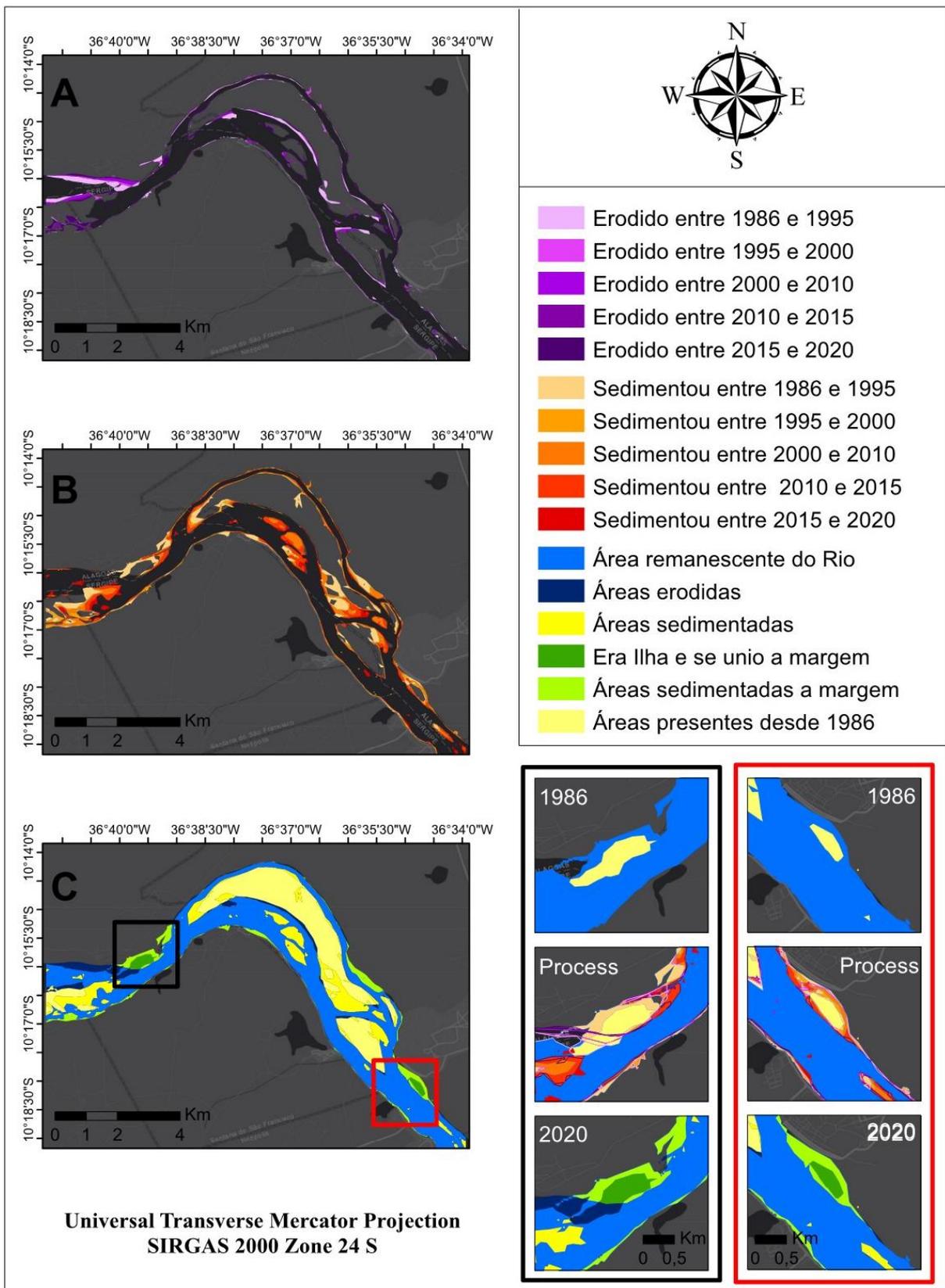


FIGURA 3. Análise temporal da evolução da sedimentação de ilhas, bancos de areia e margens na região do Baixo São Francisco dentro dos seis intervalos de tempo avaliados entre o período de 1986 e 2020. A- Dinâmica geomorfológica das porções de terra erodida; B – Processo temporal de sedimentação de ilhas e bancos de areia dentro dos respectivos anos; C- Situação das ilhas e bancos de areia.

Fonte: Autoria própria.

A área total das ilhas e bancos de areia, na calha do rio, aumentou de 8,28 para 10,69 km². Além disto, observa-se a união de ilhas à margem alagoana (à esquerda da calha fluvial) e sedimentos em ambas as margens, totalizando cerca de 1,92 km² de aumento marginal (Figura 3, em verde).

O processo de sedimentação foi tão intenso na região que, mesmo após a fusão de duas ilhas à margem alagoana, as ilhas fluviais acima da superfície existentes até 2020, supriram a ausência destas, sem implicar numa redução de áreas sedimentadas de forma significativa. Contudo, um maior acréscimo de áreas sedimentadas na calha do rio ocorreu no período de 2000 a 2015 (1,11 km²) (Tabela 3).

TABELA 3. Análise temporal da evolução da sedimentação de ilhas e bancos de areia ao longo do trecho da calha do Rio São Francisco entre os municípios de Santana do São Francisco e Neópolis (SE), Penedo e Igreja Nova (AL) dentro dos seis intervalos de tempo avaliados entre o período de 1986 e 2020.

		MNDWI*	Área (km ²)						
			Geral	I 1	D I 1	I 2	D I 2	I 3	D I 3
Ilhas (Ano)	1986	0,80	8,28	5,58	-	1,28	-	0,00	-
	1995	0,73	8,58	5,84	0,26	1,40	0,12	0,06	0,06
	2000	0,64	9,08	6,14	0,30	1,44	0,04	0,09	0,03
	2010	0,60	9,47	6,34	0,20	1,47	0,03	0,29	0,20
	2015	0,66	10,58	6,65	0,31	1,58	0,11	0,68	0,39
	2020	0,59	10,69	6,62	-0,03	1,60	0,02	0,69	0,01
Acréscimo de ocupação a calha			2,41	1,04		0,32		0,69	
Total acrescido por ano			0,07	0,03		0,01		0,02	
Rio (1986 versus 2020)	Áreas Sedimentadas			3,59					
	Áreas Sedimentadas à margem			1,92					
	Áreas erodidas			1,36					
	Área de rio remanescente			14,20					
	Área total do rio em 1986			19,36					
	Área total do rio em 2020			15,56					

I - Ilha 1,2 e 3; D - diferença entre o ano de estudo anterior e o seguinte para as ilhas 1,2 e 3. MNDWI – valor do índice de água por diferença normalizada modificado coletado para cada ano abordado.

*Coordenada de coleta representada na Figura 1; Longitude: -36.62854770023863; Latitude: -10.249887764485537

Dentro do período avaliado, as três ilhas somadas representaram 83% de área da sedimentação da calha do rio. A ilha 1 é a maior, sofreu maior acréscimo de sedimentos na porção leste, como pode ser visto de maneira detalhada na Figura 3. Seu tamanho evoluiu de 5,58 para 6,62 km², ou seja, 1,04 km² a mais do que no ano de 1986, com um crescimento médio histórico de aproximadamente 0,03 km² ao ano. Esse acontecimento se deu, principalmente, devido à fusão de outras três pequenas ilhas próximas (Figura 3-C) que, com o tempo e diante do processo de sedimentação, foram coalizadas.

Na ilha 2 o acréscimo territorial foi de 0,32 km² e a ilha 3, que configura um complexo de 3 pequenas ilhas que não existiam em 1986, apresentou cerca de 0,69 km² de acréscimo territorial. Vale ressaltar que o valor total de áreas sedimentadas difere do valor de acréscimo de ocupação na calha, uma vez que ao mesmo tempo em que regiões eram sedimentadas outras eram erodidas ou se somavam à margem. Calcula-se que 0,82 km² de um total de 1,36 km² de sedimentos erodidos pertenciam a ilhas e bancos de areia, que após o processo de erosão, voltaram a ser rio. Os 0,54 km² restantes representam a erosão das margens (Figura 4).

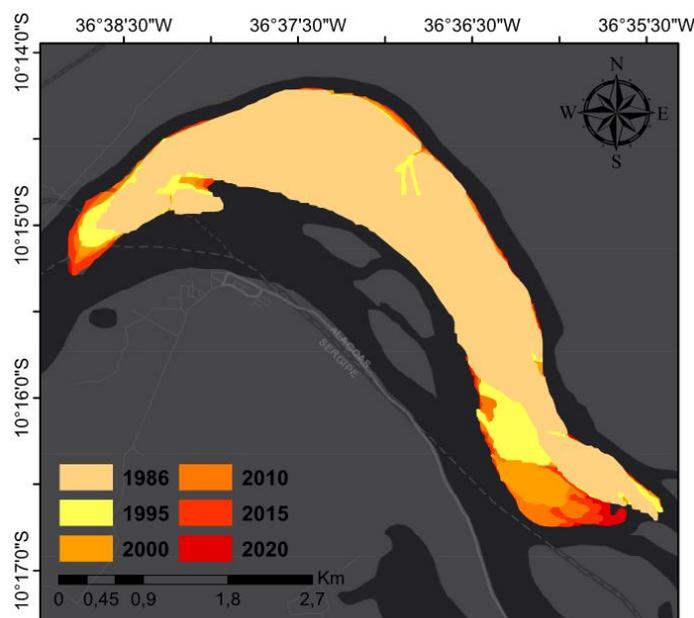


FIGURA 4. Análise temporal da evolução da sedimentação da ilha 1 no trecho da calha do Rio São Francisco entre os municípios de Santana do São Francisco (SE), Penedo e Igreja Nova dentro dos seis intervalos de tempo avaliados entre o período de 1986 e 2020.

Fonte: Autoria própria.

Em relação ao tamanho da área ocupada pelo rio, percebe-se uma redução proporcional ao aumento das áreas sedimentadas e ao avanço das margens. Em 1986, o rio ocupava uma área de 19,4 km² (Tabela 1 e Figura 5).

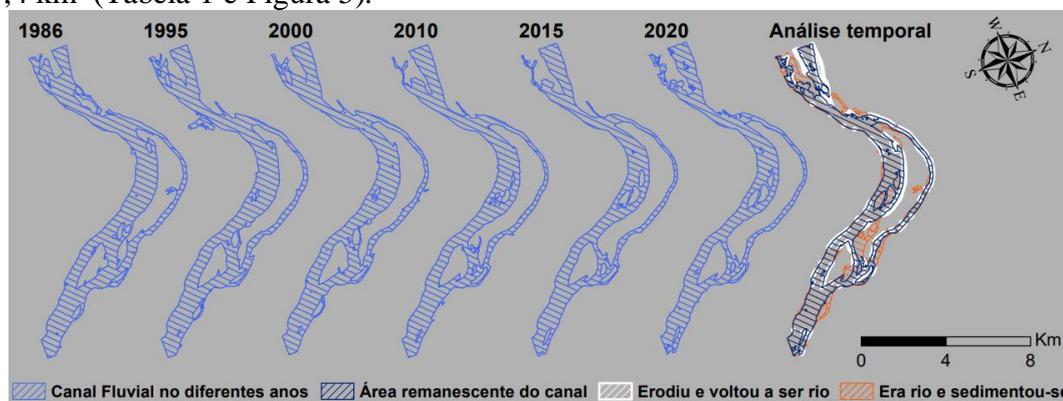


FIGURA 5. Análise temporal da evolução do sistema fluvial no trecho da calha do Rio São Francisco entre os municípios de Santana do São Francisco e Neópolis (SE), Penedo e Igreja Nova (AL), dentro dos seis intervalos de tempo avaliados entre o período de 1986 e 2020.

Fonte: Autoria própria.

Considerando-se o último ano analisado no trecho estudado, 2020, o rio teve uma redução territorial de quase 20% ao longo dos últimos 34 anos, mantendo apenas 73,2% (14,20 km²) da sua área remanescente (original) (Figura 5). Isto leva a inferir que 1,36 km² da área total, a mais ocupada pelo rio em 2020 (igual a 15,56 km²), é oriunda de alterações geomorfológicas em seu leito, como processos erosivos (Figura 3-A). Ainda, através dos valores médios atribuídos à composição das imagens do MNDWI, para cada ano analisado (Tabela 3), observa-se uma redução desse índice para quase todos os anos, com exceção do ano de 2015. Essa intercorrência pode estar associada a fatores como resolução espacial da imagem de satélite, que interfere na qualidade da imagem, (DU *et al.*, 2016) ou processo erosivo natural, seguido do processo de transporte de sedimentos. De modo geral, ao compararmos de forma

linear observamos uma redução linear entre 1986 e 2020, o que indica a degradação do canal em relação à disponibilidade de água no ponto coletado. A partir da definição deste índice, verifica-se que a quantidade de água ou área úmida reduziu, ou o canal se encontra mais raso após 34 anos.

Na região, devido às características geomorfológicas do sistema fluvial, o surgimento e crescimento de ilhas e bancos de areia, na calha do rio, resultam em um processo natural, mas que de certa forma é intensificado por outros fatores como processos naturais de erosão hídrica. Neste sentido, a agregação de sedimentos em seu curso não segue uma evolução natural, pois a partir dos resultados expostos supõe-se que a capacidade de transporte de sedimentos foi reduzida após instalação da UHE Xingó, devido a alterações na vazão e fatores como precipitação. Com base nisto, avaliou-se as alterações hidrológicas históricas, a partir dos dados de vazão obtidos pela plataforma da Hidroweb e precipitação histórica medida a partir do Chirps. Os resultados estão expostos na Figura 6.

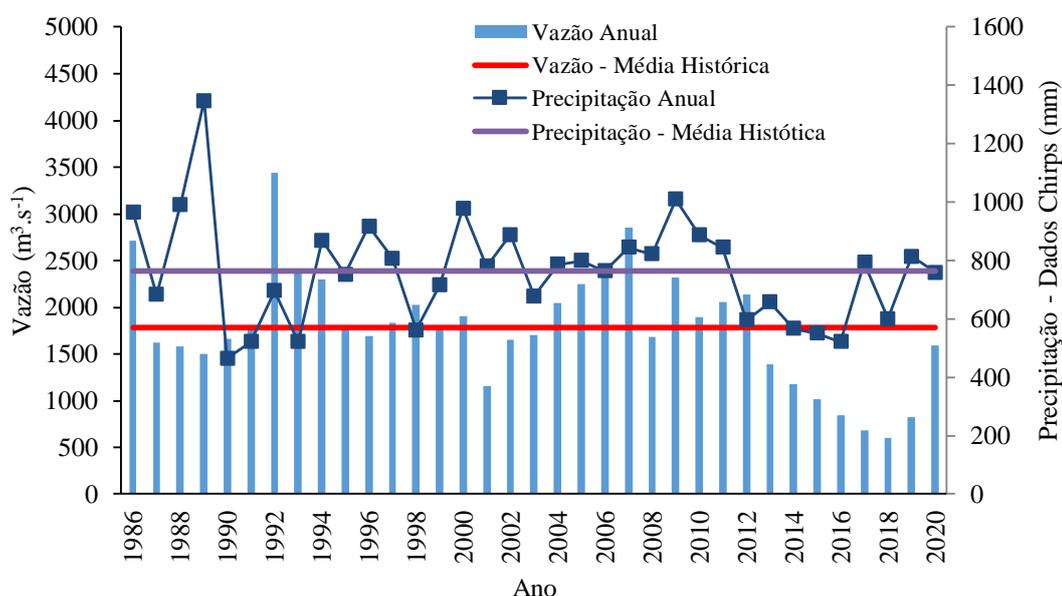


FIGURA 6. Variação das médias anuais da vazão obtidas a partir da estação pluviométrica mais próxima, estação de Propriá (SE), e precipitação acumulada, coletado via CHIRPS Daily. Em vermelho a média histórica da vazão ($1781,22 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$) e em amarelo média histórica da precipitação ($764,07 \text{ mm} \cdot \text{ano}^{-1}$).

Fonte: Autoria própria.

Observa-se que para os últimos oito anos de estudo, os valores de vazão têm permanecido abaixo da média histórica, enquanto para a precipitação, apenas os anos de 2017 e 2019 demonstraram valores acima da média histórica. Observa-se que nem sempre altos valores de precipitação refletiram a elevação da descarga de água doce (vazão), mas também em períodos de escassez chuvosa notam-se baixos valores de vazão, o que não favorece a população ribeirinha local, pois podem ter ocorrido perdas em termos socioeconômicos, inferindo falha ao gerenciamento da UHE de Xingó.

A fim de entender a relação entre as variáveis sedimentação, precipitação, vazão e MNDWI, e como elas se comportavam em relação aos anos estudados, realizou-se uma Análise de Componentes Principais (ACP). Com isso, estas variáveis foram explicadas por quatro componentes principais, sendo considerados apenas o ACP1 e 2, por representarem mais de 95% das variáveis (Figura 7).

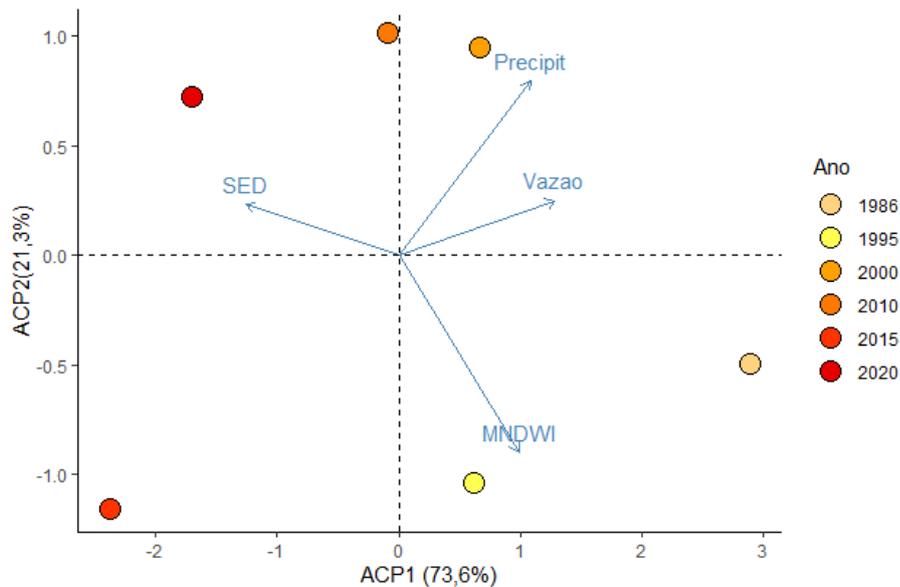


FIGURA 7. Análise de componentes principais das variáveis referente a áreas sedimentadas (SED), MNDWI, dados de precipitação (Precipit) obtidos a partir do CHIRPS, e Vazão (coletados por meio da estação fluviométrica de Propriá (N^o 49705000) e disponibilizados pela ANA (2021), através do site da Hidroweb), para o trecho do canal fluvial entre os municípios de Santana do São Francisco e Neópolis (SE), Penedo e Igreja Nova (AL), dentro dos seis intervalos de tempo avaliados entre o período de 1986 e 2020.

Fonte: Autoria própria.

Após a rotação dos eixos, pelo método Varimax normalizad, que maximiza e normaliza os resultados, observou-se que o componente principal 1 (ACP 1) explica cerca de 73,6% das variáveis. O componente principal 2 (CP2) explica 21,3% da variância total dos dados.

A partir da análise de componentes principais, nota-se que três das quatro variáveis aplicadas são mais bem explicadas pelo ACP 1, sendo elas MNDWI, Vazão e Precipitação. A partir disto, pode-se dizer que este componente está atrelado às condições hidroclimáticas da região. Apenas a variável de sedimentação foi mais bem explicada pelo ACP 2, o que nos mostra que este componente condensa as características físicas ou geomorfológicas da região. Vale ressaltar que somente foram consideradas as áreas sedimentadas que alcançaram o nível acima da superfície das águas e promoveram, visualmente, a alteração da geomorfologia do canal. A quantidade da descarga de água (vazão), da precipitação e o MNDWI apresentam correlação positiva entre si, ou seja, quanto mais chuva, maior vazão e melhores os valores de MNDWI. A correlação negativa entre a variável sedimentação e as demais, em relação ao ACP 1, permite inferir que estas são antagônicas e distantes entre si, demonstrando que altos valores de sedimentação consistem em um reflexo da redução dos níveis de chuva, vazão e MNDWI. O inverso também se aplica.

Percebe-se que devido à constante alteração do fluxo, o rio teve sua velocidade reduzida e, assim, não teve vazão suficiente para arrastar os materiais sedimentológicos até o delta da foz, favorecendo o acúmulo de sedimentos em diferentes pontos do sistema fluvial, como nas ilhas existentes e influenciando no aparecimento de novas.

Para os anos plodados na figura 7, fica exposto que o ano de 2015 é atípico em relação às variáveis hidroclimáticas, pois apesar de demonstrar valores de precipitação e vazão menores que os demais, este apresentou valor de MNDWI superior aos anos de 2000 e 2010. Ainda destaca-se a correlação dos anos de 2000, 2010, 2015 e 2020 com a variável de sedimentação,

o que já era esperado uma vez que é partir deste primeiro ano que ocorre incremento de sedimentação com maior intensidade.

Avaliou-se ainda o padrão de distanciamento da ilha 1 em relação à margem esquerda, direita e da ilha 2 (Figura 8). O distanciamento para os três pontos diminuiu. A maior redução ocorreu no ponto D3, entre as ilhas 1 e 2. Do período de 1986 a 2020 estas ilhas ficaram cerca de 53% mais próximas, com 12,3 m por ano de aproximação entre elas. Assim, se as condições locais permanecerem inalteradas, estima-se que em até 12 anos estas ilhas poderão se unir definitivamente.

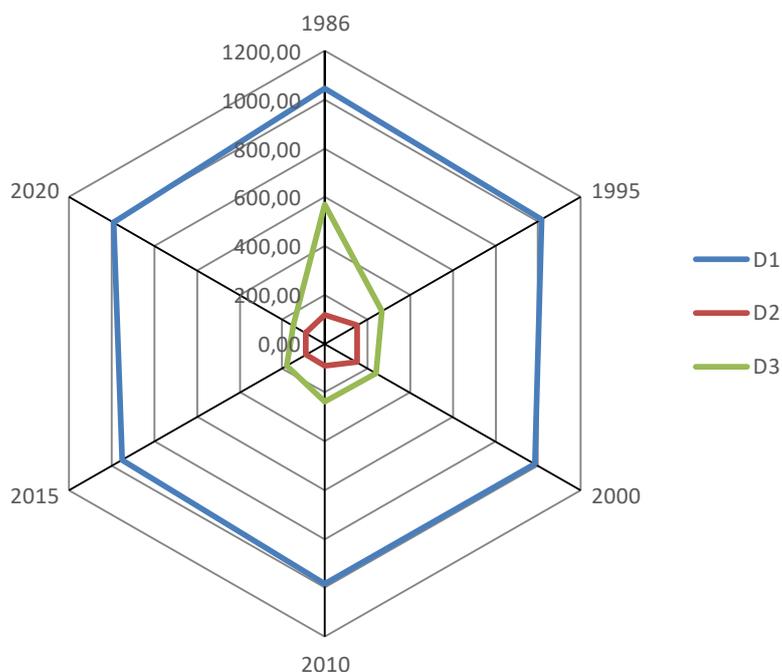


FIGURA 8. Análise de distanciamento, em metros, da ilha 1 de acordo com as margens sergipana (à direita do rio) (D1), alagoana (à esquerda do rio) (D2) e da ilha 2 (D3), presente no trecho do canal fluvial entre os municípios de Santana do São Francisco (SE), Penedo e Igreja Nova (AL), dentro dos seis intervalos de tempo avaliados entre o período de 1986 e 2020. **Fonte:** Autoria própria.

Para o ponto D1, ilha 1 e margem sergipana, percebe-se pouca variação de distanciamento, onde até 2015 ocorreu redução. Em 2020, houve um incremento neste ponto, voltando a se igualar com a distância encontrada para o ano de 2010. Em relação ao ponto D2, observa-se que entre o período de 1986 a 1995 a distância aumentou. No período de 1995 a 2000 se manteve estável e reduziu no período de 2000 a 2010. Voltou a se manter estável entre os demais anos. No entanto, essa distância é menor que 90 metros e apresenta uma tendência de fechamento de canal neste ponto.

Na Figura 9, destacam-se algumas alterações na calha do trecho de estudo à montante das ilhas 1 e 3 por meio de fotografias, a fim de demonstrar o estágio da calha do rio e a ascensão à superfície de novos bancos de areia ou barramentos. A partir desta, nota-se que as áreas sedimentadas, em processo de ascensão à superfície da lâmina d'água, tendem a aumentar, pois bancos de areia mesmo que ainda submersos já são visíveis nas imagens. Ainda, na Figura 9B, percebe-se a formação de um novo banco de areia identificado na Figura 3-C, na cor verde entre a ilha 1, margem direita e a ilha 3.

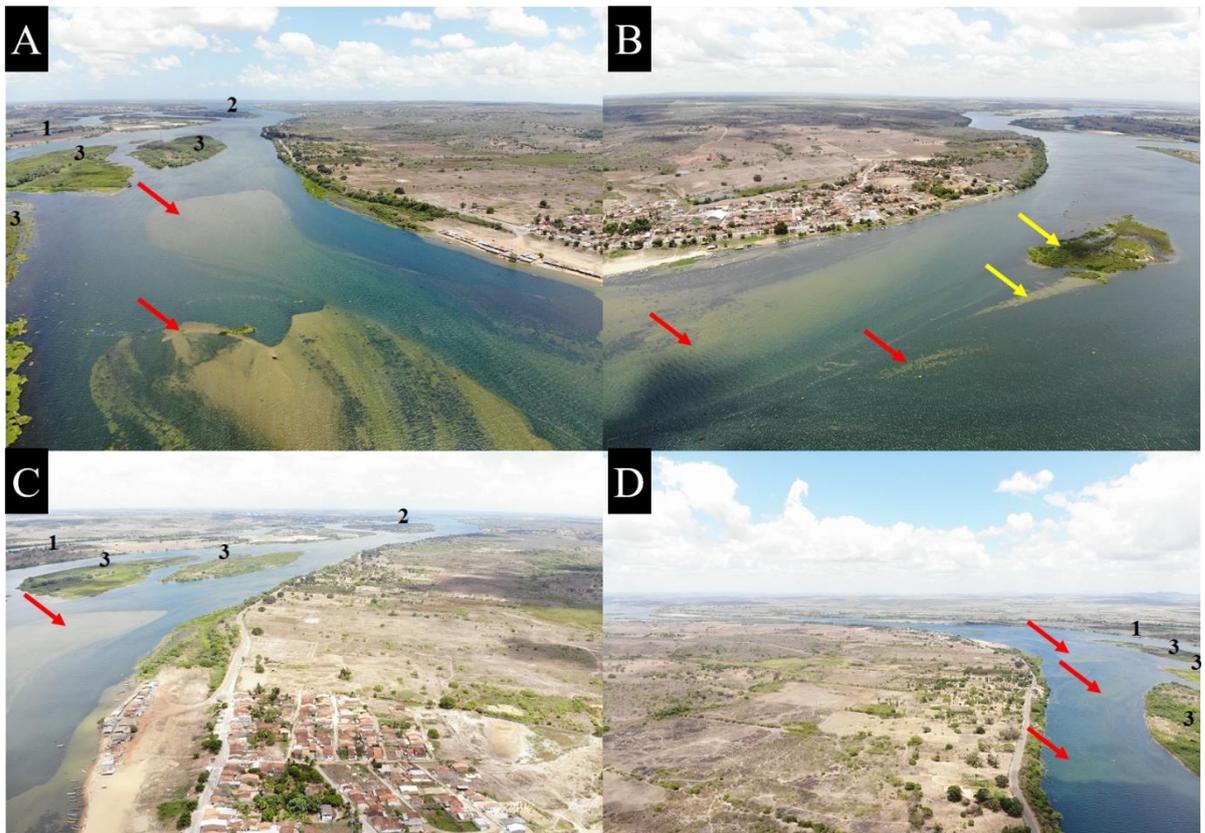


FIGURA 9. Condição da calha fluvial do Rio São Francisco na região de estudo abordada no ano de 2020. As setas em vermelho presentes nas imagens A, B, C e D mostram o depósito de sedimentos no leito que ainda estão abaixo da lâmina d'água, mas que apresentam condição de emergir à superfície. 1 – ilha 1; 2 – ilha 1; 3 – ilha 3; As setas em amarelo na figura B demonstram o surgimento de um novo banco de areia e de sedimentos submersos que estão se unindo a ele. Fotos: Autoria própria.

Fonte: Autoria própria.

Com o intuito de entender o processo de evolução da sedimentação na margem alagoana, ponto este que se observou maior alteração sedimentológica devido à junção de ilhas, avaliou-se a variação da sua linha da margem (Figura 10), onde percebe-se que próximo ao ponto D2 (Figura 1) existem transectos com padrão de acréscimo de sedimentos servindo de alerta para uma tendência de redução de distância em D2.

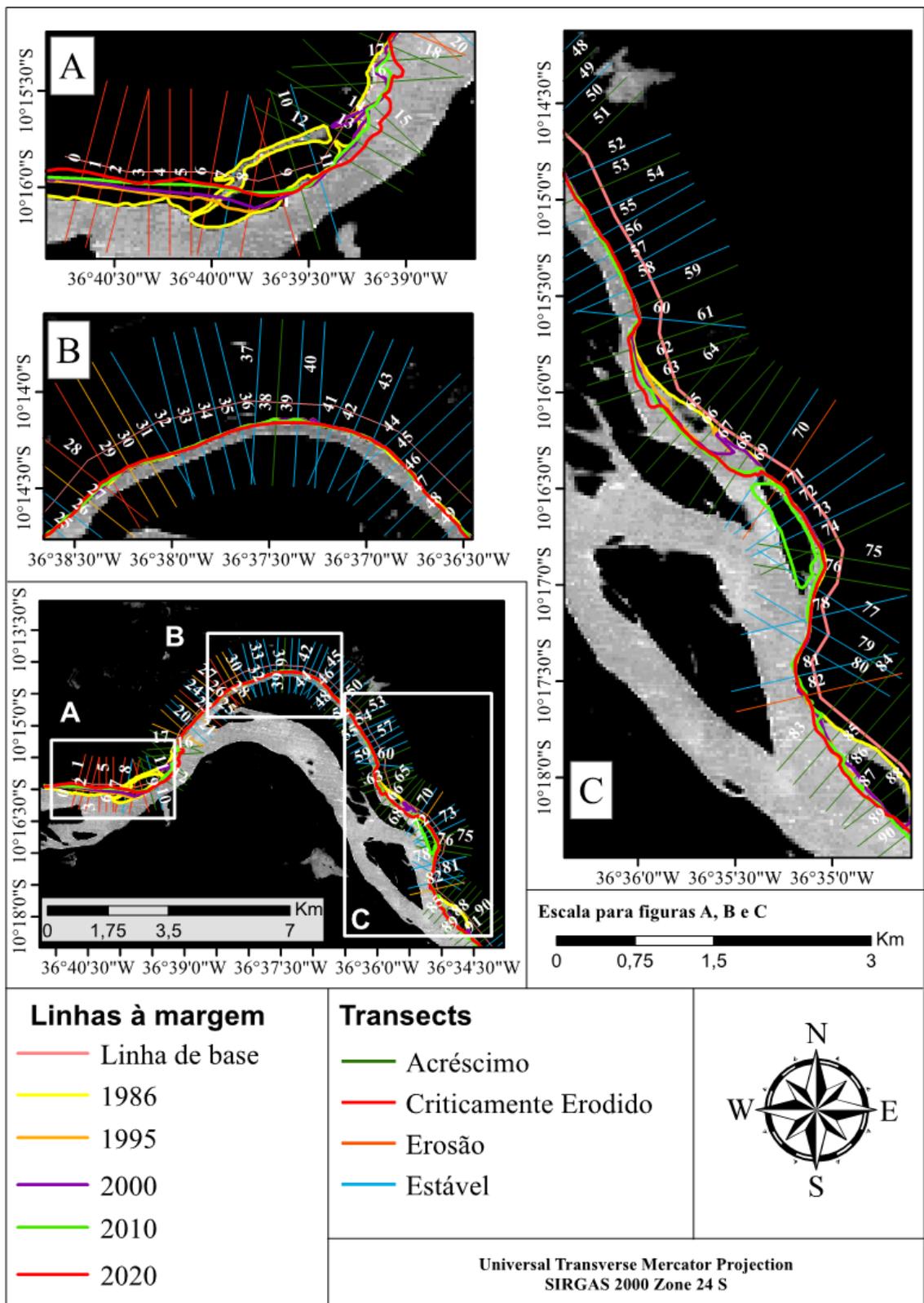


FIGURA 10. Variação da linha da margem algoana do Rio São Francisco no trecho do canal fluvial entre os municípios Penedo e Igreja Nova (AL) e dos transectos, equidistância de 200 metros entre eles e extensão de 1400 metros cada um deles, nos cinco intervalos de tempo avaliados dentro do período de 1986 e 2020.

A variação da linha da margem esquerda revela trechos com padrão de estabilidade, acréscimo, erosão e criticamente erodidos, além de confirmar a junção de ilhas, presentes anteriormente no ano de 1986, representadas pela cor amarela claro na Figura 3.

Observando a Figura 10-C e quando comparada com a Figura 3-C, demarcada no quadro vermelho, nota-se que em 1995 a ilha da porção leste estava unida à margem; e que ainda existem ilhas com tendência de fixação a esta, como pode ser visualizado entre os transectos 71 e 76, regiões com comportamento de erosão, acréscimo e estabilidade.

A margem alagoana apresenta um comportamento de acreção a partir dos valores médios observados para LRR e EPR (maiores que 0,5) (Tabela 4). Em relação ao SCE, que calcula a variação da distância entre linha da margem mais distante e mais próxima da linha de base, em cada transecto, observa-se que no transecto 10 ocorre a maior variação para esta variável, de 399,12 m de área de margem a mais em relação ao ano inicial e com valor médio dentro de cada transecto de 86,36 m.

TABELA 4. Variação mínima, máxima e média da linha da margem alagoana pelo método da taxa da diferença da linha da margem mais antiga pela mais recente (EPR), taxa do ponto de mudança da linha por regressão linear (LRR), variação das linhas de costeira dentro de cada transecto (SCE), a nível de cada classe de transecto e geral no trecho do canal fluvial do rio entre os municípios Penedo e Igreja Nova (AL), dentro dos cinco intervalos de tempo avaliados entre o período de 1986 e 2020.

		Acréscimo	Criticamente erodido	Erodido	Estável
Nº transectos		36	12	08	40
LRR (m.ano ⁻¹)	mín	0,51	-9,06	-0,93	-0,47
	máx	9,99	-1,03	-0,54	0,43
	média	3,56	-4,64	-0,71	0,04
EPR (m.ano ⁻¹)	mín	-0,43	0,00	-1,08	-0,57
	maáx	11,44	-0,87	-0,58	2,47
	média	3,71	-4,59	-0,73	0,07
SCE (m)	mín	19,88	-0,02	20,76	0,00
	máx	399,12	319,18	41,74	281,04
	média	142,43	172,60	29,45	21,40
		LRR (m.ano ⁻¹)	EPR (m.ano ⁻¹)	SCE (m)	T. de transectos
Geral	mín/máx	-9,06/9,99	-9,29/11,44	0,0/399,12	
	média	0,712	0,79	86,36	96
	Cv%	47,44	45,52	12,13	
Comportamento: Acreção					

Foram identificados 96 transectos com espaçamento de 200m entre eles, 36 foram classificados com comportamento de “acreção”, 12 “criticamente erodido”, 8 “erosão” e 40 em “estabilidade”. A classe de “criticamente erodido” engloba as transectos de 0 a 6, 8 e 9, 24, 28 e 29, locais onde percebe-se que o processo de erosão se iniciou em meados do ano de 1995 e se estabilizou por volta do ano 2015, quando associados à Figura 3. Para os transectos com padrão de “acreção”, destaca-se que em alguns pontos este perfil se deu devido à junção de pequenas ilhas à margem alagoana, evento que provavelmente foi acentuado pela alteração da vazão do rio e mudanças climáticas relacionadas à precipitação.

5.4. Discussão

Neste trabalho, vimos que foi possível monitorar o processo de formação e evolução de ilhas e bancos de areia no trecho do canal fluvial entre os municípios de Santana do São Francisco (SE), Penedo e Igreja Nova (AL), no período de 1986 a 2020. As ilhas e os bancos de areia apresentam uma trajetória de sedimentação positiva em relação às configurações geomorfológicas iniciais, do leito fluvial, no ano de 1986. No entanto, após o ano de 1995, as alterações geomorfológicas no trecho de estudo se intensificaram. No período de 1986 a 1995, a sedimentação na calha do rio, sob a superfície, aumentou apenas 0,3 km². No período de 1995 a 2000, detectou-se um incremento de 0,5 km² de sedimentos fixados nas ilhas e bancos de areia existentes na calha do rio. Nota-se que de 1986 a 1995, o espaço de tempo é maior comparado ao período de 1995 a 2000. No entanto, a sedimentação foi maior para este último espaço de tempo. Na Figura 10, destacou-se um trecho da área de estudo à montante das ilhas 1 e 3, a fim de demonstrar o estágio da calha do rio e a ascensão à superfície de novos bancos de areia ou barramentos.

Processos similares também foram observados na calha do Rio Lene (Rússia), tais como, aumento de pequenas ilhas, erosão e acréscimo na superfície territorial de ilhas e margens. Foram detectadas mudanças na temperatura e na descarga de água que foram apontadas como causa desses processos (GAUTIER *et al.*, 2021). Na China, no Rio Yangtze, onde encontra-se construída a maior barragem do mundo, impactos similares à jusante desta barragem também foram observados, sendo enfatizadas a degradação das margens e as alterações na morfologia fluvial (CHEN *et al.*, 2018).

A exploração da morfologia de rios pode ser vista como um pré-requisito para entender a causa de ocorrência de processos erosivos, de transporte e deposição de sedimentos em seus perfis longitudinais e transversais, em um contexto histórico, sob influência de constantes intervenções antrópicas (BARABAS; TKÁČ, 2019). No caso do Rio São Francisco, o interesse socioeconômico desencadeou mudanças no comportamento de descarga e transporte de sedimentos, o que acarretou fortes desequilíbrios ao sistema fluvial (HOLANDA *et al.*, 2021b).

Desde a década de 1970, tem-se constatado mudanças hídricas de origem antrópica no Rio São Francisco devido à necessidade de gerar energia elétrica. Até o presente, criou-se um sistema de represamento em cascata, com 7 reservatórios e 6 usinas hidrelétricas, que promoveram uma drástica redução no fluxo das águas ao longo do seu curso (CAVALCANTE *et al.*, 2020). No entanto, de acordo com os resultados deste trabalho, as alterações mais expressivas, em termos de geomorfologia na região abordada, estão relacionadas ao período pós-instalação da Usina Hidrelétrica de Xingó.

A construção da barragem e início das atividades desta usina foram responsáveis pela queda de 56% da magnitude do fluxo médio da vazão do rio, em seu baixo curso. Além disto, ocasionou uma redução de 30% na sua vazão mínima, nos períodos secos, entre 1994 a 2012 (VASCO *et al.*, 2019). Tal fato é preocupante, uma vez que nesses períodos a regulação da vazão é de extrema importância para o abastecimento da população local. Cavalcante *et al.* (2020) ressaltam uma queda na descarga de água, principalmente, no período de 2012 a 2017, período descrito como de seca extrema no Baixo São Francisco. Essa queda de descarga também é vista nos resultados entre os mesmos anos (FIGURA 6), estando acompanhada pela queda da precipitação.

Na literatura, é visto que a construção de barragens e reservatórios reduzem o transporte de sedimentos à sua jusante, pois aportam parte destes em seus limites (WANG *et al.*, 2017; CHEN *et al.*, 2018), mas afetam o carreamento destas partículas em níveis locais. Essas construções podem promover a degradação do canal, pois o modo de funcionalidade destes reservatórios altera todo o ciclo de vazão natural de um corpo hídrico e induz mudanças na organização temporal do seu fluxo (GUO *et al.*, 2018; BARRETO *et al.*, 2019). A região

favorece a deposição de partículas sedimentares na calha à jusante destes, dando condição ao surgimento de bancos de areia e evolução territorial de ilhas existentes (LELI *et al.*, 2020). A evolução crescente de ilhas e bancos de areia é favorecida principalmente pelo estabelecimento da vegetação.

Observou-se que no trecho estudado, ao mesmo tempo que as ilhas se desenvolveram, o rio apresentou uma drástica redução na área ocupada por água, onde cerca de 3,8 km² de ambiente fluvial foi modificado. Santos *et al.* (2020), ao estudar outro trecho no baixo curso do Rio São Francisco, também observaram resultados similares em relação à perda de área do rio e associaram este fato à questão da vazão e do assoreamento. Segundo estes autores, as terras do baixo curso do Rio São Francisco são passíveis de degradação e apresentam uma taxa de 73,5 % de alta e muito alta vulnerabilidade devido à alta intensidade de atividades agropecuárias, fatores precipitadores desta condição no baixo curso.

Ainda, os registros de contínuos padrões de baixa vazão observados neste trabalho e na literatura, principalmente após a construção da Hidrelétrica de Xingó, indicam queda na disponibilidade de água para comunidades ribeirinhas, para a navegação, como também avanço do oceano Atlântico rio adentro. De acordo com os valores do MNDWI, pode-se enfatizar essa questão da perda de água e que o rio pode estar ficando mais raso devido ao acúmulo de sedimentos em sua calha. Os valores de MNDWI podem variar de acordo com a profundidade do sistema fluvial, onde locais mais profundos demonstram valores maiores do que os coletados em locais com menor profundidade, e por meio deste se consegue identificar estágios de déficit hídricos em zonas úmidas (TALUKDAR; PAL, 2019). Consequentemente, há uma reconfiguração de todo meio, fato preocupante no cenário histórico do rio em relação aos seus aspectos biológicos, de fauna e flora aquática (VASCO *et al.*, 2019; SANTOS *et al.*, 2020).

No alto do Rio Paraná, um dos maiores rios do Brasil e do mundo com grande importância socioeconômica, assim com o Rio São Francisco, o acréscimo vertical de depósitos de sedimentos em ilhas também é relatado (LELI *et al.*, 2018; LELI *et al.*, 2020). O processo de evolução destas ilhas, a partir da fixação de sedimentos em suas laterais, é tido como uma característica geológica do padrão do sistema fluvial (LELI *et al.*, 2020; LELI *et al.*, 2018).

O Rio Paraná apresenta um canal com padrão anabranching, sendo este descrito pela presença de multicanais, compostos por vários rios separados por ilhas aluviais grandes e estáveis, que permitem o aumento da potência do fluxo das águas devido à redução da relação largura e profundidade (LATRUBESSE, 2008; STEVAUX *et al.*, 2013). Leli *et al.* (2020) destacam que as ilhas do Alto Rio Paraná, formadas ou em processo de formação dentro do canal, também estão ligadas às instabilidades climáticas que modificam as condições hidráulicas, hidrológicas e sedimentares do leito fluvial, e favorecem a evolução desta.

Para o Rio São Francisco, não existe uma classificação única dentro de toda a sua extensão. De acordo com o estado da arte, o canal franciscano pode apresentar padrões de meandros, entrelaçados e anabranching, de forma isolada ou simultânea, em apenas uma região fisiográfica da sua bacia hidrográfica, como visto na região do Médio São Francisco (MESCOLOTTI *et al.*, 2021). Apesar de nunca descrito para o Baixo Curso do Rio São Francisco, os resultados observados denotam um padrão meandrântico com características de anabranching. É meandrântico devido à sinuosidade do canal e deposição de sedimentos na ponta da margem sergipana (à direita do leito), em maior quantidade que a alagoana (à esquerda do leito). Observa-se também uma tendência ao fechamento do canal e posterior mudança de curso mediante a aproximação da ilha 1 e margem fluvial alagoana. É também anabranching devido à presença de planícies aluviais grandes e estáveis em termos de localização. Mas a atividade de usinas hidrelétricas tem a capacidade de alterar as características geomorfológicas de um sistema fluvial. No Rio Dnieper (Ucrânia), após a instalação da Barragem Kaniv, em seu baixo curso, o rio teve sua condição de entrelaçado alterada para anastomosado, pois a operação da UHE responsável pelo barramento afetou os processos, a erosão e o acúmulo de sedimentos no fundo da calha (SZMAŃDA *et al.*, 2021).

A compreensão da classificação de um canal nos permite entender a evolução de ilhas e bancos de areia, bem como processos de formação de canais cegos ou meandros abandonados, de acordo com o fluxo hídrico e transporte de sedimentos (EATON *et al.*, 2010; GAUTIER *et al.*, 2021; MESCOLOTTI *et al.*, 2021), seja ele em seu estado perturbado ou não perturbado.

Sedimentos fluviais podem ser oriundos de diversas naturezas e sua descarga, assim como a forma do canal, também apresentam relações com a climatologia, aspectos de ecologia da paisagem, geologia local e má gestão dos recursos ambientais (WILKES *et al.*, 2019). HOLANDA *et al.* (2007; 2021a) ressaltam que, no baixo curso do Rio São Francisco, estes consistem em partículas coesivas (silte e argila) e não coesivas (areia fina), e devido ao processo de erosão das margens, principalmente em pontos com ausência de vegetação ciliar, esses compostos são transportados para dentro do sistema fluvial.

Logo, os excessos destas partículas não são favoráveis à hidrodinâmica do sistema, por provocarem reajustes na morfologia e deformações da forma plana do canal devido ao desequilíbrio entre a capacidade de transporte e o fluxo de sedimento, forçando o rio a procurar um novo equilíbrio dinâmico (HOLANDA *et al.*, 2021b; ALEKSEEVSKIY *et al.*, 2008).

Na subunidade hidrográfica abordada destaca-se que a Hidrelétrica de Xingó não é a única responsável pelas alterações constatadas, mas sim diversos fatores impactantes como agricultura e o projeto de transposição deste rio, que teve início das obras no ano de 2007 e ainda não está concluído (TORRENTE, 2020). Esse projeto apresenta dois eixos de integração para o desvio das águas do São Francisco, denominados Eixo Norte e Eixo Leste (FARIAS *et al.*, 2017).

Este último encontra-se concluído e está inserido próximo ao Baixo São Francisco. A partir de um estudo de impactos ambientais, foram listados 44 impactos durante o planejamento deste projeto. Destes, 23 foram descritos como relevantes e, dentro destes, 12 com caráter negativo incluindo a aceleração dos processos de erosão, arraste de sedimentos, modificação do regime fluvial e perda de vegetação. Todos os impactos foram considerados como sendo de ocorrência pré e pós-início das operações da transposição (STOLF *et al.*, 2012), ou seja, continuarão a ocorrer enquanto existir atividade.

Outro fator limitante do fluxo fluvial é a taxa de precipitação ou pluviosidade. Sabe-se que diante das constantes alterações climáticas e influência do fenômeno *El Niño*, na Região Nordeste do Brasil, a precipitação anual na Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (BHRSF) tem estado abaixo de sua média de longo prazo, a cada ano, desde 1992 (DE JONG *et al.*, 2018). A redução da vazão que ocorreu de forma progressiva no período de 2012 a 2018 (Figura 6) também pode estar associada a esta variável.

O regime de vazão do Baixo São Francisco é regado por hidrelétricas à sua montante, como a Usina de Sobradinho e de Xingó, que provocam modificações na conformação do rio. A Usina Hidrelétrica de Sobradinho, localizada na região do Submédio do Rio São Francisco, é responsável por 59% das alterações hidrológicas no baixo curso do Rio São Francisco (GENZ; LUZ, 2012). Por consequência, ocasiona mudanças geomorfológicas na calha do rio, o que pode ter acentuado o processo de sedimentação fluvial, como pode ser visto mediante o aumento de bancos de áreas no longo período de restrição hídrica (2012 a 2018) demonstrado neste trabalho. No entanto, salienta-se que em épocas de cheia as águas são liberadas, a vazão na região do baixo aumenta e o contrário pode vir a ocorrer, como o desaparecimento destes bancos.

A precipitação consiste em um mecanismo de retorno da água para o meio terrestre. Essa é tida como a principal forma de recarga em bacias hidrográficas. A Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco tem demonstrado perda de água terrestre armazenada, nas últimas duas décadas, principalmente entre as subunidades hidrográficas do Alto e Médio São Francisco, com cerca de menos 2,5 km³ de perda (SUN *et al.*, 2016). Essas duas unidades são responsáveis por mais da metade da vazão do rio (HOLANDA *et al.*, 2021b). Então, subentende-se que a baixa pluviosidade nestas regiões desconfigurou a sua capacidade hídrica em um contexto geral.

Variações extremas de precipitação podem ocorrer no médio e BSF, locais onde o uso do solo tem sofrido intensas mudanças na cobertura nas últimas décadas (BEZERRA *et al.*, 2019). Em muitos trechos do BSF, os solos nas áreas ciliares encontram-se desflorestados, apresentando apenas manchas isoladas de vegetação (HOLANDA *et al.*, 2021a). Essa condição gera, como consequência, a intensificação de processos erosivos marginais (PATHAN *et al.*, 2021).

As margens de um corpo hídrico, assim como uma linha costeira, funcionam como limites entre a água e a zona terrestre (KIM *et al.*, 2017). Por serem regiões com boa fertilidade e visual paisagístico no BSF, estas são alvos de especulação imobiliária e uso agropecuário. Essas mudanças causam uma variação em sua linha marginal, podendo esta permanecer estável ou sofrer perda de terra.

Neste trabalho observou-se que a margem alagoana analisada apresentou comportamentos distintos em seus 95 transectos. Porém, a sua maioria permaneceu estável. Ao comparar as Figuras 3 e 5, notou-se que os trechos que apresentaram comportamento de erodido e criticamente erodido, para análise da linha de margem, configuram regiões que perderam área terrestre para o rio. Ou seja, a margem erodiu e o rio avançou sobre os seus limites. Os trechos que apresentam comportamento de acreção correspondem às áreas caracterizadas como acrescidas à margem e fusão de ilhas à mesma.

Diante destes resultados e de acordo com o ponto de vista de Kim *et al.* (2017), pode-se inferir que a degradação das margens também pode ter contribuído para a alteração da morfologia do canal, assim como alteração da sua configuração à jusante das áreas erodidas.

As mudanças espaço-temporais, em linhas costeiras, podem sofrer influência de atividades antropogênicas, variação da precipitação e da deposição de sedimentos transportados por rios e afluentes (DURU, 2017). Visto isto, como são expostas às mesmas intempéries que as regiões costeiras, supõe-se que o mesmo ocorre às margens de um rio, o que justifica o movimento de avanço, recuo e degradação da margem alagoana estudada neste trabalho.

Esse movimento caracteriza o estreitamento e o alargamento de um canal fluvial, ambos controlados pela densidade vegetacional. A depender do tipo de material sedimentar que se acumula às margens, a vegetação circundante pode se beneficiar e se expandir, dispondo de um ambiente propício para se desenvolver. Nessa condição, pode ocasionar o estreitamento do curso d'água. O inverso ocorre quando a tensão de cisalhamento permite que a margem do rio seja erodida. No entanto, do ponto de vista geral, a presença de vegetação promove a estabilidade das margens, uma vez que seus sistemas radiculares agregam e consolidam os sedimentos (ZEN; PERONA, 2020).

No trecho da APP inserida no município de Santana do São Francisco, sob domínio do estado de Sergipe (margem direita e oposta à estudada), sabe-se que cerca de 62% de sua área está em estágio de perturbação (TORRES *et al.*, 2021), perfil resultante das alterações por atividades agrícolas, construções urbanas e desmatamento. Com isso, a vegetação remanescente se encontra em risco de degradação florestal e erosão genética devido à redução de conectividade entre os fragmentos florestais restantes (TORRES *et al.*, 2021).

O reestabelecimento da vegetação natural é uma alternativa viável para reduzir o transporte de sedimentos de um rio a longo prazo. Isto se dá devido ao aumento da biomassa vegetal propiciar uma redução da taxa de escoamento superficial, prevenção do aumento da carga de sedimentos (BUENDIA *et al.*, 2016), aumentar a proteção contra a erosão das margens (DAL FERRO *et al.*, 2019), melhorar a estrutura do solo e estabilizar as margens de um rio (HUBBLE *et al.*, 2010). Essas melhorias proporcionam o aumento da capacidade de infiltração do solo (SILVA *et al.*, 2018) e, por consequência, melhoria na quantidade e qualidade da água retida.

5.5. Conclusões

Na região de estudo, no período 1986 e 2020, percebe-se que ocorreram alterações em níveis geomorfológicos, hidrológicos e climáticos. Nota-se que a calha do Rio São Francisco é vulnerável e responde a qualquer alteração ambiental, seja ela de ocorrência natural ou antrópica.

Estudos com esta abordagem devem ser utilizados constantemente para monitorar a evolução da geomorfologia do canal e fornecer dados de alerta para órgãos ambientais responsáveis, caso processos de intervenção sejam necessários.

Foram detectadas alterações como estreitamento do canal, aumento do tamanho de ilhas e do número de bancos de areia, alterações da linha da costa, ao norte, com indicativos de processos erosivos a oeste (à montante da área de estudo), fusão de ilhas à margem esquerda e sedimentação à margem direita do rio. Essas mudanças podem estar associadas à redução da vazão do rio devido à sua influência direta no transporte de sedimentos em suspensão, que por sua vez, afetam o fluxo do canal devido ao processo de assoreamento.

O processo de fixação de sedimentos às ilhas e bancos de areia, na área de estudo, está relacionado ao assoreamento, mediante erosão marginal, alterações na precipitação e regulação drástica da vazão. A instalação da Usina Hidrelétrica de Xingó e suas atividades consistem em um dos fatores agravantes desta condição. Os sedimentos em suspensão tenderam a se acumular na calha do rio, de forma vertical, até que, com o passar do tempo, atingiram a superfície acima da lâmina d'água, ocasionando alteração no perfil longitudinal na área de estudo.

O processo de evolução de ilhas e bancos de areia na calha fluvial devem ser vistos como indicativos ecológicos de perturbação ambiental. Estes sinalizam que modificações no curso do rio podem dificultar a navegação e interferir nos padrões socioeconômicos locais, como fechamento de canais, alteração do curso d'água e na piscicultura, o que pode refletir na condição de vida da população ribeirinha dependente deste recurso natural.

5.6. Referências Bibliográficas

ABDELMONEIM, H.r; SOLIMAN, M. R.; MOGHAZY, H. M. Evaluation of TRMM 3B42V7 and CHIRPS satellite precipitation products as an input for hydrological model over Eastern Nile Basin. **Earth Systems and Environment**, v. 4, n. 4, p. 685-698, 2020.

ALEKSEEVSKIY, N. I.; BERKOVICH, K. M.; CHALOV, R. S. Erosion, sediment transportation and accumulation in rivers. **International Journal of Sediment Research**, v. 23, n. 2, p. 93-105, 2008.

BARABAS, D; TKÁČ, M. Analysing riverbed morphology as a response to changes of geological and neotectonic conditions: A case study of the olšava river. **Quaestiones Geographicae**, v. 38, n. 3, p. 109–122-109–122, 2019.

BARRETO, I. D. C; XAVIER, S. F. A.; STOSIC, T. Long-Term Correlations in São Francisco River Flow: The Influence of Sobradinho Dam. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 34, p. 293-300, 2019.

BEZERRA, B. G. et al. Changes of precipitation extremes indices in São Francisco River Basin, Brazil from 1947 to 2012. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 135, n. 1, p. 565-576, 2019.

BRASIL. Agência Nacional de Águas. Hidroweb: Sistema de informações hidrológicas. 2005. Disponível em: <http://hidroweb.ana.gov.br/>. Acesso em: 12 mar. 2021.

- BUENDIA, C. et al. Effects of afforestation on runoff and sediment load in an upland Mediterranean catchment. **Science of the Total Environment**, v. 540, p. 144-157, 2016.
- CAVALCANTE, G. et al. Temporal streamflow reduction and impact on the salt dynamics of the São Francisco River Estuary and adjacent coastal zone (NE/Brazil). **Regional Studies in Marine Science**, v. 38, p. 101363, 2020.
- C.A.S.S.I.E. - **COASTAL ANALYSIS VIA SATELLITE IMAGERY ENGINE**.2020. Uma ferramenta para análise costeira via mecanismo de imagens de satélite. Disponível em: <https://cassie-stable.herokuapp.com/>. Acesso em: 30 mar 2021.
- CBHSF (Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco). **Biomás**. 2018. Disponível em: [http:// https://cbhsaofrancisco.org.br/a-bacia/](http://https://cbhsaofrancisco.org.br/a-bacia/). Acesso em: 01 jun. 2021.
- CHEN, X. Coupling an unstructured grid three-dimensional model with a laterally averaged two-dimensional model for shallow water hydrodynamics and transport processes. **International Journal for Numerical Methods in Fluids**, v. 93, n. 5, p. 1468-1489, 2021.
- CHEN, J. et al. Spatio-Temporal Patterns and Impacts of Sediment Variations in Downstream of the Three Gorges Dam on the Yangtze River, China. **Sustainability**, v. 10, n. 11, p. 4093, 2018.
- COSTA, M. S. et al. Rainfall extremes and drought in Northeast Brazil and its relationship with El Niño–Southern Oscillation. **International Journal of Climatology**, v. 41, p. E2111-E2135, 2021.
- DAL FERRO, N. et al. Buffer Strips on the Low-Lying Plain of Veneto Region (Italy): Environmental Benefits and Efficient Use of Wood as an Energy Resource. **Journal of Environmental Quality**, v. 48, n. 2, p. 280-288, 2019.
- DE JONG, P. et al. Hydroelectric production from Brazil's São Francisco River could cease due to climate change and inter-annual variability. **Science of the Total Environment**, v. 634, p. 1540-1553, 2018.
- DU, Y. et al. Water bodies' mapping from Sentinel-2 imagery with modified normalized difference water index at 10-m spatial resolution produced by sharpening the SWIR band. **Remote Sensing**, v. 8, n. 4, p. 354, 2016.
- DUBREUIL, V. et al. Os tipos de climas anuais no Brasil: uma aplicação da classificação de Köppen de 1961 a 2015. **Confins. Revue franco-brésilienne de géographie/Revista franco-brasileira de geografia**, n. 37, 2018.
- DURU, U. Shoreline change assessment using multi-temporal satellite images: a case study of Lake Sapanca, NW Turkey. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 189, n. 8, p. 1-14, 2017.
- EATON, B. C.; MILLAR, R. G.; DAVIDSON, S. Channel patterns: Braided, anabranching, and single-thread. **Geomorphology**, v. 120, n. 3-4, p. 353-364, 2010.
- FARIAS, E. E. V. de; CURI, W. F. ; DINIZ, L. S. São Francisco river Integration Project, Eastern Axis: losses analysis and performance indicators. **RBRH**, v. 22, 2017.

- FERNANDES, M. M et al. Land use and land cover changes and carbon stock valuation in the São Francisco river basin, Brazil. **Environmental Challenges**, v. 5, p. 100247, 2021
- GAUTIER, E. et al. Fifty-year dynamics of the Lena River islands (Russia): Spatio-temporal pattern of large periglacial anabranching river and influence of climate change. **Science of The Total Environment**, v. 783, p. 147020, 2021.
- GENZ, F.; LUZ, L. D. Distinguishing the effects of climate on discharge in a tropical river highly impacted by large dams. **Hydrological Sciences Journal**, v. 57, n. 5, p. 1020-1034, 2012.
- GUO, L. et al. How have the river discharges and sediment loads changed in the Changjiang River basin downstream of the Three Gorges Dam?. **Journal of Hydrology**, v. 560, p. 259-274, 2018.
- GOOGLE EARTH ENGINE – GEE. (2020). **A planetary-scale platform for Earth science data & analysis**. Disponível em: <https://earthengine.google.com/>. Acesso em: 30 mar. 2021.
- HOLANDA, Francisco Sandro Rodrigues et al. Soil bioengineering in northeastern Brazil: An Overview. **Revista Ambiente & Água**, v. 16, 2021a.
- 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, 2021b.
- HOLANDA, F. S. R. et al. Percepção dos ribeirinhos sobre a erosão marginal e a retirada da mata ciliar do Rio São Francisco no seu baixo curso. **Ra'e Ga**, v. 22, p.219-237, 2011.
- HOLANDA, F. S. R. et al. Análise Multitemporal e Caracterização dos Processos Erosivos no Baixo São Francisco Sergipano. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 8, n. 2, 2007.
- HUBBLE, T. C. T.; DOCKER, B. B.; RUTHERFURD, I. D. The role of riparian trees in maintaining riverbank stability: a review of Australian experience and practice. **Ecological Engineering**, v. 36, n. 3, p. 292-304, 2010.
- JANSSEN, P. et al. Long-term river management legacies strongly alter riparian forest attributes and constrain restoration strategies along a large, multi-use river. **Journal of Environmental Management**, v. 279, p. 111630, 2021.
- JIMENEZ, J. C. et al. The role of ENSO flavours and TNA on recent droughts over Amazon forests and the Northeast Brazil region. **International Journal of Climatology**, v. 41, n. 7, p. 3761-3780, 2021.
- KIM, H.; LEE, S. B.; MIN, K. S. Shoreline change analysis using airborne LiDAR bathymetry for coastal monitoring. **Journal of Coastal Research**, n. 79 (10079), p. 269-273, 2017.
- LATRUBESSE, E. M. Patterns of anabranching channels: The ultimate end-member adjustment of mega rivers. **Geomorphology**, v. 101, n. 1-2, p. 130-145, 2008.
- LATRUBESSE, E. M.; STEVAUX, J. C.; SINHA, R. Tropical rivers. **Geomorphology**, v. 70, n. 3-4, p. 187-206, 2005.

- LE, A. M.; PRICOPE, N. G. Increasing the accuracy of runoff and streamflow simulation in the Nzoia Basin, Western Kenya, through the incorporation of satellite-derived *CHIRPS* data. **Water**, v. 9, p. 114, 2017.
- LELI, I. T.; STEVAUX, J. C.; ASSINE, M. L. Origin, evolution, and sedimentary records of islands in large anabranching tropical rivers: The case of the Upper Paraná River, Brazil. **Geomorphology**, v. 358, p. 107118, 2020.
- LELI, I. T.; STEVAUX, J. C.; ASSINE, M. L. Genesis and sedimentary record of blind channel and islands of the anabranching river: An evolution model. **Geomorphology**, v. 302, p. 35-45, 2018.
- LUIJENDIJK, Arjen et al. The state of the world's beaches. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1-11, 2018.
- MCFEETERS, S. K. The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. **International Journal of Remote Sensing**, v. 17, n. 7, p. 1425-1432, 1996.
- MESCOLOTTI, P. C. et al. Fluvial aggradation and incision in the Brazilian tropical semi-arid: Climate-controlled landscape evolution of the São Francisco River. **Quaternary Science Reviews**, v. 263, p. 106977, 2021.
- MONTERO, J. C.; LATRUBESSE, E. M. The igapó of the Negro River in central Amazonia: Linking late-successional inundation forest with fluvial geomorphology. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 46, p. 137–149, 2013
- MUKHERJEE, A.; BHANJA, S. N.; WADA, Y. Groundwater depletion causing reduction of baseflow triggering Ganges river summer drying. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1–9, 2018.
- NISTOR, C. et al. The impact of large dams on fluvial sedimentation: The Iron Gates Reservoir on the Danube River. **Acta Geographica Slovenica**, v. 61, n. 1, p. 41–55-41–55, 2021.
- NKHONJERA, G. K.; DINKA, M. O.; WOYESSA, Y. E. Assessment of localized seasonal precipitation variability in the upper middle catchment of the olifants river basin. **Journal of Water and Climate Change**, v. 12, n. 1, p. 250–264, 2021.
- NOGUEIRA JUNIOR, L. R.; DOMPIERI, M. H. G.; CRUZ, M. A. S. GeoTAB: Identificação dos biomas e da vegetação na região de atuação da Embrapa Tabuleiros Costeiros. **Scientia Plena**, v. 15, n. 11, 2019.
- PATHAN, A. A.; ASHWINI, K.; SIL, B. S. Spatio-temporal variation in land use/land cover pattern and channel migration in Majuli River Island, India. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 12, p. 1-17, 2021.
- ROOD, S. **Louise Island in the Bow River at Calgary Mitigation of a Growing Flood Hazard and Prospective Environmental Impacts from the Urban Surf Beach and River Waves Project**. 2020

- SANTOS, C. T. B. dos et al. Avaliação do comportamento Vegetation Health Index no diagnóstico de secas no Nordeste brasileiro. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 4, p. e54011427890-e54011427890, 2022.
- SANTOS, A. et al. Causes and consequences of seasonal changes in the water flow of the São Francisco river in the semiarid of Brazil. **Environmental and Sustainability Indicators**, v. 8, p. 100084, 2020.
- SEGADELLI, S. et al. Predicting extreme-precipitation effects on the geomorphology of small mountain catchments: Towards an improved understanding of the consequences for freshwater biodiversity and ecosystems. **Water**, v. 12, n. 1, p. 79, 2020.
- SILVA, J.V.; DE SOUZA VIEIRA, J.; RIAL, E.P.. Matas ciliares, assoreamento e educação ambiental no baixo São Francisco. **Expedição Científica do Rio São Francisco**, 2018.
- SINGH, R.; TIWARI, A. K.; SINGH, G. S. Managing riparian zones for river health improvement: an integrated approach. **Landscape and Ecological Engineering**, v. 17, n. 2, p. 195-223, 2021.
- STEVAUX, J. C.; CORRADINI, F. A.; AQUINO, S. Connectivity processes and riparian vegetation of the upper Paraná River, Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 46, p. 113-121, 2013.
- STOLF, R. et al. Water transfer from São Francisco river to semiarid northeast of Brazil: technical data, environmental impacts, survey of opinion about the amount to be transferred. **Engenharia Agrícola**, v. 32, p. 998-1010, 2012.
- SUN, T. et al. Water availability of São Francisco river basin based on a space-borne geodetic sensor. **Water**, v. 8, n. 5, p. 213, 2016.
- SZMAŃDA, J. B. et al. Response of the Dnieper river fluvial system to the river erosion caused by the operation of the Kaniv hydro-electric power plant (Ukraine). **Catena**, v. 202, p. 105265, 2021.
- TALUKDAR, S.; PAL, S. Effects of damming on the hydrological regime of Punarbhaba river basin wetlands. **Ecological Engineering**, v. 135, p. 61-74, 2019.
- THIELER, E. R. et al. **The Digital Shoreline Analysis System (DSAS) version 4.0-an ArcGIS extension for calculating shoreline change**. US Geological Survey, 2009.
- 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.
- TORRENTE, A. Todos os direitos reservados. Gazeta do Povo. Após 14 anos, transposição do Rio São Francisco entra na reta final. **Gazeta do Povo**. 2020. Disponível em: <https://www.gazetadopovo.com.br/republica/transposicao-rio-sao-francisco-obras-reta-final/>. Acesso em: 13 ago. 2021.
- VASCO, A. N. do et al. Impactos da construção de barragem na comunidade de macroinvertebrados no rio Poxim-Açu numa região tropical. **Revista Ambiente & Água**, v. 16, n. 6, 2021.

VASCO, A. N.; NETTO, A. 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.

WANG, H. et al. Impacts of the dam-orientated water-sediment regulation scheme on the lower reaches and delta of the Yellow River (Huanghe): A review. **Global and Planetary Change**, v. 157, p. 93-113, 2017.

WILKES, M. A. et al. Physical and biological controls on fine sediment transport and storage in rivers. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Water**, v. 6, n. 2, p. e1331, 2019.

XU, H. Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. **International Journal of Remote Sensing**, v. 27, n. 14, p. 3025-3033, 2006.

ZEN, S.; PERONA, P. Biomorphodynamics of river banks in vegetated channels with self-formed width. **Advances in Water Resources**, v. 135, p. 103488, 2020.

6. ARTIGO 3

MONITORAMENTO DE ÁREAS CILIARES EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO POR MEIO INDICADORES ECOLÓGICOS DA PAISAGEM

Periódico submetido (ou a ser submetido): nome do periódico

RESUMO

Áreas em processo de restauração florestal precisam ser monitoradas para alcançar a continuidade do funcionamento do ecossistema. Este trabalho foi realizado com o objetivo de avaliar o estabelecimento da área de mata ciliar em processo de restauração, após 18 anos de intervenção, por meio da análise temporal da paisagem, indicadores bióticos e edáficos. Para isto, foi realizada a análise temporal da paisagem, biomassa e Gross primary production (GPP), via geoprocessamento, em cinco intervalos de tempo dentro do período de 2002 a 2020, bem como análises de indicadores bióticos (chuva de sementes, banco de sementes e de plântulas) e edáficos no período de 2019 a 2020. Para a chuva de sementes, foram registrados 1.197 propágulos, pertencentes a 27 espécies distintas. O banco de sementes do solo apresentou maior densidade na estação chuvosa (21,3 sementes/m²), sendo registradas 25 sementes, 7 espécies e apenas uma família botânica. No banco de plântulas foram registradas 1.193 plântulas, sendo estas pertencentes a 28 famílias botânicas, onde 57% dos indivíduos são da estrutura arbórea-arbustiva da floresta. As condições edáficas melhoraram quando comparadas com a fase de implantação do projeto. Pela análise temporal da paisagem, no ano de 2010, a área do plantio se encontrava com 100% de cobertura de vegetação densa. A biomassa produzida e o GPP apresentaram padrão de incremento linear ao longo do tempo. O estágio de sucessão da área é avançado, com maior representatividade de espécies secundárias e clímax. O monitoramento favoreceu o entendimento da dinâmica de estabelecimento do ambiente de restauração.

Palavras-Chave: Mecanismos de regeneração; Recuperação de áreas degradadas; Recuperação ativa e passiva.

ABSTRACT

MONITORING RIPARIAN AREAS IN THE RESTORATION PROCESS THROUGH MEANS OF THE LANDSCAPE ECOLOGICAL INDICATORS

Areas undergoing forest restoration need to be monitored to achieve ecosystem functioning continuity. This work was carried out to evaluate the establishment of the riparian forest area in the restoration process, after 18 years of intervention, through temporal analysis of the landscape, biotic and edaphic indicators. Moreover, a temporal analysis of the landscape, biomass, and Gross Primary Production (GPP) was carried out, via geoprocessing, at five-time-intervals within the period from 2002 to 2020, as well as biotic indicators analysis (seed rain, seed bank, and seedlings), and edaphic from 2019 to 2020. Thus, 1.197 propagules were recorded for the seed rain, belonging to 27 different species. The soil seed bank showed higher density in the rainy season (21.3 seeds/m²), gathering 25 seeds, 7 species and only one botanical family recorded. In the seedling bank, 1,193 seedlings were recorded, belonging to 28 botanical families, in which 57% of the individuals came from the arboreal-shrubby structure of the forest. Edaphic conditions improved when compared to the project implementation phase. By the temporal analysis of the landscape, in 2010, the planting area was 100% covered with dense vegetation. The biomass produced and the GPP showed a linear increment pattern over time. The successional stage of the area is advanced, with a significant representation of secondary and climax species. Monitoring favored the understanding of the establishment dynamics of the restoration environment.

Keywords: Regeneration mechanisms; degraded areas recovery; active and passive recovery.

6.1. Introdução

O Brasil possui elevado potencial hídrico em nível mundial, abrangendo 12 regiões hidrográficas em seu território, as quais são responsáveis por cerca de 12% da água doce do mundo (ANA, 2020). A Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco se destaca pelo grande volume de água que percorre a região semiárida do país e grande importância para as populações que vivem nas áreas abrangidas.

Ao longo de seu curso, sofre diversos danos ambientais face à exploração desordenada de seus recursos naturais. Em grande parte, os danos observados ocorrem devido às alterações de origem antrópica, promovidas no uso da terra. As alterações, de maneira geral, têm causado uma redução significativa dos recursos florestais, os quais exercem um papel fundamental na regulação e funcionamento dos processos ecológicos e hidrológicos, resultando em problemas socioambientais em toda a sua extensão (SANTANA, 2017). Observa-se, regularmente, que os maiores impactos, sejam de ordem ecológica, hidrológica ou socioambiental, são sentidos com maior intensidade na sub-região hidrográfica conhecida como Baixo São Francisco (VASCO, 2015; HOLANDA *et al.*, 2021).

A intensa modificação das paisagens naturais que ocorreram nessa região acelera os processos erosivos (GUIMARÃES *et al.*, 2010), principalmente devido ao crescente processo de fragmentação e supressão das áreas ciliares, que desempenham importantes funções na regulação da qualidade e quantidade da água (SANTOS JÚNIOR *et al.*, 2017), o que afeta a capacidade de recarga da bacia hidrográfica.

As matas ciliares são protegidas pela Lei 12.651, de 25 de março de 2012, e são classificadas como Áreas de Preservação Permanente (APP), as quais devem ser preservadas e, quando houver degradação, recuperadas (BRASIL, 2012). Em Sergipe, estado inserido na

região do Baixo São Francisco, grande parte das matas ciliares estão em estado avançado de perturbação ou degradação, o que sugere a necessidade de restauração florestal visando restabelecer a dinâmica e as interações dos ecossistemas locais (ALMEIDA, 2016).

Assim, foram realizadas ações de restauração florestal na Fazenda Mãe Natureza, localizada no município de Santana do São Francisco em Sergipe, no ano de 2003. Essa ação teve como objetivo mitigar os efeitos dos impactos antrópicos e estimular a retomada de processos ecológicos, com consequente manutenção da vegetação nativa. Este projeto foi fruto da parceria entre o grupo de Restauração, Governo do Estado de Sergipe, BNB, ETENE, FUNDECI e Universidade Federal de Sergipe, no qual foram inseridas 13 espécies arbóreas de ocorrência natural na região, através da técnica de restauração artificial (ARAGÃO, 2009).

No ano de 2016, 13 anos após a implantação de ações de restauração florestal, foi identificada a presença de 165 espécies na área de implantação, variando entre os hábitos arbustivos, arbóreos e herbáceos (MATOS, 2016). Porém, neste período, não foram realizados levantamentos sobre os indicadores biológicos de regeneração natural, deixando lacunas sobre a dinâmica de sucessão ecológica local. Nesse ambiente há necessidade de desenvolver avaliações e monitoramento contínuo. Para isto, deve-se estudar os mecanismos de regeneração natural, tais como a chuva de sementes, banco de sementes do solo e o banco de plântulas. Também é indicado avaliar as modificações edáficas, tanto em termos físicos quanto de fertilidade do solo e ainda análises temporais da paisagem para observação das alterações ocorridas ao longo tempo. A análise destes processos e fatores, conjuntamente, podem possibilitar o entendimento da dinâmica temporal da área plantada e avaliar se o processo de restauração está sendo bem conduzido.

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 (WU *et al.*, 2019; HURSKAINEN *et al.*, 2019; SOUSA; DAVIS, 2020). Tais ações podem servir como aliadas aos projetos de reflorestamentos de áreas degradadas, em longo prazo. Porém, seus resultados devem ser associados ao uso de indicadores biológicos, pois estes permitem inferências quanto à estrutura vertical e horizontal da floresta, além do andamento do processo de transformação, direcionando estratégias para obtenção do sucesso da restauração. Um dos principais indicadores biológicos é a quantificação e análise da regeneração natural. A sua avaliação é dada a partir de metodologias voltadas para análises quantitativas e qualitativas da chuva de sementes, do banco de sementes do solo e do banco de plântulas. Além da utilização de indicadores biológicos é necessário analisar as modificações ocorridas nos ambientes, especialmente das transformações edáficas, tanto físicas quanto químicas e hidrológicas, por meio de análise de vazão e qualidade de água. Porém, nem sempre as avaliações hidrológicas respondem a ações em microescalas ambientais.

A chuva de sementes é o principal indicador da dinâmica sucessional local e, por meio desta, é possível verificar a presença de propágulos das espécies da vegetação do entorno e outras localidades que são transportados por meio de agentes dispersores, enriquecendo assim a diversidade florística local (SCCOTI *et al.*, 2016; FRÓES *et al.*, 2020). Assim, ocorre a formação dos bancos de sementes do solo e do banco de plântulas, sendo que o banco de sementes do solo é constituído por propágulos viáveis ou não, presentes na camada superficial do solo (DÉDA, 2017; FABRICANTE *et al.*, 2016). O banco de plântulas é formado pelos indivíduos jovens, recém germinados, advindos de espécies cujas sementes não podem ser armazenadas por longos períodos devido à grande atividade metabólica que possuem ao serem dispersas, sendo encontradas majoritariamente no piso da floresta (SILVA *et al.*, 2018).

Para o solo, o uso dos atributos químicos e físicos como indicador abiótico concede informações sobre a relação entre solo, planta e disponibilidade de nutrientes para as espécies vegetais presentes no ambiente. Estes também estão condicionados a expressarem a capacidade de retenção da água, presença e mobilidade de contaminantes, capacidade de troca de cátions

(CTC), poder tampão, pH, dentre outros fatores (CALDEIRA *et al.*, 2013; SHEN *et al.*, 2020; HE *et al.*, 2021).

As avaliações feitas com os indicadores biológicos auxiliam na gestão de projetos de recuperação florestal. Desta forma, é possível identificar conflitos e possibilitar tomadas de decisões a respeito da necessidade de intervenções, a fim de garantir a conservação dos recursos naturais, a autorrenovação, sustentabilidade e manutenção da diversidade biológica dos ecossistemas (ALMEIDA, 2016).

Sendo assim, este trabalho foi realizado com o objetivo de avaliar as estratégias de regeneração natural, em área de mata ciliar em processo de restauração, após 18 anos de implantação, por meio da análise temporal da paisagem e de indicadores bióticos e edáficos.

6.2. Material e métodos

6.2.1 Caracterização da área de estudo: Fazenda Mãe Natureza

A Fazenda Mãe Natureza está localizada no município de Santana do São Francisco, no Povoado Saúde ($10^{\circ}15'32''$ S e $36^{\circ}38'23''$ W) (Figura 1). O município de Santana do São Francisco está localizado no extremo nordeste do estado de Sergipe, limitando-se ao norte com o estado de Alagoas e ao sul, leste e oeste com Neópolis, SE (Figura 1).

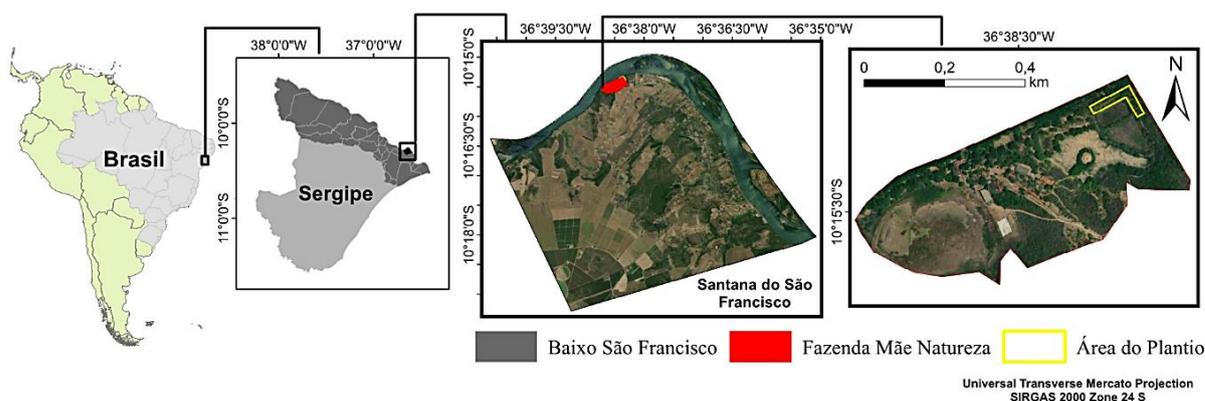


FIGURA 1. Localização da Fazenda Mãe Natureza e do município de Santana do São Francisco no estado de Sergipe - Brasil.

Fonte: Autoria própria.

A fazenda encontra-se inserida na área de preservação permanente do Rio São Francisco e foi uma das áreas beneficiadas por ações de restauração florestal, um projeto-piloto coordenado pelo grupo de pesquisa Restauração em parceria com a Universidade Federal de Sergipe, o Governo do Estado, BNB, ETENE e FUNDECI.

No ano de 2003 foi implantado um experimento em área de 2,5 ha, testando-se modelos com plantio de mudas e semeadura direta de 13 espécies florestais de ocorrência natural na região do Baixo São Francisco (Tabela 1), em dois diferentes espaçamentos (3x3 e 3x1,5m). As mudas foram produzidas na Universidade Federal de Sergipe e na Floresta Nacional do Ibura. Para a escolha das espécies, levou-se em consideração o seu potencial para trabalhos de restauração, com informações existentes na literatura e a função ecológica no ambiente, uma vez que elas ocorriam em toda a faixa de mata ciliar na referida região.

TABELA 1. Lista de espécies selecionadas para recuperação de mata ciliar na região do Baixo Rio São Francisco em 2003, Fazenda Mãe Natureza, Santana do São Francisco - Sergipe, UFS, São Cristóvão – SE, 2016. (Fonte: ARAGÃO, 2009).

Família	Espécie	Nome Popular	Grupo Ecológico
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Aroeira	Pioneira
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Pau-pombo	Pioneira
Fabaceae	<i>Cassia grandis</i> L. f	Canafístula	Clímax
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> Vell. Morong.	Tamboril	Clímax
	<i>Erythrina velutina</i> Willd.	Mulungu	Pioneira
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jatobá	Clímax
	<i>Libidibia férrea</i> var. <i>leiostachya</i> (Mart. ExTul.) L. P. Queiroz	Pau-ferro	Clímax
	<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.*	Sabiá	Pioneira
	<i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L. P. Queiroz	Catingueira	Pioneira
Lamiaceae	<i>Vitex rufescens</i> A. Juss.	Maria-preta	Clímax
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro	Clímax
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i> L.	Jenipapo	Clímax
Sapindaceae	<i>Cupania impressinervia</i> Acev. - Rodr.	Camboatá	Clímax

* Espécie plantada posteriormente ao projeto de reflorestamento.

6.2.2 Avaliações da regeneração natural

O processo de avaliação da regeneração natural foi iniciado no ano de 2019, após 16 anos de implantação do projeto. Para a obtenção uma medida criteriosa do estágio atual da área, foram avaliados e caracterizados: quantificação e composição da (i) chuva de sementes; (ii) do banco de sementes do solo; e (iii) do banco de plântulas.

6.2.2.1 Avaliação e caracterização da chuva de sementes

Para analisar a composição e quantificar a chuva de sementes, foram instalados 15 coletores de madeira de 1m x 1m. Os coletores foram revestidos de tela sombrite (1mm), com 10 cm de profundidade (Figura 2), os quais ficaram fixados a uma altura de 50 cm do solo (DÉDA, 2017).



FIGURA 2. Coletores de chuva de sementes.

Fonte: Autoria própria.

As avaliações foram realizadas de forma trimestral, entre agosto de 2019 e fevereiro de 2020, onde todo o material depositado sobre os coletores foi recolhido, acondicionado em sacos plásticos etiquetados para posterior identificação e quantificação das espécies. Esta etapa foi

realizada no Laboratório de Sementes, do Departamento de Ciências Florestais, da Universidade Federal de Sergipe. Todos os propágulos coletados foram separados do material inerte (folhas, flores, galhos e insetos), manualmente ou utilizando-se pinças e lupa estereomicroscópica, quando necessário. As sementes foram contabilizadas e identificadas a nível de família, gênero e espécie, de acordo com o sistema de classificação *Angiosperm Phylogeny Group IV* (APG IV, 2016).

6.2.2.2 Avaliação e caracterização do banco de sementes do solo

Para a caracterização do banco de sementes do solo foram coletadas amostras em duas estações ao longo do ano: final da estação chuvosa (agosto) e estação seca (novembro a março).

As coletas foram realizadas por meio da instalação de 12 parcelas de 1m² (1m x 1m). As parcelas foram randomizadas e no centro de cada uma, as amostras do banco de sementes foram coletadas com auxílio de um gabarito metálico (25 cm x 25 cm) (Figura 3), que foi introduzido no solo na camada 0-5 cm de profundidade.



FIGURA 3. Gabarito metálico utilizado para a extração de amostras de banco de sementes do solo.

Fonte: Autoria própria.

As amostras do banco de sementes do solo foram acondicionadas em sacos plásticos com etiquetas de identificação. Em seguida, foram transportadas para o Laboratório de Sementes e para o Viveiro Florestal do Departamento de Ciências Florestais da Universidade Federal de Sergipe, onde foi realizada a triagem do material com o auxílio de água corrente e peneiras de 10 meshes (DÉDA, 2017).

Todos os propágulos coletados no banco de sementes foram separados do material inerte (solo, folhas, flores, galhos e insetos), manualmente ou utilizando-se pinças e lupa estereomicroscópica, quando necessário. Após, as sementes foram contabilizadas e classificadas.

6.2.2.3 Avaliação e caracterização do banco de plântulas do solo

As avaliações do banco de plântulas foram realizadas de forma simultânea e no mesmo ano (entre 2019 e 2020) que a avaliação do banco de plântulas. Foram realizadas duas coletas, 1 para cada estação: seca - fevereiro e chuvosa - novembro. As amostras foram coletadas nas parcelas de forma sistemática com o auxílio de um gabarito de 1m x 1m, confeccionado em policloreto de vinila (PVC).

Em cada parcela, foram obtidas medidas de altura e diâmetro do colo dos indivíduos regenerantes, com o auxílio da vara de medição de altura e com paquímetro digital, respectivamente.

Conforme a metodologia proposta por Scolforo (2004), as plântulas foram classificadas em três classes (I, II e III). A classe I contempla os indivíduos com $0 \leq H < 0,30$ m, a classe II com altura $0,30 \text{ m} \leq H < 1,50$ m e a classe III com altura $1,50 \text{ m} \leq H < 3,0$ m.

6.2.2.4 Análises de dados da regeneração natural

A identificação das sementes e das plântulas foi em nível de família, gênero e espécie, de acordo com o sistema de classificação *Angiosperm Phylogeny Group IV* (APG IV, 2016).

Com base nas avaliações realizadas e medidas obtidas, foram calculados os valores de frequência (absoluta e relativa), densidade (absoluta e relativa), dominância (absoluta e relativa) e valor de importância, segundo recomendações de Martins (2007), a seguir.

a) Frequência Absoluta e Relativa:

$$FA_i = \frac{u_i}{u_t} \times 100; \quad (1)$$

$$FR_i = \left(\frac{FA_i}{\sum_{i=1}^p FA_i} \right) \times 100 \quad (2)$$

FA_i = frequência absoluta da i-ésima espécie na comunidade vegetal;

FR_i = frequência relativa da i-ésima espécie na comunidade vegetal;

u_i = número de unidades amostrais em que a i-ésima espécie ocorre;

u_t = número total de unidades amostrais;

P = número de espécies amostradas.

b) Densidade Absoluta e Relativa:

$$DA_i = \frac{n_i}{A}; \quad (3)$$

$$DR_i = \frac{DA_i}{DT} \times 100; \quad (4)$$

DA_i = densidade absoluta da i-ésima espécie, em número de indivíduos por hectare;

n_i = número de indivíduos da i-ésima espécie na amostragem;

nt = número total de indivíduos amostrados;

A = área total amostrada, em hectare;

DR_i = densidade relativa (%) da i-ésima espécie.

c) Dominância Absoluta e Relativa:

$$DoA_i = \frac{AB_i}{A}; \quad (5)$$

$$DoR_i = \frac{DoA_i}{DoT} \times 100; \quad (6)$$

DoA_i = dominância absoluta da i-ésima espécie, em m².ha⁻¹

AB_i = área basal da i-ésima espécie, em m², na área amostrada;

A = área amostrada, em hectare;

DoR_i = dominância relativa (%) da i-ésima espécie.

d) Valor de Importância:

$$VI_i = DR_i + DoR_i + FR_i; VI_i(\%) = \frac{VI}{3} \quad (7)$$

Para as análises da diversidade florística foram utilizados os índices de Shannon-Weaver (H') e o de equabilidade de Pielou (J') (PIELOU, 1975; MAGURRAN, 1988):

$$H' = -\sum(P_i \ln(P_i)) \quad (8)$$

H' = Índice de Diversidade

P_i = N_i / N

N_i = número de indivíduos da espécie i .

N = número total de indivíduos.

O Índice de Equabilidade de Pielou (J') foi obtido pela proporção entre a diversidade obtida e a diversidade máxima possível, considerando-se a riqueza existente:

$$E = H' / \log S \quad (9)$$

H' é o índice de diversidade de Shannon-Weaver

S = Número total de espécies amostradas

Após a triagem e identificação das espécies, os dados coletados foram tabulados em planilhas do programa Microsoft Excel 2010 para realização das análises posteriores. Os cálculos de densidade (absoluta e relativa), frequência (absoluta e relativa), abundância (absoluta e relativa), dominância (absoluta e relativa) e valores de importância das espécies foram calculados com o auxílio do programa Fitopac 2.1 (SHEPHERD, 2010).

6.2.3 Análise dos atributos físicos e químicos do solo

A análise dos atributos do solo foi realizada com o intuito de avaliar as alterações após 18 anos da ação de restauração e, por isto, a metodologia aplicada seguiu a mesma que a do projeto inicial (ARAGÃO, 2009). As amostras foram coletadas em maio do ano de 2021, na profundidade de 0–20 cm com o auxílio de um trado holandês. Foram coletadas cinco subamostras em zig-zag dentro de cada parcela do plantio, totalizando 60 subamostras simples. Estas foram homogeneizadas ao final para compor apenas amostra composta de toda área do plantio e encaminhada ao Instituto Tecnológico e de Pesquisas do Estado de Sergipe (ITPS) para análise. Foram avaliados os parâmetros de fertilidade do solo (pH, cálcio, magnésio, alumínio, acidez potencial, fósforo, sódio, hidrogênio + alumínio (H + Al), potássio e matéria orgânica). Estimados os valores de soma de bases (SB), CTC efetiva e potencial, saturação por bases (V%), saturação por sódio (PST), saturação por alumínio (Al^{3+}) e análise granulométrica: areia, silte e argila, seguindo metodologia descrita pela Manual de Análises Químicas de Solos, Plantas e Fertilizantes (TEIXEIRA *et al.*, 2017). Os resultados obtidos foram comparados aos de Aragão (2009), referentes ao ano de 2003.

6.2.4 Análise temporal da paisagem, biomassa e GPP

Para o mapeamento temporal, foram selecionados os anos de 2002, 2006, 2010, 2015 e 2020, onde estes representam as fases antes e pós-plantio ao longo dos 18 anos.

6.2.4.1 Obtenção dos dados

Foram utilizadas imagens do satélite Landsat 7 ETM (L7) e 8 OLI (L8), obtidas a partir da plataforma do *Google Earth Engine* (GEE), que utiliza a base de dados fornecida pelo do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS). As informações de *Surface Reflectance* (SR) foram utilizadas no mapeamento da análise temporal de uso e classificação do solo. Os *pixels*

das imagens foram compostos por valores medianos de SR para cada ano abordado. O filtro para remoção dos pixels com nuvens foi aplicado utilizando-se a função *maskcloud* e estes foram removidos a partir do algoritmo *Fmask* que utiliza como referência a banda Q60, uma banda de *bitmask* com informações de máscara de nuvem.

6.2.4.2 Classificação supervisionada de uso e ocupação do solo

No *Code Editor* do *GEE* foi implementado um código em linguagem *JavaScript*, com aplicação do algoritmo de classificação *Random Forest*. Inicialmente, foram observados cinco alvos espectrais dentro da fazenda (águas, vegetação densa, solo exposto, áreas alteradas e áreas construídas) (Tabela 2).

TABELA 2. Classes de ocupação do solo, selecionadas através de interpretação de imagem de satélite (*Landsat 7 – ETM*) e suas definições, de acordo com as características visuais, baseado no Manual Técnico de uso da Terra (IBGE, 2013).

Alvos Espectrais (Classes)	Definição
Águas	Presença de corpos hídricos (lagos, lagoas, rios, áreas de nascentes).
Vegetação Densa	Áreas com presença de vegetação arbórea/arbustiva natural florestal com característica de fitofisionomia vegetal da Caatinga, vegetação exclusivamente brasileira e típica de Florestas Tropicais Secas e Mata Atlântica, vegetação típicas de Florestas Tropicais úmidas.
Solo exposto	Espaço da superfície terrestre desnudo, com ausência total de vegetação.
Áreas Alteradas	Áreas antrópicas com ausência de vegetação arbórea de mata fechada ou com presença de atividades voltadas para a agricultura com predominância de culturas anuais ou permanentes.
Áreas Construídas	Áreas antrópicas não agrícolas com predominância de zonas tipicamente residenciais, industriais e entre outros.

Após isto, foram criadas coleções de geometrias (*featureCollection*) para o treinamento do algoritmo de classificação que foi realizado em 50 pontos de amostragem aleatória. Para cada classe de uso e ocupação do solo, foram coletados 10 pontos diretamente da composição Falsa cor InfraRed (bandas 4, 3 e 2 para o L7 e 5, 4 e 3 para o L8) na área da fazenda. Em seguida, inseriu-se os comandos para classificação e a validação dos mapeamentos por meio da matriz confusão, a fim de avaliar a acurácia a partir da Exatidão Global (Equação 8) e Índice Kappa (Equação 9 e Tabela 3). Depois de calculadas, para cada ano, foram excluídos os valores médios destas variáveis.

$$Acurácia\ Global = \left(\frac{\sum_{i=1}^K X_{ii}}{N} \right) \cdot 100 \quad (10)$$

$$\hat{K} = \frac{N \sum_{i=1}^K X_{ii} - \sum_{i=1}^k (x_{i+} \cdot x_{+i})}{N^2 - \sum_{i=1}^k (x_{i+} \cdot x_{+i})} \quad (11)$$

\hat{K} : valor estimado do índice Kappa;

k: número de linhas da matriz de confusão;

X_{ii} : número de observações na linha i e coluna i;

$\sum_{i=1}^K X_{ii}$: soma dos elementos da matriz em sua diagonal principal;

X_{i+} : soma total das observações para as linhas;

X_{+i} : soma total das observações para as colunas;

N: número de observações total.

TABELA 3. Nível de exatidão de classificação supervisionada a partir do índice (coeficiente) de *Kappa* (LANDIS; KOCH, 1977).

Índice Kappa (K)	Qualidade
0,2	Ruim
0,2 < 0,4	Razoável
0,4 < 0,6	Bom
0,6 < 0,8	Muito bom
≥ 0,8	Excelente

Ao final destas etapas, as imagens em formato *.tiff* foram exportadas para o *Google Drive* e, na sequência, transferidas para o *ArcGis 10.3 - Extensão ArcMap*. Neste, foram elaborados dois *shapefiles (.shp)*, um de toda a fazenda e outro da área do plantio de recuperação. Com a criação destes *shp* foi possível isolar e extrair as áreas de interesse e calcular o tamanho, em m², dos diferentes alvos espectrais, agora chamados de classes de cobertura do solo. Isto foi realizado com o intuito de entender o incremento em termos de vegetação nos cinco intervalos de tempo, apenas na área do plantio. Em seguida, utilizou-se a ferramenta *Boundary clean (ArcToolbox)*, a fim de limpar bordas irregulares, suavizando os limites entre as classes. Posteriormente, gerou-se os mapas de classificação de cobertura do solo para as quatro épocas estudadas.

Os valores de área das diferentes classes de cobertura do solo foram exportados para o Excel, e neste, elaborou-se um gráfico de incremento ao longo do tempo para observar o desempenho em termos de ganho ou perdas florestais na área de estudo.

6.2.4.3 Análise temporam da Biomassa e GPP

Foram utilizados dados de produtividade primária bruta (GPP - *MOD17A2H*) e a biomassa a partir da produção primária líquida (NPP - *MOD17A3HGF*) do sensor MODIS para os anos de 2002, 2006, 2010, 2015 e 2020. Esse produto concede dados prontos de Gpp e Npp a cada oito dias de ecossistemas terrestres em nível global (RUNNING *et al.*, 2015, 2019). Eles foram disponibilizados nessa plataforma pela USGS e os valores obtidos a partir do Code Editor da plataforma do *GEE*.

6.3. Resultados e discussão

6.3.1 Indicadores biológicos de restauração florestal

6.3.1.1 Chuva de sementes

Para a chuva de sementes foi observada média geral de 398 sementes na área amostrada (15 coletores) dentro do ano avaliado e 25 sementes/m² entre os períodos avaliados. Com isso, nota-se maior número de sementes e densidade no mês de novembro, estimando-se 992 sementes na área plantada (0,36 ha), cerca de 62 sementes por m² (Tabela 4). A chuva de sementes está relacionada com a composição horizontal da área. Assim, foram observadas a presença de 26 espécies com total de 1.198 propágulos coletados entre agosto, novembro e fevereiro (Tabela 4).

TABELA 4. Espécies encontradas na chuva de sementes na Fazenda Mãe Natureza, Santana do São Francisco, Sergipe.

Família	Espécie	Hábito	Grupo Ecológico	Quantidade de Sementes por Trimestre		
				Ago	Nov	Fev
Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i> L.	Arv	E	-	-	1
	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi.	Arv	P	19	23	-
Bignoneaceae	<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook. F. ex S. moore	Arv	P	-	3	-
Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Arv	Si	-	-	41
	<i>Cassia grandis</i> L. f	Arv	C	-	-	9
	<i>Erythrina velutina</i> Willd.	Arv	P	15	-	-
	<i>Inga vera</i> Willd.	Arv	Si	1	-	-
	<i>Libidibia ferrea</i> var. <i>Leiostachya</i> (Benth.) L. P. Queiroz	Arv	C	26	13	-
	<i>Lonchocarpus sericeus</i> (Poir.) Kunth DC	Arv	Si	-	746	24
	Fabaceae sp.1	-	-	-	-	2
	Fabaceae sp.2	-	-	-	3	-
Euphorbiaceae	Euphorbiaceae sp.	-	-	-	2	-
Lamiaceae	<i>Vitex rufescens</i> A. Juss	Arv	C	10	4	-
Myrtaceae	<i>Psidium guianense</i> SW.	Arv	Si	-	78	-
Rhamnaceae	<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	Arv	St	2	1	-
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i> L.	Arv	C	45	-	-
Não identificada	sp. 1			-	24	-
	sp. 2			-	3	-
	sp. 3			1	1	-
	sp. 4			1	-	-
	sp. 5			-	90	-
	sp. 6			-	1	-
	sp. 7			2	2	-
	sp. 8			-	-	2
	sp. 9			-	-	3
Total de sementes amostrados*				122	992	82
Estimativa de sementes por m ²				8	66	5
Estimativa de sementes na área amostral**				28467	289333	19333

Arv – Arbóreo; E – Exótica; P – Pioneira; Si – Secundária Inicial; St – Secundária Tardia; C – Clímax. *Área amostrada = 15 m² (área do coletor 1m² x 15 coletores); **Área plantada: ≈3500 m²

Foram feitas as identificações completas de 14 espécies (Figura 4), três apenas em nível de família, permanecendo nove sem qualquer tipo de identificação devido à ausência de

informações que permitissem tal descoberta. Cabe destacar que os propágulos não identificados representam apenas 11% dos indivíduos.

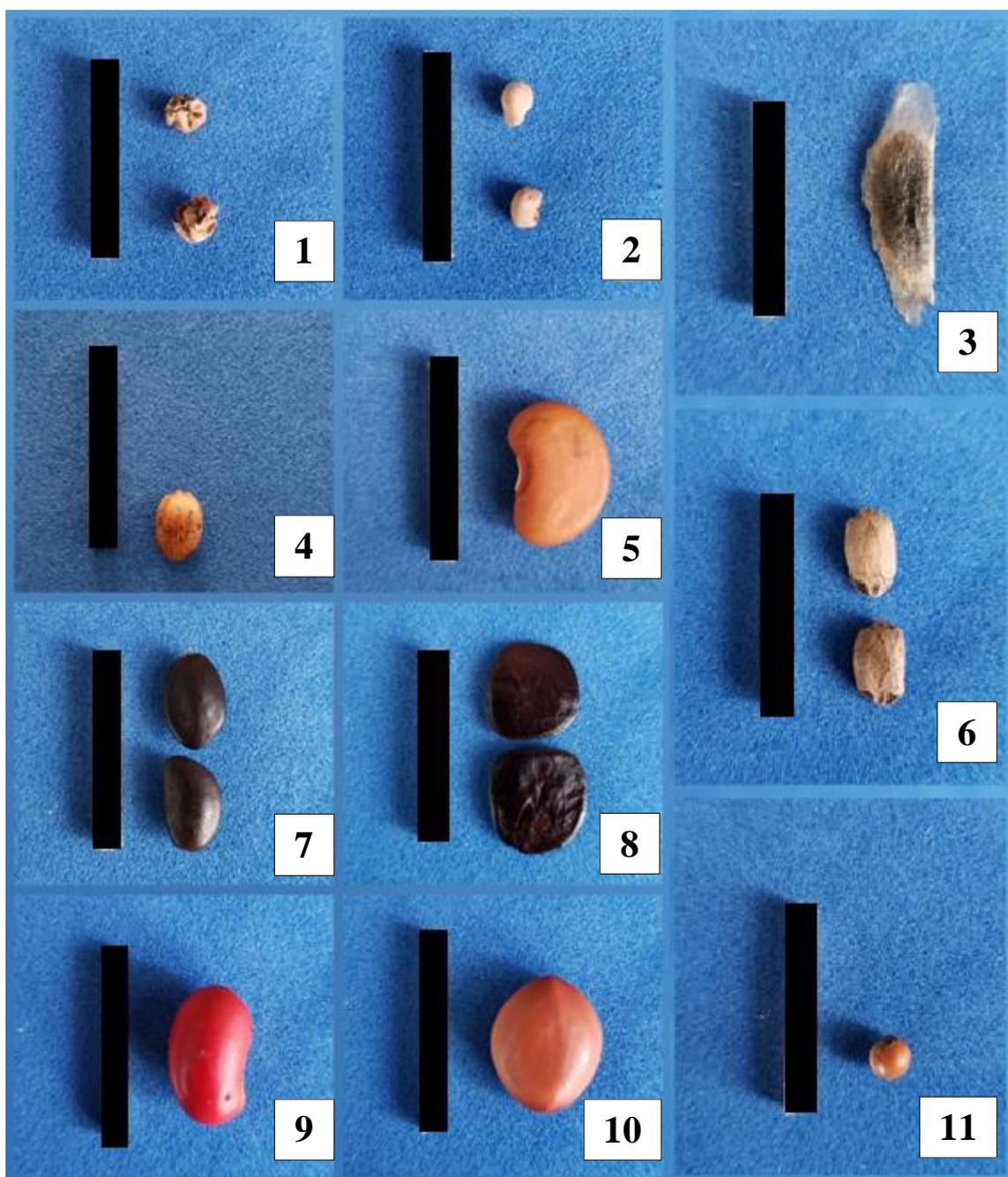


FIGURA 4. Espécies da chuva de sementes na Fazenda Mãe Natureza, Santana do São Francisco – Sergipe.

1 - *Schinus terebinthifolia* Raddi; 3 - *Tabebuia aurea* (Silva Manso) Benth. & Hook. F. ex S. moore; 2 - *Psidium guianense* SW; 3- 4 - *Vitex rufescens* A. Juss.; 5 - *Lonchocarpus sericeus* (Poir.); 6 - *Ziziphus joazeiro* Mart.; 7 - *Libidibia ferrea* (Mart. Ex Tul.) L. P. Queiroz; 8 - *Anadenanthera colubrina* (Vell.); 9 - *Erythrina velutina* Willd.; 10 - *Cassia grandis* L. f.; 11- Fabaceae sp. 1. Nota: Utilizado palito de gabarito (2 cm).

Fonte: Autoria própria.

A densidade média encontrada na chuva de sementes foi de 25 sementes.m⁻². Estes valores divergem dos encontrados em outros trabalhos realizados em Mata Atlântica. Em um remanescente de floresta estacional decidual de 560 ha, foi registrada densidade de 1.350

sementes m⁻² (SCCOTI, 2011). Em outra análise feita em área de 46 ha de reflorestamento misto, após 12 anos no estado de Sergipe, foram encontradas 324 sementes.m⁻² (SILVA, 2019). Isto pode ter sido ocasionado por algumas diferenças metodológicas como tamanho da área e diversidade de espécies. Os autores citados adotaram diferentes números de parcelas e realizaram as avaliações por períodos superiores aos adotados neste trabalho.

Em relação às espécies identificadas, foi observada a presença de oito famílias botânicas no material coletado, com destaque para a família Fabaceae com maior diversidade de espécies (08) e da Anacardiaceae (02). As demais famílias foram representadas por apenas uma única espécie cada (Tabela 4). A espécie com maior quantidade de semente produzidas (xx) foi *Lonchocarpus sericeus* (Poir.) Kunthex DC (falso ingá). A ocorrência da espécie Craibeira (*Tabebuia aurea* (Silva Manso) Benth. & Hook. F. ex S. moore) na área provavelmente foi resultante do processo da introdução via dispersão, uma vez que a mesma não foi utilizada no projeto de restauração.

Na classificação dos grupos ecológicos houve espécies dos diferentes grupos: pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e clímax. Destacam-se as espécies secundárias iniciais e climáticas, que apresentaram 890 e 107 indivíduos, respectivamente.

Todas as espécies identificadas são arbóreas. Esse fato, associado com a pouca presença de pioneiras, pode indicar a situação atual da floresta implantada. Tendo em vista que essas espécies já cumpriram seu papel ecológico de fornecer melhores condições para as espécies secundárias se desenvolverem, a ausência de pioneiras e a maior presença de secundárias e clímax pode inferir que área esteja em etapas avançadas do processo de sucessão.

Observa-se, devido ao pequeno número de propágulos das espécies pioneiras na chuva de sementes, implantadas na fase inicial do projeto, começaram a entrar em declínio fisiológico, em consequência do sombreamento proporcionado pelas espécies climáticas. Deste modo, estas espécies cumpriram a sua função ecológica na área. Ainda, as espécies pioneiras, quando submetidas à adversidade, apresentam dispersão de sementes restrita devido a fatores genéticos e de dispersão (LOWE *et al.*, 2018).

Durante o desenvolvimento do estudo foram constatadas interferências antrópicas, como coletores quebrados e com telas retiradas, o que pode ter interferido nas análises.

6.3.1.2 Banco de Sementes

O banco de sementes, entre as três estratégias de regeneração usadas, foi o que apresentou a menor quantidade de espécies (Tabela 5). Foram encontradas as espécies *Cassia grandis* L. f., *Erythrina velutina* Willd., *Libidibia ferrea* var. *leiostachya* (Benth.) L. P. Queiroz e *Lonchocarpus sericeus* (Poir.) Kunthex DC, todas pertencentes à família Fabaceae. Do total encontrado, não foi possível identificar três espécies. (Tabela 5).

TABELA 5. Espécies encontradas na composição do banco de sementes durante as estações chuvosa e seca na Fazenda Mãe Natureza, Santana do São Francisco, Sergipe.

Família	Nome Popular	Espécie	Hábito	Grupo Ecológico	Quantidade sementes por estação	
					Chuvosa	Seca
Fabaceae	Canafístula	<i>Cassia grandis</i> L. f	Arv	C	-	3
	Mulungu	<i>Erythrina velutina</i> Willd.	Arv	P	1	1
	Pau-Ferro	<i>Libidibia ferrea</i> var. <i>Leiostachya</i> (Benth.) L. P. Queiroz	Arv	C	15	-
	Falso Ingá	<i>Lonchocarpus sericeus</i> (Poir.) Kunth DC	Arv	Si	-	1
Indefinidas	-	Sp. 1	-	-	-	1
	-	Sp. 2	-	-	-	1
	-	Sp. 3	-	-	-	2
Total de sementes amostradas*					16	9
Estimativa de sementes por m ²					21	12
Estimativa de sementes na área plantada**					74.550	42.000

Arv – Arbóreo; P – Pioneira; Si – Secundária Inicial; C – Clímax. *Área amostrada = 0,75 m² (área do coletor 0,0625m² x 12 parcelas); **Área plantada: ≅ 3500 m².

Quanto à época em que foram obtidas as amostras, foi possível perceber diferenças no número de indivíduos (Figura 5-B) e espécies encontradas. A densidade obtida na estação chuvosa foi de 21 sementes.m⁻², cerca de 64% do total de sementes amostradas nos dois períodos, e na estação seca ocorreu uma redução para 12 sementes.m⁻². O hábito das quatro espécies identificadas é arbóreo e, entre elas, duas climáticas, uma secundária inicial e outra pioneira. As espécies arbóreas pau ferro e canafístula apresentaram maiores valores em número de indivíduos, densidade e frequência (Figura 5-A).

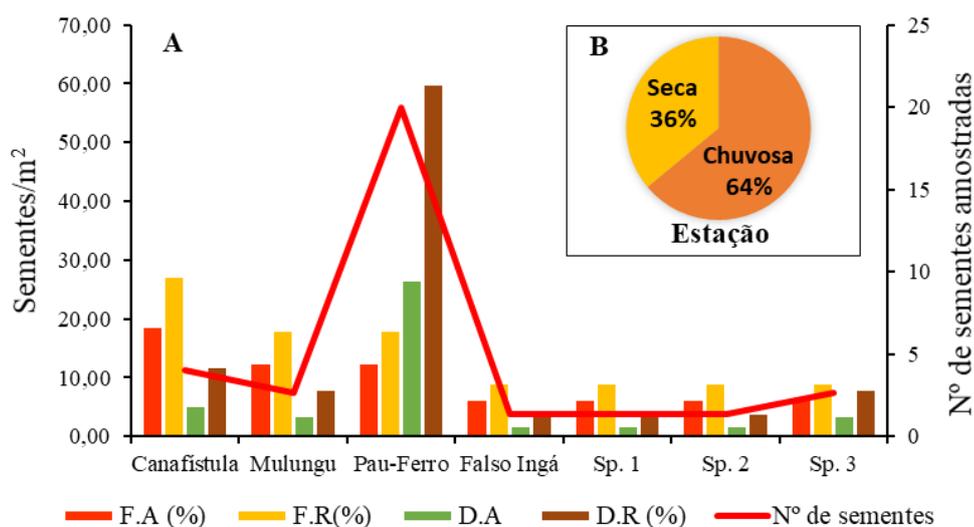


FIGURA 5. (A) Estimativas de frequência e densidade (absoluta e relativa) para as espécies encontradas no banco de sementes do solo durante as estações (B) chuvosa e seca na Fazenda Mãe Natureza, Santana do São Francisco, Sergipe.

Fonte: Autoria própria.

Dessa forma, o banco de sementes do solo na Fazenda Mãe Natureza se mostrou com capacidade de autorrenovação da área e apresenta espécies importantes em tal processo (ANDRADE, 2015; SILVA, 2019). Vale ressaltar que a área recuperada é relativamente nova e as espécies encontradas no banco de sementes refletem a presença de indivíduos adultos utilizados durante o início do processo de restauração. Ainda é possível inferir que a sua composição reflete o cumprimento do papel ecológico das espécies de caráter pioneiro como no caso de *E. velutina*.

Sendo assim, é compreensível uma menor presença de espécies pioneiras, que durante a sucessão vão sendo substituídas por espécies climáticas e secundárias tardias, as quais vêm se mostrando em maioria até o momento. Estas são encontradas em maior parte no banco de plântulas, onde vão se desenvolvendo sob o dossel das plantas pioneiras até atingirem os estratos mais altos da floresta (MIRANDA, 2009; ALMEIDA, 2016).

6.3.1.3 Banco de Plântulas

No banco de plântulas foram encontrados um total de 170 indivíduos, onde 106 haviam sido registrados na estação chuvosa e 64 na estação seca. Este total está distribuído entre 28 famílias botânicas (Tabela 6).

TABELA 6. Espécies encontradas no banco de plântulas na Fazenda Mãe Natureza, Santana do São Francisco, Sergipe.

Família	Espécie	Hábito	GE	Quantidade plântulas por estação	
				Chuvosa	Seca
Acanthaceae	<i>Ruellia bahiensis</i> (Nees) Morong.	Her	P	12	7
Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i> L.	Arv	E	-	1
Apocynaceae	<i>Matelea ganglinosa</i> (Vell.) Rapini	Trep	P	1	-
Asteraceae	<i>Bidens pilosa</i> L.	Herb	P	1	-
Boraginaceae	<i>Varronia curassavica</i> Jacq.	Arb	Si	1	3
Cannabaceae	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	Arb	P	3	5
Capparaceae	<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J. Presl	Arb	Si	3	6
Chrysobalanaceae	<i>Licania tomentosa</i> (Benth.) Fritsch	Arv	NC	-	3
Cyperaceae	<i>Cyperus distans</i> L.	Her	P	4	-
Cyperaceae	<i>Cyperus laxus</i> Lam.	Her	P	1	-
	<i>Rhynchospora nervosa</i> (Vahl) Boeckeler	Her	P	2	-
Euphorbiaceae	<i>Caperonia palustris</i> (L.) A.St.-Hil.	Her	NC	1	-
	<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	Arv	P	-	2

continua...

Tabela 6. Cont.

Euphorbiaceae	<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth	Arb	P	2	-
	<i>Chamaecrista ramosa</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby		P	1	-
	<i>Crotalaria retusa</i> L.	Her	P	1	-
	<i>Crotalaria stipularia</i> Desv.	Her	P	2	-
Fabaceae	<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	Arb	P	1	-
	<i>Inga vera</i> Willd.	Arv	Si	3	1
	<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	Arv	Si	3	2
	<i>Senegalia tenuifolia</i> (L.) Britton & Rose	Arb	C	5	-
Fabaceae	<i>Senna splendida</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby	Arb	NC	3	-
	<i>Stylosanthes scabra</i> Vogel	Her	P	1	-
Lamiaceae	<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	Arb	NC	-	1
	<i>Vitex rufescens</i> A. Juss	Arv	C	-	9
Loganiaceae	<i>Spigelia anthelmia</i> L.	Her	P	1	-
Lygodiaceae	<i>Lygodium venustum</i> Sw.	Her	NC	3	-
Malvaceae	<i>Pavonia communis</i> A.St.-Hil.	Her	NC	6	-
Menispermaceae	<i>Cissampelos glaberrima</i> A.St.-Hil.	Trep	NC	1	1
Myrtaceae	<i>Campomanesia aromatica</i> (Aubl.) Griseb.	Arv	C	1	1
	<i>Campomanesia dichotoma</i> (O.Berg) Mattos	Arv	NC	-	2
	<i>Eugenia ligustrina</i> (Sw.) Willd.	Arv	NC	1	-
	<i>Psidium guajava</i> L.	Arv	St	1	-
	<i>Psidium guineense</i> Sw.	Arv	C	1	-
Orchidaceae	<i>Oeceoclades maculata</i> (Lindl.) Lindl.	Her	P	3	-
Poaceae	<i>Leersia hexandra</i> Sw.	Her	NC	9	-
	<i>Urochloa fusca</i> (Sw.) B.F.Hansen & Wunderlin	Her	P	1	-
Polygonaceae	<i>Coccoloba ramosissima</i> Wedd.	Arb	P	-	1
Rhamnaceae	<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	Arv	St	5	8

continua...

Tabela 6. Cont.

Rubiaceae	<i>Borreria verticillata</i> (L.) Her	P	5	-
	G.Mey			
	<i>Genipa americana</i> L. Arv	C	4	1
	<i>Guettarda angelica</i> Arb	P	1	-
	Mart. ex Müll.Arg.			
	<i>Tocoyena formosa</i> Arb	P	-	3
	(Cham. & Schltl.)			
	K.Schum			
Rutaceae	<i>Ertela trifolia</i> (L.) Kuntz Her	Si	-	1
Salicaceae	<i>Casearia lasiophylla</i> Arb	P	2	-
	Eichler			
Sapindaceae	<i>Allophylus quercifolius</i> Arb	NC	-	1
	(Mart.) Radlk.			
	<i>Paullinia pinnata</i> L. Trep	Si	2	3
Urticaceae	<i>Urtica dioica</i> L. Her	NC	1	-
Verbenaceae	<i>Lantana camara</i> L. Arb	Si	5	2
Violaceae	<i>Pombalia oppositifolia</i> Her	NC	2	-
	(L.) Paula-Souza			
Total de plântulas amostradas*			106	64
Estimativa de sementes por m ²			9	5
Estimativa de sementes na área plantada**			30.917	18.677

Arb – Arbustiva; Arv – Arbóreo; Her – Herbácea; Trep – Trepadeira; P – Pioneira; Si – Secundária Inicial; St – Secundária Tardia; C – Clímax; NC – Não Classificada. *Área amostrada = 12m² (área do coletor 1m² x 12 parcelas); **Área plantada: \cong 3500 m²

Dentre as famílias com maior riqueza destacaram-se Euphorbiaceae e Fabaceae com seis espécies cada, Myrtaceae (05) e Rubiaceae (04). Estas famílias juntas representam 42% da riqueza de espécimes obtidos na área.

A família Fabaceae tem sido cada vez mais relatada devido ao aumento da sua utilização em áreas de regeneração natural (FERNANDES *et al.*, 2018; SILVA, 2019). Isto agrega fatores positivos para a escolha de indivíduos desta família em projetos de recuperação, pois estas espécies têm elevada importância ecológica. Esse fato deve-se a sua capacidade de desenvolver nódulos radiculares que produzem simbiose com bactérias fixadoras de nitrogênio atmosférico e com fungos micorrízicos que auxiliam na fixação de nitrogênio no solo, acelerando o seu estabelecimento e crescimento nos locais de ocorrência (NOGUEIRA, 2012; RODRIGUES *et al.*, 2016).

Para o hábito ecológico, as espécies que compõem a estrutura arbórea-arbustiva da floresta são representadas por 28 famílias (57% dos indivíduos), parte majoritária dos indivíduos encontrados no piso florestal. Em relação às herbáceas, estas são representadas por 19 famílias botânicas e 64 das plântulas foram identificadas.

Houve maior diversidade de espécies durante a época de chuva, onde foram registradas a presença de 106 espécimes que apresentaram densidade média de \cong 9 plântulas.m⁻², contrastando com 5 plântulas.m⁻², durante o período seco. Estes resultados diferem dos encontrados em outras áreas no estado de Sergipe, onde os indivíduos regenerantes apresentaram menor densidade média, de 1,86 plântulas.m⁻² e 3,77 plântulas.m⁻² para os períodos chuvoso e seco, respectivamente (SILVA, 2019).

Analisando-se individualmente as espécies durante o período chuvoso, as que mais se destacaram quanto à dominância (absoluta e relativa) e importância (IVI) foram: *Cynophalla*

flexuosa (L.) J.Presl, *Genipa americana* L. *Inga vera* Willd, *Senna splendida* (Vogel) H.S.Irwin & Barneby, *Ziziphus joazeiro* Mart., *Eugenia ligustrina* (Sw.) Willd. (Anexo 1). Para o mesmo índice avaliado durante o período seco, as espécies que apresentaram destaque foram: *Mangifera indica* L., *Paullinia pinnata* L., *Ziziphus joazeiro* Mart.A. Juss., *Vitex rufescens* A. Juss, *Varronia curassavica* Jacq., *Ruellia bahiensis* (Nees) Morong (Anexo 2).

Em um estudo do banco de plântulas em área de Mata Atlântica em reflorestamento no estado de Sergipe, foi relatado que a espécie *Genipa americana* L. se destacou em termos de densidade e frequência relativa com os maiores índices durante o período chuvoso, tendo uma redução na transição das chuvas para a seca, resultados estes semelhantes aos encontrados neste trabalho (ANDRADE, 2015).

O índice de diversidade de Shannon (IDS) e de Pielou (P) também diferiram entre as estações. Para a estação chuvosa os valores de IDS e P foram 3,34 e 3,25, sendo estes superiores ao da estação seca, onde IDS = 2,13 e P = 2,04. A partir disso, infere-se que o período chuvoso apresenta maior diversidade de espécimes. Na Figura 6 estão ilustradas algumas espécies encontradas no banco de plântulas da Fazenda Mãe Natureza.

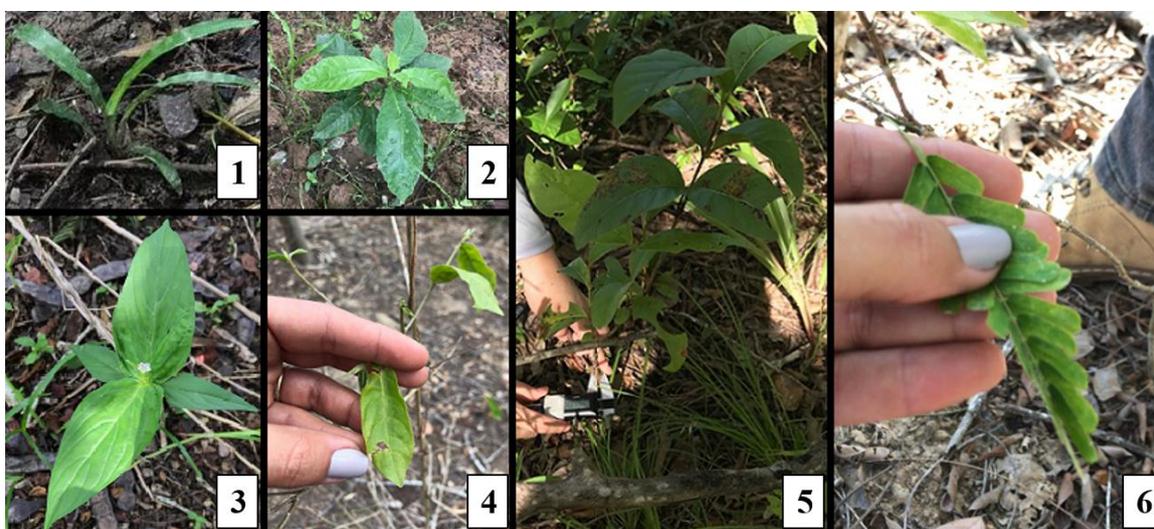


FIGURA 6. Espécies* encontradas no banco de plântulas na Fazenda Mãe Natureza, Santana do São Francisco – Sergipe, entre as estações seca e chuvosa.

1 - *Oeceoclades maculata* (Lindl.) Lindl.; 2 - *Genipa americana* L.; 3 - *Spigelia anthelmia* L.; 4- *Aegiphila verticillata* Vell.; 5 - *Psidium guineense* Sw. 6 - *Machaerium hirtum* (Vell.) Stellfeld; *Apenas seis do total de 170 espécies registradas.

Fonte: Autoria própria.

Na Fazenda Mãe Natureza, apesar dos limites da propriedade serem protegidos com cerca, isto não inviabilizou a existência de ações antrópicas que interferem na dinâmica local, seja para a coleta de frutos, retirada de material lenhoso dos componentes arbóreos para fins domésticos e a ocorrência de incêndios florestais criminosos. Essas atividades podem estar causando impactos negativos no processo de recomposição florestal da fazenda. A partir dos resultados, o ganho em termos de estrutura horizontal e vertical da área é perceptível. A recomposição do ambiente caracteriza uma área de bosque florestal e nos inclina a avaliar se os benefícios foram além do visual, e neste intuito, realizou-se a análise química do solo para verificar se a condição do mesmo também foi influenciada pela ação de recuperação.

6.3.2 Atributos químicos e físicos do solo

As propriedades químicas do solo diferiram entre os anos. Na Tabela 7, observa-se que em relação à fase inicial do projeto, as condições de fertilidade do solo melhoraram. O valor do

pH aumentou, saindo de 5,10 para 5,85, apresentando redução de acidez. Em áreas degradadas a redução da acidez do solo pode levar a benefícios como diminuição do favorecimento da mobilização de elementos tóxicos como alumínio e arsênio (GUIMARÃES *et al.*, 2017) e magnésio (TERAN *et al.*, 2020). Valores de pH entre 5,8 e 6,2 são indicados como faixa ótima em relação à disponibilidade de nutrientes essenciais para o desenvolvimento de espécies vegetais. Além disso, valores de pH acima de 5,5 indicam que o alumínio se encontra em sua forma precipitada, ou seja, totalmente insolubilizado e sem causar danos às raízes. Apesar do valor do alumínio ser igual a zero para os dois anos estudados, no ano de 2003 o valor do pH nos indica a possível presença deste elemento (SOBRAL *et al.*, 2015). As propriedades químicas do solo diferiram entre os anos de 2003 e 2021. Na Tabela 7, observa-se que houve melhoras nas condições de fertilidade do solo ao longo do tempo para a maioria dos parâmetros avaliados, indicando o efeito positivo promovido pela regeneração da área nos atributos do solo. Não foram observados efeitos negativos da regeneração nos atributos químicos e físicos do solo após 18 anos de implantação do projeto. O valor do pH aumentou, saindo de 5,10 para 5,85, apresentando redução de acidez. Em áreas degradadas a redução da acidez do solo pode levar a benefícios como diminuição da disponibilidade de elementos tóxicos como alumínio e arsênio (GUIMARÃES *et al.*, 2017). Valores de pH entre 5,8 e 6,2 são indicados como faixa ótima em relação à disponibilidade de nutrientes para o desenvolvimento de espécies vegetais. Além disso, valores de pH acima de 5,5 indicam que o alumínio se encontra em sua forma precipitada, ou seja, totalmente insolubilizado e sem causar danos às raízes das plantas. Apesar do valor do alumínio ser igual a 0 para os dois anos estudados, no ano de 2003 o valor do pH nos indica a possível presença deste elemento (SOBRAL *et al.*, 2015).

TABELA 7. Análise comparativa da fertilidade química do solo, em área de mata ciliar, na Fazenda Mãe Natureza, para 2003 e 2020.

Parâmetros	ANO		Unidade
	2003	2021	
Matéria Orgânica	-	1,58	%
Cálcio + Magnésio	3,42	6,51	cmol _c dm ⁻³
Magnésio	-	1,80	cmol _c dm ⁻³
Cálcio	-	4,71	cmol _c dm ⁻³
Alumínio	0,00	0,00	cmol _c dm ⁻³
Sódio	0,08	0,12	cmol _c dm ⁻³
Sódio	18,4	27,6	mg dm ⁻³
Potássio	0,15	0,19	cmol _c dm ⁻³
Potássio	58,65	74,3	mg dm ⁻³
Fósforo	-	3,4	mg dm ⁻³
Hidrogênio + Alumínio	3,16	2,44	cmol _c dm ⁻³
pH	5,10	5,85	--
SB-Soma de Bases Trocáveis	3,65	6,82	cmol _c dm ⁻³
CTC efetiva	3,65	6,82	cmol _c dm ⁻³
CTC potencial	5,25	9,26	cmol _c dm ⁻³
PST	1,52	1,31	%
Saturação por alumínio (Al ³⁺)	69,52	73,7	%
Granulometria - Areia (Hidrômetro de Boyoucos)	65,2	42,12	%
Granulometria - Silte (Hidrômetro de Boyoucos)	25,64	36,33	%
Granulometria - Argila (Hidrômetro de Boyoucos)	8,64	21,55	%

Em áreas exploradas por sistemas de mineração de bauxita, o monitoramento dos atributos químicos do solo demonstrou contribuições importantes em relação à ação de

restauração florestal a partir do aumento da qualidade do solo diante do decréscimo de substâncias como o alumínio (XUE, 2019).

O valor de matéria orgânica não foi mensurado na fase inicial, mas no ano de 2021 seu teor foi classificado como médio (1,58%). A matéria orgânica consiste na principal fonte de nutrientes do solo (LIU *et al.*, 2016) e é afetada de forma direta pela diversidade, composição e distribuição de espécies vegetais (ANWAR *et al.*, 2019). Neste âmbito, assumi-se que o valor de interpretação dado a esta variável está relacionado à inserção de novos indivíduos florestais por meio da restauração artificial, que promoveu o reestabelecimento da área. 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 valores das bases trocáveis (sódio, potássio, Cálcio + Magnésio), SB, CTC efetiva e potencial, PST e V% sofreram incrementos após 19 anos. Assim, a área neste estudo supera as alterações sofridas e se reestabelece, favorecendo o bom desenvolvimento da vegetação. Isto pode ser visto pelo aumento das bases trocáveis (SOBRAL *et al.*, 2015). A redução da acidificação do solo reduz a lixiviação dos cátions trocáveis (LU *et al.*, 2014) e maiores valores para as bases trocáveis, como cálcio e magnésio, podem ser encontrados (YAN *et al.*, 2020). Isto indica que a área estudada apresenta maior disponibilidade de nutrientes para as plantas após o reestabelecimento da cobertura florestal.

A CTC efetiva saiu de média para alta em relação ao longo dos anos e a CTC potencial, apesar de ter apresentado aumento entre os anos, ainda continua na faixa de classificação média (SOBRAL *et al.*, 2015). As avaliações de quantificação de matéria orgânica, CTC e pH são importantes para entender a disponibilidade desses fatores em relação à capacidade de armazenamento de cátions, a concentração de íons e presença de substâncias tóxicas no solo (CONCHA-LOZADA, 2015). Os valores de CTC no solo permitem conhecer a sua capacidade em reter cátions e facilitar a absorção dos nutrientes pelas plantas (COELHO *et al.*, 2011). Altos valores de CTC podem indicar fertilidade equilibrada (SILVA *et al.*, 2015) e baixos valores indicam que o solo tem pouca capacidade para reter cátions em forma trocável (RONQUIM, 2010).

Ao utilizar as variáveis químicas do solo como indicadores abióticos em uma região de transição entre Mata Atlântica e Caatinga, pesquisadores observaram que estas são eficientes para indicar mudanças nas características do solo ao longo do processo de sucessão ecológica, sob diferente uso, ao comparar ambientes em processo de recuperação com florestas nativas e sistemas agrícolas (NOVAK *et al.*, 2017).

A acidez potencial (Hidrogênio + Alumínio) entre os anos diminuiu, fato que deve ser visto positivamente uma vez que este parâmetro está atrelado ao aumento do pH (SOBRAL *et al.*, 2015) e sua redução ao longo destes anos aponta que as espécies presentes na área dispõem de melhor condição de crescimento quando comparadas com o início da implantação (FERREIRA *et al.*, 2012). 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 *et al.*, 2017).

Em matas ciliares tropicais as características químicas do solo e a intensidade do processo de decomposição da matéria orgânica estão correlacionadas com a estrutura da vegetação, sendo eles determinantes na composição e diversidade florestal (SOARES *et al.*, 2020).

Além da restauração em termos dos nutrientes demonstrados na Tabela 7, houve uma reestruturação da condição física do solo, onde os teores de argila e silte aumentaram e o de areia diminuíram. Isto pode ter influência das espécies implantadas. O uso de espécies fixadoras de nitrogênio pode aumentar o conteúdo de argila e silte e reduzir o conteúdo de areia (LI *et al.*, 2022) e assim tornar as partículas do solo mais uniformes (ZHANG *et al.*, 2019a). Os resultados

expressos na Tabela 7 para a granulometria indicam que a ação de restauração reduziu o teor de areia e aumentou o teor de partículas finas, possivelmente melhorando a estrutura do solo.

Com a melhoria da estrutura físico-química do solo tem-se por consequência a melhoria da porosidade e da capacidade de infiltrar e reter água, uma vez que as condições hidráulicas do solo sofrem influência direta dos teores de argila (LIU *et al.*, 2020; ANDRADE *et al.*, 2020). Além disso, essa reestruturação ocorre de forma gradativa e positiva, variando de acordo com o tempo e estágio de restauração do ambiente degradado, seja ele inicial, intermediário ou tardio (LIU *et al.*, 2020).

6.3.3 Análise temporal de uso e ocupação do solo na Fazenda Mãe Natureza

Os resultados expostos na Figura 7 demonstram que a paisagem foi positivamente transformada dentro destes 18 anos. As áreas que se apresentavam como alteradas no ano de 2002 foram restauradas e 100% estabilizadas.

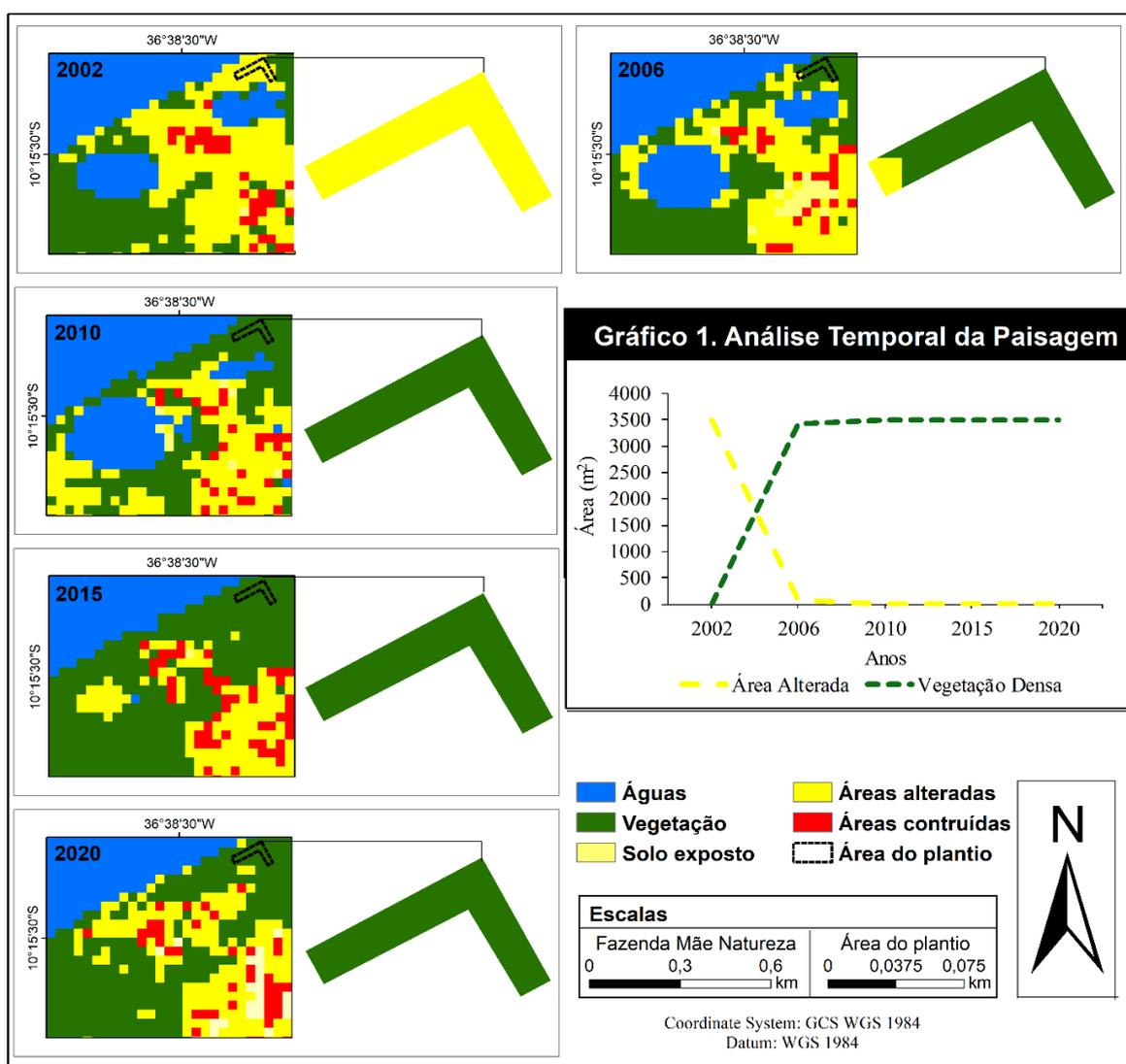


FIGURA 7. Dinâmica temporal (2002 a 2020) da cobertura do solo da área em restauração após intervenção na Fazenda Mãe Natureza, em Santana do São Francisco (SE). À esquerda temos a área total da Fazenda Mãe Natureza; à direita temos em destaque a área ênfase deste trabalho, a do plantio. Precisão global = 79%; Índice de Kappa (valor médio) = 0,85.

Fonte: Autoria própria.

Dentro da área do plantio apenas as classes de vegetação densa e áreas alteradas foram identificadas, sendo as demais classes, descritas na metodologia, encontradas por toda fazenda

e áreas adjacentes a ela. O índice médio de Kappa (0,84) demonstra a eficiência no processo de classificação como excelente.

No decorrer dos primeiros quatro anos (2002-2006) do processo de restauração foi observado um incremento de 97,81% de vegetação. No ano de 2010 a área atingiu 100% de sua cobertura com vegetação densa; e este resultado se manteve até 2020 (Figura 7). Na Figura 7 pode-se observar que não somente a área do plantio foi enriquecida em termos de vegetação, como também as áreas adjacentes. Portanto, o método de reflorestamento aplicado em 2003 favoreceu a reconectividade florestal. O processo de restauração artificial ou ativa auxilia no incremento de diversidade de espécies florestais de forma dinâmica quando comparado com o método natural, sem intervenção, concedendo melhorais em termos estruturais e ecológicos (JAYAWARDHANE; GUNARATNE, 2020), e isto pode ser visto a partir do dossel da área plantada (Figura 8). A inserção de espécies florestais, a partir de propágulos vegetativos (mudas e sementes), é capaz de reestabelecer funções como fluxo gênico e dispersão ao longo do tempo e ainda favorecer os serviços ecossistêmicos (CORDEIRO *et al.*, 2019).



FIGURA 8. Foto aérea na Fazenda Mãe Natureza às margens do Rio São Francisco. Em destaque a área do plantio (3.500 m²) estabilizada no ano de 2020.

Fonte: Autoria própria.

Neste sentido, avaliamos a produção de biomassa vegetal e carbono orgânico (GPP) através de estimativas dos produtos do sensor MODIS (Figura 9). Observamos que os fluxos de ambas variáveis apresentaram comportamento linear positivo (Figura 9-B e C).

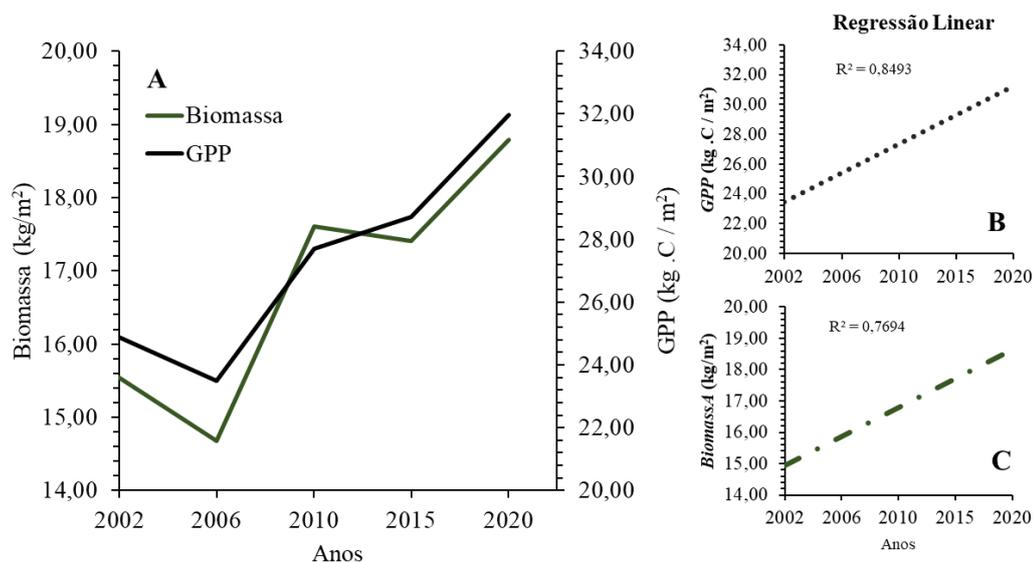


FIGURA 9. Análise da biomassa produzida e GPP da área em processo de restauração florestal, na Fazenda Mãe Natureza (Santana do São Francisco – SE), para os anos de 2002, 2006, 2010, 2015, 2020.

Fonte: Autoria própria

Uma queda entre os anos de 2002 e 2006 foi registrada a partir da Figura 8-A para a produção de biomassa e GPP. A redução pode está relacionada como a alta mortalidade das espécies plantadas no início do projeto registrado por Aragão (2009). Após este fato, a produção primária bruta de carbono orgânico (GPP) continuou a crescer enquanto para a produção de biomassa houve outra queda entre os anos de 2010 e 2015.

A redução dos valores de biomassa reflete a ocorrência do processo de sucessão ecológica na área onde as espécies pioneiras (ciclo de vida curto) começam a morrer e ceder espaço para o crescimento das espécies secundárias e clímax, que apresentam crescimento lento. Em áreas em processo de sucessão, a redução do número de espécies pioneiras e seu posterior desaparecimento é natural à medida que espécies clímax e de transição (secundárias) aumentam gradativamente (CHAI; WANG, 2016).

Salienta-se que a GPP representa a capacidade da vegetação de transformar dióxido de carbono em carbono orgânico através da fotossíntese e está relacionada a fatores como evapotranspiração (ZHAO; RUNNING, 2010; COLLALTI; PRENTICE, 2019). Os valores de biomassa foram estimados a partir da relação do Npp (dados de produção primária líquida que se refere ao sequestro de carbono) e GPP, onde a proporção NPP / GPP deve ser aplicada no contexto de mensuração de carbono total na escala do ecossistema (LANDSBERG *et al.*, 2020).

A Fazenda Mãe Natureza está inserida em uma área de mata ciliar, sendo definida como APP. No município de Santana do São Francisco as áreas de APP foram categorizadas em estágio de perturbação (TORRES *et al.*, 2021). Portanto, necessita intervenções nas áreas, que podem ser feitas por técnicas silviculturais. A falta de ações nesta região tem mostrado graves consequências, onde a degradação das matas contribuiu para o aumento de sedimentos em suspensão nos corpos d'água e alteração no processo de carreamento de sedimentos fluviais (DOMPIERI *et al.*, 2020; TORRES *et al.*, 2021), pois a ausência de vegetação ciliar acentua os processos erosivos marginais (HOLANDA *et al.*, 2021). Salienta-se que o uso de ferramentas geoespaciais, como os satélites voltados para os estudos da superfície da terra, são capazes de detectar mudanças de uso e cobertura do solo ao longo de diferentes escalas temporais, além de tornar possível a identificação de atividades exploratórias exercidas na superfície terrestre, por exemplo, conversão de áreas de pastagem em terras agrícolas, aumento ou perdas florestais etc. (PHILOGENE; NI-MEISTER, 2021).

Uma análise temporal de uso e ocupação do solo nos Biomas Brasileiros foi construída a partir dos arquivos do Landsat para as últimas três décadas (1985 – 2017) e os resultados mostraram que o Brasil perdeu cerca de 71 milhões de hectares de vegetação natural (SOUZA *et al.*, 2020). Essas ferramentas se comportam como fonte de dados importantes para a elaboração de estudos com conteúdo ambiental de relevância (HANSEN *et al.*, 2013), além de facilitar no monitoramento uma vez que atua como agente passivo de conservação, podendo ser aplicado de forma preventiva e corretiva.

O monitoramento de ambientes em processo de restauração também deve ser incluído como uma das etapas do projeto, pois este é capaz de barrar situações que coloquem em risco os co-benefícios e como os serviços ecossistêmicos retornam à comunidade local (HAYWARD *et al.*, 2021). Pode-se verificar a comunicação entre fragmentos florestais que potencializam a manutenção da diversidade. Vale ressaltar que o uso de dados de sensoriamento remoto voltados para as análises ambientais consiste em resultados estimados. Logo, a complementação destas análises com os dados de campo é capaz de potencializar os estudos.

A biomassa produzida por uma área em processo de restauração também influencia na melhoria da condição da estrutura física do solo, uma vez que esta compõe a sua principal fonte de matéria orgânica que é promotora da estabilidade dos agregados do solo (FLORES *et al.*, 2008). A diversidade de espécies traz como benefícios uma maior e mais variada produção de serapilheira e biomassa radicular, e age de forma indireta nas propriedades do solo, pois gera aumento de insumos de carbono e atividade da micro e macro fauna do solo que, por consequência, promove o aumento da capacidade de retenção de água (ZHANG *et al.*, 2019b).

O reflorestamento com espécies nativas é um dos meios eficientes de restaurar a fertilidade do solo, pois este tipo de vegetação concede a melhoria do teor de matéria orgânica do solo, dos nutrientes disponíveis, da capacidade de troca catiônica, do aumento das atividades biológicas e da melhoria das condições físicas do solo (ZHANG *et al.*, 2019b; CELENTANO *et al.*, 2016). Em regiões com solos compactados por ações antrópicas, após 25 anos da restauração por meio de inserção de diferentes espécies florestais, observou-se que as propriedades químicas do solo tiveram recuperação total (JOURGHOLAMI *et al.*, 2019).

Em matas ciliares a fertilidade do solo apresenta relação com a preservação dos ecossistemas, pois os seus níveis são influenciados pela condição e composição da vegetação local. O processo de degradação altera as taxas de fertilidade do solo, desencadeia problemas no desenvolvimento espontâneo de indivíduos vegetais (CELENTANO *et al.*, 2016) influenciando negativamente no processo de sucessão ecológica, na capacidade de resiliência de um habitat. Deste modo, as análises de solo são de suma importância para indicar as condições nutricionais das plantas, permitindo a intervenção por meio de técnicas de manejo florestal a fim de garantir a continuidade e funcionalidade dos ecossistemas, principalmente em áreas de mata ciliar, frente a sua relevância ecológica e social.

Na fazenda Mãe Natureza, após seis anos da implantação do projeto de restauração ativa, observou-se que a sobrevivência das espécies plantadas na fase inicial foi superior a 54%, e não se observou diferença ($P \leq 0,05$) para crescimento e sobrevivência destas, independente da técnica utilizada (ARAGÃO, 2009). Aos 12 anos, nesta mesma área, observou-se uma riqueza de 165 espécies, 134 gêneros e 51 famílias botânicas. Em relação ao hábito, houve a predominância de espécies herbáceas, com 74 espécies (44,8%), seguida de 42 arbóreas (25,5%), 33 arbustivas (20%) e 16 trepadeiras (9,7%). As espécies apresentaram indivíduos com altura superior a 8,05m, tendo maior concentração entre 3,26 e 8,05 m (MATOS, 2016).

A restauração ativa, método utilizado na fase de implantação do projeto no ano de 2003, é vista como uma técnica silvicultural capaz de interferir no processo de sucessão ecológica e conceder benefícios em curto prazo a ambientes degradados, principalmente em relação à estabilidade do solo (CHAVES, 2007; FERREIRA *et al.*, 2011).

6.4. Conclusões

Na Fazenda Mãe Natureza observou-se um estágio de sucessão avançado com maior representatividade de espécies secundárias e clímax.

A composição dos mecanismos de regeneração natural da área mostra que as espécies inseridas no projeto de restauração florestal, no ano de 2003, se estabeleceram e estão fornecendo propágulos para a perpetuação delas.

O surgimento de novas espécies na área demonstra a conectividade da área de estudo com as áreas de entorno, bem como a presença de dispersores que contribuíram para o incremento na biodiversidade.

Os atributos químicos e físicos do solo melhoraram, demonstrando que a restauração florestal foi além do estabelecimento das espécies florestais e pode ser usada na região.

O geoprocessamento é uma técnica rápida e eficaz no monitoramento de ambientes em processo de restauração.

Este trabalho demonstrou o sucesso da implantação de espécies florestais em uma área degradada através do monitoramento utilizando indicadores ecológicos como análise temporal da paisagem, indicadores bióticos e edáficos. Este demonstrou que as estratégias adotadas no plantio inicial de restauração foram eficientes para o reestabelecimento do cenário florestal local. Logo enfatiza-se a necessidade de monitorar ambientes sob processos de restauração, pois assim como foi possível relatar o sucesso do projeto, acredita-se que interferências negativas em outras ações de reflorestamento também podem ser identificadas e corrigidas a tempo.

6.5. Referências bibliográficas

ALMEIDA, D.S. **Recuperação ambiental da Mata Atlântica**. 3. ed. Ilhéus, BA: Editus. 200 p. 2016.

ANA (Agência Nacional de Águas). Disponível em: <https://www.ana.gov.br/>. Acesso em: 15 jun. 2020.

ANDRADE, F. H. N. et al. Atributos físico-hídricos do solo via funções de pedotransferência em solos dos tabuleiros costeiros de pernambuco. **Irriga**, v. 25, n. 1, p. 69-86, 2020.

ANDRADE, G.K.O. **Avaliação da regeneração natural em áreas de reflorestamento, no município de Laranjeiras-SE**. 2015. 84 f. Dissertação (Mestrado em Agricultura e Biodiversidade) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2015.

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. **Estabelecimento de espécies florestais nativas, em áreas de restauração ciliar no Baixo Rio São Francisco**. 2009. 61 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2009.

CALDEIRA, M. V. W.; SILVA, R. D. DA; KUNZ, S. H.; ZORZANELLI, J. P. F.; CASTRO, K. C.; OLIVEIRA GODINHO, T. DE. Biomassa e nutrientes da serapilheira em diferentes coberturas florestais. **Comunicata Scientiae**, v. 4, n. 2, p. 111–119, 2013.

CELENTANO, D. et al. Degradation of riparian forest affects soil properties and ecosystem services provision in eastern Amazon of Brazil. **Land Degradation & Development**, v. 28, n. 2, p. 482-493, 2016.

CHAVES, J. et al. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, v. 145, n. 1, p. 87–99, 2007.

COLLALTI, A.; PRENTICE, I. C. Is NPP proportional to GPP? Waring's hypothesis 20 years on. **Tree Physiology**, v. 39, n. 8, p. 1473-1483, 2019.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e da outras providências. Brasília, DF, 25 maio 2012.

CHAI, Z.; WANG, D. Environmental influences on the successful regeneration of pine-oak mixed forests in the Qinling Mountains, China. **Scandinavian Journal of Forest Research**, v. 31, n. 4, p. 368-381, 2016.

COELHO, E. F.; OR, D.; DE SOUSA, V. F. **Aspectos básicos em fertirrigação. Embrapa Mandioca e Fruticultura-Capítulo em livro científico (ALICE)**, p.235-251, 2011.

CONCHA-LOZADA, C. M. **Índice de qualidade do solo para a avaliação do impacto de diferentes usos e manejos e sua aplicação em uma área rural de Planaltina (DF)**. 2015. 80f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília-UnB, Brasília-DF, 2015.

CORDEIRO, E. M. G. et al. Diversity, genetic structure, and population genomics of the tropical tree *Centropogon tomentosus* in remnant and restored Atlantic forests. **Conservation Genetics**, v. 20, n. 5, p. 1073-1085, 2019.

DÉDA, R.M. **Indicadores biológicos para avaliação do status de desenvolvimento em área de povoamento misto em Mata Atlântica**. 2017. 70f. Dissertação (Mestrado em Agricultura e Biodiversidade) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão-SE, 2017.

FABRICANTE, J. R. et al. Banco de sementes do solo de sítios de Caatinga sob influência do Projeto de Integração do Rio São Francisco. **Scientia Plena**, v. 12, n. 4, 2016.

FERNANDES, M. M. et al. Regeneração natural em área de reflorestamento misto com espécies nativas no município de Laranjeiras, SE. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 61, 2018.

FERREIRA, E. P. de B.; FAGERIAE, N. K.; DIDONET, A. D. Chemical properties of an Oxisol under organic management as influenced by application of sugarcane bagasse ash. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 43, n. 2, p. 228-236, 2012.

FERREIRA, R. A. et al. Nascentes da sub-bacia hidrográfica do rio Poxim, estado de Sergipe: da degradação à restauração. **Revista Árvore**, v. 35, p. 265-277, 2011.

FLORES, C. A. et al. Recuperação da qualidade estrutural, pelo sistema plantio direto, de um Argissolo Vermelho. **Ciência Rural**, v. 38, p. 2164-2172, 2008.

- FRÓES, C. Q. et al. Chuva de sementes como indicador ambiental de áreas em processo de restauração ecológica do Mato Grosso do Sul. **Ciência Florestal**, v. 30, p. 1032-1047, 2020.
- DOMPIERI, M. H. G. et al. Análise do uso e ocupação das terras no Baixo São Francisco, a partir de técnica estatísticas multivariadas. **Revista Econômica do Nordeste**, v. 51, n. 3, p. 25-50, 2020.
- GUIMARÃES, L. A. de O. P. et al. Espécies arbóreas potenciais para a revegetação de rejeito salino contaminado com arsênio. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 3, p. 871–881, 2017.
- GUIMARÃES, M. F. R. et al. Indicadores ambientais para o estudo da erosão marginal no Rio São Francisco. **Caminhos de Geografia**, v. 11, n. 34, 2010.
- HANSEN, M. C. et al. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. **Science**, v. 342, p. 850–854, 2013.
- HAYWARD, R. M. et al. Three decades of post-logging tree community recovery in naturally regenerating and actively restored dipterocarp forest in Borneo. **Forest Ecology and Management**, v. 488, p. 119036, 2021.
- HE, M. et al. A critical review on performance indicators for evaluating soil biota and soil health of biochar-amended soils. **Journal of Hazardous Materials**, v. 414, p. 125378, 2021.
- 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.
- 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 Uso da Terra. 3ª edição. Rio de Janeiro: IBGE, 2013. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv81615.pdf>. Acesso em: 12/03/2021
- JAYAWARDHANE, J.; GUNARATNE, A. M. T. A. Restoration success evaluation of a thinned and enriched pine plantation in sri lanka. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 32, n. 4, p. 402-413, 2020.
- JOURGHOLAMI, M.; GHASSEMI, T.; LABELLE, E. R. Soil physio-chemical and biological indicators to evaluate the restoration of compacted soil following reforestation. **Ecological Indicators**, v. 101, p. 102-110, 2019.
- LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. An application of hierarchical kappa-type statistics in the assessment of majority agreement among multiple observers. **Biometrics**, p. 363-374, 1977.
- LANDSBERG, J.J.; WARING, R.H.; WILLIAMS, M. Commentary on the assessment of NPP/GPP ratio. **Tree Physiology**, 2020.
- LIU, P. et al. Influence of Vegetation Restoration on Soil Hydraulic Properties in South China. **Forests**, v. 11, n. 10, p. 1111, 2020.

- LIU, H.; XIONG, Z.; JIANG, X.; LIU, G.; LIU, W. Heavy metal concentrations in riparian soils along the Han River, China: The importance of soil properties, topography and upland land use. **Ecological Engineering**, v. 97, p. 545–552, 2016.
- LOWE, A. J. et al. Standardized genetic diversity-life history correlates for improved genetic resource management of Neotropical trees. **Diversity and Distributions**, v. 24, n. 6, p. 730-741, 2018.
- LU, X. et al. Nitrogen deposition contributes to soil acidification in tropical ecosystems. **Global Change Biology**, v. 20, n. 12, p. 3790-3801, 2014.
- MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton: Princeton University, 179 p., 1988.
- MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. 2º. ed. Viçosa: Editora Aprenda Fácil, 255 p., 2007.
- 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.
- MIRANDA, J. C. Sucessão ecológica: conceitos, modelos e perspectivas. **SaBios-Revista de Saúde e Biologia**, v. 4, n. 1, 2009.
- NOGUEIRA, N. et al. Utilização de leguminosas para recuperação de áreas degradadas. **Enciclopédia Biosfera**, v. 8, n. 14, 2012.
- NOVAK, E. et al. Chemical and microbiological attributes under different soil cover. **Cerne**, v. 23, p. 19-30, 2017.
- OLIVEIRA, R. A.C.; MARQUES, R. ; MARQUES, M. C. M. Plant diversity and local environmental conditions indirectly affect litter decomposition in a tropical forest. **Applied Soil Ecology**, v. 134, p. 45-53, 2019.
- PHILOGENE, S.; NI-MEISTER, W. Relationship between Fire Events and Land Use Changes in the State of São Paulo, Brazil. **Remote Sensing**, v. 13, n. 15, p. 2853, 2021.
- PIELOU, E. C. **Ecological diversity**. New York: Wiley, 165 p., 1975.
- RODRIGUES, K. D. M. et al Fauna do solo ao longo do processo de sucessão ecológica em voçoroca revegetada no município de Pinheiral-RJ. **Ciência Florestal**, v. 26, n. 2, p. 355-364, 2016.
- RONQUIM, C. C. Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais. **Embrapa Territorial-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E)**, 2010.
- RUNNING, S.; MU, Q.; ZHAO, M. MOD17A2H MODIS/terra gross primary productivity 8-day L4 global 500m SIN grid V006. **NASA EOSDIS Land Processes DAAC**, 2015.
- RUNNING, S.; ZHAO, M. MOD17A3HGF MODIS/Terra Net Primary Production Gap-Filled Yearly L4 Global 500m SIN Grid V006. **NASA EOSDIS Land Processes DAAC**. Available online: <https://doi.org/10.5067/MODIS/MOD17A3HGF>, v. 6, 2019.

- SANTANA, N. R. F. **Hidrodinâmica ambiental no baixo São Francisco e suas relações antrópicas**. 2017. 181 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, SE, 2017.
- SANTOS JÚNIOR, E. M.; FERRARI, S. F.; BELTRÃO-MENDES, R.; BITENCURTI, D. P.; CARVALHO, T. M. Mapeamento e caracterização dos fragmentos florestais na bacia hidrográfica do baixo rio São Francisco, Sergipe. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 11, n. 1, p. 104-128, 2017.
- SCOLFORO, J. R. S. **Inventário Florestal. Lavras: Universidade Federal de Lavras**, 440 p., 2004.
- SCCOTI, M. S. V. et al. Mecanismos de regeneração natural em remanescente de Floresta Estacional Decidual. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 3, p. 459-472, 2011.
- SCCOTI, M. S. V. et al. Dinâmica da chuva de sementes em remanescente de floresta estacional subtropical. **Ciência Florestal**, v. 26, n. 4, p. 1179-1188, 2016.
- SHEN, Y.; YU, Y.; LUCAS-BORJA, M. E.; CHEN, F.; CHEN, Q.; TANG, Y. Change of soil K, N and P following forest restoration in rock outcrop rich karst area. **Catena**, v. 186, p. 104395, 2020.
- SHEPHERD, G. J. **Fitopac 2.1. 2.85. Manual do usuário**. Unicamp, Campinas, Brazil, 2010.
- SILVA, A. S. **Regeneração natural em área de reflorestamento misto no município de Laranjeiras, Sergipe**. 2019, 47 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão - SE, 2019.
- SILVA, J.P. G. da et al. Chuva de sementes e estabelecimento de plântulas em floresta tropical na região nordeste do Brasil. **Ciência Florestal**, v. 28, p. 1478-1490, 2018.
- SILVA, J. M.; TRONCO, M. Q.; ALMEIDA, A. L. C. Influência da recuperação de matas ciliares ao igarapé D´Alincourt sobre propriedades do solo. **Revista Brasileira de Ciências da Amazônia**, v. 4, p. 29–40, 2015.
- SOARES, J. A. H. et al. Combined effects of soil fertility and vegetation structure on early decomposition of organic matter in a tropical riparian zone. **Ecological Engineering**, v. 152, p. 105899, 2020.
- SOBRAL, L. F. et al. **Guia prático para interpretação de resultados de análises de solos. Embrapa Tabuleiros Costeiros-Documents (INFOTECA-E)**, 2015.
- SOUZA, C. M de. et al. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, 2020.
- 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.
- TEIXEIRA, P. C. et al. **Manual de métodos de análise de solo**. Brasília, DF : Embrapa, 3ª Edição, 574p. 2017.

TERAN, F. J. C. et al. Avaliação da recuperação de áreas degradadas por exploração de cascalho laterítico por meio da incorporação de lodo de esgoto. Estudo de caso no Distrito Federal. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 1, p. 3243-3255, 2020.

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.

VASCO, A. N. **Indicadores de alteração hidrológica: o declínio das vazões no baixo Rio São Francisco**. 2015. 139 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2015.

WU, J.; LU, J. Spatial scale effects of landscape metrics on stream water quality and their seasonal changes. **Water Research**, v. 191, p. 116811, 2021.

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, p. 1-13, 2019.

XUE, S. Soil formation in bauxite residue: The most promising way to large-scale and ecological disposal. **Journal of Central South University**, v. 26, n. 2, p. 265-267, 2019.

YAN, P. et al. Soil acidification in Chinese tea plantations. **Science of The Total Environment**, v. 715, p. 136963, 2020.

ZHANG, X. et al. Relationship between soil water content and soil particle size on typical slopes of the Loess Plateau during a drought year. **Science of the Total Environment**, v. 648, p. 943-954, 2019a.

ZHANG, B. et al. Higher soil capacity of intercepting heavy rainfall in mixed stands than in pure stands in riparian forests. **Science of the Total Environment**, v. 658, p. 1514-1522, 2019b.

ZHAO, M.; RUNNING, S. W. Drought-induced reduction in global terrestrial net primary production from 2000 through 2009. **Science**, v. 329, n. 5994, p. 940-943, 2010.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir dos estudos realizados nesta tese foram geradas informações jamais abordadas sobre a conservação do Baixo São Francisco no trecho do município de Santana do São Francisco, Neópolis (Sergipe) Penedo e Igreja Nova (Alagoas) – Brasil. Observamos que a região sofre alterações em níveis florestais, hidrológicos e climáticos.

Em áreas de mata ciliar, as principais ações de antropização estão relacionadas com as mudanças no uso e ocupação da terra/solo, desmatamento e processos de urbanização, onde estas, além de afetarem o ecossistema terrestre, projetam alterações no clima que intensificam a degradação ambiental e refletem na redução do bem-estar social.

Diagnosticar a cobertura do solo de qualquer área de relevância ecológica pode apontar o estágio de conservação destas e deve ser visto como essencial para o planejamento de desenvolvimento urbano, uma vez que a crescente expansão territorial de cidades e de fronteiras agrícolas são responsáveis pelos maiores impactos sofridos nesses ambientes. Outro benefício proporcionado por esses estudos está relacionado a descoberta dos níveis de fragmentação florestal. Essas perturbações geram perdas em níveis fisiológicos e genéticos pois interferem no desenvolvimento das espécies e na sua biologia reprodutiva o que pode ocasionar perdas/redução de biodiversidade. Os problemas gerados por estas mudanças demandam atenção via fiscalização por órgãos públicos ambientais, pois as constantes mudanças nos cenários das matas ciliares interferem na qualidade e quantidade de água das bacias hidrográficas.

Como visto neste trabalho, a geomorfologia do canal fluvial do Rio São Francisco sofre influência das condições climáticas, conservação das matas ciliares e gestão da vazão por meio das Usinas Hidrelétricas que exploram o seu potencial de produção de energia. O trecho do canal franciscano abordado necessita de atenção das autoridades responsáveis, pois diante do exposto nota-se que a capacidade de navegação no mesmo encontra-se ameaçada, uma vez que o processo de sedimentação aparenta ser intenso e nenhuma alternativa de manejo fluvial tem sido realizada na região. As mudanças na morfologia do canal podem ser resultantes do sistema de controle do fluxo de água por partes das Usinas que ocupam o Rio.

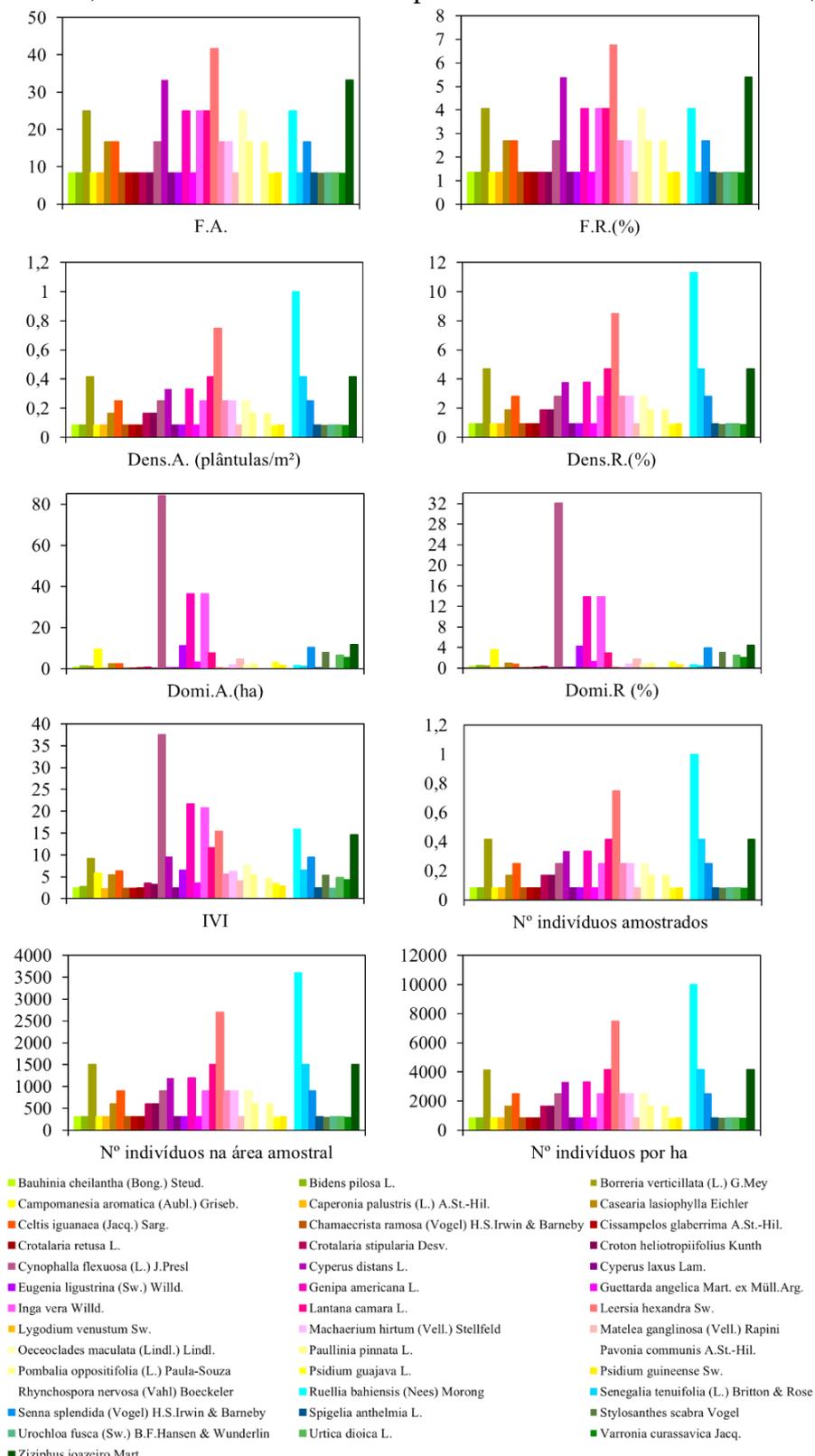
As constantes alterações climáticas no Baixo São Francisco, principalmente relacionadas a precipitação trazem à tona preocupações ecológicas relevantes uma vez que a chuva é um fator determinante no ciclo hidrológico e principal fonte de retorno da água à bacia por meio das áreas de recarga, o que mostra a necessidade de intervenção por meio de técnicas de restauração e monitoramento florestal.

A técnica de regeneração artificial utilizando espécies endêmicas do Baixo São Francisco, é eficiente para recompor a funcionalidade dos ambientes ciliares na região. O projeto implantado na Fazenda Mãe Natureza no ano de 2003 trouxe benefícios, como aumento da biodiversidade local e melhoria da condição edáfica. De maneira indireta, a restauração de uma área ciliar traz melhoria aos recursos hídricos, como aumento da capacidade de infiltração e minimização o transporte de sedimentos para o rio. É por isso que monitorar os ecossistemas é essencial para a preservação deles.

Diante da importância do assunto abordado, este trabalho vem com o intuito de subsidiar estudos futuros na região, além da aplicação de políticas existentes a fim de evitar problemas irreversíveis na região bem como conceder o gerenciamento adequado desses ambientes. A ausência de planejamento e limitação de recursos voltados para fiscalização e recuperação dos recursos hídricos e florestais contribuem de forma divergente para a continuidade dos ecossistemas. A gestão dos recursos naturais beneficia a todos e garante a continuidade destes para as próximas gerações.

APÊNDICE

APÊNDICE A. Composição do banco de plântulas na estação chuvosa em área de Mata Atlântica, em processo de restauração após 18 anos de plantio, no município de Santana do São Francisco, Sergipe. *Espécies utilizadas no projeto de restauração da área de estudo. N°= número de indivíduos; Dens. A.= densidade absoluta em hectare; Dens.R.= densidade relativa; F.A.= frequência absoluta; F.R.= frequência relativa; Dom.A= dominância absoluta; Dom.R.= dominância relativa; IVI= índice de valor de importância. Obs: Área amostral = 0,36ha.



APÊNDICE B. Composição do banco de plântulas na estação seca em área de Mata Atlântica, em processo de restauração após 18 anos de plantio, no município de Santana do São Francisco, Sergipe. *Espécies utilizadas no projeto de restauração da área de estudo. N°= número de indivíduos; Dens. A.= densidade absoluta em hectare; Dens.R.= densidade relativa; F.A.= frequência absoluta; F.R.= frequência relativa; Dom.A= dominância absoluta; Dom.R.= dominância relativa; IVI= índice de valor de importância. Obs.: Área amostral = 0,36ha

