



**DINÂMICA DO USO E COBERTURA DA TERRA E APTIDÃO PARA  
O MANEJO FLORESTAL NA REGIÃO SEMIÁRIDA DO ESTADO  
DE SERGIPE - SE**

**MÁRCIA RODRIGUES DE MOURA FERNANDES**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**

**FACULDADE DE TECNOLOGIA**

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA**

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA - UnB**  
**FACULDADE DE TECNOLOGIA - FT**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL - EFL**

**DINÂMICA DO USO E COBERTURA DA TERRA E  
APTIDÃO PARA O MANEJO FLORESTAL NA REGIÃO  
SEMIÁRIDA DO ESTADO DE SERGIPE - SE**

**MÁRCIA RODRIGUES DE MOURA FERNANDES**

**ORIENTADOR: ERALDO APARECIDO TRONDOLI MATRICARDI**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL - UnB**

**PUBLICAÇÃO: PPGEFL. DM-243/2015**

**BRASÍLIA/DF: JANEIRO – 2015**

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA - UnB  
FACULDADE DE TECNOLOGIA - FT  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL - EFL  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

DINÂMICA DO USO E COBERTURA DA TERRA E APTIDÃO PARA O  
MANEJO FLORESTAL NA REGIÃO SEMIÁRIDA DO ESTADO DE  
SERGIPE - SE

MÁRCIA RODRIGUES DE MOURA FERNANDES

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE  
ENGENHARIA FLORESTAL DA FACULDADE DE TECNOLOGIA DA  
UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA, COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À  
OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM CIÊNCIAS FLORESTAIS.

PUBLICAÇÃO: PPGEFL. DM - 243/2015  
APROVADO POR:

---

**Prof. Dr. Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi (Departamento de Engenharia Florestal, UnB)**  
**(ORIENTADOR)**

---

**Prof. Dr. Reginaldo Sérgio Pereira (Departamento de Engenharia Florestal, UnB)**  
**(EXAMINADOR INTERNO)**

---

**Prof. Dr. André Quintão de Almeida (Departamento de Engenharia Agrícola, UFS)**  
**(EXAMINADOR EXTERNO)**

---

**Prof. Dr. Alcides Gatto (Departamento de Engenharia Florestal, UnB)**  
**(EXAMINADOR SUPLENTE)**

**Brasília, 30 de janeiro de 2015.**

## FICHA CATALOGRÁFICA

F363d	<p>Fernandes, Márcia Rodrigues de Moura. Dinâmica do uso e cobertura da terra e aptidão para o manejo florestal na região semiárida do estado de Sergipe - SE / Márcia Rodrigues de Moura Fernandes. -- 2015. xiv, 98 f. : il. ; 30 cm.</p> <p>Dissertação (mestrado) - Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Florestal, Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, 2015. Inclui bibliografia. Orientação: Eraldo A. T. Matricardi.</p> <p>1. Caatinga - Sergipe. 2. Desmatamento. 3. Manejo florestal. I. Matricardi, Eraldo A. T. II. Título.</p> <p style="text-align: right;">CDU 634.0.6(812/814)</p>
-------	---

## REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

FERNANDES, M. R. M. 2015. **Dinâmica do uso e cobertura da terra e aptidão para o manejo florestal na região semiárida do estado de Sergipe – SE.** Dissertação de Mestrado em Ciências Florestais, Publicação PPGEFL. DM-243/2015. Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília - UnB, Brasília/DF. 2015. 113p.

## CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Márcia Rodrigues de Moura Fernandes

TÍTULO: Dinâmica do uso e cobertura da terra e aptidão para o manejo florestal na região semiárida do estado de Sergipe – SE.

GRAU: MESTRE ANO: 2015

É concedido à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

---

Márcia Rodrigues de Moura Fernandes  
[marcia86@bol.com.br](mailto:marcia86@bol.com.br)

## AGRADECIMENTOS

Inicio meus agradecimentos a Deus, já que Ele colocou pessoas tão especiais a meu lado, sem as quais certamente não teria dado conta!

Agradeço inicialmente ao professor Eraldo, excelente professor e orientador, e acima de tudo um grande amigo sempre auxiliando de uma forma bastante criativa nas incontáveis dúvidas que surgiram durante a realização deste trabalho, pela liberdade e confiança referente ao presente trabalho, e compreensão em momentos difíceis. Obrigada por tudo.

Agradeço ao programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade de Brasília e a CAPES, na qual viabilizou financeiramente o meu curso de mestrado.

Agradeço a SRH-SE pelas bases de dados presentes na minha dissertação. Um enorme agradecimento ao João Carlos.

Agradeço imensamente ao professor André Quintão, pela incrível disponibilidade oferecida quando tive dúvidas, suas revisões, correções e sugestões foram essenciais na conclusão deste trabalho. Muito obrigada pela dedicação.

A meu querido esposo, Milton, por ser tão importante na minha vida. Sempre ao meu lado, me pondo para cima e me fazendo acreditar que posso mais que imagino. Devido ao seu companheirismo e amor este trabalho pôde ser concretizado, pois estive ao meu lado em momentos cruciais na elaboração dessa dissertação. Obrigada por ter feito do meu sonho o nosso sonho!

Um agradecimento especial ao professor Diego Loureiro, pela ajuda nas instalações dos *softwares*, sem estes não poderia realizar o meu trabalho. Obrigada.

Ao professor Reginaldo, ex- coordenador da pós-graduação, por ser tão gentil e justo com os alunos da pós, sempre fornecendo informações importantes.

A meus pais, Eldina e Nonato, meu infinito agradecimento. Sempre acreditaram em minha capacidade. Isso só me fortaleceu e me fez tentar. Obrigada pelo amor incondicional!

A meu irmão, César, e aos meus sobrinhos Alicélya e César Filho meu agradecimento especial, pois, a seu modo, sempre confiaram em meu trabalho. Obrigada pela confiança!

A meus avôs, tios e primos, que vibraram comigo, desde a minha aprovação, e sempre se fizeram presentes. Obrigada pela força!

Aos meus amigos da UnB e de Brasília pelos momentos divididos juntos, especialmente Nice, Joaquim, Luduvico, Josiane, Tiago Piaba, Sílvia, Milton Serpa, Glauce, Gileno, Tangrienne, Tita, Henrique Mews, Pedro Rocha, Clara, Olívia, Fabrício e Lamartine por só quererem o meu bem e me valorizar tanto como pessoa tornando mais leve a minha estadia em Brasília. Obrigada por dividir comigo as angústias e alegrias e ouvirem minhas bobagens. Foi bom poder contar com vocês! Obrigada pela amizade!

A todos os professores da pós em especial o professor Anderson Marcos que, com ensinamentos, me ajudaram ativa ou passivamente neste projeto. Vocês também foram referenciais para mim!

Ninguém vence sozinho... OBRIGADA A TODOS!

## **RESUMO**

### **DINÂMICA DO USO E COBERTURA DA TERRA E APTIDÃO PARA O MANEJO FLORESTAL NA REGIÃO SEMIÁRIDA DO ESTADO DE SERGIPE - SE**

**Autor: Márcia Rodrigues de Moura Fernandes**

**Orientador: Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi**

**Programa de Pós Graduação em Ciências Florestais**

**Brasília, 30 de janeiro de 2015.**

A degradação do Bioma Caatinga no estado de Sergipe ocorreu de forma mais acelerada nas duas últimas décadas, devido principalmente à exploração de madeira nativa e à conversão desse tipo de vegetação em pastagens. Apesar da grande pressão antrópica sobre aquele Bioma, as informações sobre o desmatamento e a sua aptidão da Caatinga para o manejo florestal são muito escassas. Assim, o presente estudo buscou entender melhor a dinâmica do uso e cobertura da terra ocorrida nas últimas décadas (1992 a 2013) na região semiárida no estado de Sergipe, bem como os efeitos do desmatamento sobre a fragmentação florestal na área de estudo. Complementarmente, foi desenvolvida metodologia para avaliar a aptidão dos fragmentos de Caatinga para o manejo florestal e a necessidade de recuperação de áreas alteradas na região estudada. As análises tomaram como base dados obtidos em campo e imagens do satélite Landsat-5 TM, adquiridas em 1992 e 2003, e do satélite Landsat-8 OLI, adquiridas em 2013. Os resultados do mapeamento do uso e cobertura da terra indicaram que a região semiárida de Sergipe sofreu um intenso processo de antropização, especialmente entre 2003 e 2013, período em que a área coberta por vegetação de Caatinga foi reduzida em mais de 23%, a maioria convertida em pastagens. A análise da paisagem revelou alta fragmentação dos remanescentes de Caatinga, como consequência do processo de desmatamento ocorrido no período e área de estudo. A abordagem metodológica para identificar o nível de aptidão ao manejo florestal revelou que existem apenas 11,4% dos remanescentes de Caatinga com alta aptidão para tal fim. Finalmente, identificou-se que mais de 82% da área de estudo apresenta alta prioridade para recuperação da cobertura vegetal original. Isto indica que a maior parte da área de estudo requer medidas técnicas e políticas urgentes para a conservação dos fragmentos naturais remanescentes e de ações imediatas para recuperação das áreas desmatadas. Tais medidas, se adotadas, poderão atenuar os vários problemas ambientais decorrentes do intenso desmatamento e fragmentação observados naquele Estado.

**Palavras-chave:** Desmatamento, fragmentação, sensoriamento remoto, sistema de informação geográfica.

## **ABSTRACT**

### **USE OF DYNAMICS AND LAND COVER AND FITNESS FOR FOREST MANAGEMENT IN THE SEMIARID SERGIPE OF STATE REGION – SE**

**Author: Márcia Rodrigues de Moura Fernandes**

**Advisor: Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi**

**Programa de Pós Graduação em Ciências Florestais**

**Brasília, 30 de janeiro de 2015.**

The degradation of the Caatinga biome in the state of Sergipe occurred at an accelerated rate in the last two decades, mainly due to timber extraction and native vegetation conversion into pasture areas. Despite the great anthropogenic pressure on that Biome, there is a lack of information about Caatinga deforestation and its forest management. This study sought to better understand the land use and land cover changes occurred in recent decades (1992 to 2013) in semi-arid region in the state of Sergipe and their effects on forest fragmentation. In addition, it was developed methodology for assessing forest management suitability of the Caatinga fragments and the priority level for recovery deforested land in the study area. This research was based on field and remotely sensed data (Landsat-5 TM, for images acquired in 1992 and 2003, and Landsat-8 OLI, for images acquired in 2013). This study results indicated that the Sergipe semi-arid region suffered an intensive degradation process, especially between 2003 and 2013, a period in which the area covered by Caatinga vegetation was reduced by more than 23%, mostly converted into pasture lands. The landscape analysis showed that the Caatinga vegetation is highly fragmented as a consequence of the deforestation process observed in the study area. Based on the methodological approach to assess forest management suitability, it was estimated that only 11.4% of Caatinga has high suitability for that purpose. Finally, it was estimated that approximately 82% of the study area shows high priority for restoration of its original vegetation cover. It indicates that most of the study region requires urgent political and technical initiatives to protect the remaining natural fragments and immediate actions for recovery of deforested lands. Those initiatives, if enforced, will help to mitigate the several environmental problems arising from the intense deforestation and fragmentation observed in that State.

**Keywords:** Deforestation, fragmentation, remote sensing, geographic information system.

## SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO E REFERENCIAL TEÓRICO .....	1
1.1. CONSIDERAÇÕES INICIAIS .....	1
1.2. O Problema e sua importância.....	2
1.3. Questões de pesquisa.....	3
1.4. Justificativa.....	3
1.5. Objetivos.....	3
1.2. REVISÃO DE LITERATURA .....	4
1.2.1. O Bioma Caatinga .....	4
1.2.2. A Caatinga em Sergipe .....	6
1.2.3. Desmatamento da Caatinga .....	7
1.2.3.1. Do desmatamento à produção de lenha e carvão .....	7
1.2.3.2. Do desmatamento à pastagem .....	8
1.3. O SENSORIAMENTO REMOTO.....	9
1.3.1. Imagens Landsat.....	10
1.3.2. Satélite SPOT-5.....	12
1.4. USO E COBERTURA DA TERRA.....	13
1.5. CLASSIFICAÇÃO SUPERVISIONADA - MAXVER .....	14
1.6. PÓS-CLASSIFICAÇÃO - MATRIZ DE CONFUSÃO E ACURÁCIA .....	15
1.7. ECOLOGIA DA PAISAGEM.....	17
1.7.1. Fragmentação e estrutura da paisagem.....	17
1.7.2. Métricas da paisagem .....	18
1.8. MANEJO FLORESTAL DA CAATINGA.....	20
CAPÍTULO 2 - MUDANÇAS DO USO E COBERTURA DA TERRA NA REGIÃO SEMIÁRIDA DE SERGIPE .....	22
2.1. INTRODUÇÃO.....	22
2.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	23
2.2.1. Localização e caracterização da área de estudo.....	23
2.2.2. Base de dados .....	24
2.2.3. Processamento das imagens de satélite .....	25
2.2.4. Avaliação da acurácia da classificação do uso e cobertura da terra .....	27
2.2.5. Avaliação da dinâmica do uso e cobertura da terra .....	29
2.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	29

2.3.1. Acurácia da classificação do uso e cobertura da terra .....	29
2.3.2. Avaliação da dinâmica do uso e cobertura da terra .....	30
2.4. CONCLUSÕES .....	38
CAPÍTULO 3 - ESTUDO DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA REGIÃO SEMIÁRIDA DE SERGIPE .....	39
3.1. INTRODUÇÃO.....	39
3.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	40
3.2.1. Processamento das imagens de satélite .....	40
3.2.2. Preparação e cálculos dos dados para a análise da fragmentação florestal .....	41
3.2.3. Métricas utilizadas.....	42
3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	46
3.3.2. Estudo da paisagem para a região semiárida.....	47
3.3.2.1. Métricas de área, densidade e borda.....	47
3.3.2.2. Métrica de forma .....	54
3.3.2.3. Métricas de área central.....	55
3.3.2.4. Métricas de proximidade e isolamento.....	57
3.3.2.5. Métricas de contágio e dispersão .....	59
3.3.2.6. Métricas de diversidade.....	60
3.4. CONCLUSÕES .....	61
CAPÍTULO 4 - PROPOSTA DE APTIDÃO PARA O MANEJO FLORESTAL E PRIORIDADE DE RECUPERAÇÃO DO BIOMA CAATINGA NO ESTADO DE SERGIPE.....	62
4.1. INTRODUÇÃO.....	62
4.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	64
4.2.1. Localização e caracterização da área de estudo.....	64
4.2.2. Levantamento e processamento dos dados .....	65
4.2.2.1. Definição da aptidão para o manejo florestal e áreas prioritárias para recuperação.....	68
4.2.2.2. Atribuição dos escores das variáveis para áreas aptas para o manejo florestal.....	68
4.2.2.3. Atribuição dos escores das variáveis para as áreas prioritárias de recuperação.....	72
4.2.2.4. Atribuição dos pesos das variáveis com aptidão para o manejo florestal .....	74
4.2.2.5. Mapa da aptidão para o manejo florestal nos fragmentos de Caatinga.....	75
4.2.2.6. Atribuição dos pesos das variáveis para as áreas prioritárias de recuperação.....	76
4.2.2.7. Mapa das áreas prioritárias para recuperação na região semiárida .....	76
4.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	77

4.4. CONCLUSÕES .....	80
CAPÍTULO 5 – CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	82
5.1. REVISITANDO AS QUESTÕES DE PESQUISA .....	82
5.2. CONTRIBUIÇÕES E LIMITAÇÕES .....	83
6. REFERÊNCIAS .....	84

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1. Principais características dos sensores colocados a bordo dos satélites da série Landsat. ....	11
Tabela 1.2. Representação da matriz de confusão. ....	16
Tabela 1.3. Classes do coeficiente <i>Kappa</i> .....	16
Tabela 2.1. Órbita/ponto e cenas do satélite Landsat utilizadas no estudo. ....	24
Tabela 2.2. Fonte de dados utilizados no estudo. ....	25
Tabela 2.3. Matriz de confusão da classificação, pelo estimador de acerto <i>Kappa</i> , na região semiárida de Sergipe para o ano de 2003. ....	30
Tabela 2.4. Quantificação do uso e cobertura da terra, em Km <sup>2</sup> , e suas respectivas porcentagens entre os anos de 1992, 2003 e 2013 na região semiárida de Sergipe. ....	31
Tabela 2.5. Quantificação da dinâmica de cobertura florestal, em Km <sup>2</sup> , e suas respectivas porcentagens entre os períodos de 1992-2003, 2003-2013 e 1992-2013 na região semiárida Sergipe. ....	36
Tabela 3.1. Métricas espaciais utilizadas na quantificação da estrutura da paisagem na região semiárida de Sergipe. ....	44
Tabela 3.2. Matriz de confusão da classificação, pelo estimador de acerto <i>Kappa</i> , na região semiárida de Sergipe. ....	46
Tabela 3.3. Número de fragmentos para os anos de 1992, 2003 e 2013 em classes de tamanho na região semiárida de Sergipe. ....	49
Tabela 4.1. Escores de aptidão atribuídos à distância das cidades. ....	68
Tabela 4.2. Escores de aptidão atribuídos à distância das estradas. ....	69
Tabela 4.3. Escores de aptidão atribuídos à declividade. ....	69
Tabela 4.4. Escores de aptidão atribuídos às classes de solos. ....	70
Tabela 4.5. Escores de aptidão atribuídos ao tamanho dos fragmentos. ....	70
Tabela 4.6. Escores de aptidão atribuídos ao uso e cobertura da terra. ....	71
Tabela 4.7. Escores de prioridade de recuperação atribuídos à distância das UC's. ....	72
Tabela 4.8. Escores de prioridade de recuperação atribuídos à distância dos rios. ....	72
Tabela 4.9. Escores de prioridade de recuperação atribuídos às classes de solo. ....	73
Tabela 4.10. Escores de prioridade de recuperação atribuídos à declividade. ....	73
Tabela 4.11. Pesos das variáveis atribuídos à aptidão para o manejo florestal. ....	75
Tabela 4.12. Valores quantitativos e qualitativos da aptidão para o manejo florestal na região semiárida de Sergipe. ....	76
Tabela 4.13. Pesos das variáveis atribuídos às áreas prioritárias para recuperação. ....	76
Tabela 4.14. Valores quantitativos e qualitativos das áreas prioritárias para recuperação na região semiárida de Sergipe. ....	77

Tabela 4.15. Área ocupada por escore e por cada variável (%) para aptidão do manejo florestal.....	77
Tabela 4.16. Classificação das áreas de aptidão do manejo florestal nos fragmentos na área de estudo.....	78
Tabela 4.17. Área ocupada por escore e por cada variável (%) para prioridade de recuperação.....	79
Tabela 4.18. Classificação das áreas prioritárias para recuperação.....	80

## LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1. Localização da área de estudo no estado de Sergipe.....	23
Figura 2.2. Equalização e realce para todos os anos de estudo: a (antes da equalização e realce), e b (depois da equalização e realce). ....	26
Figura 2.3. Mapa de uso e cobertura da terra da região semiárida de Sergipe no ano 1992, e em destaque as regiões do Alto Sertão (a) Agreste Central (b) e Centro-Sul (c). ....	34
Figura 2.4. Mapa de uso e cobertura da terra da região semiárida de Sergipe no ano 2003, e em destaque as regiões do Alto Sertão (a) Agreste Central (b) e Centro-Sul (c). ....	34
Figura 2.5. Mapa de uso e cobertura da terra da região semiárida de Sergipe no ano 2013, e em destaque as regiões do Alto Sertão (a) Agreste Central (b) e Centro-Sul (c). ....	35
Figura 2.6. Mapas da dinâmica da cobertura florestal para os períodos de 1992 a 2003(a); 2003 a 2013(b) e 1992 a 2013(c). ....	36
Figura 3.1. Mapas de classificação das áreas de <i>floresta</i> e <i>não floresta</i> . A) 1992; B) 2003 e C) 2013. ....	47
Figura 3.2. Métricas de classe floresta e não floresta da região semiárida de Sergipe: A) área total (CA); B) Porcentagem de fragmentos da mesma classe na paisagem (PLAND); C) tamanho médio dos fragmentos (AREA_MN); D) coeficiente de variação do tamanho médio dos fragmentos (AREA_CV); E) porcentagem de área do maior fragmento (LPI); F) total de bordas (TE); G) densidade de bordas (ED). ....	53
Figura 3.3. Métricas de classe <i>floresta</i> e <i>não floresta</i> da região semiárida de Sergipe: A) índice de forma médio (SHAPE_MN). ....	55
Figura 3.4. Métricas de classe floresta e não floresta da região semiárida de Sergipe: A) número de áreas centrais (NDCA); B) área central total (TCA); C) índice de área central média (CAI_MN). ....	56
Figura 3.5. Métricas de classe <i>floresta</i> e <i>não floresta</i> da região semiárida de Sergipe: A) índice da distância do vizinho mais próximo (ENN_MN); B) coeficiente de variação da distância do vizinho mais próximo (ENN_CV); C) proximidade média (PROX_MN). ....	59
Figura 3.6. Métricas de classe <i>floresta</i> e <i>não floresta</i> da região semiárida de Sergipe: coesão-conectividade (COHESION). ....	60
Figura 3.7. Métricas de classe <i>floresta</i> e <i>não floresta</i> da região semiárida de Sergipe: A) índice de diversidade de Shannon (SHDI) e índice de uniformidade de Shannon (SHEI). ....	61
Figura 4.1. Localização da área de estudo no estado de Sergipe.....	64
Figura 4.2. Mapa das variáveis utilizadas para a aptidão ao manejo florestal na área de estudo: (A) Distância das cidades; (B) Distância das estradas; (C) Declividade; (D) Classes de solo (E) Tamanho dos fragmentos; (F) Uso e cobertura da terra. ....	67
Figura 4.3. Mapa das variáveis utilizadas como prioridade de recuperação: (A) Distância das UC's; (B) Distância de rios; (C) Declividade; (D) Classes de solo. ....	67

Figura 4.4. Mapa dos escores das variáveis utilizadas para aptidão do manejo florestal na área de estudo e em seu entorno: (A) Distância euclidiana das cidades; (B) distância euclidiana das estradas; (C) Distribuição espacial da declividade; (D) Classes de solo; (E) Tamanho dos fragmentos; (F) Uso e cobertura da terra. .... 71

Figura 4.5. Mapa dos escores das variáveis utilizadas para prioridades de recuperação na área de estudo e em seu entorno: (A) Distância euclidiana de UC's; (B) distância euclidiana de rios; (C) Distribuição espacial da declividade; (D) Classes de solo..... 74

Figura 4.6. Mapa de aptidão para o manejo florestal nos fragmentos de Caatinga..... 79

Figura 4.7. Mapa das áreas prioritárias para recuperação na região semiárida de Sergipe. 80

## LISTA DE SIMBOLOS, NOMENCLATURA E ABREVIACOES

APPs	Áreas de Preservação Permanente
CODEVASF	Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DEM	<i>Digital Elevation Model</i>
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ERTS	<i>Earth Resources Technology Satellites</i>
ETM+	<i>Enhanced Thematic Mapper Plus</i>
IBAMA	Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IN	Instrução Normativa
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MSS	<i>Multi Spectral Scanner</i>
NASA	Administração Nacional da Aeronáutica e do Espaço
OLI	<i>Operational Land Imager</i>
PMFS	Plano de Manejo Florestal Sustentável
RBV	<i>Ray Beam Vidicam</i>
RMS	<i>Root Mean Square</i>
SE	Sergipe
SFB	Servio Florestal Brasileiro
SIG	Sistema de Informações Geográficas
SRH - SE	Superintendência dos Recursos Hídricos do Estado de Sergipe
ST	Estere
SUDENE	Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste
TM	<i>Thematic Mapper</i>
UC'S	Unidades de Conservação
USGS	<i>Unites States Geological Survey</i>
UTM	<i>Universal Transversa de Mercator</i>

## **CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO E REFERENCIAL TEÓRICO**

### **1.1. CONSIDERAÇÕES INICIAIS**

A vegetação da Caatinga ocupa uma grande extensão territorial da região Nordeste do Brasil (PRADO, 2008), com aproximadamente 10% do território nacional e cerca de 844.453 Km<sup>2</sup> (SFB, 2010). Engloba parte dos territórios dos estados do Maranhão, Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Pernambuco, Paraíba, Alagoas, Sergipe, Bahia e parte de Minas Gerais, constituindo o chamado Polígono das Secas (ALVES et al., 2009).

Estima-se que entre 30 e 52% da Caatinga tenham sido transformadas em áreas de pastagens, terras agricultáveis e outros tipos de uso da terra, modificando as suas paisagens, tornando-as fragmentadas, com algumas áreas bastante degradadas (CASTELLETTI et al., 2008). A fragmentação e a degradação da Caatinga, provocadas pelo povoamento e o uso insustentável dos seus recursos naturais, são um sério problema tanto para a manutenção da diversidade biológica quanto para as atividades econômicas desenvolvidas pela população da região Nordeste do Brasil (LEAL et al., 2008; SANTOS, 2010).

É possível caracterizar a situação dos remanescentes da cobertura florestal da Caatinga na região Nordeste. O estado do Rio Grande do Norte tem cerca de 52% de remanescentes de florestas; Ceará, com 58%; Paraíba, com 50%, Pernambuco, com 45%; Sergipe, com 26%; Piauí, com 24%; Alagoas, com 16,4% e Bahia com 16% (PROBIO, 2007). As áreas de Caatinga em Sergipe estão perdendo espaço para a implantação de pastagens e cultivos agrícolas, principalmente de milho e feijão (OLIVEIRA, 2012) e da retirada de produtos florestais madeireiros (AGUIAR-NETTO, 2006) como lenha, carvão vegetal e estacas, resultantes em sua maioria, de práticas predatórias e ilegais (SERGIPE, 2014).

O estado de Sergipe em 2010 dispunha de 285.000 ha de cobertura florestal nativa, o que corresponde a apenas 13% da superfície do estado, sendo que 8,7% dos fragmentos foram encontrados em 9.683 fragmentos com área inferior a 500 ha; desse total, 90% são fragmentos com área inferior a 50 ha, o que indica um alto grau de fragmentação da paisagem no estado (SERGIPE, 2014).

Em diferentes escalas temporais e espaciais, pode-se fazer o resgate da evolução histórica da fragmentação, indispensável para as ações voltadas à conservação e manejo de remanescentes florestais. A conservação dessas áreas requer, no entanto, o entendimento

da estrutura da paisagem e das mudanças nela ocorridas ao longo do tempo. Isso é de fundamental importância para a elaboração de um planejamento, pois permite a identificação e avaliação dos ecossistemas naturais preexistentes e um bom diagnóstico quanto à integridade de seus fragmentos remanescentes e sua real capacidade de recuperação, em função de várias métricas utilizadas em Ecologia da Paisagem (CABACINHA, et al., 2010).

## **1.2. O Problema e sua importância**

Nas últimas décadas a vegetação da Caatinga de Sergipe vem sendo desmatada, tendo como produtos florestais madeireiros a lenha e o carvão para uso domiciliar e em unidades de produção. Pode-se inferir sobre a grande importância das espécies florestais utilizadas para lenha no cotidiano das comunidades rurais do agreste sergipano. A relação existente entre o uso da lenha nessas comunidades é muito forte nas residências, devido ao alto custo do gás de cozinha, assim como nas casas de farinha, onde ocorre o processo de beneficiamento da mandioca (GOMES & MAROTI, 2006; LIMA et al., 2011).

O consumo de energéticos florestais no estado de Sergipe é de 2.649.181,74 st. Desse total, 1.905.332,97st (71,92%) são utilizados nos domicílios para cocção de alimentos e 743.848,77st (28,08%) são empregados nas unidades de produção e estabelecimentos comerciais, nos processos de produção (SERGIPE, 2014).

Considerando, que o estado de Sergipe é marcado pela degradação da cobertura florestal e é inevitável deixar de relacioná-la com os modos de produção predominante, tem-se a destacar: a disseminação de práticas agrícolas inadequadas, o pastoreio excessivo, o desmatamento, a destruição de áreas com vegetação nativa e, conseqüentemente, o desaparecimento de muitas espécies animais e vegetais, colocando-se em questão a própria capacidade de uso da terra e dos recursos para a manutenção das atividades produtivas e garantia de serviços ambientais (SERGIPE, 2014).

A degradação da cobertura florestal resulta no isolamento e fragmentação da paisagem com predomínio de extensas áreas de pastagem, reduzindo os serviços ambientais prestados pela cobertura florestal. Sendo assim, a ausência de uma política florestal, na esfera estadual, inviabiliza a proteção da biodiversidade e garantia da manutenção dos serviços ambientais de forma direta e indireta. E, a percepção dos atores sociais que trabalham na execução desse instrumento é de fundamental importância para identificar a efetividade da gestão florestal no âmbito de ações, programas e políticas

envolvidos nesse processo, apesar da falta de uma política estadual de florestas (VIEIRA et al., 2013).

### **1.3. Questões de pesquisa**

Qual foi a dinâmica do uso e cobertura da terra entre 1992 a 2013 na região semiárida de Sergipe? Quais os impactos do desmatamento na fragmentação dos remanescentes de Caatinga? Qual o potencial para o manejo florestal e qual a necessidade de recuperação da vegetação nativa na região semiárida de Sergipe?

### **1.4. Justificativa**

Historicamente, o Bioma Caatinga do estado de Sergipe vem sendo desmatado principalmente para extração da madeira através de corte raso para produção de lenha e carvão, sendo estas áreas posteriormente, convertidas em pastagem e áreas agrícolas. Este processo de desmatamento vem transformando a Caatinga do estado de Sergipe em uma região entrecortada de fragmentos florestais circundados por extensas áreas de pastagem.

Apesar de todo processo de desmatamento, as informações a respeito de quanto foi desmatado, e qual a situação ecológica dos fragmentos florestais da Caatinga de Sergipe quanto a sua sustentabilidade são praticamente inexistentes. Desta forma, este estudo fornecerá informações sobre o grau de sustentabilidade ecológica e conservação da cobertura florestal remanescente da Caatinga Sergipana, e as possíveis implicações das mudanças de uso e cobertura da terra nesta região, assim como a potencialidade desses remanescentes de Caatinga para o manejo florestal.

### **1.5. Objetivos**

O objetivo geral do trabalho foi avaliar a dinâmica do uso e cobertura da terra e a fragmentação florestal para os anos 1992, 2003 e 2013, a potencialidade para o manejo florestal, assim como a prioridade de recuperação na região semiárida no estado de Sergipe para o ano de 2013, a partir de dados de sensoriamento remoto e observações de campo.

Como objetivos específicos citam-se: mapear e quantificar os diferentes usos e cobertura da terra na região semiárida de Sergipe entre 1992 e 2013; analisar a fragmentação na Caatinga do estado de Sergipe entre os anos de 1992 a 2013, por meio de imagens de satélite; e determinar as áreas com aptidão para o manejo florestal e a necessidade de recuperação da vegetação nativa, utilizando os fatores ambientais, baseado nos fragmentos florestais mapeados no ano de 2013.

O capítulo 2 que segue trata das mudanças no uso e cobertura da terra na região semiárida de Sergipe, como forma de analisar as dinâmicas espaciais das transformações ambientais ocorridas ao longo de 21 anos (1992-2013).

O capítulo 3 versa sobre a fragmentação florestal da Caatinga sergipana, que se define como um fenômeno impulsionado pela atividade desordenada de uso e ocupação das terras. Esta fragmentação da Caatinga está condicionada à conversão de *floresta em não floresta*.

O capítulo 4 aborda sobre uma proposta de metodologia sobre a aptidão ao manejo florestal e a prioridade de recuperação na região semiárida de Sergipe, considerando algumas variáveis ambientais, revelando assim a potencialidade de aptidão dos fragmentos florestais mapeados no ano de 2013, assim como as áreas prioritárias para recuperação.

Para finalizar este trabalho, o capítulo 5 apresenta as considerações finais, bem como as contribuições, limitações e oportunidades para estudos futuros.

## **1.2. REVISÃO DE LITERATURA**

### **1.2.1. O Bioma Caatinga**

Dos biomas brasileiros, a Caatinga é a quarta maior formação vegetacional do Brasil, após a Amazônia, o Cerrado e a Mata Atlântica (AGUIAR et al., 2002; IBGE, 2004). É o Bioma mais negligenciado apesar de sempre ter sido um dos mais ameaçados. Além da grande necessidade de conservação dos seus sistemas naturais, existe uma séria insuficiência de conhecimento científico (VELLOSO et al., 2002).

A Caatinga é o principal ecossistema existente na Região Nordeste, estendendo-se pelo domínio de climas semiáridos. É um Bioma único, pois, apesar de estar localizado em área de clima semiárido, apresenta grande variedade de paisagens, relativa riqueza biológica e endemismo. A ocorrência de secas estacionais e periódicas estabelece regimes intermitentes aos rios e deixa a vegetação sem folhas. A folhagem das plantas volta a brotar e fica verde nos curtos períodos de chuvas (MARACAJÁ et al., 2003).

Essa região possui, segundo a classificação de Köppen, um clima do tipo BSh caracterizado por altas temperaturas com precipitação escassa e irregular (350–700 mm/ano) concentradas praticamente em três a quatro meses durante o ano (SAMPAIO, 1995). O período seco da região é superior a 8 meses e as chuvas estão condicionadas a um reduzido período (março a julho), sendo que os maiores índices de precipitação são registrados em abril (SANTOS & ANDRADE, 1992).

A região se caracteriza por apresentar terrenos cristalinos praticamente impermeáveis e terrenos sedimentares que se apresentam com boa reserva de água subterrânea. Os solos, com raras exceções, são pouco desenvolvidos, mineralmente ricos, pedregosos e pouco espessos e com fraca capacidade de retenção da água, fator limitante a produção primária nessa região. O relevo é representado pelo Escudo Nordeste aplainado e seu núcleo arqueado e falhado - a Borborema - com restos de cobertura sedimentar; pelas bacias sedimentares Paleo-mesozóicas do Piauí-Maranhão com os alinhamentos de cuestas da Serra Grande-Ibiapaba e Chapadas do Sudeste do Piauí; a dorsal Baiana com a cobertura sedimentar da Chapada da Diamantina; as bacias mesozóicas do Araripe, Apodi, Jatobá, Tucano, Recôncavo e outras; e os Tabuleiros elaborados nos sedimentos Plio-pleistocênicos da Formação Barreiras, em suas grandes linhas (ALVES et al., 2009).

Não existe uma lista completa das espécies da Caatinga, encontradas nas suas mais diferentes situações edafoclimáticas (agreste, sertão, cariri, seridó, carrasco, entre outros). Em trabalhos qualitativos e quantitativos sobre a flora e vegetação da Caatinga, foram registradas 932 espécies arbóreas e arbustivas, sendo 318 endêmicas (GIULIETTI et al., 2002).

Algumas poucas espécies não perdem as folhas na época seca, entre essas se destaca o juazeiro (*Zizyphus joazeiro*), uma das plantas mais típicas desse ecossistema. As espécies vegetais que habitam essa área são em geral dotadas de folhas pequenas, uma adaptação para reduzir a transpiração (ALVES et al., 2009)

Além de cactáceas, como *Cereus* (mandacaru e facheiro) e *Pilocereus* (xiquexique), a Caatinga também apresenta muitas leguminosas (mimosa, acácia, etc.). No meio de tanta aridez, a Caatinga surpreende com suas “ilhas de umidade” e solos férteis (enclaves). São os chamados brejos, que quebram a monotonia das condições ecogeográficas dos sertões. Nesses enclaves, é possível produzir quase todos os alimentos e frutas peculiares aos trópicos (ALVES et al., 2009)

Economicamente a Caatinga tem papel fundamental como fornecedora de produtos madeireiros (lenha, carvão, estacas e mourões) e não madeireiros (frutos, mel, óleos, ceras, taninos, látex, gomas, plantas ornamentais e produtoras de fibras, etc.) (IBAMA, 2009).

A vegetação da Caatinga é constituída, especialmente, de espécies lenhosas de pequeno porte, herbáceas, cactáceas e bromeliáceas. As primeiras são dotadas de espinhos, sendo, geralmente, caducifólias, perdendo suas folhas no início da estação seca. Fitossociologicamente, a densidade, frequência e dominância das espécies são

determinadas pelas variações topográficas, tipo de solo e pluviosidade (ARAÚJO FILHO & CARVALHO, 1997).

As áreas da Caatinga estão, ano após ano, sofrendo ação antrópica, com altos níveis de devastação, resultando em perda de fauna e flora nativas (SAMPAIO, 1995; MMA, 2002). Segundo Sampaio (1995), a região semiárida possui um longo histórico de perturbação. Essa perturbação se iniciou desde a “...mal denominada colonização branca...” (SAMPAIO & MAZZA, 2000), quando a pecuária, cana-de-açúcar e mineração se estabeleceram, principalmente ao longo dos grandes rios e de seus afluentes (COIMBRA FILHO & CÂMARA, 1996).

De acordo com dados do monitoramento do desmatamento da Caatinga realizado entre os anos de 2002 e 2008, da cobertura vegetal que compõe este Bioma, apenas a metade compreende a formação original (aproximadamente 53,62% de vegetação remanescente). Uma das principais causas do desmatamento na Caatinga é a extração de mata nativa para a produção de lenha e carvão vegetal destinado às fábricas de cerâmica e gesso do Nordeste e ao setor de produção siderúrgica dos estados de Minas Gerais e Espírito Santo (IBAMA, 2010).

A utilização dos recursos da Caatinga ainda se fundamenta em princípios puramente extrativistas e sem a perspectiva de um manejo sustentável, o que têm acarretado graves problemas ambientais ao semiárido nordestino, entre os quais se destacam: a redução da biodiversidade, a degradação dos solos, o comprometimento dos sistemas produtivos e recursos hídricos, fragmentação e desertificação de extensas áreas na maioria dos estados que compõem a região (PEREIRA et al., 2001).

A pecuária extensiva, o extrativismo insustentável e a agricultura de baixa tecnologia também contribuíram efetivamente para o estágio atual (SOUZA, 2006). Segundo Sampaio (2010), 40% da área original de Caatinga ainda encontram-se cobertos de vegetação nativa, mas quase toda ela é usada para a extração de lenha, assim como pastagem nativa para criação dos rebanhos de bovinos, caprinos e ovinos; ou utilizados no sistema de agricultura itinerante, formando um imenso mosaico de áreas em distintos estádios de regeneração.

### **1.2.2. A Caatinga em Sergipe**

De acordo com a Superintendência de Recursos Hídricos de Sergipe (SRH) no Estado de Sergipe, a região semiárida abrange uma área de 11.176,65 Km<sup>2</sup>, que se encontra bastante devastada no que diz respeito a sua cobertura vegetal original (SANTOS &

ANDRADE, 1992), sendo representado praticamente por áreas fragmentadas (SERGIPE, 2014).

Segundo Fonseca (1991), a Caatinga hiperxerófila densa de Sergipe apresenta quatro estratos definidos: um arbóreo contínuo com 6-11 m de altura, outro arbóreo, porém mais baixo, com indivíduos em média possuindo 3 m de altura e bem distribuídos na comunidade, um estrato arbustivo, que é mais espaçado e nele ocorrem quase que exclusivamente indivíduos jovens e o estrato herbáceo. O componente herbáceo apresenta plantas de pequeno porte, geralmente 1 m de altura, com caule desprovido de lenhosidade, que são consideradas como anuais pelo fato de morrerem durante a estação desfavorável e dependerem de uma estação favorável para se desenvolverem e cumprirem seu ciclo vital (FEITOZA, 2004).

Considerando-se o número de municípios inseridos no Semiárido sergipano, pode-se dizer que poucos estudos sobre a vegetação da Caatinga foram realizados no estado, sendo representado apenas por Souza (1983) nos municípios de Glória e Frei Paulo, Fonseca (1991) e Silva (2011) nos municípios de Poço Redondo e Canindé do São Francisco, Dória Neto (2009) no município de Porto da Folha, Ferraz (2009) em Canindé do São Francisco e Ferreira (2011) no município de Poço Verde.

A conservação da biodiversidade da Caatinga, inclusive em Sergipe, é um desafio e deve ser priorizada, pois a velocidade de perturbações dos ecossistemas e da exploração dos recursos naturais é maior do que a criação e implementação de medidas que efetivamente protejam as espécies e suas populações da extinção ou do empobrecimento genético e ecológico (SILVA, 2011).

### **1.2.3. Desmatamento da Caatinga**

#### **1.2.3.1. Do desmatamento à produção de lenha e carvão**

Na Caatinga a produção de lenha e carvão envolve corte raso de milhares de hectares de vegetação, e os efeitos dessa atividade na biodiversidade não são bem conhecidos. Apesar de muitas pesquisas apontarem a importância do uso da lenha para suprir as necessidades energéticas das populações locais, as informações estão quase sempre limitadas a relatórios técnicos que muitas vezes não fazem referências às espécies usadas, ou a inventários etnobotânicos que não fazem referências às práticas de manejo e de coleta pelas populações estudadas (ALBUQUERQUE & ANDRADE, 2002).

A expansão de muitas atividades econômicas desenvolvidas na região do semiárido, muitas vezes esta condicionada à degradação de algum tipo de recurso natural. Pode ser

citado como exemplo atividades como extração de madeira para gerar carvão vegetal e compor a matriz energética, construção de barragens para geração de energia elétrica, retirada da vegetação natural para plantação de pastagens, construção de grandes projetos de irrigação para o desenvolvimento do agronegócio, enfim, são muitas as atividades que geram impactos ao Bioma Caatinga (BRASILEIRO, 2008).

As cerâmicas constituem o setor que mais utiliza energéticos florestais (59,73%). Em seguida, as padarias que respondem por 20,42% do consumo destes energéticos. O conjunto dos municípios de Itabaiana, Simão Dias, Siriri e Itabaianinha respondem por 44,82% do consumo de energéticos florestais dos setores industrial, comércio e serviços (SERGIPE, 2014).

Esta importância é demonstrada pelo volume e o valor da produção comercial: lenha e carvão vegetal têm um destaque principal, com um consumo industrial e comercial estimado em 25 milhões de metros estéreos de lenha por ano (MMA, 2005) o que gera em torno de 90.000 empregos diretos na zona rural. No Nordeste, esses biocombustíveis sólidos são responsáveis pelo atendimento de 30% da matriz energética. O valor anual obtido com a comercialização, a preço de atacado, é de aproximadamente R\$ 80 milhões para carvão vegetal e R\$ 150 milhões para lenha (MMA, 2008).

### **1.2.3.2. Do desmatamento à pastagem**

A Região Nordeste do Brasil, desde o início da sua ocupação, em meados do século XVI, se depara com o problema do desmatamento, que teve início com a derrubada da Mata Atlântica, para a implantação de canaviais. O cultivo da cana-de-açúcar no litoral faz com que a pecuária extensiva passe a buscar novas áreas para o pastoreio no interior da região, que vem a ser drasticamente explorada, não só pela pecuária extensiva, mas também pela agricultura que exige a destruição do maior Bioma da Região Nordeste, a Caatinga (BESSA & MEDEIROS, 2011).

A expansão da pecuária, a partir de meados do século XVII, ampliou as áreas de pastagem por meio do corte das árvores e do fogo, para que pudessem crescer gramíneas novas. A prática da devastação de grandes espaços da Caatinga, pelas queimadas, fez realmente aumentar as áreas de pastagem, mas provocou transformações irreversíveis nesse ecossistema. O superpastoreio de caprinos, ovinos e bovinos tem modificado a composição florística não só do estrato herbáceo, mas também do extrato arbóreo-arbustivo, pela pressão do pastejo. A exploração agrícola, com práticas de agricultura

itinerante que constam do desmatamento e da queimada desordenados, tem também modificado tanto o estrato herbáceo como o arbustivo-arbóreo (MELO, 1998).

A utilização da Caatinga como pastagem extensiva vem causando degradações fortes e por vezes irreversíveis do ecossistema. Já são encontradas extensas áreas cuja vegetação já se encontra muito empobrecida, tendo perdido a diversificação florística que lhe é peculiar, a exemplo da área periférica das cidades do sertão e no entorno das vilas, povoados e fazendas da região (ALVES et al., 2009). Moreira et al. (2007) ressalta que a alternativa para os sistemas pecuários do semiárido seria procurar ganhos de produtividade no fator terra. Isto só seria possível com um manejo racional da Caatinga, utilizando-se apenas naquele período de 2 a 4 meses ao ano.

### **1.3. O SENSORIAMENTO REMOTO**

O sensoriamento remoto é “a técnica que utiliza sensores para a captação e registro a distância, sem o contato direto, da energia refletida ou absorvida pela superfície terrestre.” Para a aquisição das informações pelos sensores, se faz necessária à presença de três elementos básicos, sendo eles: fonte/energia radiante, objeto de visada e sistema de imageamento óptico e detector (FITZ, 2008).

Os sistemas sensores podem ser classificados em diferentes categorias, segundo a resolução espacial, a fonte de radiação e segundo o sistema de registro (ROSA, 2005). Quanto à resolução espacial existem os sensores do tipo imageadores e não-imageadores. Fitz (2008) define os sensores imageadores como sendo aqueles sensores que traduzem as informações coletadas na forma de uma imagem, semelhante a uma fotografia. Já os sistemas não-imageadores expressam os dados coletados sob a forma de gráficos e dados digitais de diferentes tipos (FITZ, 2008).

Novo (1988) destaca que os produtos do sensoriamento remoto fornecem apenas informações sobre a cobertura do terreno, sendo assim não podem ser utilizados como única fonte de informações para a produção de um mapeamento do uso e cobertura da terra. Desta forma, para a elaboração de um mapeamento de uso e cobertura da terra torna-se imprescindível a aquisição de informações a respeito da área a ser mapeada. Tais informações devem ser obtidas através de exaustiva revisão bibliográfica e visitas ao campo.

A utilização de imagens de satélite em pesquisas que buscam analisar as transformações no uso e cobertura da terra tem se mostrado de grande importância para a

realização de tais trabalhos. Florenzano (2002) destaca que o uso de imagens de satélites permite uma análise multitemporal de grandes porções do território, possibilitando uma visão integrada e sinóptica da área de estudo.

### **1.3.1. Imagens Landsat**

A série Landsat surgiu no final dos anos 60 como parte do Programa de Levantamento de Recursos Terrestres da NASA. Por se tratar do programa de satélites de recursos terrestre mais antigo, operando ininterruptamente desde 1972 e disponibilizando imagens gratuitas desde 1973, o programa apresenta um importantíssimo acervo histórico de imagens orbitais (NASA, 2013). No Brasil, o INPE é a instituição responsável pela manutenção e disponibilização deste acervo.

O satélite Landsat foi o primeiro a ser desenvolvido para prover a cobertura quase global da superfície terrestre em uma base regular e previsível. Consequentemente, os dados adquiridos têm servido como comparação para os novos sensores que foram desenvolvidos ao longo do tempo. Os três primeiros satélites da série tinham as mesmas características orbitais, mas incluem outros sensores, como o *Ray Beam Vidicom* (RBV) e o *Multi-Spectral Scanner System* (MSS). Os satélites 4 e 5 passaram a carregar os sensores MSS e o *Thematic Mapper* (TM). A versão do sensor TM colocada a bordo do satélite Landsat5 foi lançada em órbita em 1º de março de 1984 e seus dados foram utilizados até o final de 2011, constituindo um dos mais bem sucedidos sensores de observação dos recursos naturais já desenvolvidos até o momento (PONZONI et al., 2012).

Mesmo com o sensor TM funcionando perfeitamente a bordo do satélite landsat-5, em 5 de outubro de 1993 foi lançado o Landsat 6, com outro sensor TM a bordo, mas, em razão das falhas no lançamento, esse satélite foi perdido. Lançado em 15 de abril de 1999, o satélite Landsat 7 levava a bordo o sensor *Enhanced Thematic Mapper Plus* (ETM+), que funcionou perfeitamente até maio de 2003 (PONZONI et al., 2012).

Em 11 de fevereiro de 2013 foi lançada ao espaço a Missão de Continuidade dos Dados Landsat (LDCM) – chamada de Landsat8. Esse novo satélite traz várias novidades importantes para usuários que demandam mapeamentos em mesoescala, como o Brasil. Com dois novos sensores: o sensor espectral OLI e o sensor termal TIRS, as melhorias na resolução espectral são muito positivas. Foram adicionadas duas bandas espectrais: a *new coastal* (banda 1), projetada especificamente para os recursos hídricos e investigação da zona costeira, e um novo canal de infravermelho (banda 9), para a detecção de nuvens cirros. Tais adições provocaram mudanças nos intervalos dentro do espectro dos canais de

todas as bandas. Há também uma nova banda de Garantia de Qualidade (Banda QA), que fornece informações sobre a presença de nuvens, água e neve. A partir do sensor termal TIRS, foram criadas duas bandas espectrais para o comprimento de onda antes coberto por uma única banda nos sensores TM e ETM (USGS, 2013). Algumas bandas apresentam largura menor no espectro, principalmente as do infravermelho.

Outra inovação importante foi quanto à resolução radiométrica. Os sensores OLI e TIRS proporcionam um melhor desempenho radiométrico, quantificado em uma faixa dinâmica de 16 bits. Essa melhoria (uma vez que as imagens anteriores possuíam 8 bits) possibilita uma maior caracterização de alvos da imagem, e podem contribuir bastante para a diminuição do efeito de sombras.

Com relação à resolução espacial, esta foi a única com poucas inovações com relação às imagens anteriores. As bandas 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, e 9 possuem uma resolução de 30 m; as bandas termais 10 e 11 possuem uma resolução de 100 m; e a banda 8 (pancromática) possui uma resolução de 15 m (NASA, 2013).

A Tabela 1.1 apresenta algumas das principais características dos sensores colocados a bordo dos satélites da série Landsat.

Tabela 1.1. Principais características dos sensores colocados a bordo dos satélites da série Landsat.

Sensor	Banda ( $\mu\text{m}$ )	Res. Espacial (m)	Res. Radiométrica ( <i>bits</i> )
<i>MSS</i>	$4 \geq 0,500 - 0,600$	79	7
	$5 \geq 0,600 - 0,700$	79	7
	$6 \geq 0,700 - 0,800$	79	7
	$7 \geq 0,800 - 1,100$	79	6
<i>TM</i>	$1 \geq 0,450 - 0,520$	30	8
	$2 \geq 0,520 - 0,600$	30	8
	$3 \geq 0,630 - 0,690$	30	8
	$4 \geq 0,760 - 0,900$	30	8
	$5 \geq 1,550 - 1,750$	30	8
	$7 \geq 2,080 - 2,350$	30	8
	$6 \geq 10,400 - 12,500$	120	8
	$1 \geq 0,450 - 0,520$	30	8
	$2 \geq 0,530 - 0,610$	30	8

<i>ETM+</i>	$3 \geq 0,630 - 0,690$	30	8
	$4 \geq 0,780 - 0,900$	30	8
	$5 \geq 1,550 - 1,750$	30	8
	$7 \geq 2,080 - 2,350$	30	8
	$8 \geq 0,520 - 0,900$	15	8
	$6 \geq 10,400 - 12,500$	60	8
<i>OLI</i>	$1 \geq 0,433 - 0,453$	30	16
	$2 \geq 0,450 - 0,515$	30	16
	$3 \geq 0,525 - 0,600$	30	16
	$4 \geq 0,630 - 0,680$	30	16
	$5 \geq 0,845 - 0,885$	30	16
	$6 \geq 1,560 - 1,660$	30	16
	$7 \geq 2,100 - 2,300$	30	16
	$8 \geq 0,500 - 0,680$	15	16
	$9 \geq 1,360 - 1,390$	30	16
	$10 \geq 10,60 - 11,20$	100	16
	$11 \geq 11,50 - 12,50$	100	16

Fonte: adaptado de Ponzoni et al. (2012) e NASA (2013).

### 1.3.2. Satélite SPOT-5

O primeiro sistema da série Spot tornou-se operacional em 1986, levando a bordo o sensor HRV, que esteve presente nos satélites Spot 1 até o Spot4, gerando imagens pancromáticas com resolução espacial de 10 m e imagens multiespectrais com resolução espacial de 20 m. No satélite Spot 5 foi introduzido o sensor HRG, que passou a constituir o principal sensor da série, com imagens pancromáticas com resolução espacial de 2,5 a 5 m e imagens multiespectrais com resolução espacial de 10 m. As imagens geradas por esse sensor têm resolução espacial de 1 km e resolução temporal quase diária; ele coleta dados em quatro bandas espectrais, sendo três delas posicionadas nas regiões do visível e do infravermelho próximo e uma quarta banda posicionada na região do azul, cujos dados são utilizados para efetuar a correção atmosférica dos dados gerados pelas três primeiras bandas (PONZONI et al., 2012).

Este satélite faz parte do programa espacial francês. A *SPOT Image* é uma companhia privada com sede na França, formada em 1982 para cuidar da distribuição das imagens SPOT, promover o sistema e processar dados. No Brasil, a comercialização é feita pelo Intersat (NOVO, 2008).

#### **1.4. USO E COBERTURA DA TERRA**

A partir de 1930, através do mapeamento do uso e cobertura da terra realizado na Grã Bretanha, tal procedimento ganhou maior visibilidade, devido ao grande número de pessoas envolvidas e pela grandeza do projeto. Mais tarde, no ano de 1949, foi lançada no congresso internacional de geografia, em Lisboa, a proposta para um mapeamento em escala mundial do uso e cobertura da terra. A partir daí, foi criada uma comissão para a realização de um inventário em que constasse o uso e cobertura da terra em todas as partes do mundo. Segundo esta comissão os mapas deveriam ser produzidos na escala de 1:1.000.000, com destaque para os países em desenvolvimento (LUCHIARI, 2006). A principal contribuição da comissão foi à elaboração dos esquemas de categorias de uso e cobertura da terra que são, ainda hoje, a base de muitas classificações atuais.

No Brasil, os primeiros mapeamentos de uso e cobertura da terra foram feitos no final dos anos trinta, do século passado. Tais mapeamentos tinham como objetivos principais fornecer informações sobre as áreas de colonização no sul do país e também de áreas distantes, como a Amazônia que estavam sujeitas a um processo de povoamento (IBGE, 2006). A partir dos anos 50 até o fim dos anos 60, houve um novo direcionamento na elaboração de mapas de uso e cobertura da terra, com ênfase nos padrões espaciais. Neste momento, buscava-se analisar os padrões espaciais sob o viés da produção, espacializando e classificando as estruturas produtivas (IBGE, 2006).

Nos anos 70, do século XX, houve uma revolução na aquisição de informações geográficas. O lançamento, em 1972, do programa de satélites denominado ERTS (*Earth Resources Technology Satellites*) iniciou, como destaca Luchiari (2006), a produção de imagens multiespectrais com o intuito de realizar os mais diversos levantamentos de recursos terrestres, incluindo o uso e cobertura da terra.

Para a elaboração de um mapeamento de uso e cobertura da terra, o IBGE (2006), em seu manual do uso da terra, orienta para uma análise voltada aos recursos da terra com preocupações socioeconômicas e ambientais. Sendo assim se faz necessário que se definam os conceitos de uso da terra e cobertura da terra.

Segundo IBGE (2006) o uso da terra “está relacionado à função socioeconômica (agricultura, habitação, proteção ambiental) da superfície básica”. A cobertura da terra é definida, como sendo “os elementos da natureza como a vegetação (natural e plantada), água, gelo, rocha nua, areia e superfícies similares, além das construções artificiais criadas pelo homem, que recobrem a superfície da terra”.

Estudos relacionados às mudanças no uso e na cobertura da terra têm sido utilizados como ferramentas de gestão territorial, principalmente no que diz respeito à manutenção dos recursos naturais e a preservação do meio ambiente, tornando-se atualmente um importante instrumento de tomada de decisão (IBGE, 2006).

Da Silva (2004) afirma que os problemas ambientais possuem uma localização e uma dinâmica. A produção de análises multitemporais permite, segundo o autor, observar as dinâmicas espaciais das transformações ambientais ocorridas em uma determinada localidade, permitindo, em certa medida a predição da evolução do fenômeno e suas consequências ambientais.

Dias & Batista (2008), enfatizam a importância de se monitorar as intervenções humanas no meio físico, desta forma, torna-se mais eficiente o processo de fiscalização e acompanhamento do uso dos recursos naturais. Sreenivasulu & Bhaskar (2010) afirmam que as alterações no uso e na cobertura do solo podem exercer influências no regime hidrológico, na redução de áreas agricultáveis, no aumento de processos erosivos entre outros.

## **1.5. CLASSIFICAÇÃO SUPERVISIONADA - MAXVER**

A classificação supervisionada é um dos procedimentos mais utilizados para análises quantitativas de imagens no sensoriamento remoto (RICHARDS & JIA, 2006). Na classificação supervisionada é importante que o analista tenha um conhecimento acerca da localização espacial de algumas amostras das classes de interesse, pois esta classificação se baseia no pressuposto de que cada classe espectral pode ser descrita a partir de amostras fornecidas pelo analista. Neste caso foi utilizado o método probabilístico, cuja função descreve a probabilidade de um dado *pixel* pertencer a uma classe em função de sua localização no espaço  $n$  dimensional formado pelas bandas espectrais utilizadas na classificação (NOVO, 2008).

A distribuição utilizada na classificação *Maximum Likelihood* é a normal (NOVO, 2008). Isto quer dizer que objetos pertencentes à mesma classe apresentarão resposta espectral próxima à média de valores para aquela classe (RIBEIRO et al., 2007). Esta

classificação parte do princípio de que a classificação errada de um *pixel* não tem mais significado do que a classificação errada de qualquer outro *pixel* na imagem (RICHARDS & JIA, 2006). Além disso, esta classificação também considera a ponderação entre as médias dos valores dos *pixels* das classes utilizando parâmetros estatísticos. Nesta classificação cada *pixel* é destinado à classe que apresenta a mais alta probabilidade, isto é, a máxima verossimilhança (MENESES & ALMEIDA, 2012). O algoritmo da Máxima Verossimilhança utiliza a média e a covariância dos *pixels* amostrados, calculando a probabilidade de um *pixel* externo às amostras serem pertencentes a ela (SANTOS et al., 2010).

## 1.6. PÓS-CLASSIFICAÇÃO - MATRIZ DE CONFUSÃO E ACURÁCIA

A matriz de confusão é uma matriz quadrada com números definidos em linhas e colunas que expressam o número de *pixels* atribuídos a um tipo especial de cobertura em relação à cobertura real verificada. As colunas da matriz representam os dados de referência (assume-se que estão corretos) e as linhas representam a imagem classificada. A matriz de erros é uma forma eficiente para avaliar tanto erros de inclusão (erros de comissão) quanto erro de exclusão (erros de omissão) presentes na classificação da imagem (CONGALTON & MEAD, 1986).

A matriz de confusão é uma representação da acurácia do mapa porque permite correlacionar a imagem classificada com dados que são tidos por verdade terrestre. De acordo com Congalton & Green (1999), a estimativa de acurácia é adquirida pela exatidão global (eg) que é a razão entre a soma de todos os elementos amostrais classificados corretamente pelo número total de elementos.

A acurácia pode ser analisada individualmente por meio da análise dos erros de inclusão (erros de comissão) e erros de exclusão (erros de omissão) presentes na classificação (CONGALTON & GREEN, 1999). Um erro de comissão ocorre ao incluir um objeto na classe a qual ele não pertence e o de omissão quando um objeto é excluído da classe a que pertence. Na matriz de confusão esses valores são obtidos por meio das exatidões do usuário e do produtor.

A exatidão do usuário é expressa pela razão do número de elementos distribuídos corretamente em uma classe pelo número total de elementos classificados na mesma. Esta medida reflete os erros de comissão na classificação e indica a probabilidade de um elemento amostral agrupado em uma determinada classe realmente pertencer à mesma

(LILLESAND & KIEFER, 1994). E a exatidão do produtor indica a probabilidade de um *pixel* de referência ter sido corretamente classificado (CONGALTON, 1991).

Na matriz de confusão (Tabela 1.2), o elemento da linha  $i$  coluna  $k$  (elemento da diagonal,  $i = k$ ) contém o número de pixels identificados pelo usuário como corretamente classificados. Os demais elementos da linha  $i$  fornecem o número e distribuição dos pixels que foram classificados erroneamente. Portanto, a acurácia da classificação para classe  $i$  é dada pelo número de pixels da diagonal dividido pelo número total de pixels de referência para esta classe. A acurácia geral é uma média da acurácia das classes expressa em percentagem (MATHER, 1999).

Tabela 1.2. Representação da matriz de confusão.

<b>+i = colunas (referência)</b>	<b>Total da Linha</b>				
	1	2	K	$X_{i+}$	
	1	$X_{11}$	$X_{12}$	$X_{1k}$	$X_{1+}$
<b>+i = linhas (classificação)</b>	2	$X_{21}$	$X_{22}$	$X_{2k}$	$X_{2+}$
	K	$X_{k1}$	$X_{k2}$	$X_{kk}$	$X_{k+}$
<b>Total da coluna</b>	$X_{+i}$	$X_{+1}$	$X_{+2}$	$X_{+k}$	N

Fonte: Congalton & Green (1999).

O índice *Kappa* (Tabela 1.3) considera a proporção de amostras corretamente classificadas, correspondentes à razão entre a somada diagonal principal da matriz de erros e a soma de todos os elementos dessa matriz, representadas pelo número total da amostra, tendo como referência o número total de classes (COHEN, 1960).

Tabela 1.3. Classes do coeficiente *Kappa*

<b>Coeficiente <i>Kappa</i></b>	<b>Exatidão</b>
< 0	Péssima
0-0,2	Ruim
0,21-0,4	Razoável
0,41-0,6	Moderada/Boa
0,61-0,8	Muito Boa
0,81-1,0	Excelente

Fonte: Landis & Koch (1977)

## **1.7. ECOLOGIA DA PAISAGEM**

A ecologia de paisagem é o estudo da estrutura, função e dinâmica de áreas heterogêneas compostas por ecossistemas interativos (FORMAN & GODRON, 1986), sendo, na atualidade, uma ciência básica para o desenvolvimento, manejo, conservação e planejamento da paisagem. Ela possibilita que a paisagem seja avaliada sob diversos aspectos, permitindo o estudo de seus processos ecológicos em diferentes escalas temporais e espaciais (TURNER, 1987).

A ideia de paisagem foi proposta como conceito geográfico pela primeira vez pelo naturalista alemão Alexander Von Humboldt, no início do século XIX (SCHIER, 2003), como “*Der Totalcharakter einer Erdgegend*”, ou seja, o conjunto das características de uma região terrestre. Em 1939, o biogeógrafo Carl Troll lança o conceito da Ecologia da Paisagem apropriando-se de conceitos da geografia humana, fitossociologia, biogeografia e arquitetura associada ao ordenamento territorial - com a premissa de se estudar as inter-relações entre a biota (incluindo o homem) com o seu ambiente (METZGER, 2001).

Na década de 1980, a partir do advento das imagens de satélite para uso civil, aliado às facilidades de processamento digital de imagens e das análises geoestatísticas conferidas pela popularização dos microcomputadores pessoais, um novo conceito de Ecologia da Paisagem surgiu. Este conceito recebeu forte influência norte-americana que, ao tentar adaptar os preceitos da biogeografia de ilhas para o planejamento de reservas naturais em ambientes continentais, conferiu aos estudos de ecologia da paisagem uma abordagem ecológica, como maior ênfase às paisagens naturais, para aplicação em manejo de recursos naturais e conservação da diversidade biológica. Neste sentido, a escala espaço-temporal é definida pela espécie investigada, sem necessariamente abordar a macroescala (METZGER, 2001).

Os conceitos mais modernos empregados para definir uma paisagem possuem caráter interdisciplinar, integrando as esferas ambientais e sociais. Tal percepção considera o estudo da paisagem como primordial frente à compreensão dos problemas relacionados ao desenvolvimento sustentável (LANG & BLASCHKE, 2009).

### **1.7.1. Fragmentação e estrutura da paisagem**

O processo de fragmentação é considerado uma das maiores ameaças para os ecossistemas, tanto em relação à biodiversidade quanto de recursos naturais. Desse modo as atividades humanas resultam em impactos na mudança da cobertura da terra, perda de tipos de cobertura e na fragmentação de áreas (SAUNDER et al., 2002).

As intervenções antrópicas nas paisagens naturais têm como uma das principais consequências a perda de habitat e a fragmentação dos ecossistemas (FAHRIG, 2003). A fragmentação caracteriza-se pela ruptura de uma unidade da paisagem, que inicialmente apresentava-se sob forma contínua, surgindo assim parcelas menores com dinâmicas diferentes das existentes no ambiente original (METZGER, 2003).

De acordo com Metzger (2001) o processo de fragmentação leva à formação de uma paisagem em mosaico com a estrutura constituída por manchas ou fragmentos, corredores e a matriz.

Para Metzger (1999), a estrutura da paisagem pode ser definida pela área, forma e disposição espacial de suas unidades interativas (ecossistemas, unidades de vegetação ou de uso e ocupação das terras). Dentre os diversos parâmetros da estrutura da paisagem ligados à fragmentação que atuam na dinâmica de populações e na diversidade de comunidades, destacam-se: a área e o isolamento dos fragmentos, a conectividade dos habitats e a complexidade do mosaico da paisagem. De acordo com Odum & Barret (2007), o tamanho e a qualidade dos fragmentos de habitat assim como a sua disposição na paisagem, afetam os processos ecológicos e a abundância de animais e plantas.

### **1.7.2. Métricas da paisagem**

As métricas da paisagem podem ser classificadas em índices de composição e de configuração (disposição). A composição da paisagem pode ser quantificada sem considerar os atributos espaciais do mapa categórico (cobertura do solo), estando associada à variedade e abundância dos tipos de fragmentos no interior da paisagem. Os índices de composição são definidos em nível de paisagem, destacando-se: proporção da abundância para cada categoria de cobertura do solo; número de diferentes tipos de fragmentos (riqueza); abundância relativa dos diferentes tipos de fragmentos (uniformidade); diversidade (combinação entre a riqueza das categorias de cobertura do solo e a uniformidade de distribuição de área entre as categorias); domínio (indica a extensão de domínio das categorias no mapa de cobertura do solo) (COUTO, 2004).

O *software* Fragstats, difundido a partir do ano de 1993 e de distribuição gratuita pela internet, caracteriza-se como importante ferramenta na área de Ecologia de Paisagem, pois disponibiliza inúmeras métricas interpretadas e implementadas em linguagem computacional (VOLOTÃO, 1998). Analisa também índices para fragmentos que compõem a matriz; para as classes de uso e cobertura do solo; e finalmente para a análise da paisagem como um todo (MCGARIGAL & MARKS, 1995). Para cada um desses

grupos podem ser calculadas métricas de área, de forma, de borda, de área núcleo, de proximidade e isolamento, de contraste, de contágio e diversidade (MCGARIGAL & MARKS, 1995; COUTO, 2004).

As métricas de área quantificam a composição da paisagem e fornecem a respeito dela informações importantes sobre a dinâmica de populações vegetais e animais (VOLOTÃO, 1998).

As métricas de forma são responsáveis pela configuração da paisagem. Segundo Forman (1995), diferentes formas de fragmentos podem ser encontradas na paisagem desde as curvilíneas, compactas ou alongadas até as arredondadas. O ideal, no entanto, é que elas sejam o mais próximo possível da forma circular, pois esse formato minimiza a relação borda-área, cujo centro se encontra mais distante das bordas do que qualquer outra forma, especialmente as alongadas (PRIMACK & RODRIGUES, 2001). Assim, o principal aspecto da forma do fragmento é a sua relação com o efeito de borda (VOLOTÃO, 1998).

As métricas de área-núcleo ou central ou, ainda, core são consideradas medidas da qualidade de habitats, uma vez que indicam quanto há realmente de área efetiva de um fragmento, após descontar-se o efeito de borda. As métricas de proximidade e isolamento se baseiam na distância entre vizinhos mais próximos e podem ser aplicados para os três grupos tratados pelo Fragstats, ou seja, fragmento, classe e paisagem (VOLOTÃO, 1998). Essas métricas são importantes, pois indicam, de forma geral, o grau de isolamento da paisagem e, conseqüentemente, indicam a existência ou necessidade de implantação de elementos de conexão, como os corredores ecológicos e *stepping stones* (pontos de ligação) (VIDOLIN et al., 2011).

As métricas relacionadas ao contágio e ao contraste também se relacionam ao grau de isolamento. A partir desses índices é possível obter informações acerca da extensão na qual os fragmentos ou classes estão agregados ou dispersos em uma paisagem e quantificar a distribuição espacial de um tipo de fragmento ou classe na paisagem. As métricas de diversidade fornecem dados sobre a riqueza, densidade, heterogeneidade e outros aspectos relacionados aos fragmentos na paisagem (VALENTE, 2001).

As métricas utilizadas para quantificação dos padrões espaciais da paisagem são agrupadas em índices de composição e de disposição, podendo ser definidas em três níveis, conforme citam McGarigal et al.(2002): indicadores em nível de fragmentos ou manchas: caracteriza o contexto espacial da mancha ou fragmento de determinado tipo de cobertura do solo, individualmente; indicadores em nível de classes de fragmentos ou categorias de cobertura do solo: considera a configuração em conjunto de todos os fragmentos ou

manchas de um determinado tipo de cobertura do solo; indicadores em nível de paisagem: neste tipo de medida são integrados todos os tipos de fragmentos e classes de fragmentos pertencentes à paisagem, em um único valor.

## **1.8. MANEJO FLORESTAL DA CAATINGA**

Nas florestas nativas, devido à complexidade de sua composição, gerada pelo grande número de espécies com diferentes características silviculturais, ecológicas e tecnológicas, poucas são as informações de como as plantas crescem, seja em áreas intactas, seja em áreas exploradas ou ainda em áreas sujeitas a regime de manejo. Um dos importantes pontos a serem abordados para estas florestas é a definição do ciclo de corte, e também o conhecimento de como o número de árvores por classe de diâmetro evolui ao longo do tempo. Naturalmente, muitos outros pontos são extremamente elevados para que as florestas naturais possam ter uso sustentável como, por exemplo: suscetibilidade das espécies florestais à exploração; a economia do manejo sustentado; uma maior eficiência no processo de beneficiamento e aproveitamento da madeira, racionalização das técnicas de exploração e transporte, dentre outras (SCOLFORO, 1995).

No Nordeste, onde o setor florestal gera cerca de 170 mil empregos diretos e 500 mil indiretos, além de contribuir com 15% da renda global dos produtores, destacam-se pela sua produção de lenha, uma vez que 35% do seu parque industrial e 70% dos domicílios têm a lenha como sua fonte de energia primária (CAMPELLO et al., 2000). O produto florestal desempenha papel fundamental na economia informal, sendo uma das únicas alternativas econômicas para a geração de renda das famílias rurais nos períodos de estiagens (MOURA et al., 2006).

O manejo florestal no Semiárido, por meio da manutenção de uma cobertura florestal em longo prazo, garante a conservação do solo e a manutenção do regime hídrico, além de propiciar oportunidade de emprego e renda para a população rural. Constitui-se, assim, em um instrumento de prevenção e combate à desertificação. A conservação de áreas florestadas naturais tem um alto valor em termos de manutenção de paisagem e beleza cênica, contribuindo para o aumento do potencial ecoturístico da região (MMA, 2008).

O estudo e a conservação da biodiversidade da Caatinga na busca da consolidação do manejo que, assegure a sustentabilidade de seus recursos lenhosos constituem-se, em um dos maiores desafios nas pesquisas direcionadas para o semiárido. Isso pode ser

reforçado, por ser esse Bioma proporcionalmente o menos estudado e também o menos protegido dentre os principais biomas brasileiros (LEAL et al., 2005; ROCHA et al., 2006).

O desmatamento indiscriminado da Caatinga para a formação de novas lavouras, retirada de madeira para benfeitorias, lenha e carvão e queimadas sucessivas com manejo inadequado do solo têm contribuído, juntamente com as secas prolongadas, para comprometer o frágil equilíbrio ecológico dessa região (ALBUQUERQUE et al., 2001).

No estado de Sergipe, em estudo realizado por Machado et al. (2010) sobre o uso da lenha em cerâmicas, comprovou-se que a procedência da madeira obtida da Caatinga eram provenientes de áreas sem planos de manejo. Ainda de acordo com o mesmo autor apesar de permitida a exploração da Caatinga, esta deverá ocorrer mediante um plano de manejo, e quando originada de autorização de desmatamento para uso alternativo do solo, deverá ser realizada a devida reposição florestal. Sabe-se que nem o IBAMA nem o órgão ambiental estadual em Sergipe possuem o procedimento de realização de plano de manejo desse Bioma, procedimento este que já faz parte da rotina dos órgãos ambientais nos estados de Pernambuco e Paraíba.

Muitas vezes essa exploração é efetuada de forma clandestina, sem que sejam observados os parâmetros necessários para a sua recuperação nem obedecida à legislação vigente (KILL, 2002).

O primeiro instrumento normativo que regulamentava a elaboração e execução dos Planos de Manejo Florestal Sustentado da Caatinga foi a Instrução Normativa (IN) IBAMA Nº 001/1998, de 6 de outubro de 1998 (IBAMA, 1998). E a instrução normativa de Nº 001/2009, de 25 de junho de 2009 (IBAMA, 2009) que dispunha sobre procedimentos técnicos para elaboração, apresentação, execução e avaliação técnica de Planos de Manejo Florestal Sustentável-PMFS da Caatinga e suas formações sucessoras.

O manejo dos recursos florestais, importante instrumento de gestão ambiental, representa uma alternativa viável e legalizada para obtenção de vários produtos florestais, de forma sustentada (MMA, 2008).

Por fim, a degradação acelerada que os ecossistemas vêm sofrendo, em decorrência da atividade antrópica, gera a necessidade de se desenvolver programas de conservação, recuperação e manejo florestal dos remanescentes florestais (BORÉM & RAMOS, 2002).

## **CAPÍTULO 2 - MUDANÇAS DO USO E COBERTURA DA TERRA NA REGIÃO SEMIÁRIDA DE SERGIPE**

### **2.1. INTRODUÇÃO**

A Caatinga bioma exclusivamente brasileiro, ocupa uma área de aproximadamente 844.453 km<sup>2</sup>, o equivalente a 10% do território nacional (SFB, 2013). Originalmente, o Bioma Caatinga recobria quase todo o Semiárido Nordeste (IBGE, 2010), e no estado de Sergipe a Caatinga correspondia no ano de 2007 a 26% do estado (PROBIO, 2007).

A conservação da biodiversidade da Caatinga, inclusive no estado de Sergipe, é um desafio e deve ser priorizada, pois a velocidade de perturbações dos ecossistemas e da exploração dos recursos naturais é maior do que a criação e implementação de medidas que efetivamente protejam as espécies e suas populações da extinção ou do empobrecimento genético e ecológico (SILVA, 2011).

Em Sergipe a região semiárida é marcada pela degradação da cobertura florestal e é inevitável deixar de relacioná-la com os modos de produção predominante, tem-se a destacar: (i) a disseminação de práticas agrícolas inadequadas; (ii) o pastoreio excessivo; (iii) o desmatamento; (iv) a destruição de áreas com vegetação nativa; e, (v) o desaparecimento de muitas espécies animais e vegetais, colocando-se em questão a própria capacidade de uso da terra e dos recursos para a manutenção das atividades produtivas e garantia de serviços ambientais (SERGIPE, 2014).

Os estudos da cobertura florestal ou da cobertura e do uso da terra, sua dinâmica e seus impactos cresceram com os trabalhos sobre as mudanças ambientais na última década, que vêm ocorrendo na região semiárida da região Nordeste do Brasil (SILVA et al., 2014; SILVA et al., 2013; CUNHA et al., 2012; SILVA et al., 2011; FEITOSA et al., 2010). Araújo et al. (2012) estudando espacialmente a cobertura florestal da Área de Preservação Permanente (APP) do Rio Mossoró no Rio Grande do Norte conseguiu constatar em toda a área a quase inexistência da vegetação nativa. Silva et al. (2009) analisando a dinâmica espaço-temporal da vegetação no semiárido de Pernambuco verificaram que a vegetação da Caatinga da região diminuiu, mostrando que as áreas analisadas encontram-se em processo de perda da vegetação que pode levar ao processo de desertificação.

Apesar disso, ainda há escassez de estudos sobre as alterações no uso e cobertura da terra na região semiárida de Sergipe. Dessa forma, é de suma importância estudos voltados para esta região buscando avaliar a situação da cobertura vegetal, de forma a produzir base

científica para subsidiar o entendimento dos processos de desmatamento e a definição de políticas públicas e diretrizes para o uso sustentado no Bioma Caatinga no estado de Sergipe.

Assim sendo, o objetivo do trabalho foi realizar uma análise temporal do uso e cobertura da terra, assim como a sua dinâmica na região semiárida de Sergipe, a partir de imagens Landsat-5 TM e Landsat-8 OLI, dos anos 1992, 2003 e 2013.

Para tal os objetivos específicos foram: Analisar e quantificar as diferentes classes de uso e cobertura da terra na região semiárida de Sergipe, nos anos 1992, 2003 e 2013; e, analisar a dinâmica da cobertura florestal nos períodos de 1992-2003, 2003-2013 e 1992-2013.

## 2.2. MATERIAL E MÉTODOS

### 2.2.1. Localização e caracterização da área de estudo

A área de estudo compreende toda a região semiárida (Figura 2.1) do estado de Sergipe, com uma área aproximada de 11.176,65 Km<sup>2</sup> (SERGIPE, 2014). Localizada nas coordenadas 9°31'11" S e 11°18'36" S, e 36° 39'10" W e 38°13'13" W. A altitude varia entre 25 e 750 m (IBGE, 2008), fazendo fronteira com os estados da Bahia e de Alagoas.

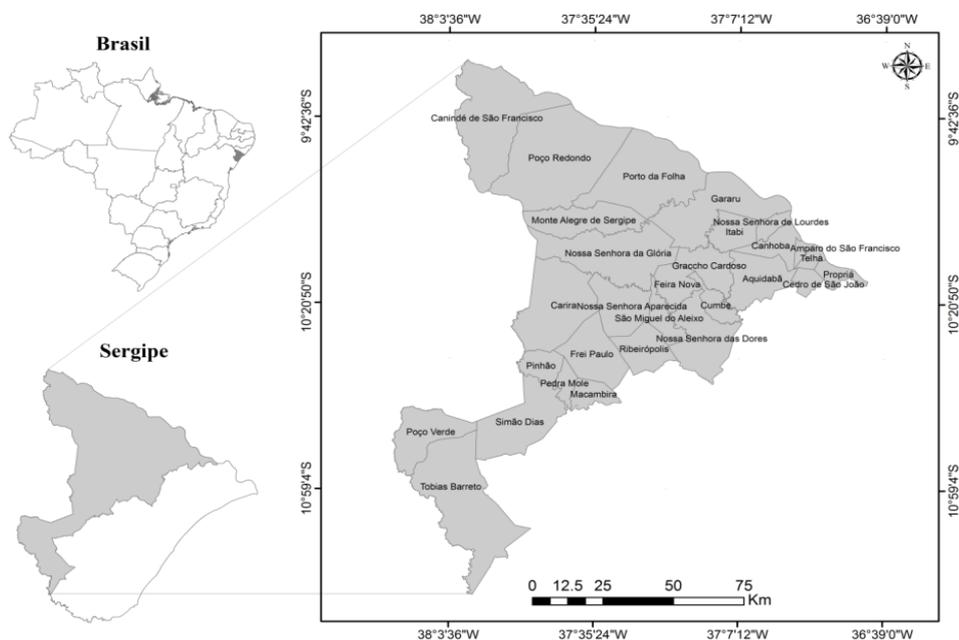


Figura 2.1. Localização da área de estudo no estado de Sergipe.

O clima na região é Semiárido do tipo “BSH” segundo a classificação de Köppen, com baixa incidência pluviométrica que varia entre 250 e 900 mm/ano (ALVES, 2007), e com duas estações distintas durante o ano: a estação chuvosa ou inverno, que dura de 3 a 5

meses (março a julho) e apresenta chuvas irregulares e de pouca duração; e a estação seca ou verão, que pode durar de 7 a 9 meses (agosto a fevereiro) e quase não apresenta chuva (MAIA, 2004). As temperaturas médias anuais são relativamente elevadas, entre 26 °C a 29 °C (ALVES, 2007).

O relevo está relacionado a uma superfície pediplanada e dissecada, com elevações em forma de tabuleiros e colinas, e um aprofundamento de drenagem muito fraca a fraca (MMA, 2004).

A vegetação presente na região, segundo o sistema de classificação de Veloso et al. (1991), apresenta uma flora endêmica própria dos climas semiáridos a áridos, com plantas espinhosas e decíduais, podendo ser qualificada como Savana-estépica devido à semelhança florística com áreas estépicas dos climas temperados pré-andinos da Argentina e Bolívia, sendo regionalmente conhecida como Caatinga.

### 2.2.2. Base de dados

Foram adquiridas imagens do satélite Landsat-5 sensor TM (*Thematic Mapper*) dos anos de 1992 e 2003, e uma imagem do satélite Landsat-8 sensor OLI (*Operational Land Imager*), do ano de 2013, cenas identificadas pela órbita (*Path*) 215 e pontos (*Row*) 67 e 68, datadas de maio, janeiro e abril, respectivamente, com resolução espacial de 30 m (Tabela 2.1). As imagens foram selecionadas em função da presença de nuvens, que segundo Prado et al. (2007) é aceito 35% ou menos da imagem coberta por nuvens.

Tabela 2.1. Órbita/ponto e cenas do satélite Landsat utilizadas no estudo.

Órbita/ponto	Satélite/Data		
	Landsat-5 1992	Landsat-5 2003	Landsat -8 2013
215/67	22 de maio	05 de janeiro	14 de abril
215/68	22 de maio	05 de janeiro	14 de abril

Os dados utilizados neste trabalho foram obtidos por meio da SRH-SE (Superintendência de Recursos Hídricos do Estado de Sergipe) e Sítio da USGS (Serviço Geológico Americano) (Tabela 2.2).

Tabela 2.2. Fonte de dados utilizados no estudo.

Fonte	Tipo de dado	Dado	Data/Período	Escala/resolução (m)
SRH	Vetorial	Região semiárida	2005	1:250.000
SRH	Vetorial	Municípios	2010	1:250.000
SRH	Raster	Imagem SPOT 5	2004	5x5
USGS	Raster	Imagem Landsat 5	1992, 2003	30
USGS	Raster	Imagem Landsat 8	2013	30

### 2.2.3. Processamento das imagens de satélite

As imagens Landsat foram processadas no *software* Erdas Imagine® versão 11. As observações visuais preliminares foram feitas sobre as imagens na composição colorida 5(R)4(G)3(B) para as imagens do Landsat-5 e 6(R)5(G)4(B) para a imagem do Landsat-8. As imagens foram georreferenciadas utilizando o sistema de coordenadas UTM, Zona 24 Sul, *Datum* WGS-84. Para o registro das imagens Landsat foi usada uma imagem Spot-5, com resolução espacial de 5 m, do ano 2004, como referência geométrica. Aplicou-se uma transformação polinomial de primeiro grau, e alcançaram-se erros médios quadráticos (RMS) inferiores a 1 *pixel* da imagem Landsat.

Após o registro das imagens Landsat, efetuaram-se o mosaico dos pontos 67 e 68 de cada ano. Para não comprometer a área de estudo foi criado um *buffer* de 50 m em torno de toda a área, depois com o auxílio da ferramenta *merge* toda área de estudo foi unida, posteriormente foram recortados todos os excedentes fora da área de estudo.

Em seguida as imagens foram submetidas ao tratamento de realce de contrastes e se fez a equalização para melhor identificação e agrupamento dos aspectos referentes ao uso e cobertura da terra (Figura 2.2).

Na imagem de satélite Landsat-8 OLI do ano de 2013 foi necessário realizar um rescale (conversão radiométrica) de 16 bits para 8 bits para facilitar a distribuição nos *softwares* e reduzir pela metade o tamanho do arquivo. Foi realizada uma reprojeção da imagem Landsat-8 para o hemisfério Sul, pois estas imagens são orientadas ao norte verdadeiro.

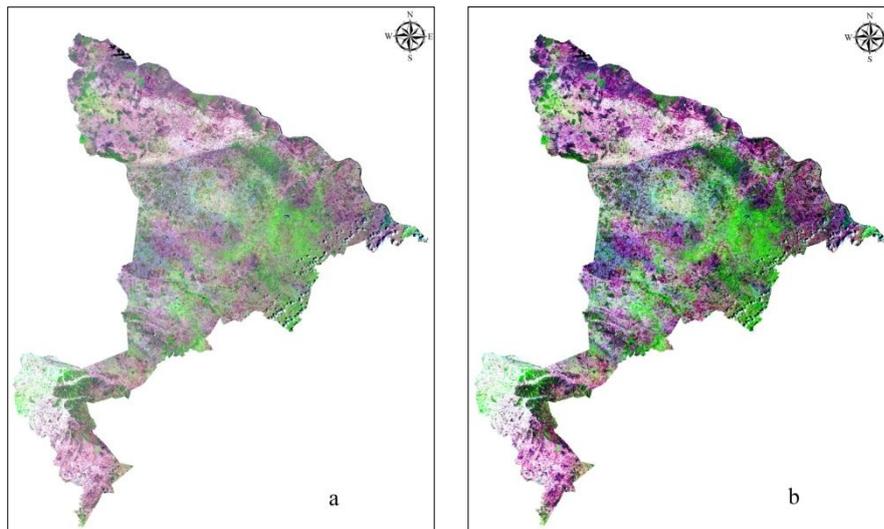


Figura 2.2. Equalização e realce para todos os anos de estudo: a (antes da equalização e realce), e b (depois da equalização e realce).

As imagens foram submetidas à classificação supervisionada por máxima verossimilhança. Segundo Tso & Mather (2001), a equação reduzida do algoritmo de classificação por máxima verossimilhança é dada por:

$$-\ln[P(x_i|w_i)] = \ln|C_i| + (x_i - \mu_i)^T \cdot C_i^{-1} \cdot (x_i - \mu_i)$$

Em que:

$x$  e  $w$  = “eventos”;

$P$  = probabilidade de coexistência ou interseção destes eventos;

$C$  = matriz de covariância da classe  $w_i$ ;

$\mu_i$  = é o vetor médio para a classe  $w_i$ ;

$i$  = determinante da equação.

A classificação automática foi realizada no *software* Erdas, ferramenta *Maximum Likelihood*, onde foi possível classificar seis classes: Caatinga, Capoeira (regeneração secundária), Cultivo agrícola, Pastagem, Solo exposto e Corpos d’água.

A classificação supervisionada é um dos procedimentos mais utilizados para análises quantitativas de imagens no sensoriamento remoto. Na classificação supervisionada é importante que o analista tenha um conhecimento acerca da localização espacial de algumas amostras das classes de interesse, pois esta classificação se baseia no

pressuposto de que cada classe espectral pode ser descrita a partir de amostras fornecidas pelo analista (RICHARDS & JIA, 2006).

A distribuição utilizada na classificação *Maximum Likelihood* é a normal (NOVO, 2008). Isto quer dizer que objetos pertencentes à mesma classe apresentarão resposta espectral próxima à média de valores para aquela classe (RIBEIRO et al., 2007). Esta classificação parte do princípio de que a classificação errada de um *pixel* não tem mais significado do que a classificação errada de qualquer outro *pixel* na imagem (RICHARDS & JIA, 2006). Além disso, esta classificação também considera a ponderação entre as médias dos valores dos *pixels* das classes utilizando parâmetros estatísticos e cada *pixel* é destinado à classe que apresenta a mais alta probabilidade, isto é, a máxima verossimilhança (MENESES & ALMEIDA, 2012).

Foram definidas e coletadas 60 amostras de treinamento para cada classe de uso e cobertura da terra presente nas imagens, utilizando a ferramenta *Signature Editor*. Para definição das classes mapeadas e as áreas utilizadas nas amostras de treinamento, teve-se um conhecimento prévio da área representada da imagem, feito por meio de visitas a campo nos meses de janeiro e maio de 2014, e utilização da imagem Spot-5.

Após a classificação aplicou-se filtro *Majority 7x7* para eliminar grupo de células com áreas dispersas na imagem classificada, esse processamento visa melhorar a qualidade visual da imagem final, eliminando pequenas células ou pixels isolados, definidos por Lillesand & Kiefer (1994) como aspecto ruidoso.

#### **2.2.4. Avaliação da acurácia da classificação do uso e cobertura da terra**

Com a finalidade de avaliar a qualidade da classificação do mapa gerado, foi realizada uma avaliação da acurácia. A acurácia foi testada com a utilização da matriz de confusão. A matriz de confusão foi gerada no *software* Erdas a partir de comparação de classificações das imagens de alta resolução espacial do satélite Spot-5, adquiridas em 2004, e do Landsat-5 TM adquiridas em 2003. A classificação feita a partir da imagem Spot foi utilizada como referência de campo. A escolha do ano de 2003 (Landsat) e 2004 (Spot) para comparação e cálculo da matriz de confusão foi devido a maior proximidade temporal e disponibilidade de imagens para a área de estudo.

Desta forma, foi feita a classificação na imagem Landsat-5 do ano de 2003, e aleatorizados 200 pontos nesta imagem, com o auxílio da ferramenta *Add Randon Points*. Cada ponto aleatorizado foi checado visualmente por um foto-intérpreter com conhecimento da área de estudo, possibilitando obter os dados para a matriz de erros, que

possibilitou o cálculo dos índices *Kappa* (LANDIS & KOCH, 1977), exatidão global, acurácia do usuário e do produtor pela ferramenta *Accuracy Assessment*. Como referência para os resultados obtidos na matriz de confusão, foi utilizada a classificação sugerida por Landis & Koch (1977).

i) *Kappa*

$$K = \frac{n(\sum_{i=1}^c x_{ii}) - \sum_{i=1}^c (x_{i+} x_{+i})}{n^2 - \sum_{i=1}^c (x_{i+} x_{+i})}$$

Em que:

$n$  = número total de pixels amostrados;

$x_{ii}$  = número de pixels da  $i$ -ésima classe classificados corretamente;

$c$  = número total de classes;

$x_{i+}$  = número de pixels selecionados (amostras) para comporem a  $i$ -ésima classe (linha); e

$x_{+i}$  = número de pixels classificados como pertencentes à  $i$ -ésima classe (total da coluna).

ii) Exatidão global

$$F_m = \frac{\sum X_i}{N} \cdot 100$$

Em que:

$F_m$  = exatidão global (%);

$X_i$  = elementos na diagonal; e

$N$  = total de elementos amostrados.

iii) Acurácia do usuário

$$F_u = \frac{X_{ii}}{X_{i+}} \cdot 100$$

Em que:

$F_u$  = acurácia do usuário (%);

$X_{i+}$  = marginal da linha; e

$X_{ii}$  = diagonal da linha.

iv) Acurácia do produtor

$$F_{pu} = \frac{X_{ii}}{X_{+i}} \cdot 100$$

Em que:

$F_{pu}$  = acurácia do produtor (%);

$X_{+i}$  = marginal da coluna; e

$X_{ii}$  = diagonal da coluna.

### **2.2.5. Avaliação da dinâmica do uso e cobertura da terra**

Para cada ano da pesquisa (1992, 2003 e 2013) as imagens classificadas foram processadas no *software* ArcGIS® versão 10.2 e convertidas para o formato vetorial. Os mapas vetoriais foram editados como mapa temático para quantificação das classes temáticas (Caatinga, Capoeira, Cultivo agrícola, Pastagem, Solo exposto e Corpos d'água) utilizando-se a calculadora de atributos do referido ArcGIS.

A análise da dinâmica temporal da cobertura florestal remanescente foi realizada a partir dos mapas de uso da terra gerados. Foram estimadas as classes de florestas em três períodos: (i) 1992 a 2003, (ii) 2003 a 2013 e (iii) 1992 a 2013.

Os dados da dinâmica florestal foram organizados sob a análise das áreas obtidas para cada dois períodos sequenciais, nos quais se avaliou a Caatinga preservada, a regeneração florestal e o desmatamento. Esses dados foram gerados através do programa ArcGIS, com o auxílio da ferramenta *intersect* por meio do cruzamento dos mapas de classificação de uso e cobertura da terra. Neste caso, foi feito o cruzamento de três períodos.

Os primeiros dois períodos de análise (1992-2003 e 2003-2013) da dinâmica da cobertura florestal foram realizados para o melhor entendimento das mudanças do uso e cobertura da terra ocorrida em períodos distintos. Por fim, o período de análise de 1992-2013 serviram para quantificar as mudanças em todo o período.

Foram consideradas como Caatinga preservada as áreas que no período inicial apresentavam-se cobertas por vegetação de Caatinga e no período posterior da análise mantiveram-se ainda coberta por Caatinga. Para avaliar o desmatamento, foram utilizadas as áreas que, no início do período, apresentavam Caatinga e, no final, eram compostos por outras classes (capoeira (regeneração secundária), cultivo agrícola, pastagem, solo exposto e corpos d'água). E, ao contrário disso, quando outras classes identificadas na data inicial eram convertidas à Caatinga na data final, considerou-se como regeneração florestal.

## **2.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **2.3.1. Acurácia da classificação do uso e cobertura da terra**

Na avaliação do desempenho da classificação supervisionada do uso e cobertura da terra para os anos estudados, utilizando imagem Landsat-5 TM do ano de 2003, obteve-se um índice de concordância *Kappa* de 0,60. Segundo Landis & Koch (1977), tais resultados indicam uma boa performance do classificador. A subestimação variou de 10,3% na classe

Caatinga a 30% na classe solo exposto. A superestimação variou de 9,9% na classe pastagem a 45% na classe capoeira. A maior parte dos erros de subestimação parece estar relacionada à grande presença de nuvens na imagem, o que inviabilizou a classificação em determinados pontos. O classificador obteve exatidão global de 82,5% (Tabela 2.3).

A acurácia do produtor indica a probabilidade de um *pixel* de referência ter sido corretamente classificado (CONGALTON, 1991). Esta acurácia atingiu valor de 57,8% para classe Caatinga; solo exposto foi 77,8%; pastagem 90,1% e para a classe capoeira 55%. A acurácia do produtor para as classes cultivo agrícola e corpos d'água foi 100%, indicando que todos os pontos de referência foram classificados corretamente.

A acurácia do usuário indica a probabilidade de um *pixel* classificado no mapa representar a categoria no solo (CONGALTON, 1991). A acurácia do usuário para a classe Caatinga atingiu valor de 89,7%; capoeira 78,6%; pastagem 71,1%; solo exposto 70%. A acurácia do usuário para as classes cultivo agrícola e corpos d'água foi 100%, indicando que todos os pontos classificados representaram a categoria no solo.

Tabela 2.3. Matriz de confusão da classificação, pelo estimador de acerto *Kappa*, na região semiárida de Sergipe para o ano de 2003.

	Imagem Referência – Ano (2003)						Total	Erro de omissão	Acurácia do usuário
	Caatinga	Capoeira	C.agrícola	Pastagem	Solo exposto	Corpos d'água			
<b>Imagem classificada</b>									
Caatinga	26	0	0	3	0	0	<b>29</b>	10,3%	89,7%
Capoeira	1	22	0	5	0	0	<b>28</b>	21,4%	78,6%
C.agrícola	0	0	2	0	0	0	<b>2</b>	0%	100%
Pastagem	17	18	0	91	2	0	<b>128</b>	28,9%	71,1%
Solo exposto	1	0	0	2	7	0	<b>10</b>	30%	70%
Corpos d'água	0	0	0	0	0	3	<b>3</b>	0%	100%
<b>Total</b>	<b>45</b>	<b>40</b>	<b>2</b>	<b>101</b>	<b>9</b>	<b>3</b>	<b>200</b>		
Erro de comissão	42,2%	45%	0%	9,9%	22,2%	0%			
Acurácia do produtor	57,8%	55%	100%	90,1%	77,8%	100%			
Exatidão Global	82,5%	Kappa	60,1%						

### 2.3.2. Avaliação da dinâmica do uso e cobertura da terra

A Tabela 2.4 e Figura 2.4 apresentam os resultados encontrados nas classificações do uso e cobertura da terra dos anos avaliados nas classes mapeadas. Tais resultados refletem o aumento de áreas de pastagem e o aumento de áreas de cultivos agrícolas,

devido ao incentivo fiscal e a modernização da produção, atrelados a diminuição da classe Caatinga e capoeira.

Tabela 2.4. Quantificação do uso e cobertura da terra, em Km<sup>2</sup>, e suas respectivas porcentagens entre os anos de 1992, 2003 e 2013 na região semiárida de Sergipe.

USOS	1992 (Km <sup>2</sup> )	%	2003 (Km <sup>2</sup> )	%	2013 (Km <sup>2</sup> )	%
Caatinga	3985,9	37,2	3605,3	33,6	1610,3	15,0
Capoeira	866,7	8,1	457,5	4,3	239,2	2,2
Cultivo agrícola	111,5	1,0	141,2	1,3	290,4	2,7
Pastagem	5244,2	48,9	5900,1	55,0	7746,1	72,2
Solo exposto	368,0	3,4	491,9	4,6	712,0	6,6
Corpos d'água	152,9	1,4	133,2	1,2	131,2	1,2
<b>Total</b>	10729,2	100	10729,2	100	10729,2	100

As mudanças mais substanciais observadas correspondem às áreas de Caatinga, com diminuição de 22,2%, as áreas de capoeira, com redução de 5,9% e as áreas de corpos d'água, com diminuição de 0,2% entre 1992 e 2013. Silva et al. (2013) avaliando a dinâmica de uso e cobertura da terra, no município de Floresta em uma região semiárida de Pernambuco, também observaram que a cobertura florestal nativa recuou 14,8%, em um período de 21 anos (1987-2008).

Observou-se também o aumento das áreas de pastagem (23,3%), de cultivos agrícolas (1,7%) e solo exposto (3,2%) em todo o período de análise deste estudo. O aumento das áreas de pastagem na região semiárida de Sergipe está relacionado à tendência de expansão da pecuária em Sergipe, pois a maior parte (68%) das propriedades rurais está voltada à formação de pastagem e produção pecuária (SERGIPE, 2014).

No mapeamento realizado para o ano de 1992, aproximadamente a metade (48,9%) da área da região de estudo estava coberta por pastagem e 37,2% estavam cobertos por vegetação de Caatinga. Em 2003, os resultados deste estudo apontaram um aumento na área de pastagem (55%) e cultivo agrícola (1,3%), e uma redução na área de Caatinga (33,6%) e capoeira (4,3%). Em 2013, as áreas ocupadas com pastagens aumentaram 17,2% quando comparada a 2003. Em tendência inversa às pastagens as áreas de Caatinga diminuíram 18,6% entre 2003 e 2013.

Sousa et al. (2008) estudando a vegetação semiárida do município de Boa Vista na Paraíba, observaram que a cobertura florestal sofreu redução também ao longo dos anos estudados, sendo relacionados com o elevado uso das terras para pecuária extensiva e pela

falta de renda da população rural, que por falta de melhores alternativas energéticas, utilizam a vegetação na forma de lenha.

Barbosa et al. (2009) estudando a evolução da cobertura vegetal e uso agrícola do solo na região semiárida no município de Lagoa Seca (PB), observaram que o significativo aumento de áreas exploradas com a pecuária na região pode ser visto também sob dois aspectos: substituição do tipo de exploração pela resposta economicamente positiva nas áreas em que antes se cultivavam culturas comerciais, como a fruticultura e olericultura, e substituição da vegetação nativa por pastagem, devido à possibilidade de um aproveitamento econômico, semelhante ao observado na região semiárida de Sergipe.

A região semiárida de Sergipe, historicamente apresentava uma estrutura fundiária em pequenas e médias propriedades com o cultivo de subsistência do milho, mandioca e criação de gado para consumo doméstico. No entanto, a região semiárida de Sergipe nos últimos anos vem apresentando um crescente aumento da sua produção leiteira o que vem pressionando a conversão de Caatinga em pastagens.

Segundo Ferreira et al. (2009), a bovinocultura de leite é de grande importância econômica e social para o semiárido brasileiro, por ser menos vulnerável à seca, quando comparada com outras explorações agrícolas, e se constitui em um dos principais fatores de fixação do homem no campo e de geração de emprego e renda. Segundo Oliveira et al. (2013) o estado de Sergipe obteve uma produção de 296,6 milhões de litros de leite, ocupando 17ª posição como maior estado produtor, representando 1% da produção leiteira nacional.

Observou-se um aumento de 3,4%; 4,6% e 6,6% da classe solo exposto nos anos de 1992, 2003 e 2013, respectivamente, sendo que a maior parte destas áreas foi ocupada por pastagens e posteriormente abandonadas. Tal fato contribui com o aumento das áreas degradadas e susceptíveis à erosão dos solos. Resultado semelhante foi encontrado por Feitosa et al. (2010) trabalhando com a avaliação da degradação na cobertura vegetal no semiárido da Paraíba, concluíram que o acréscimo das áreas de solo exposto foi em decorrência da perda da cobertura florestal que demonstrou aumento das vulnerabilidades na expansão dessas áreas de grave a muito grave e reflete a importância em intervir neste processo acelerado de devastação da Caatinga contendo o uso irracional deste recurso natural.

As áreas de cultivos agrícolas entre os anos de 1992 a 2013 obtiveram um aumento de 1,8% na área de estudo. Esse aumento parece estar relacionado à disponibilidade de 30.000 hectares potencialmente irrigáveis priorizadas pelo governo do estado de Sergipe,

lançadas como, um esforço sistemático para aproveitamento dos recursos hídricos desse Estado. Posteriormente, foram construídos e implantados neste período pela Companhia de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Irrigação de Sergipe seis perímetros irrigados (ARAÚJO, 1997). E, novos investimentos voltados para o fortalecimento da infraestrutura de irrigação, deverão contribuir para o desenvolvimento da região na produção de alimentos, na criação de empregos e no aumento da renda regional (CODEVASF, 2010).

As áreas ocupadas por corpos d'água no ano de 1992, 2003 e 2013, apresentaram valores estáveis de 1,4%; 1,2%; 1,2%. Tais resultados revelam uma queda relativamente pequena de 0,2% entre 1992 e 2013, o que equivale a uma redução de 21,7 km<sup>2</sup> de toda a área coberta por corpos de água na área de estudo. Essa classe pode variar de acordo com o volume de chuvas ocorridas a cada ano e, eventualmente, com novos represamentos de rios.

As disponibilidades hídricas em Sergipe sinalizam para duas situações diferenciadas. A disponibilidade global incluindo o expressivo manancial – o Rio São Francisco – resulta numa cifra da casa dos 20,4 bilhões de m<sup>3</sup> ano<sup>-1</sup>. Parte desta disponibilidade é apropriada pelo estado, por meio de adutoras que abastecem municípios ribeirinhos ao São Francisco ou que transpõem água para atender outras bacias, tirando proveito da ampla condição oferecida por este manancial. Atualmente, Sergipe tem uma demanda de 505.296.996 m<sup>3</sup> ano<sup>-1</sup>. Dela, 269.137.303 m<sup>3</sup> ano<sup>-1</sup> está localizada na Bacia do Rio São Francisco – o que significa mais da metade. É nesta bacia que se encontram as mais importantes áreas irrigadas do estado (PERH-SE, 2010).

Observou-se que houve uma grande conversão de áreas de Caatinga em pastagem de 1992 a 2003 e de pastagem para regeneração secundária de 2003 a 2013 na região do alto sertão (Figuras 2.3a, 2.4a e 2.5a). Conforme visitas em campo, foi observado que esta região está inserida em uma área com presença frequente de cultivos agrícolas e assentamentos e próximo ao Rio São Francisco, o que favorece o processo de conversão de Caatinga em áreas de produção agropecuária.

Na região do Agreste Central do semiárido de Sergipe observa-se que mesmo em 1992 já existia um predomínio de pastagem, e ao longo do tempo houve um aumento desta classe. Observa-se também que as áreas de Caatinga e regeneração florestal foram substituídas por pastagem de 2003 a 2013 (Figura 2.3b, 2.4b e 2.5b)

Na região Centro Sul da região semiárida de Sergipe (Figura 2.3c, 2.4c e 2.5c) houve um aumento das áreas de regeneração florestal e solo exposto entre os anos de 1992 a 2003. Entre os anos de 2003 a 2013 observou-se uma diminuição da regeneração

secundária dando lugar a pastagem e solo exposto e a conversão de Caatinga em pastagem. Em observações de campo constatou-se que as áreas de solo exposto são antigas pastagens que devido ao superpastejo se transformaram em áreas desertificadas. Cheung et al. (2009) concluíram que a presença de pastagem afeta negativamente a regeneração secundária, devido à sua adaptação a solos com poucos nutrientes, rápido crescimento e maior acúmulo de biomassa vegetal.

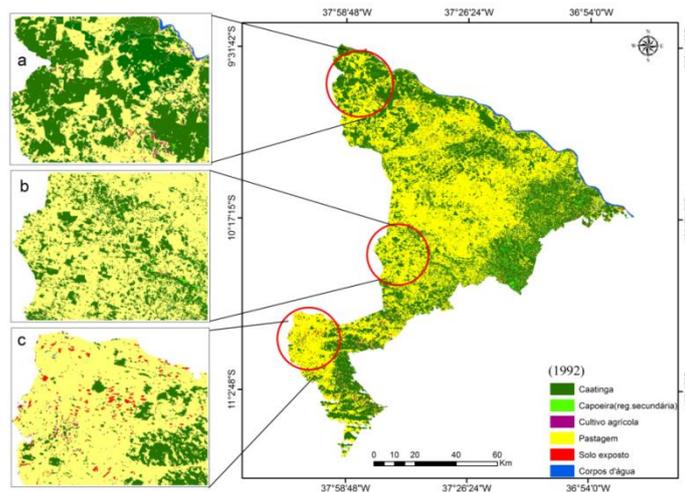


Figura 2.3. Mapa de uso e cobertura da terra da região semiárida de Sergipe no ano 1992, e em destaque as regiões: a) Alto Sertão; b) Agreste Central e c) Centro-Sul.

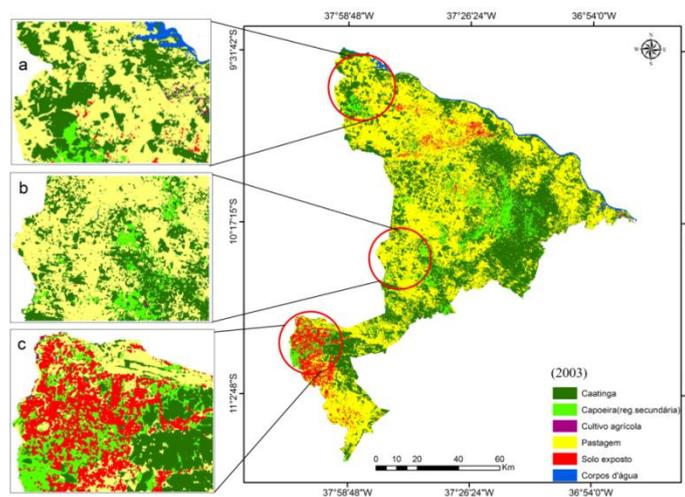


Figura 2.4. Mapa de uso e cobertura da terra da região semiárida de Sergipe no ano 2003, e em destaque as regiões: a) Alto Sertão; b) Agreste Central e c) Centro-Sul.

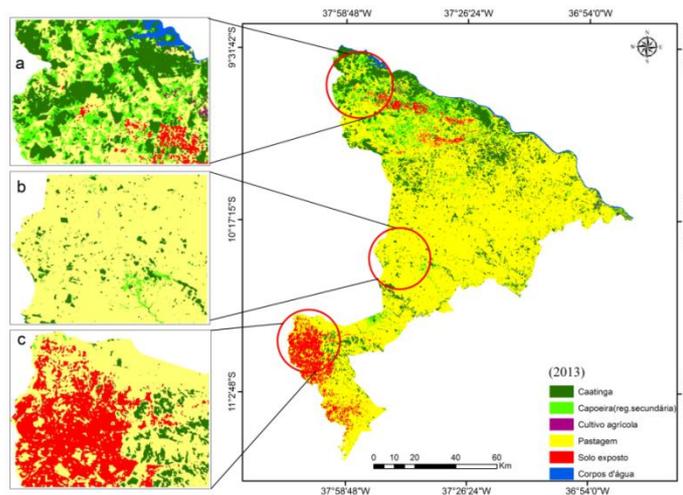


Figura 2.5. Mapa de uso e cobertura da terra da região semiárida de Sergipe no ano 2013, e em destaque as regiões: a) Alto Sertão; b) Agreste Central e c) Centro-Sul.

Em outros biomas verifica-se também a substituição da vegetação nativa por áreas de pastagens. No cerrado do Mato Grosso, Gouveia et al. (2013) em um estudo de análise multitemporal, observaram que a classe pastagem foi a mais expressiva nos 27 anos analisados. Valle Junior et al. (2012) em um diagnóstico de mudança do uso da terra entre 1978 e 2011 no Triângulo Mineiro, mostrou que a vegetação nativa reduziu sua área em 19,2%, sendo substituída por agricultura e pastagem. Segundo Margulis (2003), a pecuária é a atividade antrópica que predomina em extensas áreas em virtude do baixo investimento quando comparado com a agricultura.

Estes resultados também podem ser relacionados com os dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (2011), onde a supressão da vegetação nativa no estado de Sergipe está ligada à expansão de pastagens de alto retorno econômico, onde ocupam mais de 50% da área do território Centro-Sul.

Na Tabela 2.5 e Figura 2.6, é possível visualizar a dinâmica da cobertura florestal nos períodos de estudo, em que está retratada a variação percentual em área de Caatinga preservada, regeneração florestal e desmatamento. Foi observado que, a cobertura florestal na região semiárida encontra-se em cenário de decréscimo, visto que, nos 21 anos de avaliação, a Caatinga preservada e a regeneração florestal apresentaram variações. Destaca-se a considerável diminuição da Caatinga, com 18,7% entre os anos de 1992 e 2003; 10,5% entre os anos de 2003 e 2013 e 9,4% em todo o período de estudo entre os anos 1992 a 2013.

Tabela 2.5. Quantificação da dinâmica de cobertura florestal, em Km<sup>2</sup>, e suas respectivas porcentagens entre os períodos de 1992-2003, 2003-2013 e 1992-2013 na região semiárida Sergipe.

Períodos	Área	Caatinga Preservada	Regeneração Florestal	Desmatamento
1992-2003	(Km <sup>2</sup> )	2.090,8	1.771,5	1.554,2
	%*	18,7	15,9	13,9
2003-2013	(Km <sup>2</sup> )	1.176	421,6	2.986,8
	%*	10,5	3,8	26,7
1992-2013	(Km <sup>2</sup> )	1.046,9	465,1	2.645,4
	%*	9,4	4,2	23,7

(\*) As porcentagens são em relação à área total da região de estudo (10729,19 Km<sup>2</sup>)

Diante desse exposto, presume-se que está ocorrendo degradação nessa região, bem como a diminuição de regeneração florestal, e um aumento do desmatamento. Este fato é um retrato decorrente da falta de conscientização dos proprietários sobre a importância das florestas para o meio ambiente e a falta de fiscalização dos órgãos ambientais. Também de acordo com Silva et al. (2013) estudando o semiárido do município de Floresta em Pernambuco, observaram que a diminuição da cobertura florestal entre 1987 e 2008 foi a principal consequência da interação entre clima, pressão antrópica por recursos florestais, necessidade de expansão urbana e atividades agropecuárias.

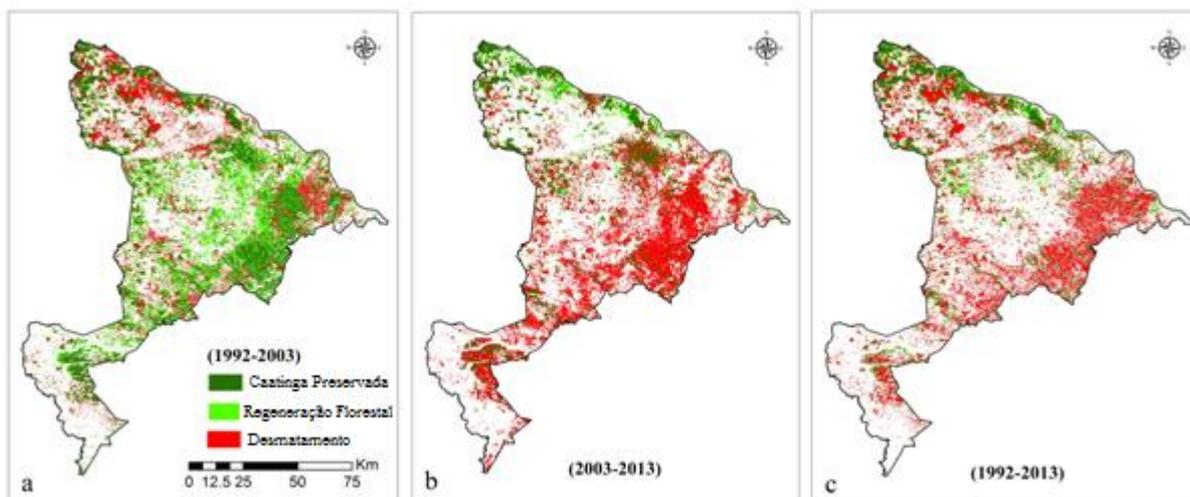


Figura 2.6. Mapas da dinâmica da cobertura florestal para os períodos de: a) 1992 a 2003; b) 2003 a 2013 e c) 1992 a 2013.

Silva et al. (2009) avaliando a dinâmica espaço-temporal da vegetação no semiárido de Pernambuco, entre os anos de 1994, 1997 e 2001, verificaram que a vegetação

característica da região diminuiu sua área, mostrando que as áreas analisadas encontram-se em processo de perda da vegetação que pode levar ao processo de desertificação, e verificaram também que houve perda de vegetação entre os períodos limites do estudo.

A regeneração florestal, no primeiro período analisado de 1992 a 2003, apresentou um incremento de 15,9%, o que contabiliza 1.771,5 Km<sup>2</sup> (Tabela 2.5 e Figura 2.6). Esse aumento, nesse primeiro período, pode ser explicado pelo fato das áreas de pastagens terem sido abandonadas o que favoreceu a regeneração.

Já no segundo período de 2003 a 2013, houve uma diminuição de 3,8%, com uma redução de 421,6 km<sup>2</sup>. Essa ocorrência explica-se através do aumento de pastagens para atender indústrias de laticínios, com a necessidade de aumentar a produção e a disponibilidade de alimentos. No período de 1992 a 2013, considerando todo o período de estudo, a regeneração florestal apresentou um baixo incremento.

Silva et al. (2014) estudando a alteração da cobertura vegetal na sub-bacia do Rio Espinharas no semiárido nordestino no período de 2000 a 2010, encontraram resultados em que 80% da área se mantiveram inalterados; em 12,6% da área ocorreu redução da cobertura vegetal pelas práticas de corte raso para obtenção de lenha para uso doméstico ou comercial e preparo da área para a agricultura e em 7,4% da área registrou-se regeneração possivelmente favorecido pelo cultivo de pastagens irrigadas e não irrigadas em solos de aluvião.

O desmatamento, no primeiro período analisado de 1992 a 2003, obteve um aumento de 13,9%, com uma redução da Caatinga e regeneração florestal de 150.000 ha. Esse aumento no desmatamento pode estar relacionado à produção leiteira na região. Considerando as agroindústrias do semiárido sergipano, 25% são indústrias de laticínios, sendo que a amostra mais representativa encontra-se no município de Nossa Senhora da Glória, por apresentar o maior parque industrial de leite no estado de Sergipe (IBGE, 2003). No segundo período, entre 2003 e 2013, houve um grande aumento no desmatamento de 26,7%, totalizando 2.986,8 km<sup>2</sup>, apresentando o dobro do desmatamento do período anterior. Considerando todo o período entre 1992 a 2013, o desmatamento apresentou um aumento expressivo (Tabela 2.5 e Figura 2.6).

Coelho et al. (2014) avaliando a dinâmica do uso do solo em uma bacia no semiárido nordestino no estado de Pernambuco, observaram que os resultados entre as classes de uso passaram por uma grande transição, com aumento do desmatamento pela retirada da vegetação da Caatinga e substituição rápida e progressiva por áreas com pastagem e agricultura.

Na região semiárida da Paraíba, no município de Boa Vista, em um estudo sobre a evolução espaço temporal da cobertura vegetal Sousa et al. (2008), observaram que o desmatamento está em extensões preocupantes com manchas de solo exposto que se mostraram presentes em toda área, sendo que os solos continuam sendo usados pela pecuária extensiva, principalmente a caprino e ovinocultura, atividades de maior potencial para o município, por oferecer maior adaptabilidade às condições ambientais.

No Bioma Mata Atlântica foram encontrados resultados diferentes deste estudo. Santos et al. (2012) avaliando a evolução da cobertura florestal no Bioma Mata Atlântica no município de Santa Maria de Jetibá no Espírito Santo, observaram que houve um incremento de 17% de cobertura florestal entre os anos de 1970 a 2008, superando o desmatamento.

## **2.4. CONCLUSÕES**

A região semiárida de Sergipe sofreu intensos processos de antropização no período desta análise, principalmente entre os anos de 2003 a 2013. A vegetação da Caatinga foi a mais impactada, a maior parte convertida em pastagens. Assumindo essa tendência observada nos últimos anos, é esperado um crescimento ainda maior das áreas de pastagens, a menos que haja intervenções e políticas estratégicas para redução do desmatamento na área de estudo.

O estudo da dinâmica da cobertura florestal evidenciou também a redução da regeneração florestal na região semiárida da Caatinga de Sergipe entre 2003 e 2013. Tais resultados são preocupantes e requerem a tomada de decisão para a proteção do remanescente de vegetação nativa na região.

Neste sentido, uma grande preocupação com o processo de conversão de vegetação da Caatinga e sua regeneração florestal em outros usos da terra é a manutenção das Unidades de Conservação, da biodiversidade e dos mananciais hídricos. Tais recursos naturais estão sob grande pressão antrópica e merecem atenção especial para sua conservação na região de Caatinga do estado de Sergipe.

## **CAPÍTULO 3 - ESTUDO DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA REGIÃO SEMIÁRIDA DE SERGIPE**

### **3.1. INTRODUÇÃO**

O processo de fragmentação florestal é um fenômeno impulsionado pela atividade desordenada de uso e ocupação do território. É provocado por modelos econômicos exploratórios dos recursos naturais e pelos diferentes ciclos de crescimento e dispersão populacional. Esse fator tem feito com que a paisagem seja comprimida para pequenos fragmentos circundados por diferentes formas de matrizes do entorno (TABARELLI et al., 2010).

Diversos fatores estão diretamente ligados ao processo de fragmentação florestal, podendo influenciar a disponibilidade e a qualidade dos recursos naturais, além de afetar a biodiversidade em grandes áreas do planeta (MENDOZA et al., 2011). Uma dessas causas é a exploração intensa de áreas com agricultura e pecuária familiares, muito comum na região semiárida do nordeste brasileiro. Esse tipo de atividade pode provocar perda da biodiversidade, queda na fertilidade do solo e a intensificação dos processos erosivos (VANZELA et al., 2010). A Caatinga sergipana não foge a essa regra, pois desde a sua ocupação vem sofrendo com constantes processos de fragmentação florestal, oriundos dos diferentes usos da terra (SERGIPE, 2014).

Uma maneira de compreender as mudanças da paisagem é através da quantificação de sua estrutura, comumente denominados métricas da paisagem (ZARAGOZÍ et al., 2012). Nas métricas da paisagem, são aplicados índices para descrever o nível de uniformidade ou fragmentação espacial de uma paisagem. O cálculo desses índices pode ser realizado a partir de métricas de área, forma, borda, área do núcleo, proximidade, isolamento, contraste, contágio e diversidade, entre outros (MCGARIGAL & MARKS, 1995). As métricas da paisagem são reconhecidas atualmente como bons indicadores de biodiversidade e são usadas em diferentes etapas do planejamento em conservação (SCHINDLER et al., 2012).

Vários trabalhos já foram realizados aplicando essas métricas para diversas finalidades (LIU et al., 2009; MIDHA & MATHUR, 2010; PANG et al., 2010; PHAM et al., 2011; SILVA et al., 2013; COELHO et al., 2014). Silva et al. (2013) aplicaram métricas da paisagem para analisar a potencialidade do Monumento Natural Grota do Angico, localizado no Alto Sertão do estado de Sergipe, em relação aos aspectos de

paisagem, além de analisar possíveis ameaças, de forma a subsidiar estratégias de conservação para a manutenção da biodiversidade local. Os resultados apresentados mostraram que os valores obtidos pelo protocolo foram considerados típicos de áreas com altos riscos à degradação.

Coelho et al. (2014) realizaram uma análise detalhada da dinâmica do uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do riacho São Paulo, localizada na região semiárida do estado de Pernambuco, entre os anos de 1991 e 2010, utilizando métricas da paisagem. Os resultados mostraram que junto com o rápido crescimento da classe pastagem/agricultura, a paisagem predominante de vegetação nativa foi sendo substituída por uma paisagem cada vez mais devastada, heterogênea e fragmentada.

Nesse sentido, na região semiárida de Sergipe o uso de métricas de ecologia da paisagem para estudar a fragmentação justifica-se, pois promove um estudo no emprego desses recursos para a manutenção da estrutura dos fragmentos, e a análise dessas métricas permite auxiliar na definição de estratégias que visam à conservação da biodiversidade.

Diante do exposto, o presente trabalho teve como objetivo analisar a estrutura da paisagem na região semiárida de Sergipe e avaliar o seu padrão de fragmentação, através das métricas da paisagem nas classes *floresta* e *não floresta*, nos anos de 1992, 2003 e 2013.

Como objetivos específicos citam-se: caracterizar e quantificar através das métricas da paisagem as mudanças nas classes *floresta* e *não floresta* da região semiárida, nos anos de 1992, 2003 e 2013, e identificar o padrão dos fragmentos florestais existentes na área por meio dos resultados das métricas estruturais da paisagem.

## **3.2. MATERIAL E MÉTODOS**

O material e métodos deste capítulo segue a mesma metodologia empregada no capítulo anterior referente às páginas 23 a 28.

### **3.2.1. Processamento das imagens de satélite**

A classificação automática foi realizada no *software* Erdas, ferramenta *Maximum Likelihood*, onde foi possível classificar duas classes: *floresta* (remanescente de Caatinga e capoeira) e *não floresta* (pastagem, cultivo agrícola, solo exposto e corpos d'água).

Foram definidas e coletadas 80 amostras de treinamento para a classe de *floresta e não floresta*, utilizando a ferramenta *Signature Editor*. Para a definição das classes mapeadas e as áreas utilizadas nas amostras de treinamento, teve-se um conhecimento

prévio da área representada da imagem, feito por meio de visitas a campo e utilização da imagem Spot 5.

### **3.2.2. Preparação e cálculos dos dados para a análise da fragmentação florestal**

Para descrever o nível de fragmentação da Caatinga na paisagem foi utilizado o *software* Fragstats® versão 4.2 (MCGARIGAL, 2013). O Fragstats se constitui em um conjunto de ferramentas que quantifica a estrutura da paisagem (padrões espaciais) em mapas categóricos de cobertura do solo, por meio de índices estatísticos divididos em três níveis: nível de fragmento ou fragmentos (descreve as características geométricas dos fragmentos individualmente); nível de classe ou categoria de cobertura do solo (resume as características de todos os fragmentos de uma determinada categoria, analisando a configuração dos fragmentos em conjunto); nível de paisagem (reproduz as características estruturais de toda a paisagem) (MCGARIGAL & MARKS, 1995; LANG & BLASCHKE, 2009).

Para analisar os padrões espaciais da paisagem por meio do *software* Fragstats foi necessário converter os arquivos dos mapas categóricos de *floresta e não floresta*, elaborados para os anos de 1992, 2003 e 2013, ao formato *ASCII* (Código Padrão Americano para o Intercâmbio de Informação). A seleção dos índices espaciais do estudo foi baseada em preceitos ecológicos de acordo com Metzger (2006).

Foram inseridos alguns parâmetros através da tela *Input layers* tais como: a) a resolução espacial (*cell size*) em 30 m; b) o valor do fundo (*Background*) em 999, indicando que todas as categorias com esse valor não serão analisadas; c) o número de linhas (*Rows*) e de colunas (*Columns*) do mapa fornecidos pelo *software* Erdas; d) o tipo de regra de vizinhança definida com oito células. Na importação dos dados, as imagens foram toda em *signed-integer*, ou seja, sem classe 0. A borda dos fragmentos estabelecida foi de 30 m e utilizou-se um raio de busca de 100 m para o cálculo do Índice de Proximidade.

Tanto no cálculo das métricas de classe quanto nas métricas de paisagem área total da paisagem (TA) e os índices de diversidade e uniformidade de Shannon (SHDI e SHEI), foram gerados arquivos-texto, todos os arquivos de output gerados pelo Fragstats foram “*comma*” *ASCII files* (texto separado por vírgulas) que posteriormente foram importados para planilhas do Excel nas quais foram agrupados e tabulados, para os três anos de estudo.

### 3.2.3. Métricas utilizadas

Para o cálculo das métricas da paisagem (Tabela 3.1) foram selecionados índices que possibilitaram quantificar os elementos da paisagem, estimando assim a área, densidade, borda, forma, área central, proximidade e isolamento, contágio e dispersão e, diversidade (MCGARIGAL, 2013).

Foram selecionadas as seguintes métricas estruturais:

a) Métricas de área, densidade e borda: fornecem as dimensões dos fragmentos por tipo de cobertura do solo e a sua quantidade por unidade de área de paisagem e quantidade de bordas. Estão relacionadas com a riqueza e abundância de espécies. Em nível de classe *floresta* e *não floresta* foi calculado o número de fragmentos (NP) e o índice de maior fragmento (LPI) que representam a vegetação nativa e os outros usos da paisagem em estudo, sendo estes índices considerados como medidas da heterogeneidade espacial da paisagem. O (NP) mede a quantidade de fragmentos para cada tipo de classe de uso e cobertura da terra, indicando a sua fragmentação. O domínio da classe de cobertura da terra na paisagem foi estimado pelo (LPI), que denota a porcentagem da área total recoberta pelo maior fragmento da categoria. A área de classe (CA) foi calculada no nível de classe, sendo a área de todos os fragmentos da classe, responsável pela área total dos fragmentos presentes na paisagem, e a porcentagem de fragmentos de mesma classe na paisagem (PLAND). A área média dos fragmentos (AREA\_MN) e o seu coeficiente de variação (AREA\_CV), são responsáveis para calcular a área média de todos os fragmentos e a variabilidade do tamanho médio dos fragmentos de todas as classes. Além do total de bordas (TE) e a densidade de bordas (ED) que indicam a probabilidade de ocorrência de maior efeito de fragmentação.

b) Métricas de forma: refletem a configuração espacial da paisagem e são calculadas com base nos pixels da imagem utilizada como referência no mapeamento da cobertura do solo, em função do perímetro/área dos fragmentos. A complexidade da forma está relacionada à geometria dos fragmentos que podem ser circulares e compactas ou alongadas e irregulares, sendo difícil de mensurá-la visto as inúmeras possibilidades de formatos que podem assumir. Sendo assim, as métricas de forma geralmente correspondem a um índice geral da complexidade da forma dos fragmentos (COUTO, 2004). Em nível de classe de cobertura do solo (*floresta* e *não floresta*), o índice de forma foi estimado por meio do formato médio (SHAPE\_MN) dos fragmentos que representam a categoria. Mapas elaborados no formato *raster* possuem o *pixel* como forma padrão (forma quadrada) e

valor  $SHAPE = 1$ . Quanto mais distante do valor padrão mais irregular é considerada a forma.

c) Métricas de área central: Para o cálculo das métricas de área central foi utilizado uma borda de 30 m conforme Rodrigues (1998); Primack & Rodrigues (2001); Hermann et al. (2005); Périco & Cemin (2006); Cabacinha et al. (2010). Por meio dessa borda, obtiveram-se os valores de área central total (TCA), número de áreas centrais disjuntas que possuem área central (NDCA), e o índice de área central médio, medido em porcentagem (CAI\_MN). A área central ou nuclear é definida como a área dentro de um fragmento separada da borda por uma distância pré-definida. Está associada à qualidade interna do fragmento em possibilitar condições para a manutenção da biodiversidade (PIRES, 1995; VOLOTÃO, 1998).

d) Métricas de proximidade e isolamento: estão relacionadas com o grau de isolamento entre os fragmentos do mesmo tipo de vegetação. O isolamento territorial entre fragmentos de vegetação nativa pode influenciar negativamente a riqueza de espécies ao diminuir a taxa de imigração ou de recolonização (PRIMACK & RODRIGUES, 2001; METZGER, 2006). Esses índices quantificam a distância borda a borda entre os fragmentos com base no fragmento vizinho mais próximo, considerando o mesmo tipo de vegetação. Em nível de classe foi estimado o índice de proximidade média (PROX\_MN) com um raio de busca de 100 m. Conforme Valente (2001) essa métrica leva em consideração o tamanho e a proximidade dos fragmentos do mesmo tipo de vegetação cujas bordas estejam dentro de um raio de busca especificado do fragmento focal. O índice é adimensional, variando de zero ao infinito e pode ser utilizado como valor comparativo. Segundo Mcgarigal & Marks (1995), o índice de proximidade mede o grau de isolamento e fragmentação do fragmento dentro de uma vizinhança (distância) especificada do fragmento local. O índice da distância do vizinho mais próximo (distância entre fragmentos do mesmo tipo de vegetação) (ENN\_MN e ENN\_CV) foi calculado em nível de classe de *floresta e não floresta* com base na distância euclidiana (em metros) entre bordas de fragmentos do mesmo tipo.

e) Métricas de contágio e dispersão: foi calculada a métrica coesão (COHESION) que mede a conectividade de fragmentos, que pode ser favorável para a conservação ou não dos remanescentes existentes. Esta métrica é igual a 1 menos a soma do perímetro do fragmento dividido pela soma do perímetro do fragmento vezes a raiz quadrada de sua área para fragmentos correspondentes à mesma classe.

f) Métricas de Diversidade: Para este trabalho foram aplicados os índices de diversidade e uniformidade de Shannon (SHDI) e (SHEI) computados em nível de paisagem, sendo influenciados pelo número de classes de cobertura do solo (componente riqueza) e pela distribuição da área entre as diferentes classes na paisagem (componente regularidade).

Tabela 3.1. Métricas espaciais utilizadas na quantificação da estrutura da paisagem na região semiárida de Sergipe.

Métrica	Variável	Grupo	Fórmula
Área total da paisagem (ha)	TA	Área, Densidade e Borda	$TA = A \times \left(\frac{1}{10000}\right)$ Em que: A = área total da paisagem.
Número de fragmentos	NP		$NP = ni$ Em que: ni = número total de fragmentos da classe.
Área do maior fragmento (%)	LPI		$LPI = \frac{\max(aij)}{A} \times 100$ Em que: aij = área ocupada pelo maior fragmento da classe.
Porcentagem de fragmentos de mesma classe na paisagem (%)	PLAND		$PLAND = Pi \frac{\sum_{j=1}^n aij}{A} \times 100$ Em que: Pi = proporção da classe na paisagem; aij = área de cada classe.
Área de classe (ha)	CA		$CA = \sum_{j=1}^n aij \times \left(\frac{1}{10000}\right)$ Em que: aij = área de cada classe.
Total de bordas (ha)	TE		$TE = \sum_{k=1}^m eik$ Em que: eik = tamanho total da borda na paisagem.
Área média dos fragmentos (ha)	AREA_MN		$AREA\_MN = \frac{\sum_{j=1}^n Xij}{ni}$ Em que: Xij = área média dos fragmentos; ni = número de fragmentos da classe.
Coeficiente de variação da área dos fragmentos (%)	AREA_CV		$AREA\_CV = \frac{AREA\_SD}{AREA\_MN} \times 100$ Em que: AREA_SD = desvio padrão do tamanho médio dos fragmentos; AREA_MN = área média dos fragmentos.
Densidade de bordas (m/ha)	ED		$ED = \frac{\sum_{k=1}^m eik}{A} \times 10000$ Em que: eik = tamanho total da borda entre tipos de fragmentos.
Índice de forma médio (adimensional)	SHAPE_MN		Forma

Total da área central (ha)	TCA	Área central	$TCA = \sum_{j=1}^a aij^c \times \left(\frac{1}{10000}\right)$ <p>Em que: <math>aij^c</math> = área central total de cada classe.</p>
Número de áreas centrais disjuntas (adimensional)	NDCA		$NDCA = \sum_{j=1}^n nij^c$ <p>Em que: <math>nij^c</math> = número de áreas com base na distância das bordas.</p>
Índice de área central médio (%)	CAI_MN		$CAI_{MN} = \frac{aij^c}{aij} \times 100$ <p>Em que: <math>aij^c</math> = área central do fragmento baseado no interior das bordas; <math>aij</math> = área do fragmento.</p>
Proximidade média entre classes (categorias)	PROX_MN	Proximidade e isolamento	$PROX_{MN} = \frac{\sum_{j=1}^n \sum_{s=1}^n \frac{aijs}{h^2ijs}}{ni}$ <p>Em que: <math>aijs</math> área do fragmento dentro de uma vizinhança específica do fragmento; <math>hij</math> distância entre fragmentos.</p>
Distância média do vizinho mais próximo (distância entre fragmentos de mesma fitofisionomia) (m)	ENN_MN		$ENN_{MN} = \frac{\sum_{j=1}^n hij}{ni}$ <p>Em que: <math>hij</math> = distância do fragmento vizinho mais próximo de mesma classe; <math>ni</math> = número de fragmentos da classe na paisagem que tenha vizinho próximo.</p>
Coefficiente de variação da distância do vizinho mais próximo (%)	ENN_CV		$ENN_{CV} = \frac{\sum_{j=1}^n hij}{ni} \times 100$ <p>Em que: <math>hij</math> = distância do fragmento vizinho mais próximo de mesma classe; <math>ni</math> = número de fragmentos da classe na paisagem que tenha vizinho próximo.</p>
Conectividade (%)	COHESION	Contágio e dispersão	$COHESION = \left[1 - \frac{\sum_{ij} Pij}{\sum_{j=1}^n Pij\sqrt{A}}\right] \left[1 - \frac{1}{\sqrt{A}}\right] \times 100$ <p>Em que: <math>Pij</math> = número de ligações adjacentes da mesma classe.</p>
Índice de diversidade de Shannon	SHDI	Diversidade	$SHDI = - \sum_{i=1}^n (pi \ln pi)$ <p>Em que: <math>pi</math> = proporção da paisagem ocupada por um tipo de fragmento.</p>
Índice de Uniformidade de Shannon	SHEI		$SHEI = \frac{- \sum_{i=1}^m pi \ln(pi)}{\ln m}$ <p>Em que: <math>pi</math> = proporção da paisagem ocupada por um tipo de fragmento; <math>m</math> = número de fragmentos diferentes.</p>

### 3.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.3.1. Acurácia da classificação

Na avaliação do desempenho do algoritmo de máxima verossimilhança, obteve-se um índice de concordância *Kappa* 0,628 (62,8%), enquadrando-se na categoria muito boa, segundo a classificação de Landis & Koch (1977). Foram subestimados 6,2% da classe *floresta* e 7,6% da classe *não floresta*, a superestimação correspondeu a 48,2% para a classe *floresta* e 0,7% para a classe *não floresta*. A maior parte dos erros de subestimação parece estar relacionada à grande presença de nuvens na imagem, o que inviabilizou a classificação em determinados pontos. O classificador obteve exatidão global de 0,843 (84,3%) (Tabela 3.2).

A acurácia do produtor indica a probabilidade de um *pixel* de referência ter sido corretamente classificado (CONGALTON, 1991). Esta acurácia atingiu valor de 51,8% para a classe *floresta*, pois quatorze pontos da classe *não floresta* foram considerados como *floresta*. A acurácia do produtor para a classe *não floresta* foi de 99,3%, pois um ponto da classe *floresta* foi considerado como *não floresta*. Esses erros se devem principalmente à cobertura de nuvens nas imagens.

A acurácia do usuário indica a probabilidade de um *pixel* classificado no mapa representar a categoria no solo (CONGALTON, 1991). A acurácia do usuário apresentou valor de 93,8% para a classe *floresta*, devido a um ponto que representava *floresta* ser classificado como *não floresta*. A acurácia do usuário atingiu e 92,4% para a classe *não floresta*, devido a quatorze pontos que representavam a classe *não floresta* ser classificado como *floresta*. Estes erros se devem principalmente à grande cobertura de nuvens presente nas imagens.

Tabela 3.2. Matriz de confusão da classificação, pelo estimador de acerto *Kappa*, na região semiárida de Sergipe.

	Imagem referência (2003)			Erro de omissão	Acurácia do usuário
	Floresta	Não floresta	Total		
<b>Imagem classificada</b>					
Floresta	15	1	<b>16</b>	6,2%	93,8%
Não floresta	14	170	<b>184</b>	7,6%	92,4%
<b>Total</b>	<b>29</b>	<b>171</b>	<b>200</b>		
Erro de comissão	48,2%	0,7%			
Acurácia do produtor	51,8%	99,3%			
Exatidão Global	84,3%	Kappa	62,8%		

### 3.3.2. Estudo da paisagem para a região semiárida

A região semiárida classificada em *floresta* e *não floresta* demonstrou o aumento da degradação ao longo dos anos, a qual foi maior no período de 2003 a 2013 (Figura 3.1).

A área total da paisagem (TA), que se refere à região semiárida de Sergipe, foi de 1.072.919 ha para todos os anos analisados, uma vez que corresponde à mesma paisagem. As métricas analisadas são apresentadas nas Figuras 3.2 a 3.7.

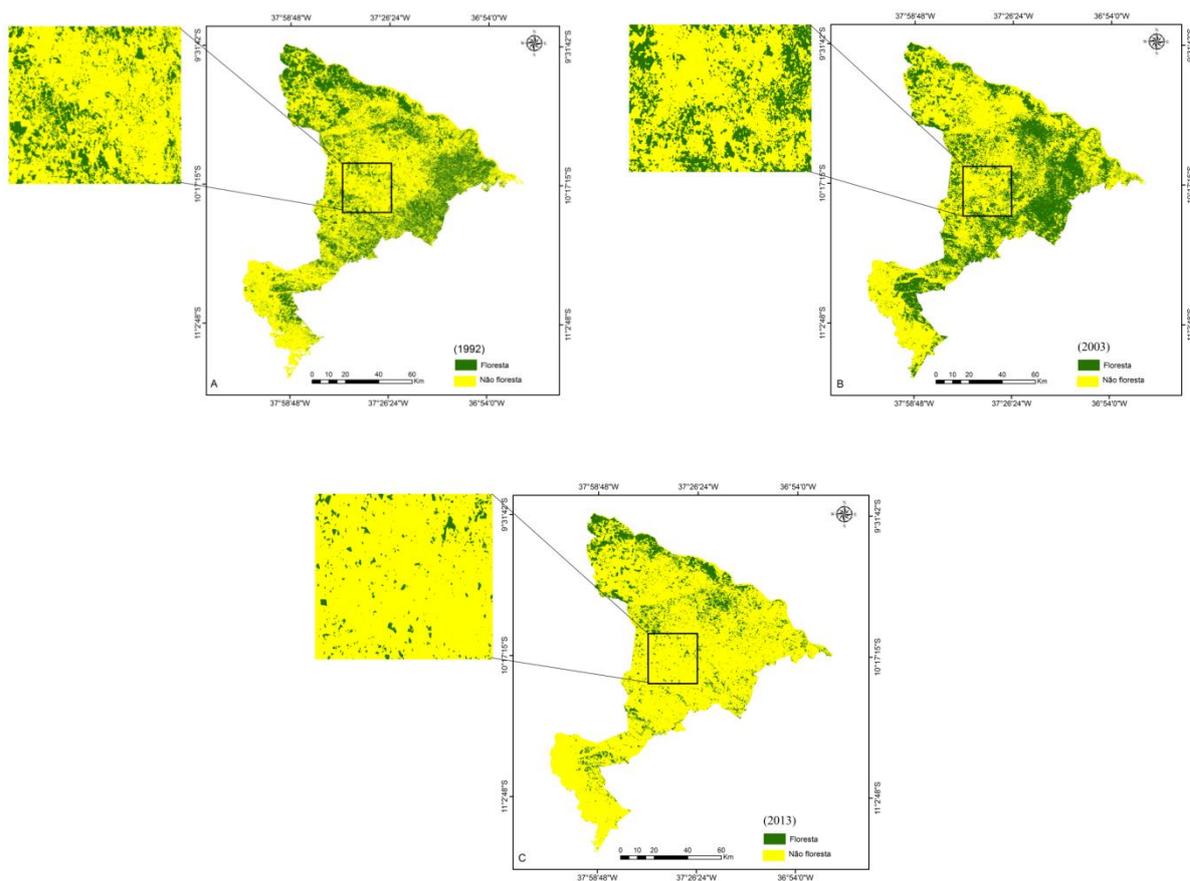


Figura 3.1. Mapas de classificação das áreas de *floresta* e *não floresta*: a) 1992; b) 2003 e c) 2013.

#### 3.3.2.1. Métricas de área, densidade e borda

A área total da classe (CA) indicou uma progressiva diminuição na classe *floresta* e aumento da classe *não floresta* para os anos de 1992 a 2013. Essa diminuição de 156.167,0 ha (14,6%) na classe *floresta* e aumento de 156.167,0 ha na classe *não floresta* (14,6%) (Figura 3.2a) pode ser explicado pelo aumento das áreas de pastagens e o não cumprimento da legislação ambiental. Entretanto, da mesma forma que o observado por Cabacinha et al. (2010), trabalhando no extremo sudoeste do estado de Goiás e sudeste do Mato Grosso,

onde a fragmentação revelou notável taxa de conversão das classes floresta e savanas originais em favor de pastagem e agricultura.

De acordo com as métricas de área (CA, PLAND) as áreas de *floresta* e *não floresta* nos anos de 1992 a 2003, praticamente não sofreram redução (Figura 3.2a e b). Esse resultado de acordo com Cabacinha et al. (2010) mostra que o processo de formação dos fragmentos florestais na região do estudo está relacionado a uma mudança de uma matriz natural, representada por floresta basicamente, para uma matriz antrópica, representada por pastagens, como já citado anteriormente.

A área do maior fragmento (LPI), denominado matriz, na classe *floresta* de 1992 a 2003 foi de 7,55% para 12,58% e houve um decréscimo de cerca de dez vezes entre 2003 a 2013 diminuindo para 1,34% que representa uma área aproximada de 14.377 ha (Figura 3.2e). Portanto, ocorreu intensa redução da área desse importante fragmento, comportamento semelhante ao descrito por Calegari et al. (2010), ao analisar a dinâmica dos fragmentos florestais no município de Carandaí em Minas Gerais. Pinheiro et al. (2014) ao analisar as alterações na paisagem e sequestro de carbono na freguesia de Deilão, Nordeste de Portugal, observaram que o LPI diminuiu muito acentuadamente entre 1958 e 2006, passando de 50% para aproximadamente 20%.

O conceito de que a dinâmica de população pode depender da qualidade relativa de habitats (bons e ruins) é chamado de dinâmica fonte-sumidouro. As populações localizadas em áreas consideradas como sumidouros ocupam manchas de habitats de baixa qualidade que não as suportam por longo tempo, e as populações em áreas consideradas como fonte, em um habitat de alta qualidade, resistem por mais tempo e contribuem para a recolonização de outros fragmentos, por meio da dispersão de indivíduos (FUSHITA, 2006). Dessa forma, pode-se entender a importância do fragmento-matriz, por ser importante área-fonte de dispersores, polinizadores e propágulos, criando condições favoráveis para a manutenção da biodiversidade local, por meio de processos-chave, como a dispersão, polinização etc. (CALEGARI et al., 2010).

Na classe *não floresta* entre os anos de 1992 a 2003 a LPI praticamente se manteve, e de 2003 a 2013 quase que dobrou, passando de 44,18% para 84,57%. Desta forma observou-se que os fragmentos da classe *floresta* reduziu a área do maior fragmento e inversamente foram substituídos pela classe *não floresta* com maior aumento da sua LPI. Além disso, estudos apontam que a formação de pequenos fragmentos relaciona-se com o uso econômico do solo, pois, locais onde a estrutura fundiária predominante é constituída de pequenas propriedades rurais, os pequenos fragmentos tornam-se comuns em virtude da

retirada da vegetação de áreas planas para o cultivo. Essa retirada geralmente é feita em áreas de floresta nativa, formando vários fragmentos na paisagem (GOERL et al., 2011). Este contexto é observado na região semiárida de Sergipe, onde a estrutura fundiária em sua maior parte é formada por pequenas propriedades, em que é retirada a cobertura florestal para dar lugar a cultivos e pastagens.

O aumento na área total (CA) ocupada pela classe *não floresta*, ocorreu devido ao crescimento do número de fragmentos da classe *floresta* (NP) (Tabela 3.3), uma vez que se observou tendência de redução do tamanho médio das áreas (AREA\_MN) da classe *floresta* e aumento na classe *não floresta* (Figura 3.3c). Logo, teve-se uma adição de 8.652 novos fragmentos durante o período estudado.

A área do fragmento é, em geral, o parâmetro mais importante para explicar as variações de riqueza de espécies (PIROVANI et al., 2014). O mapeamento possibilitou contabilizar 12.412 fragmentos florestais para o ano de 1992; 13.778 fragmentos florestais para o ano de 2003 e 21.064 fragmentos florestais para o ano de 2013 em toda a área representativa da região semiárida (Tabela 3.3). O aumento do número de fragmentos foi maior entre os anos de 2003 a 2013, sendo que a maior parte dos remanescentes de Caatinga encontra-se em fragmentos pequenos (menor que 5 ha).

Tabela 3.3. Número de fragmentos para os anos de 1992, 2003 e 2013 em classes de tamanho na região semiárida de Sergipe.

Classes de tamanho	Número de fragmentos (NP) Ano/percentual					
	1992	%	2003	%	2013	%
Pequeno (< 5 ha)	8.997	72,49	10.752	78,04	18.095	85,90
Médio (5 – 50 ha)	2.901	23,37	2.539	18,43	2.512	11,93
Grande (>50 ha)	514	4,14	487	3,53	457	2,17
Todos (0 a >50 ha)	12.412	100	13.778	100	21.064	100

A análise por classes de tamanho dos fragmentos, segundo Valente (2001), é um bom indicativo do grau de fragmentação, por ser função do número de fragmentos e da área total ocupada pelos habitats. A classe dos fragmentos grandes diminuiu de 514 para 457 entre os anos de 1992 a 2013, respectivamente. O total de fragmentos médios também

diminuiu entre os anos de 1992 a 2013 passando de 2.901 para 2.512, respectivamente. Já os fragmentos pequenos aumentaram de 8.997 para 18.095 entre os anos de 1992 a 2013, respectivamente (Tabela 3.3).

Foram observados que nos diferentes anos analisados os fragmentos pequenos correspondem a aproximadamente 80%, sendo considerada uma paisagem fragmentada, esta fragmentação é corroborada pelo tamanho médio dos fragmentos que em 2013 apresentou área de 10,34 ha (Figura 3.2c), sendo considerado um bom indicativo do grau de fragmentação, por ser função do número de fragmentos e da área total ocupada pela classe. Dessa forma, paisagens que apresentam menores valores para tamanho médio do fragmento devem ser consideradas como mais fragmentadas (MCGARIGAL et al., 2002).

Diversos trabalhos apontam a ocorrência de grande quantidade de pequenos fragmentos florestais. Silva et al. (2014) analisando a dinâmica do uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica do semiárido brasileiro, constataram que o número de fragmentos aumentou consideravelmente (28,3%) entre os anos de 2000-2010, devido à fragmentação das classes de Caatinga densa pela classe de Caatinga aberta.

Juvanhol et al. (2011) avaliando a fragmentação florestal na Mata Atlântica, entre os parques estaduais de Forno Grande e Pedra Azul, ES, observaram que os fragmentos pequenos menor que 5 ha eram em torno de 83% do número de fragmentos, demonstrando que a maior parte da paisagem encontrava-se fragmentada. Cemin et al. (2009), analisando a composição e configuração da paisagem na sub-bacia do Arroio Jacaré, RS, constataram que 87,82% dos fragmentos florestais eram menores que 1 ha.

Segundo Forman & Godron (1986), os grandes fragmentos são importantes para a manutenção da biodiversidade e de processos ecológicos em larga escala. No entanto, os pequenos fragmentos também cumprem funções relevantes ao longo da paisagem, podendo funcionar como elementos de ligação, trampolins ecológicos (*stepping stones*) entre grandes áreas, promover aumento no nível de heterogeneidade da matriz e atuar como refúgio para espécies que requerem ambientes particulares que só ocorrem nessas áreas.

Com base nisso, Pirovani et al. (2014) ressalta que os fragmentos com pequenas áreas merecem atenção especial, sob o risco de serem extintos com o decorrer dos anos, caso não sejam adotadas propostas de manejo que promovam aumento de sua área e uma interligação com fragmentos próximos e maiores, pois remanescentes de área pequena apresentam frágeis padrões de sustentabilidade ao longo do tempo. Ressalta ainda que muitos fragmentos possam ser na realidade, núcleos de colonização de florestas secundárias. Segundo Rodrigues (1993) e Bender et al. (1998) o alto percentual de

fragmentos de tamanho reduzido podem estar sujeitos a serem constituídos por habitats com características de borda.

O tamanho médio dos fragmentos ( $\text{ÁREA\_MN}$ ) na classe *floresta* entre os anos de 1992 a 2013 apresentou diminuição de 22,26 ha para 10,34 ha, respectivamente, tornando-os mais susceptíveis à degradação (Figura 3.2c). Resultado semelhante foi encontrado por Pirovani et al. (2014), analisando fragmentos florestais na bacia do rio Itapemirim, ES, os resultados mostraram que todas as classes de tamanho dos fragmentos conjuntamente, possuía valor de 8,61 ha. O contrário foi observado para a classe *não floresta* apresentando um aumento de 71,17 ha para 142,19 ha entre os anos de 1992 a 2013.

Conforme Cemin et al. (2009), o tamanho da propriedade favorece essa forma de fragmentação, pois o pequeno produtor acaba tendo que escolher as melhores áreas para o plantio, as quais, na maioria das vezes, não são próximas umas das outras, o que acaba promovendo esse padrão de distribuição espacial.

Os coeficientes de variação do tamanho médio dos fragmentos ( $\text{AREA\_CV}$ ) em todas as épocas avaliadas foram considerados altos variando de 3430,77% a 1687,21% na classe *floresta* e na classe *não floresta* variou de 7504,44% a 5529,15% (Figura 3.2d). Esses valores indicam uma grande variação dos tamanhos dos fragmentos, ou seja, fragmentos com valores de área muito acima e/ou muito abaixo do valor médio (BEZERRA et al., 2011).

Enquanto o coeficiente de variação do tamanho médio ( $\text{AREA\_CV}$ ) dos fragmentos tendeu a diminuir (de 3430,77% para 1687,21%), o coeficiente de variação da distância média do vizinho mais próximo ( $\text{ENN\_CV}$ ) tendeu a aumentar (de 66,71% para 89,68%) durante o período avaliado (Figuras 3.2d e 3.5b). Almeida (2008) também observaram elevados coeficientes de variação em relação à área média dos fragmentos, indicando alta heterogeneidade espacial da paisagem. Altos coeficientes de variação do vizinho mais próximo indicam alta variabilidade para distâncias entre fragmentos (CALEGARI et al., 2010).

O total de bordas (TE) na classe *floresta* reduziu pela metade de 4.250.625 m para 2.317.839 m entre os anos de 1992 a 2013, e na classe *não floresta* também decresceu o total de bordas de 4.202.148 m para 3.827.946 m, mas bem menor quando comparado com a classe *floresta* (Figuras 3.2f) no período de estudo. Isto pode ser explicado pelo fato de haver uma grande redução da área (CA) ocupada pela classe *floresta* e um aumento no número de fragmentos (NP).

O aumento da densidade de borda (ED) na classe *floresta* que passou de 380,3 m/ha para 419,4 m/ha de 1992 a 2003, também comprova o incremento da fragmentação florestal no intervalo de tempo avaliado (Figura 3.2g). Quanto maior o número de fragmento de determinada classe, maior a densidade de borda (comprimento total de borda por hectare). Assim, é natural entender que, quanto maior esse valor, maior a fragmentação da paisagem (CALEGARI et al., 2010). Aumento da densidade de borda também foi observado por Tonial (2003), trabalhando na Floresta Estacional Decidual, o qual citou valores de 55,7m/ha para 57,2 m/ha nos anos de 1984 a 1999, respectivamente. Segundo o mesmo autor, essa diferença na quantidade de bordas, quando se considera a densidade, é devida aos valores de área ocupados por cada classe de tamanho dos fragmentos, sendo a densidade de bordas inversamente proporcional à área ocupada por cada classe.

Valores mais altos de área de borda indicam probabilidade de ocorrência de maior efeito de fragmentação, pois, as florestas ao serem fragmentadas tem sua área de borda aumentada consideravelmente, provocando alterações abióticas (temperatura, luminosidade, umidade etc.) entre a área de transição e a paisagem do entorno. As transformações provocadas pela presença da borda influenciam diretamente a permanência de espécies mais sensíveis, intolerantes a esse processo (LAURANCE & VASCONCELOS, 2009).

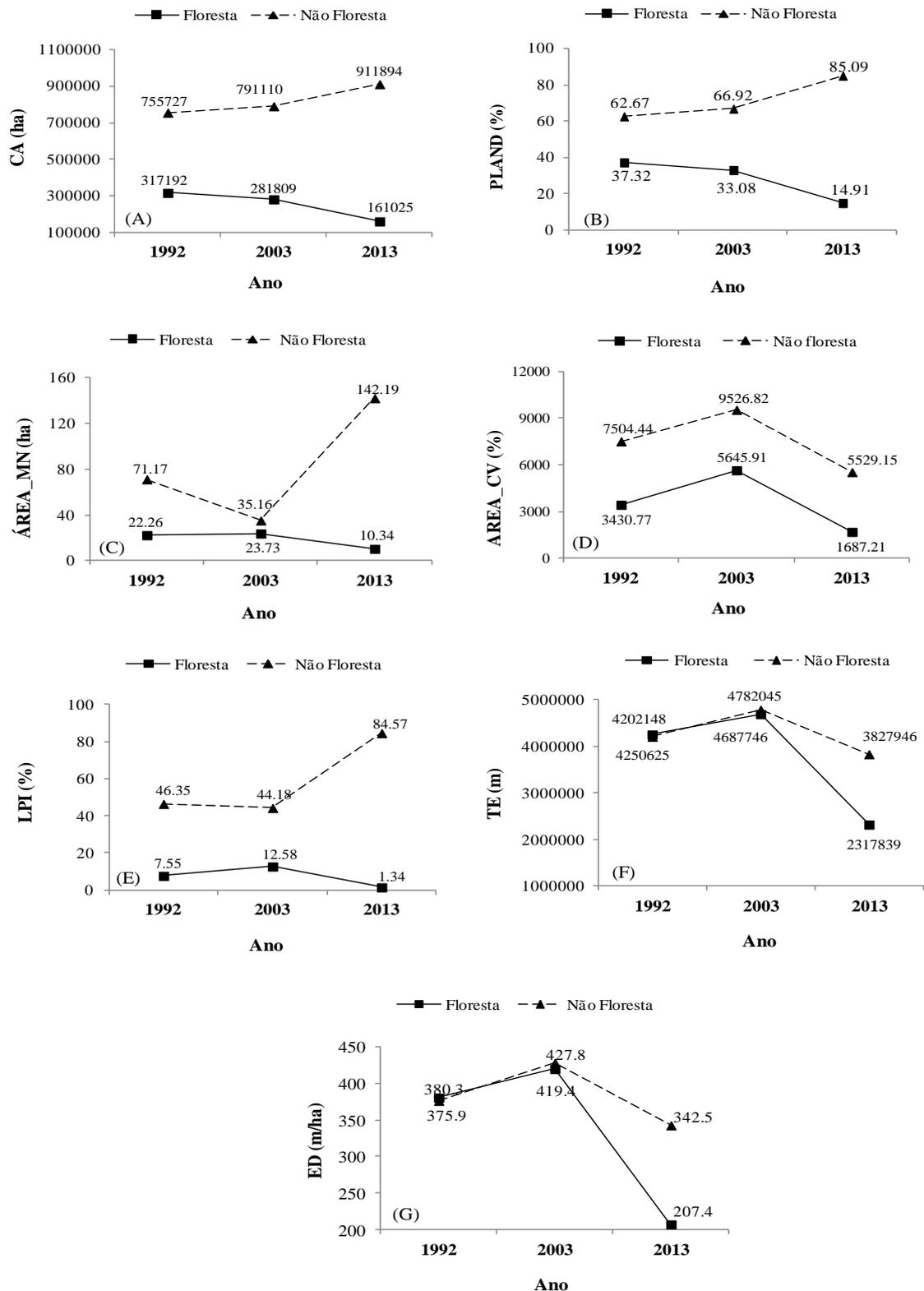


Figura 3.2. Métricas de classe floresta e não floresta da região semiárida de Sergipe: a) área total (CA); b) Porcentagem de fragmentos da mesma classe na paisagem (PLAND); c) tamanho médio dos fragmentos (AREA\_MN); d) coeficiente de variação do tamanho médio dos fragmentos (AREA\_CV); e) porcentagem de área do maior fragmento (LPI); f) total de bordas (TE); g) densidade de bordas (ED).

### 3.3.2.2. Métrica de forma

Os valores do índice de forma médio (SHAPE\_MN) mostram que, entre os anos de 1992 e 2013 praticamente não houve uma diferenciação entre a classe *floresta* e a classe *não floresta*. De forma geral os valores do índice de forma médio variaram entre 1,29 a 1,36 na classe *floresta*, indicando semelhança com um retângulo com lados L e 2L tendo SHAPE = 1,06 (VOLOTÃO, 1998) e a classe *não floresta* apresentou SHAPE\_MN de 1,19 a 1,34 (Figura 3.3a).

Cemin et al. (2009) observaram que o SHAPE\_MN apresentou valores entre 1,36 e 1,44 indicando semelhança também com um retângulo. Segundo o mesmo autor deve-se ressaltar que, para mapas no formato matricial, essa métrica indica que a forma do padrão do fragmento é um quadrado (SHAPE = 1). Quanto mais distante o fragmento estiver dessa forma-padrão, mais irregular se torna e, portanto, mais suscetível ao efeito de borda, principalmente os que apresentam área menor. O efeito de borda é inversamente proporcional à área central total (TCA), ou seja, à medida que ocorre o aumento do efeito de borda, acontece redução na área central total, fazendo que ocorra maior interação com a matriz, o que, com o tempo, irá influenciar a qualidade da estrutura desses ecossistemas.

Nascimento et al. (2006) em um diagnóstico de fragmentos florestais na bacia do Rio Alegre, ES, indicou que a maioria dos fragmentos possuía forma irregular, o que proporcionou elevado nível de perturbação, uma vez que se tem aumento da área sujeita ao efeito de borda.

Conforme Valente (2001) quaisquer valores superiores a 1 estão relacionados a formas irregulares. Neste sentido, quanto mais elevados os valores apresentados para o índice de forma, mais irregulares e suscetíveis ao efeito de borda estão os fragmentos. Com o aumento do efeito de borda, tem-se, proporcionalmente, a diminuição da área central desses fragmentos, o que em curto, médio ou longo espaço de tempo irá influenciar na qualidade da estrutura desses ecossistemas.

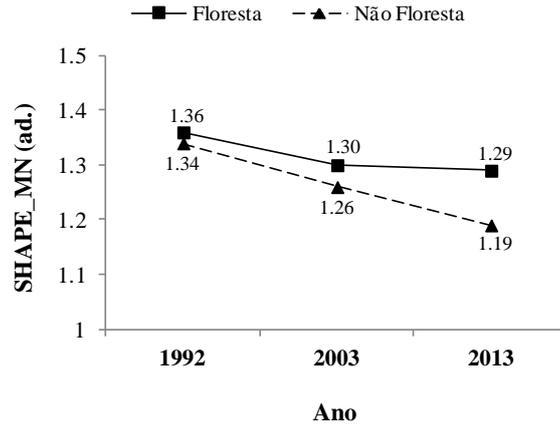


Figura 3.3. Métricas de classe *floresta* e *não floresta* da região semiárida de Sergipe: índice de forma médio (SHAPE\_MN).

### 3.3.2.3. Métricas de área central

A área central, nuclear ou *core* de um fragmento é o melhor indicativo da qualidade dos fragmentos do que sua área total (MCGARIGAL et al., 2002). Na área central total (TCA) pequena variação foi apresentada entre os anos de 1992 a 2003 na classe *floresta* (média de 304.189,7 ha) e na classe *não floresta* (média de 630.581,5 ha), apresentando posterior diminuição da classe *floresta* (200.410,6 ha), e aumento da classe *não floresta* (296.257,4 ha), no período de 2003 a 2013. Essa diminuição e aumento da TCA são devido ao aumento e diminuição da NDCA (Figura 3.4b).

Para o número de áreas centrais (NDCA) na classe *floresta* foi observado uma diminuição de 18.446 para 13.529, e um aumento na classe *não floresta* de 1.185 para 2.545 no período analisado (Figura 3.4a). Resultado semelhante foi encontrada por Cabacinha et al. (2010), onde 60% da área central das manchas na paisagem pertenciam à classe áreas antrópicas agrícolas.

O total de área interior (TCA) e o número de fragmentos com área nuclear (NDCA) são parâmetros importantes para a manutenção da fauna (CEMIN et al., 2009). A redução das áreas de floresta prejudica o avanço do processo sucessional, bem como a sua colonização por espécies animais; consequentemente, processos ecológicos que deveriam ser desempenhados pela fauna, como dispersão e polinização, passam a não ser efetivos para a recuperação desses habitats (VIDOLIN et al., 2011).

Desta forma, observa-se um aumento da área central na classe *não floresta* e uma redução na classe *floresta*, e um aumento no grau de fragmentos indicando que estes estão menores e sofrendo um maior efeito de borda. Valor maior de área central indica qualidade da paisagem, uma vez que corresponde a área total do habitat preservado dentro dos

fragmentos, descontado o efeito de borda. O número de áreas centrais apesar de corresponder ao número de área preservada dentro dos fragmentos, seu aumento significa o aumento da fragmentação florestal (CALEGARI et al., 2010).

O índice de área central médio (CAI\_MN) apresentou tendência de redução dentro do período analisado, tanto para a classe *floresta* (28,56% para 11,44%) como para a classe *não floresta* (28,69% para 19,44%). Para a classe *floresta* foi observado uma redução do índice de área central potencializando o efeito de borda pelo menor valor de CAI\_MN (Figura 3.4c). Calegari et al. (2010) verificaram também uma tendência de redução dentro do período avaliado (de 33,8% para 30,2%), indicando que, com o passar dos anos, a menor porcentagem dos fragmentos são áreas centrais, ou maior porcentagem dos fragmentos são áreas de bordas. A redução do valor dessa métrica comprova, mais uma vez, que o aumento e a diminuição da área central total (TCA) das duas classes (*floresta* e *não floresta*), deram-se apenas devido ao aumento do número de área central (NDCA), das duas classes significando redução da qualidade de cada fragmento.

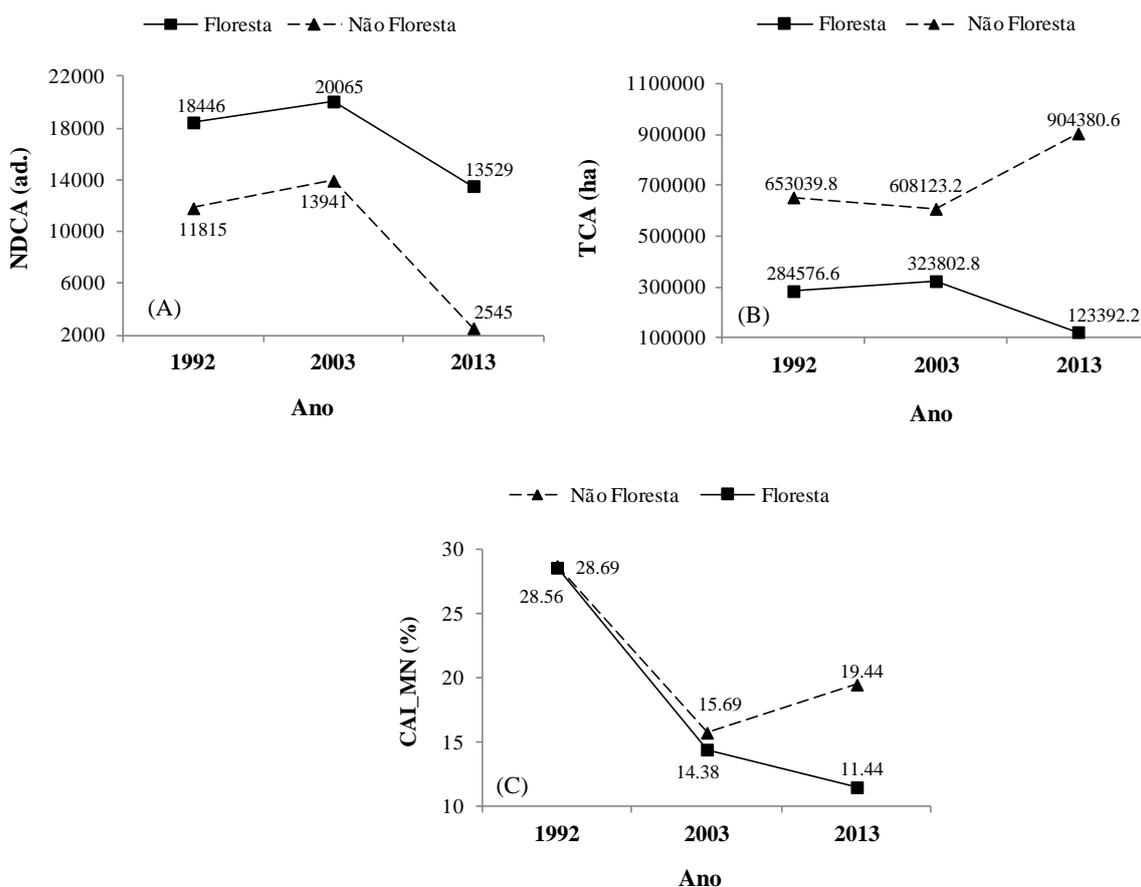


Figura 3.4. Métricas de classe floresta e não floresta da região semiárida de Sergipe: a) número de áreas centrais (NDCA); b) área central total (TCA); c) índice de área central média (CAI\_MN).

#### 3.3.2.4. Métricas de proximidade e isolamento

A distância média do vizinho mais próximo (ENN\_MN) para a classe *floresta* apresentou tendência de redução durante o período estudado, que passou de 168,72 m para 153,84 m (Figura 3.5a), consequência do aumento do número de pequenos fragmentos, o que faz com que os fragmentos pequenos fiquem mais próximos. Borges et al. (2010) mencionou que esta métrica quantifica a configuração da paisagem e está baseada na distância borda-a-borda.

Observa-se que para a classe *floresta* o índice da distância do vizinho mais próximo ao longo do período analisado sempre foram superiores a classe *não floresta*. Demonstrando que o processo de distanciamento dos fragmentos aumentou de 1992 a 2003 na classe *floresta*, e um menor distanciamento dos fragmentos na classe *não floresta* de 127,87 m para 109,82 m. Percebe-se que o aumento das áreas antrópicas influenciou no aumento da distância entre os fragmentos florestais e aglutinação dos fragmentos da classe *não floresta*.

Bezerra et al. (2011) citou valor de ENN\_MN de 277,5 m. Assim como Pirovani et al. (2014) com redução dos valores de 1.328 m para 793,5 m, indicando tendência de redução do vizinho mais próximo, da mesma maneira que o observado neste trabalho.

Almeida (2008) classificou as distâncias de 60, 120, 200 e > 200 m como de baixo, médio, alto e muito alto isolamento, respectivamente. Portanto, de acordo com essa classificação, a paisagem deste estudo demonstrou isolamento de médio a alto, com grande distância entre os fragmentos de Caatinga e, por conseguinte, menor capacidade de colonização de espécies, prejudicando o fluxo gênico entre populações de animais e vegetais. Awade & Metzger (2008), por exemplo, observaram que algumas espécies de aves de sub-bosque evitam cruzar áreas abertas com distâncias superiores a 40 m.

O índice da distância média entre fragmentos vizinhos possui grande importância na manutenção da biodiversidade, pois quanto menor a distância entre dois fragmentos, maior a taxa de recolonização pela imigração de indivíduos de outras populações e também maior mobilidade de dispersores e polinizadores (BARROS, 2006).

O coeficiente de variação do índice da distância do vizinho mais próximo (ENN\_CV) foram maiores na classe *floresta* devido à maior distância dos fragmentos florestais em comparação com a classe *não floresta* (Figura 3.5b). O inverso foi verificado por Calegari et al. (2010) onde o coeficiente de variação da distância média do vizinho mais próximo apresentou tendência de redução durante o período estudado, que passou de

103,9% para 95,5%, de acordo com os mesmos autores a alta variabilidade é comum em estudos de ecologia da paisagem.

De forma geral entre os anos de 1992 e 2003 os valores de proximidade média (PROX\_MN) entre as classes *floresta* foram inferiores à classe *não floresta*. Entre os anos de 2003 a 2013 ocorre um aumento considerável na classe *não floresta* em relação à classe *floresta* (Figura 3.5c). Desta forma observa-se que ao longo do tempo os fragmentos da classe *floresta* estiveram mais dispersos e com menor tamanho que os fragmentos antrópicos representado pela classe *não floresta*, principalmente de 2003 a 2013.

Verificou-se que a métrica PROX-MN não apresentou em nenhum dos períodos analisados valores nulos, o que indica que, considerando o raio de busca de 100 m, todas as classes possuíam vizinhos de mesmo tipo, onde sofreu grande diminuição da classe *floresta* de 2003 para 2013. Este mesmo resultado foi verificado por Cabacinha et al. (2010) onde as classes campestre e florestal também sofreram uma diminuição da proximidade entre fragmentos. Esta é fortemente influenciada pela redução em área das classes (CA) e pela proximidade (considerando o raio de busca) entre remanescentes de mesma classe na paisagem.

O isolamento dos fragmentos promove uma influência negativa na riqueza de espécies ao diminuir a taxa de migração (METZGER, 1999; 2000; HERMANN et al., 2005). Quanto menor o isolamento dos fragmentos com relação aos fragmentos da mesma classe e quanto menor é a fragmentação da distribuição das várias classes de fragmentos, maior é o valor do índice (MARQUES, 2004). Ao contrário da redução verificada no grau de proximidade da classe *floresta*, observou-se um grande aumento a partir de 2003 da métrica PROX-MN para a classe *não floresta*. Gomig & Jimenez-Rueda (2013), analisando as métricas da paisagem para determinar o histórico de desmatamento na Bacia do rio Sete de Setembro, MT, verificaram que o PROX\_MN também aumentou de 16.962 para 25.422 na classe de uso antrópico durante os anos de 1984 a 2010.

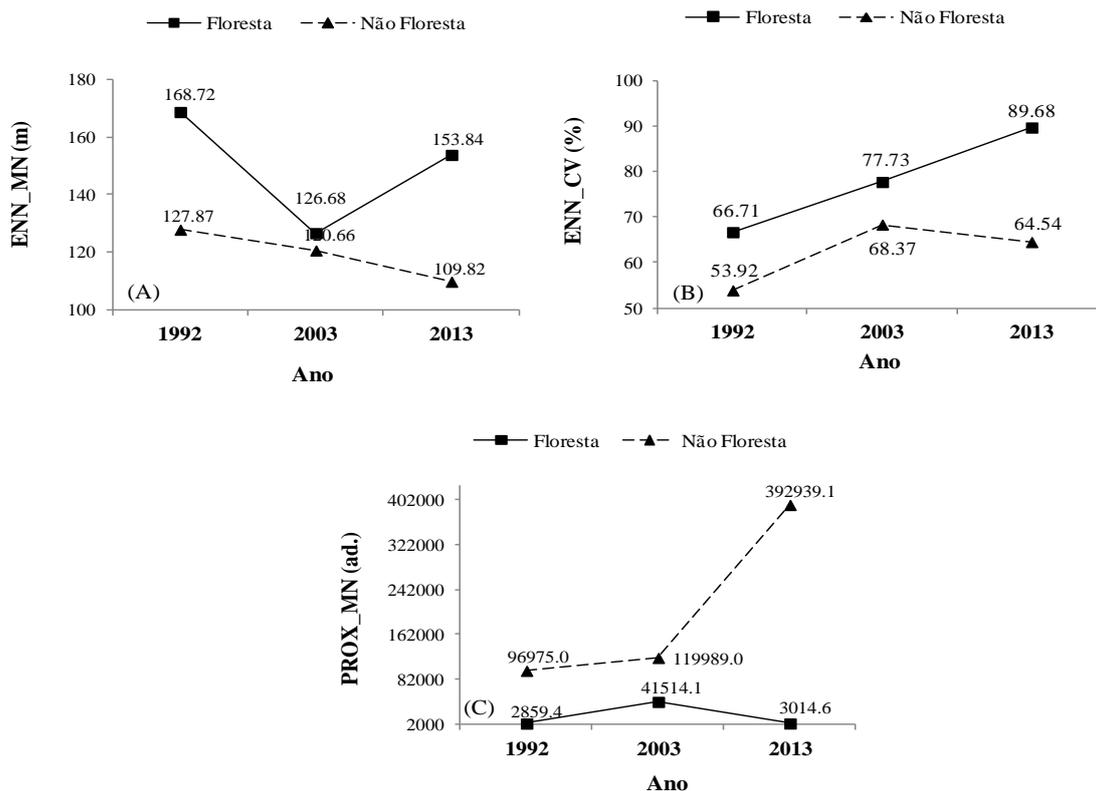


Figura 3.5. Métricas de classe *floresta* e *não floresta* da região semiárida de Sergipe: a) índice da distância do vizinho mais próximo (ENN\_MN); b) coeficiente de variação da distância do vizinho mais próximo (ENN\_CV); c) proximidade média (PROX\_MN).

### 3.3.2.5. Métricas de contágio e dispersão

Com relação à conectividade quantificada pela métrica COHESION, pode-se observar que a classe *não floresta* apresenta uma conectividade de quase 100%. Ao longo do período avaliado a classe *floresta* apresentou pouca variação (99,69% para 99,14%), os fragmentos florestais conseguiram manter uma conectividade física, haja vista que a conectividade permaneceu praticamente inalterada (Figura 3.6a).

Gomig & Jimenez-Rueda (2013) também encontraram valores idênticos a este trabalho, em que a métrica COHESION variou de 99,97% a 99,94% em remanescentes florestais. Resultado semelhante foi encontrado por Cabacinha et al. (2010), analisando a estrutura da paisagem na bacia do rio Araguaia de 1977 a 2006, não verificaram alterações da conectividade nos anos analisados, mostrando que apesar da grande redução nas áreas de savanas, as manchas remanescentes, inclusive as de florestas, ainda possuem uma conectividade física (99,89% a 99,14%), o que é favorável para a conservação desses remanescentes.

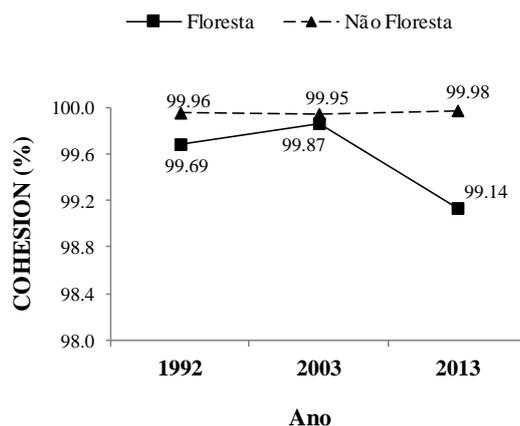


Figura 3.6. Métricas de classe *floresta* e *não floresta* da região semiárida de Sergipe: coesão-conectividade (COHESION).

### 3.3.2.6. Métricas de diversidade

Com relação ao índice de uniformidade de Shannon (SHEI) observou-se que a métrica apresentou um aumento entre os anos de 1992 a 2003 e diminuição de 2003 a 2013. Essa redução é ocasionada principalmente pelo predomínio da classe *não floresta* e uma redução da classe *floresta* o que reduz a uniformidade de uso e ocupação da paisagem (Figura 3.7a). Segundo (TORRES et al., 2007) a provável causa desse cenário é que uma, ou mais classes, tornam-se dominantes e/ou algumas classes apresentam menor representatividade. Resultado semelhante foi encontrado por Coelho et al. (2014), na região semiárida de Pernambuco, em que o índice foi, no último ano de estudo, maior que no primeiro e decresceu no final do estudo.

O índice de diversidade de Shannon (SHDI) diminuiu ao longo de todo período (1992 a 2013), demonstrando que houve uma redução da diversidade da paisagem. O maior fator que gerou esta redução da diversidade de Shannon foi o aumento do percentual da classe *não floresta*. Esses valores de SHDI nos anos de 2003 e 2013 podem ser considerados baixos quando comparado a Ferraz et al. (2009) que avaliando a fragmentação da paisagem em uma bacia bem antropizada no estado de São Paulo observou um SHDI de 0,82 (Figura 3.7a).

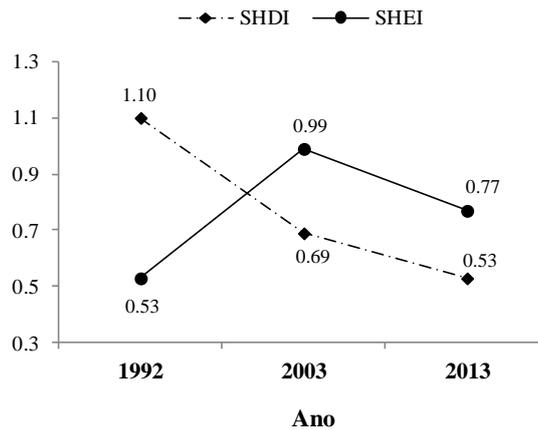


Figura 3.7. Métricas de classe *floresta* e *não floresta* da região semiárida de Sergipe: índice de diversidade de Shannon (SHDI) e índice de uniformidade de Shannon (SHEI).

### 3.4. CONCLUSÕES

A fragmentação da vegetação nativa observada na área e período de estudo foi considerada expressiva, como resultado da dinâmica e do processo de uso e ocupação da terra. Os resultados revelaram notável taxa de conversão de Caatinga em áreas alteradas (agropecuária e solo exposto), com destaque ao aumento das áreas de pastagens entre os anos de 2003 a 2013.

As mudanças nas métricas de área, área central, forma, isolamento, dispersão e diversidade de vegetação da Caatinga indicam que seus remanescentes estão ameaçados, sendo progressivamente substituídos por outros usos da terra, tornando-se cada vez mais devastada, fragmentada e heterogênea.

A fragmentação da vegetação nativa da Caatinga tem fortes implicações ambientais. A conversão de ambientes florestais contínuos em fragmentos pequenos e desconectados resulta em uma série de mudanças no ambiente, como a degradação da qualidade do habitat (WILCOX e MURPHY, 1985), diversos processos ecológicos são alterados nos fragmentos, como a dinâmica florestal, ciclagem de nutrientes, estocagem de carbono, mudanças físicas na estrutura da vegetação e microclima, bem como alterações na temperatura, velocidade do vento, umidade e insolação (LAURANCE, 2008).

## **CAPÍTULO 4 - PROPOSTA DE APTIDÃO PARA O MANEJO FLORESTAL E PRIORIDADE DE RECUPERAÇÃO DO BIOMA CAATINGA NO ESTADO DE SERGIPE**

### **4.1. INTRODUÇÃO**

Dentre as principais ameaças à conservação da vegetação do semiárido, estão as práticas de atividades como corte de floresta para lenha, para plantios diversos, para formação de pastagens, além da utilização de técnicas inadequadas de irrigação que podem acelerar o desgaste do solo (LEAL et al., 2005). No Nordeste, estudos identificaram uma grande relação de dependência entre o uso dos recursos florestais e o desenvolvimento regional, com espécies lenhosas reconhecidas como grandes produtoras de carvão e lenha (CAMPELLO et al., 1999).

De acordo com o MMA (2008), a lenha e o carvão vegetal geram cerca de 90.000 empregos diretos na zona rural, sendo responsáveis pelo atendimento de 30% da matriz energética. No estado de Sergipe a produção de lenha e estaca está presente em 87,5% de toda região, com exceção da região da Grande Aracajú. A atividade de plantio florestal ocorre somente em 3% do estado de Sergipe (SERGIPE, 2014).

Os recursos florestais têm sido utilizados de forma indiscriminada no estado de Sergipe, principalmente pela retirada de madeira para lenha e carvão nas áreas de Caatinga (MACHADO et al., 2010). Outro ponto que deve ser destacado é que as espécies de Caatinga devem ser extraídas mediante a realização de um plano de manejo, garantindo dessa forma a sustentabilidade do recurso. É sabido que no estado de Sergipe não existe nenhuma área de Caatinga explorada mediante um plano de manejo, e os estudos sobre a dinâmica da vegetação são poucos, inexistindo parâmetros que indiquem como a Caatinga Sergipana deve ser manejada (SANTOS & GOMES, 2009).

Diante deste quadro, o manejo florestal sustentável integrado de uso múltiplo é uma das poucas alternativas de promoção de desenvolvimento local que reconhece o recurso florestal como ativo ambiental e permite assegurar uma relação de equilíbrio entre a demanda e a oferta de energéticos florestais, em base sustentável, contribuindo com segurança alimentar, hídrica e energética, conservando a biodiversidade e a manutenção dos serviços ambientais e, por sua vez, combatendo os vetores da desertificação (SERGIPE, 2014).

Um primeiro ponto, considerado como estratégico é que a prática de manejo florestal deveria ser executada em áreas definidas, por zoneamentos, como potenciais para produção de madeira ou outros produtos de origem florestal. O zoneamento também define áreas com aptidão para serem preservadas, nas diferentes modalidades de áreas protegidas (SCOLFORO, 1997; SCOLFORO, 1998).

Os Sistemas de Informações Geográficas (SIG) apresentam grande aplicação no campo do planejamento e manejo ambiental, em função da necessidade constante de monitoramento nestas atividades. O primeiro e mais decisivo passo na implantação de empreendimentos florestais deve ser a identificação de áreas com aptidão para a produção, isto é, locais onde as condições ambientais de clima, solo e relevo sejam adequados para a implantação de povoamentos florestais ou manejo florestal de forma compatível com a legislação ambiental em vigor (NAPPO et al., 2013).

Para cada área de mata nativa ou reflorestamento a ser manejada teremos um tipo de sistema de extração e transporte a ser adotado considerando: espécies existentes, tipo de produto da extração, declividade, a infraestrutura existente, a localização dos mercados consumidores, disponibilidade de mão de obra, restrições legais e etc. (MENDONÇA FILHO, 2001).

A seleção de áreas prioritárias para conservação é normalmente baseada na modelagem cartográfica, com a sobreposição de informações (indicadores) que representam os critérios utilizados no processo de priorização (FERRAZ & VETTORAZZI, 1998). Os critérios normalmente são integrados com a utilização de pesos de importância, obtidos com o apoio de ferramentas de suporte às decisões acopladas ao SIG (FERRAZ & VETTORAZZI, 2003).

O planejamento do manejo madeireiro de cada ambiente exige levantamentos adequados, para que não se corra riscos de extrapolar a resiliência do ambiente explorado (FERRAZ, 2011). Segundo Kill (2002), a exploração da vegetação da Caatinga pela população rural, normalmente efetuada de forma extrativista desde o início de sua ocupação, tem levado a uma rápida degradação ambiental, ameaçando a sua diversidade. Muitas vezes essa exploração é efetuada de forma predatória, sem que sejam observados os parâmetros necessários para a sua recuperação nem obedecida à legislação vigente.

Sendo assim, este trabalho objetivou-se elaborar uma proposta de metodologia para determinar a aptidão para o manejo florestal e áreas prioritárias para recuperação na região semiárida de Sergipe, por meio de técnicas de geoprocessamento.

Como objetivos específicos citam-se: definir áreas aptas para o manejo florestal através de um mapa de aptidão, considerando os fragmentos mapeados para o ano de 2013, baseado em fatores ambientais e físicos, e definir áreas prioritárias para recuperação na região semiárida de Sergipe, baseado em fatores ambientais e físicos.

## 4.2. MATERIAL E MÉTODOS

### 4.2.1. Localização e caracterização da área de estudo

A proposta de metodologia para determinação da aptidão para o manejo florestal foi elaborado para toda região semiárida de Sergipe (Figura 4.1). Com uma área aproximada de 11.176,65 Km<sup>2</sup> (SERGIPE, 2014). Entre as coordenadas 9°31'11'' S e 11°18'36''S, e 36° 39'10''W e 38°13'13''W. A altitude varia entre 25 a 750 m (IBGE, 2008).

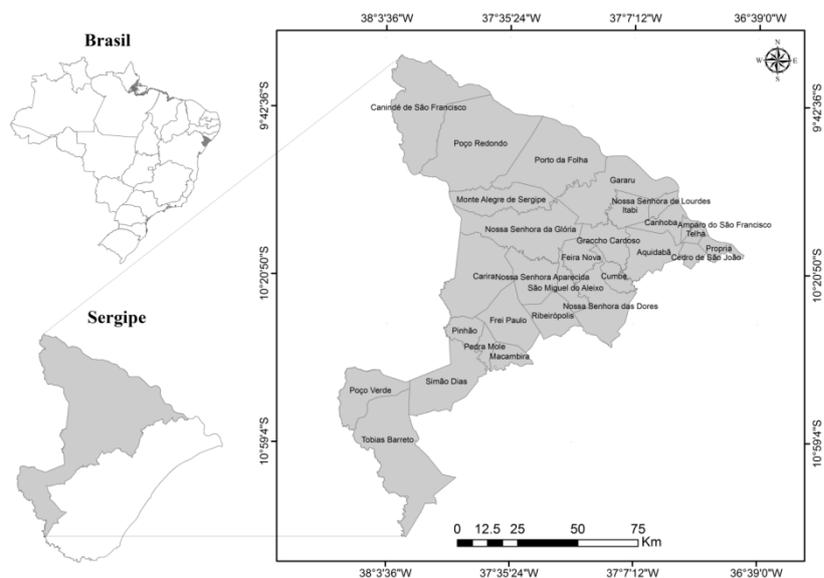


Figura 4.1. Localização da área de estudo no estado de Sergipe.

Segundo Alves (2007), o clima é semiárido do tipo “BSh” segundo a classificação de Köppen, com baixa incidência pluviométrica que varia entre 250 e 900 mm/ano. Possui duas estações distintas durante o ano: a estação chuvosa ou inverno, que dura de 3 a 5 meses e apresenta chuvas irregulares e de pouca duração; e a estação seca ou verão, que pode durar de 7 a 9 meses e quase não apresenta chuva (MAIA, 2004). As temperaturas médias anuais são relativamente elevadas, entre 26 °C a 29 °C.

O relevo está relacionado a uma superfície pediplanada e dissecada, com elevações em forma de tabuleiros e colinas, e um aprofundamento de drenagem muito fraca a fraca (MMA, 2004).

A vegetação presente na região, segundo o sistema de classificação de Veloso et al. (1991), apresenta uma flora endêmica própria dos climas semiáridos a áridos, com plantas espinhosas e decíduais, podendo ser qualificada como Savana-estépica devido à semelhança florística com áreas estépicas dos climas temperados pré-andinos da Argentina e Bolívia, sendo regionalmente conhecida como Caatinga.

#### **4.2.2. Levantamento e processamento dos dados**

A aptidão para o manejo florestal nos fragmentos mapeados para o ano de 2013 reúne o agrupamento dos mapas de aptidão gerados, através de métodos que permitem associar fatores ambientais e físicos, assim como as áreas prioritárias para recuperação na região semiárida.

Os dados de hidrografia, classes de solo, unidades de conservação (UC's), rodovia estadual e federal e limites políticos foram disponibilizados pela Superintendência de Recursos Hídricos de Sergipe (SRH). Os dados de uso e cobertura da terra e os fragmentos de Caatinga da região semiárida de Sergipe, para o ano de 2013 foram gerados pelo próprio autor. Os dados de declividade foram gerados a partir de Modelo de Elevação Digital (DEM) TOPODATA, cedidos pelo INPE (2014).

Após a obtenção dos dados, estes foram processados para adequação à metodologia da aptidão do manejo florestal e áreas prioritárias para recuperação. O *software* utilizado foi o ArcGIS® versão 10.2, desenvolvido pelo *Environmental Systems Research Institute* (ESRI, 2012). Estes foram projetados para o sistema de projeção UTM, zona 24 e *Datum* WGS 84.

Os dados de hidrografia, unidades de conservação, áreas urbanas, fragmentos menores que 10 ha, definiram os locais não passíveis para o manejo florestal. A partir da declividade e hidrografia, foram calculadas as Áreas de Preservação Permanente (APPs), que de acordo com o Novo Código Florestal Lei nº 12.651/2012 (BRASIL, 2012) e Resolução 303, de 20/03/2002 do CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente), não podem ser manejadas. As unidades de conservação definiram áreas que estavam sendo utilizadas para outros fins (Unidades de Proteção Integral), sendo estas excluídas de serem manejadas.

As variáveis utilizadas para a elaboração do mapa de aptidão para o manejo florestal nos fragmentos de Caatinga mapeados para o ano de 2013 incluíram: distância das cidades, distâncias de estradas, declividade, classes de solos, fragmentos e uso e cobertura da terra.

As variáveis utilizadas para a elaboração do mapa das áreas prioritárias para recuperação da região semiárida de Sergipe incluíram: distância de unidades de conservação (UC's), distâncias de rios, declividade e classes de solos.

O mapa da variável distância das cidades (Figura 4.2a) foi gerado levando em consideração os centros urbanos que estão localizados no entorno e dentro da área de estudo. Para isso, foi utilizada a ferramenta *Euclidean Distance* para estimar a distância euclidiana das feições de interesse.

O mapa da variável distância das estradas (Figura 4.2b) foi gerado a partir do mapa das rodovias estaduais e federais da região de estudo, incluindo a área de estudo e seu entorno, para estimar a distância euclidiana das feições de interesse. A declividade (Figura 4.2c e 4.3c) foi estimada a partir do Modelo de Elevação Digital (DEM) TOPODATA.

O mapa da variável distância das UC's (Figura 4.3a) foi gerado levando em consideração o entorno e toda a área das unidades de conservação. Para isso, foi utilizada a ferramenta *Euclidean Distance* para estimar a distância euclidiana das feições de interesse.

O mapa da variável distância dos rios (Figura 4.3b) foi gerado levando em consideração o entorno e toda a extensão dos rios. Para isso, foi utilizada a ferramenta *Euclidean Distance* para estimar a distância euclidiana das feições de interesse.

O mapa da variável classe de solos (Figura 4.2d) foi gerado a partir do mapa de solos cedido pela SRH, sendo classificados posteriormente em solos com alta, média e baixa aptidão para o manejo florestal. E para áreas prioritárias foram classificados em alta, média e baixa prioridade (Figura 4.3d).

O mapa dos fragmentos de Caatinga foi gerado a partir de uma classificação supervisionada em uma imagem Landsat-8 OLI do ano de 2013, depois classificados de acordo com o tamanho que variou de: 10-50 ha, 50-100 ha, 100-500 ha e > 500 ha. Essas informações especificam quais fragmentos ou em que locais dos fragmentos podem ser manejados, quando correlacionados com as outras variáveis (Figura 4.2e).

O mapa de uso e cobertura da terra (Figura 4.2f) foi elaborado a partir de uma classificação supervisionada em uma imagem Landsat-8 OLI do ano de 2013, sendo classificada de acordo com as feições. A resolução espacial de todos os mapas gerados foi de 30 m.

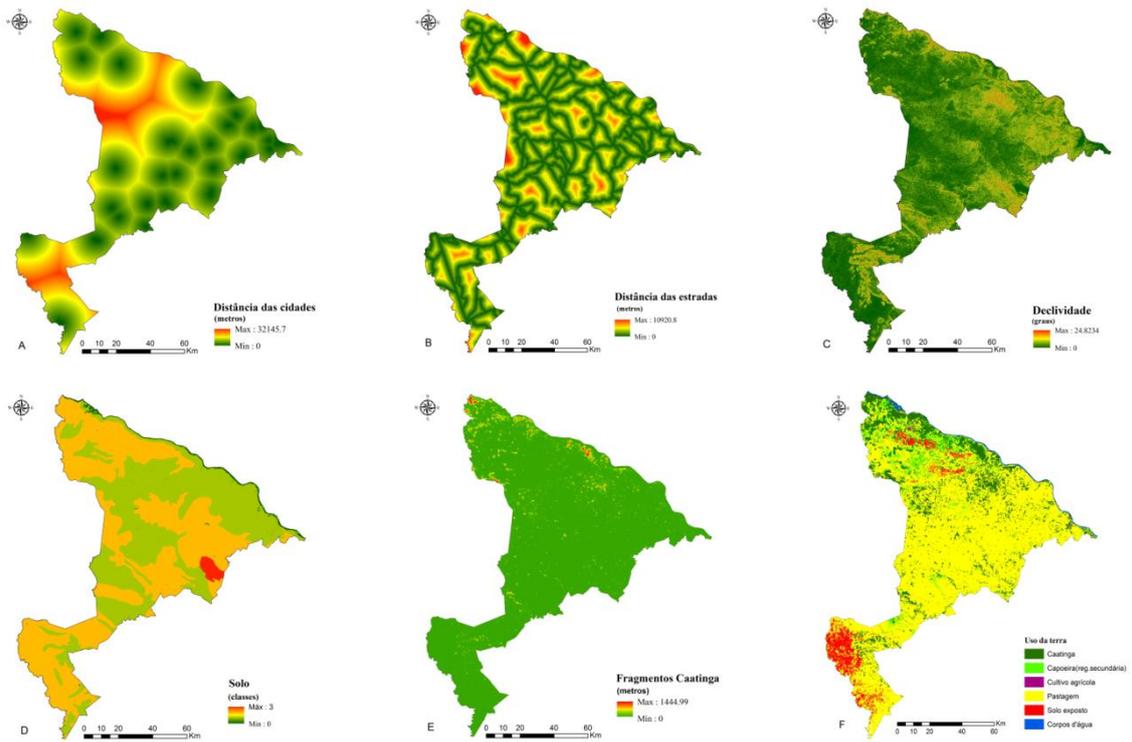


Figura 4.2. Mapa das variáveis utilizadas para a aptidão ao manejo florestal na área de estudo: a) Distância das cidades; b) Distância das estradas; c) Declividade; d) Classes de solo; e) Tamanho dos fragmentos; f) Uso e cobertura da terra.

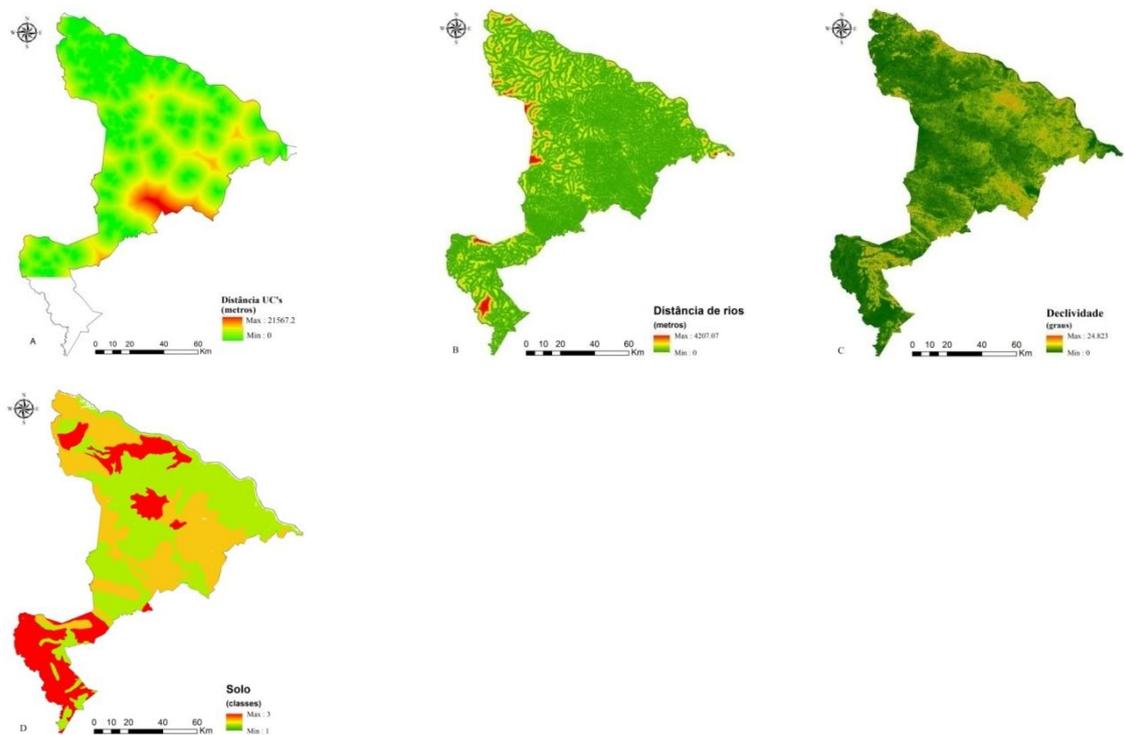


Figura 4.3. Mapa das variáveis utilizadas para definir a prioridade de recuperação: a) Distância das UC's; b) Distância de rios; c) Declividade; d) Classes de solo.

#### **4.2.2.1. Definição da aptidão para o manejo florestal e áreas prioritárias para recuperação**

A aptidão para o manejo florestal nos fragmentos de Caatinga e as áreas prioritárias para recuperação foram feitos com base em escores definidos para as variáveis de interesse. Inicialmente foram apresentadas as classes de escores para cada variável, seguido da definição de pesos para cada variável. Por último, fez-se uma fusão dos escores e dos pesos, gerando uma classificação de áreas aptas para o manejo florestal e áreas prioritárias para recuperação, baseado na soma dos escores e pesos de cada variável utilizada no estudo.

#### **4.2.2.2. Atribuição dos escores das variáveis para áreas aptas para o manejo florestal**

Para cada variável estudada foram definidos escores de acordo com os valores e a relação com a aptidão para o manejo florestal para cada variável. A cada categoria da variável de interesse, foi atribuído um escore variando de 1 a 5, onde 1 representou o valor para área de menor aptidão para o manejo florestal e 5 para as áreas de maior aptidão. Somente para a variável classe de solo foi atribuído escore de 1 a 3, onde 1 representou uma menor aptidão para o manejo florestal e 3 para áreas de maior aptidão. A definição das classes de aptidão dos escores foi baseada em conhecimento teórico-prático dos valores de cada variável estudada.

A distância das cidades na área de estudo variou entre 0 a > 100 Km. Neste caso, assumiu-se que quanto maior a distância das cidades, menor é a aptidão para o manejo florestal (Tabela 4.1).

Segundo Costa et al. (2003) o escoamento da produção é um dos fatores primordiais para o manejo florestal. Quanto maior a distância da área ao centro consumidor, menor é a sua aptidão, sendo considerado o centro consumidor mais próximo.

Tabela 4.1. Escores de aptidão atribuídos à distância das cidades.

<b>Distância das cidades (Km)</b>	<b>Classificação da aptidão</b>
>100	1
100-75	2
75-50	3
50-25	4
25-0	5

A distância das estradas para a área de estudo variou entre 0 a > 10 Km. Neste caso, assumiu-se que quanto menor a distância maior a aptidão para o manejo florestal (Tabela 4.2). Quanto menor a distância de estradas, mais adequada é a área, pois facilita o escoamento da produção e diminui os custos (COSTA et al., 2003).

Tabela 4.2. Escores de aptidão atribuídos à distância das estradas.

<b>Distância das estradas (m)</b>	<b>Classificação da aptidão</b>
> 10000	1
10000-7500	2
7500-5000	3
5000-2500	4
2500-0	5

A declividade na área de estudo variou entre 0 e 25 graus. Neste caso, assumiu-se que quanto menor a declividade, maior a aptidão para o manejo florestal, em virtude de quanto menor a declividade maior a facilidade de acessibilidade, corte e transporte da madeira (Tabela 4.3).

Os diferentes níveis de declividade influenciam a suscetibilidade à erosão de uma área e, conseqüentemente, a sua aptidão florestal. Este fator é analisado em relação aos valores de declividade, dificuldades de trabalhar a área e segurança, pois quanto maior é a declividade maior é a suscetibilidade à erosão e menor é a aptidão, tornando-se mais difícil a utilização da área (COSTA et al., 2003)

Tabela 4.3. Escores de aptidão atribuídos à declividade.

<b>Declividade (graus)</b>	<b>Classificação da aptidão</b>
25-20	1
20-15	2
15-10	3
10-5	4
5-0	5

As classes de solo foram classificadas de acordo com a sua aptidão em relação à suscetibilidade à erosão em que uma área para ser manejada depende das condições do solo (textura, estrutura, permeabilidade, profundidade, presença ou ausência de camadas

compactas e pedregosidade), das condições do relevo (declividade, extensão da pendente e microrrelevo). As condições do solo também podem causar impedimento à exploração e transporte nas áreas que serão manejadas (RAMALHO FILHO & BEEK, 1995). O mapa de solos foi elaborado pela EMBRAPA-SUDENE (1975) (Tabela 4.4).

Tabela 4.4. Escores de aptidão atribuídos às classes de solos.

<b>Classes de Solo</b>	<b>Classificação da aptidão</b>
Neossolo Litólico	1
Neossolo Regolítico	1
Planossolo Nátrico	2
Planossolo Háptico	2
Luvissolo Háptico	2
Cambissolo Háptico	2
Argissolo Vermelho-Amarelo	2
Latossolo Vermelho-Amarelo	3

Os fragmentos florestais de Caatinga na área de estudo variaram entre 0 a > 500 ha. Neste caso, assumiu-se que quanto maior a área dos fragmentos, maior a aptidão para o manejo florestal, e quanto menor a área dos fragmentos menor a aptidão. A distribuição das classes de tamanho dos fragmentos na paisagem é um elemento importante para o desenvolvimento de estratégias para a conservação da biodiversidade (VIANA et al., 1992) (Tabela 4.5).

Tabela 4.5. Escores de aptidão atribuídos ao tamanho dos fragmentos.

<b>Tamanho dos fragmentos (ha)</b>	<b>Classificação da aptidão</b>
0-10	0
10-50	1
50-100	2
100-300	3
300-500	4
>500	5

Foram mapeados seis tipos de uso e cobertura da terra. Neste caso, assumiu-se que as classes Caatinga e capoeira apresentam as maiores aptidões para o manejo florestal. Aos

corpos d'água foi atribuído classe 0, sendo uma classe inapta para o manejo florestal (Tabela 4.6).

Tabela 4.6. Escores de aptidão atribuídos ao uso e cobertura da terra.

Uso e cobertura da terra	Classificação da aptidão
Corpos d'água	0
Cultivo agrícola	1
Solo exposto	2
Pastagem	3
Capoeira	4
Caatinga	5

Os mapas gerados das classes de escores por variável mostram a distribuição espacial por variável estudada. Incluiu o mapa das classes dos escores da distância das cidades (Figura 4.3a), o mapa das classes dos escores da distância das estradas (Figura 4.3b), o mapa das classes dos escores da distribuição espacial da declividade (Figura 4.3c), o mapa das classes dos escores da variável classe de solo (Figura 4.3d), o mapa das classes dos escores da variável tamanho dos fragmentos (Figura 4.3e) e o mapa das classes dos escores da variável uso e cobertura da terra (Figura 4.3f).

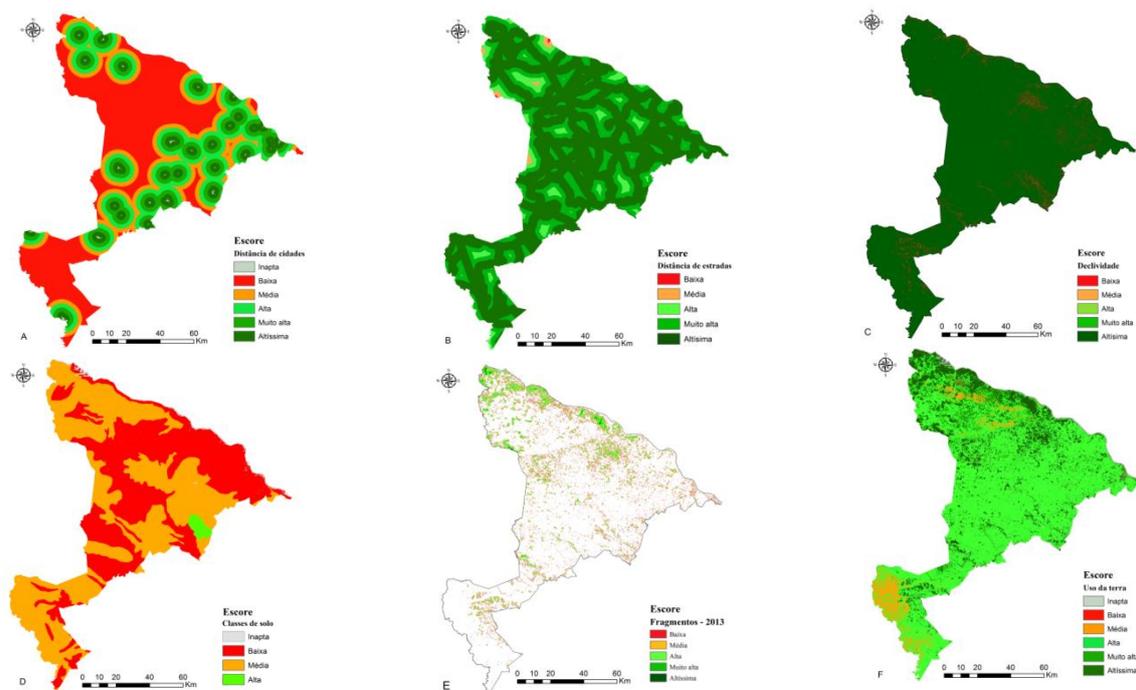


Figura 4.4. Mapa dos escores das variáveis utilizadas para definir a aptidão ao manejo florestal na área de estudo e em seu entorno: a) Distância euclidiana das cidades; b)

distância euclidiana das estradas; c) Distribuição espacial da declividade; d) Classes de solo; e) Tamanho dos fragmentos; f) Uso e cobertura da terra.

#### 4.2.2.3. Atribuição dos escores das variáveis para as áreas prioritárias de recuperação

A atribuição dos escores para áreas prioritárias para recuperação seguiu a mesma metodologia proposta para a aptidão para o manejo florestal.

A distância das UC's na área de estudo variou entre 0 a > 15 Km. Neste caso, assumiu-se que quanto maior a distância de UC's, menor é a prioridade de recuperação e dentro da UC's a prioridade é máxima (Tabela 4.7).

Tabela 4.7. Escores de prioridade de recuperação atribuídos à distância das UC's.

<b>Distância das UC's (Km)</b>	<b>Prioridade de recuperação</b>
> 15	1
10-15	2
5-10	3
0-5	4
Dentro da UC's	5

A distância dos rios na área de estudo variou entre 0 a > 2000 m. Neste caso, assumiu-se que quanto maior a distância dos rios, menor é a prioridade de recuperação e quanto mais próximo ao rio maior a prioridade (Tabela 4.8).

Tabela 4.8. Escores de prioridade de recuperação atribuídos à distância dos rios.

<b>Distância dos rios (m)</b>	<b>Prioridade de recuperação</b>
> 2000	1
1500-2000	2
1000-1500	3
500-1000	4
0-500	5

A classe de solo foi classificada de acordo com a granulometria, ou seja, quanto mais arenoso for o solo maior a prioridade para recuperação, e quanto mais argiloso menor a prioridade para recuperação, pois os solos arenosos possuem características pedológicas de menor erodibilidade, quando comparado aos solos argilosos (Tabela 4.9).

Tabela 4.9. Escores de prioridade de recuperação atribuídos às classes de solo.

<b>Classes de Solo</b>	<b>Prioridade de recuperação</b>
Neossolo Litólico	1
Neossolo Regolítico	1
Planossolo Nátrico	2
Planossolo Háptico	2
Luvissolo Háptico	3
Cambissolo Háptico	3
Argissolo Vermelho-Amarelo	3
Latossolo Vermelho-Amarelo	3

A declividade na área de estudo variou entre 0 e 25 graus. Neste caso, assumiu-se que quanto menor a declividade, maior a prioridade de recuperação, e quanto maior a declividade menor a prioridade de recuperação, pois quanto menor a declividade maior a capacidade de recuperação e menor o custo com a recuperação (Tabela 4.10).

Tabela 4.10. Escores de prioridade de recuperação atribuídos à declividade.

<b>Declividade (graus)</b>	<b>Prioridade de recuperação</b>
25-20	1
20-15	2
15-10	3
10-5	4
5-0	5

Os mapas gerados das classes de escores por variável mostram a distribuição espacial por variável estudada. Incluiu o mapa das classes dos escores da distância das UC's (Figura 4.5a), o mapa das classes dos escores da distância dos rios (Figura 4.5b), o mapa das classes dos escores da distribuição espacial da declividade (Figura 4.5c), o mapa das classes dos escores da variável classe de solo (Figura 4.5d).

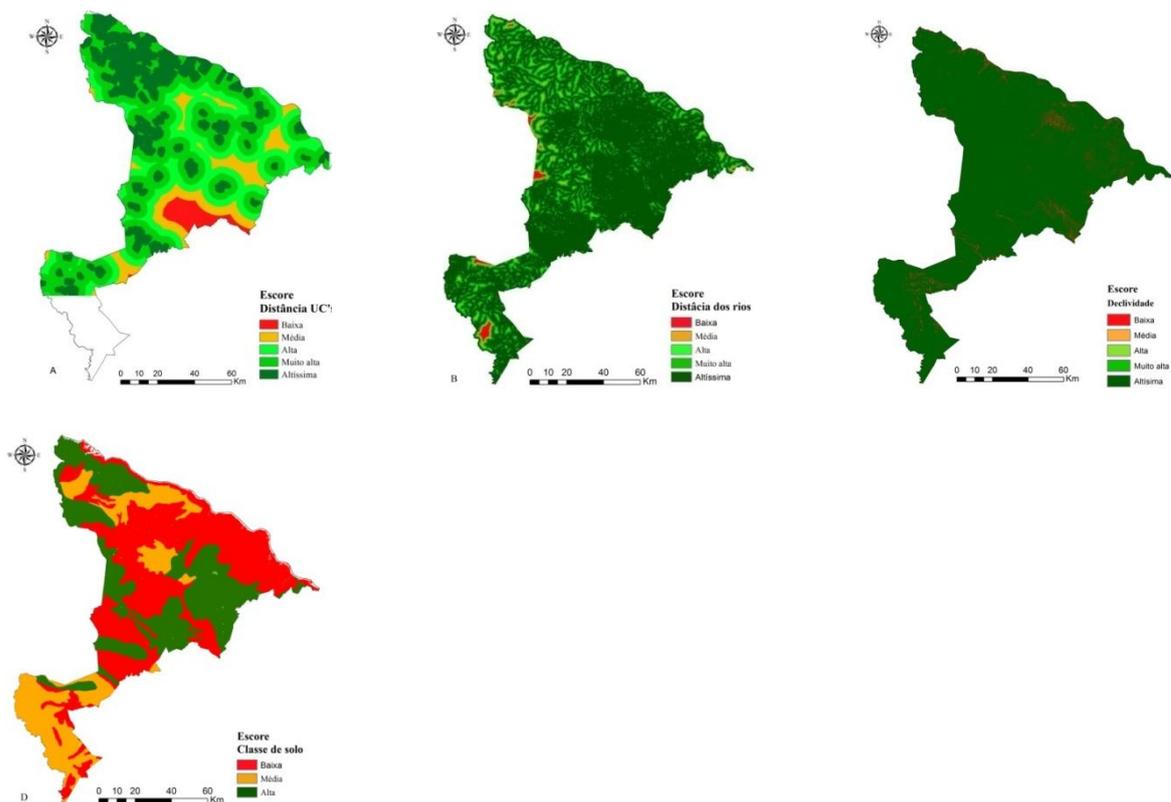


Figura 4.5. Mapa dos escores das variáveis utilizadas para definir as prioridades de recuperação na área de estudo e em seu entorno: a) Distância euclidiana de UC's; b) distância euclidiana de rios; c) Distribuição espacial da declividade; d) Classes de solo.

#### 4.2.2.4. Atribuição dos pesos das variáveis com aptidão para o manejo florestal

O manejo florestal é a principal forma de manter a floresta em pé, ou seja, a melhor maneira de conservar seus recursos florestais, principalmente quando se fala no negligenciado Bioma Caatinga. Para isso foram identificadas as variáveis com aptidão para o manejo florestal e atribuídas pesos. Os pesos das variáveis procura deixar os dados gerados mais próximos ao real, onde cada variável tem um peso diferenciado devido ao fato de uma variável ser mais determinante que outra. As variáveis: tamanhos dos fragmentos, distâncias das cidades, estradas e declividade, juntas receberam os maiores pesos com total de 80%. As variáveis classes de solo e uso e cobertura da terra receberam os 20% restantes (Tabela 4.11).

Tabela 4.11. Pesos das variáveis atribuídos à aptidão para o manejo florestal.

<b>Variáveis da aptidão para o manejo florestal</b>	<b>Pesos</b>
Tamanho dos fragmentos	0,25
Distância das cidades	0,20
Distância das estradas	0,20
Declividade	0,15
Classes de solo	0,10
Uso e cobertura da terra	0,10

#### 4.2.2.5. Mapa da aptidão para o manejo florestal nos fragmentos de Caatinga

Para o mapa da aptidão para o manejo florestal na região semiárida de Sergipe, foram atribuídos escores, onde o escore de cada variável utilizada foi multiplicado ao peso correspondente da variável, com o auxílio da ferramenta álgebra de mapas (*Map Algebra*), que pôde ser estimado com a seguinte equação:

$$AMF = (TF*0,25) + (DC*0,2) + (DE*0,2) + (DL*0,15) + (CS*0,1) + (UT*0,1)$$

Em que:

AMF = Aptidão para o Manejo Florestal

TF = Tamanho dos fragmentos

DC = Escore para Distância das Cidades

DE = Escore para Distância de Estradas

DL = Escore para Declividade

CS = Escore para Classes de Solos

UT = Escore para Uso e cobertura da terra.

A partir dos valores estimados na equação acima para a área de estudo, foi possível reclassificá-los definindo a aptidão para o manejo florestal na região semiárida de Sergipe (Tabela 4.12).

Tabela 4.12. Valores quantitativos e qualitativos da aptidão para o manejo florestal na região semiárida de Sergipe.

<b>Aptidão para o manejo florestal</b>	<b>Classificação da aptidão</b>
1	Baixa
2	Média
3	Alta

#### 4.2.2.6. Atribuição dos pesos das variáveis para as áreas prioritárias de recuperação

Foram identificadas as variáveis para áreas prioritárias de recuperação e atribuídas pesos. Os pesos das variáveis procuram deixar os dados gerados mais próximos ao real, onde cada variável tem um peso diferenciado devido ao fato de uma variável ser mais determinante que outra. As variáveis: distância de UC's, distâncias dos rios e declividade, juntas receberam os maiores pesos com total de 85%. A variável classe de solo recebeu os 15% restantes (Tabela 4.13).

Tabela 4.13. Pesos das variáveis atribuídos às áreas prioritárias para recuperação.

<b>Variáveis das áreas prioritárias para recuperação</b>	<b>Pesos</b>
Distância das UC's	0,30
Distância dos rios	0,30
Declividade	0,25
Classe de solo	0,15

#### 4.2.2.7. Mapa das áreas prioritárias para recuperação na região semiárida

Para o mapa das áreas prioritárias para recuperação na região semiárida de Sergipe, foram atribuídos escores, onde o escore de cada variável utilizada foi multiplicado ao peso correspondente da variável, com o auxílio da ferramenta álgebra de mapas (*Map Algebra*), que pôde ser estimado com a seguinte equação:

$$PR = (DUC*0,30) + (DR*0,30) + (DL*0,25) + (CS*0,15)$$

Em que:

PR = Prioridade de recuperação

DUC = Distância das UC's

DR = Distância dos rios

DL = Declividade

CS= Classes de Solos.

A partir dos valores estimados na equação acima para a área de estudo, foi possível reclassificá-los definindo a prioridade de recuperação na região semiárida de Sergipe (Tabela 4.14).

Tabela 4.14. Valores quantitativos e qualitativos das áreas prioritárias para recuperação na região semiárida de Sergipe.

<b>Prioridade de recuperação</b>	<b>Classificação da prioridade</b>
1	Baixa
2	Média
3	Alta

### 4.3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A área ocupada por cada escore e por cada variável de aptidão para o manejo florestal nos fragmentos de Caatinga mapeados para o ano de 2013, indicam que a maior parte das variáveis apresenta mais de 40% de suas áreas localizadas em áreas consideradas de alta aptidão para o manejo florestal dos fragmentos de Caatinga, exceto para tamanho dos fragmentos, pois os maiores fragmentos receberam escores maiores (Tabela 4.15).

Tabela 4.15. Área ocupada por escore e por cada variável (%) para aptidão do manejo florestal.

<b>Variáveis</b>	<b>Área (%) ocupada por Escore</b>					<b>Total</b>
	1	2	3	4	5	
Tamanho dos fragmentos	35,49	27,03	35,19	2,18	0,11	100
Distância de cidades	7,72	14,91	18,38	15,97	43,01	100
Distância das estradas	0,04	0,60	5,36	25,63	68,38	100
Declividade	0,0002	0,004	0,01	2,30	97,59	100
Classes de solo	46,09	52,76	1,16	-	-	100
Uso e cobertura da terra	5,16	7,58	0,26	15,06	71,93	100

De acordo com os resultados estimados, observou-se que 11,37% da área de estudo foram consideradas de alta aptidão para o manejo florestal. A maior parte da área (78,78%) foi considerada de média aptidão e apenas 9,86% foram consideradas de baixa aptidão (Tabela 4.16).

Tabela 4.16. Classificação das áreas de aptidão do manejo florestal nos fragmentos na área de estudo.

<b>Aptidão para o manejo nos fragmentos de Caatinga</b>	<b>Área (Km<sup>2</sup>)</b>	<b>Porcentagem dos fragmentos (%)</b>
Baixa	164,29	9,86
Média	1.312,82	78,78
Alta	189,42	11,37
<b>Total</b>	<b>1.666,53</b>	<b>100</b>

A potencialidade de aptidão na região semiárida de Sergipe e as áreas prioritárias para recuperação foi definida pelo atendimento das variáveis ambientais durante a sobreposição dos dados do meio físico da região semiárida de Sergipe. O mapa de aptidão da área potencial gerado está representado na Figura 4.6. Para Flores et al. (2009), as zonas de aptidão potencial podem ser determinadas a partir de um modelo que incorpore um vasto conjunto de dados, desenvolvido à escala regional, como ferramenta para a avaliação de cenários alternativos de ordenamento florestal.

Na Figura 4.6 é apresentado o mapa final, com a distribuição espacial das classes de aptidão na área de estudo. Observa-se que as áreas de maior aptidão estão localizadas na porção Norte da região de estudo. As áreas de média aptidão estão distribuídas por toda a área, ou seja, na maioria dos fragmentos de Caatinga. As áreas de baixa aptidão estão situadas próximas às Unidades de Conservação e APPs, que no contexto da Caatinga de Sergipe são áreas distantes de estradas, centros urbanos e áreas declivosas, que confere baixa aptidão a estas áreas. Nappo et al. (2013) avaliando a aptidão florestal na Mata Atlântica para uma espécie de cedro e duas espécies de eucalipto na bacia do Rio Itapemirim, ES, observaram que as restrições impostas pela legislação florestal quanto às APPs, foram pouco significativas para o desenvolvimento da silvicultura das três espécies estudadas. Francelino et al. (2012) trabalhando com uma proposta de metodologia para zoneamento ambiental para plantio de eucalipto na Mata Atlântica no município de Vassouras, RJ, observaram que as áreas mais aptas encontravam-se próximas à estradas o que facilita o escoamento da produção madeireira.

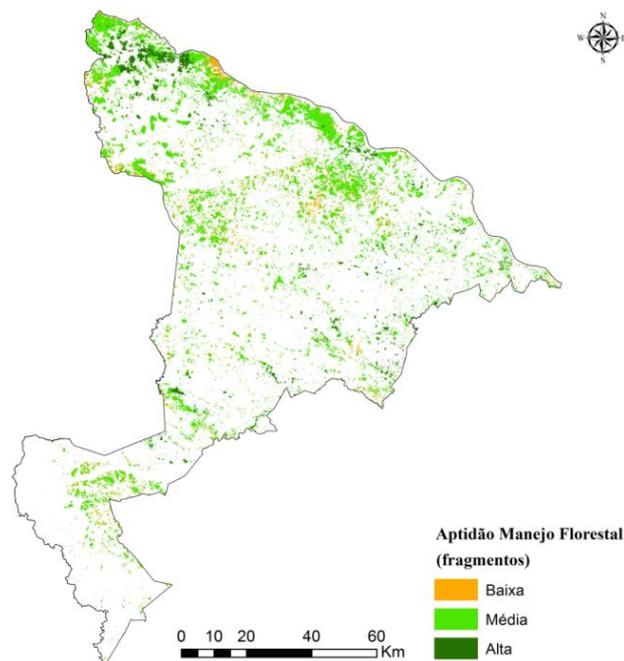


Figura 4.6. Mapa de aptidão para o manejo florestal nos fragmentos de Caatinga.

A área ocupada por cada escore e por cada variável de prioridade de recuperação indicam que a maior parte está localizada em áreas consideradas de alta prioridade, exceto para classes de solos onde a maior área se concentrou no escore 1 onde predomina solos arenosos, e dentro das unidades de conservação com prioridade máxima (5), apresentando áreas a serem recuperadas (Tabela 4.17).

Tabela 4.17. Área ocupada por escore e por cada variável (%) para prioridade de recuperação.

Variáveis	Área (%) ocupada por escore					Total
	1	2	3	4	5	
Distância das UC's	16,01	28,16	28,77	21,89	5,17	100
Distância dos rios	0,80	1,39	4,92	17,82	75,07	100
Declividade	0,0002	0,004	0,01	2,30	97,59	100
Classes de solo	46,08	20,49	33,43	-	-	100

De acordo com os resultados estimados a prioridade de recuperação na região semiárida, considerada como alta prioridade foi de 82,74% em toda área de estudo. Apresentando também 15,99% de média prioridade e apenas 1,27% foram consideradas áreas de baixa prioridade de recuperação (Tabela 4.18).

Tabela 4.18. Classificação das áreas prioritárias para recuperação.

Prioridade de recuperação	Área (Km <sup>2</sup> )	Porcentagem dos fragmentos (%)
Baixa	142,41	1,27
Média	1.787,05	15,99
Alta	9.247,65	82,74
Total	11.176,65	100

Na Figura 4.7 é apresentado o mapa final, com a distribuição espacial das áreas prioritárias para recuperação. Observa-se que as áreas de maior prioridade estão localizadas nas áreas onde não apresentam cobertura de Caatinga e as áreas de menor prioridade de recuperação estão em áreas onde apresentam cobertura de Caatinga. As áreas de maior prioridade de recuperação localizam-se em áreas menos declivosas, com presença de solos argilosos e próximos aos rios.



Figura 4.7. Mapa das áreas prioritárias para recuperação na região semiárida de Sergipe.

#### 4.4. CONCLUSÕES

O uso do Sistema de Informação Geográfica (SIG) possibilitou determinar as áreas aptas para o manejo florestal, a partir do cruzamento dos dados utilizados neste estudo,

apesar do nível de detalhamento ser reduzido em função da escala trabalhada nos mapas ser pequena.

A maior parte da vegetação remanescente de Caatinga no estado de Sergipe apresenta aptidão média a alta para o manejo florestal. Considerando toda a região semiárida, existem poucas áreas aptas para o manejo florestal, estando a maioria localizada na porção Norte, o que se deve a grande fragmentação da Caatinga.

Em relação à prioridade de recuperação, a maior parte da área de estudo apresenta-se bastante crítica e requerem ações de recuperação. A maior parte da vegetação nativa foi desmatada, incluindo situações físico-bióticas mais sensíveis. Tal situação deve ser devidamente considerada pelos gestores do patrimônio ambiental, em âmbitos local, regional e nacional.

Por fim, as metodologias desenvolvidas para a avaliação da aptidão ao manejo e para a prioridade de recuperação, apresentaram-se bastante consistentes neste estudo. Contudo, a adoção destas metodologias em outras regiões ou Biomas requerem ajustes e adequações a outras situações e peculiaridades locais.

## **CAPÍTULO 5 – CONSIDERAÇÕES FINAIS**

### **5.1. REVISITANDO AS QUESTÕES DE PESQUISA**

#### **Qual foi a dinâmica do uso e cobertura da terra entre 1992 a 2013 na região semiárida de Sergipe?**

A região semiárida de Sergipe sofreu intensos processos de antropização com a conversão da Caatinga em pastagem no período desta análise, principalmente entre os anos de 2003 a 2013. A conversão de vegetação nativa em outros usos implicou na perda de 3,6% entre 1992 a 2003 e um adicional de 18,6% entre 2003 a 2013. Os fragmentos de Caatinga na região semiárida foram considerados poucos sustentáveis e, progressivamente, foram substituídos por uma matriz antrópica representada por pastagens.

Tal dinâmica no uso da terra está relacionada ao aumento da produção da agropecuária, incluindo os laticínios na região Nordeste. Segundo Oliveira et al. (2013), o estado de Sergipe registrou uma produção de 296,6 milhões de litros de leite, ocupando 17ª posição como maior estado produtor, representando 1% da produção leiteira nacional. Assim, o aumento da produção agropecuária se deu, especialmente, a partir da ampliação das áreas de pastagens, tornando a região semiárida de Sergipe uma importante bacia de produção leiteira em detrimento da cobertura vegetal original.

#### **Quais os impactos do desmatamento na fragmentação dos remanescentes de Caatinga?**

No presente estudo, observou-se que entre 1992 e 2013 foram desmatados 2.375,6 Km<sup>2</sup> de Caatinga, ou seja, 22,2% da área de estudo, restando somente 15% de Caatinga na região semiárida de Sergipe. Segundo Sampaio (1997) e o IRPAA (2008) a Caatinga fixa aproximadamente 35 toneladas de carbono por hectare num prazo de 20 anos, o que equivale a 3.500 TCO<sub>2</sub>/Km<sup>2</sup>. Assim, é possível estimar que o Bioma Caatinga da região semiárida de Sergipe perdeu aproximadamente 8 bilhões de toneladas de carbono, como consequência da intensificação das ações antropogênicas nas duas últimas décadas.

Além disso, a fragmentação da vegetação nativa da Caatinga tem fortes implicações ambientais. A conversão de ambientes florestais contínuos em fragmentos pequenos e desconectados resulta em uma série de mudanças no ambiente, como a degradação da qualidade do habitat (WILCOX & MURPHY, 1985), diversos processos ecológicos são alterados nos fragmentos, como a dinâmica florestal, ciclagem de nutrientes, estocagem de

carbono, mudanças físicas na estrutura da vegetação e microclima, bem como alterações na temperatura, velocidade do vento, umidade e insolação (LAURANCE, 2008).

Tais resultados são preocupantes e requerem a tomada de decisão para a proteção do remanescente de vegetação nativa na região. A destruição da vegetação nativa compromete ainda o potencial e viabilidade atual e futura do manejo florestal na região deste estudo. Segundo o IPCC (2013) a destruição da vegetação nativa aumenta as emissões de gases de efeito estufa tanto em nível global como regional, que são considerados as responsáveis por mudanças climáticas no planeta.

### **Qual o potencial para o manejo florestal e qual a necessidade de recuperação da vegetação nativa na região semiárida de Sergipe?**

Considerando toda a região semiárida estudada, existem poucas áreas de alto potencial para o manejo florestal. A maioria destas áreas está localizada na porção Norte do estado do Sergipe, devido a grande fragmentação da vegetação nativa na região semiárida. Por outro lado, existe alta prioridade de recuperação na maior parte da área de estudo e, em especial, nas áreas mais desmatadas. Isso é um problema, pois a maior parte dos desmatamentos buscou a ampliação da área destinada às pastagens.

Com base nas visitas institucionais realizadas neste estudo, não foram observados planos ou diretrizes robustas para o fortalecimento do manejo florestal no estado de Sergipe. Entende-se que tais documentos estratégicos no setor florestal poderiam contribuir com o desenvolvimento de alternativas para evitar a conversão da Caatinga em áreas de pastagens, bem como servir como geração de renda aos proprietários rurais inseridos nesta região.

Desta forma, este estudo pode subsidiar políticas públicas para proteção e manejo dos remanescentes florestais com a criação de novas unidades de conservação e a interligação dos fragmentos florestais através de corredores ecológicos, assim como a recuperação das áreas degradadas e desmatadas.

## **5.2. CONTRIBUIÇÕES E LIMITAÇÕES**

Este trabalho apresenta importante contribuição no sentido de gerar informações sobre o grau de desmatamento e as implicações na fragmentação da Caatinga Sergipana, considerando que são muito escassas as informações sobre a cobertura florestal na região semiárida de Sergipe. Os resultados desta pesquisa podem também dar suporte à iniciativa privada e aos órgãos municipais, estaduais e federais para formulação do plano de manejo

da Caatinga para exploração de produtos florestais madeireiros e não madeireiros, assim como a preservação dos remanescentes florestais.

Observou-se que do ponto de vista institucional, a política florestal no estado do Sergipe é incipiente ou inexistente. Isso implica na falta de diretrizes e normas adequadas para produção, conservação, manejo e recuperação dos remanescentes de Caatinga. É necessário, portanto, a elaboração de uma política florestal que abranja o fomento e a assistência técnica ao manejo florestal, reflorestamento com fins de ampliar a produção florestal e recuperação de áreas degradadas. Isso é um fator crítico no Estado.

Por fim, do ponto de vista metodológico deste estudo, existem alguma limitações. As variáveis, assim como os escores utilizados na proposta de aptidão do manejo florestal e áreas prioritárias para recuperação, foram os fatores mais limitantes na elaboração da proposta metodológica, pois há escassez de literatura especializada para melhor fundamentação do trabalho. Neste sentido, o presente estudo traz uma tentativa pioneira, que trará subsídios para futuros estudos, apresentados a seguir.

### **5.3. OPORTUNIDADES PARA ESTUDOS FUTUROS**

Dentre as oportunidades para estudos futuros, destaca-se a modelagem da taxa de desmatamento da região semiárida de Sergipe e a proposição de corredores ecológicos nos fragmentos remanescentes com a utilização do SIG. Para isso, seria interessante a ampliação da abrangência da área de estudo, estendendo-se para as áreas de Caatinga de outros Estados vizinhos de Sergipe. Sugere-se também a intensificação de trabalhos de campo para avaliar melhor a coerência e realismo da modelagem baseada em geoprocessamento.

Outro estudo futuro poderia envolver a definição da aptidão para manejo florestal utilizando variáveis dendrométricas e modelagem de volume da Caatinga de Sergipe. A partir da definição da aptidão ao manejo florestal, será possível a formulação de políticas públicas para intensificar a cobertura florestal do semiárido para fomento de produtos florestais madeireiros e não madeireiros utilizando os dados deste estudo.

## **6. REFERÊNCIAS**

AGUIAR, J.; LACHER, T.; SILVA, J. M. C. The Caatinga. In: GIL, P. R. (ed.) **Wilderness Earth's Last Wild Places**. Cidade do México: CEMEX, 2002. p. 174-181.

AGUIAR-NETTO, A. O. Descrição geral da sub-bacia hidrográfica do rio Poxim. In: ALVES, J. P. H.; GARCIA, C. A. B.; AGUIAR NETTO, A. O.; FERREIRA, R. A. (eds). **Diagnóstico e Avaliação da Sub-bacia hidrográfica do Rio Poxim**. Aracajú: EDUFS/FAPESE. 2006. p. 11-28.

ALBUQUERQUE, A. W.; LOMBARDI NETO, F.; SRINIVASAN, V. S. Efeito do desmatamento da Caatinga sobre as perdas de solo e água de um Luvissole em Sumé (PB). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 25, n. 3, p. 121-128, 2001.

ALBUQUERQUE, U. P.; ANDRADE, L. H. C. Uso de recursos vegetais da Caatinga: o caso do agreste do estado de Pernambuco (Nordeste do Brasil). **Interciência**, v. 27, n. 7, p. 336-346, 2002.

ALMEIDA, C. G. **Análise espacial dos fragmentos florestais na área do Parque Nacional dos Campos Gerais, Paraná**. 2008. 72 f. Dissertação (Mestrado em Gestão do Território) - Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2008.

ALVES, D. S. Science and technology and sustainable development in Brazilian Amazon. In: TSCHARNTKE, T. et al. (Eds.). **The stability of tropical rainforest margins**. Berlin: Springer. 2007.p. 493-512.

ALVES, J. J. A.; ARAÚJO, M. A.; NASCIMENTO, S. S. Degradação da Caatinga: uma investigação ecogeográfica. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 22, n. 3, p. 126-135, 2009.

ALVES, J. J. A. Geocologia da Caatinga no semiárido do Nordeste brasileiro. **CLIMEP: Climatologia e Estudos da Paisagem**, Rio Claro, v. 2, n. 1, p. 58-71, 2007.

ARAÚJO, C. A. S. **Projeto Califórnia – avaliação econômica e ambiental do projeto de irrigação**. Aracaju, 1997. 147f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – UFS.

ARAÚJO, D. R.; SILVA, P. C. M.; DIAS, N. S.; LIRA, D. L. C. Estudo da área de preservação permanente do rio Mossoró no sítio urbano de Mossoró-RN por meio de técnicas de geoprocessamento. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 25, n. 2, p. 177-183, 2012.

ARAÚJO FILHO, J. A.; CARVALHO, F. C. 1997. Desenvolvimento sustentado da Caatinga. EMBRAPA-CNPC, Sobral, CE. 19p. (EMBRAPA-CNPC Circular Técnica, 13).

AWADE, M.; METZGER, J. P. Importance of functional connectivity to evaluate the effect of habitat fragmentation for three Atlantic rainforests birds. **Austral Ecology**, n. 33, p. 863-871, 2008.

BARBOSA, I. S.; ANDRADE, L. A.; ALMEIDA, J. A. P. Evolução da cobertura vegetal e uso agrícola do solo no município de Lagoa Seca, PB. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 13, n. 5, p. 614-622, 2009.

BARROS, F. A. **Efeito de borda em fragmentos de Floresta Montana, Nova Friburgo – RJ**. 2006. 112f. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental). Universidade Federal Fluminense, Rio de Janeiro.

BENDER, D. J.; CONTRERAS, T. A.; FAHRIG, L. Habitat loss and population decline: a meta analysis of patch size effect. **Ecology**, v.79, n. 2, p. 517-533, 1998.

BESSA, M. A.P.; MEDEIROS, J. F. Levantamento florístico e fitossociológico em fragmentos de Caatinga no município de Taboleiro Grande-RN. **Revista GEO Temas**, Rio Grande do Norte, v. 1, n. 2, p. 69-83, 2011.

BEZERRA, C. G.; SANTOS, A. R.; PIROVANI, D. B.; PIMENTEL, L. B.; EUGENIO, F. C. Estudo da fragmentação florestal e ecologia da paisagem na sub - bacia hidrográfica do córrego horizonte, Alegre, ES. **Espaço & Geografia**, v. 14, n. 2, p. 257-277, 2011.

BORÉM, R. A. T.; RAMOS, D. P. Variação estacional e topográfica de nutrientes na serapilheira de um fragmento de Mata Atlântica. **Cerne**, Lavras, v. 8, n. 2, p. 42-59, 2002.

BORGES, J.; CARVALHO, G.; MOURA, A. C. M.; NASCIMENTO, J. (2010). Estudo da conformação da paisagem de Sabará-MG para compreensão das métricas do fragstats em padrões de uso do solo. In: Congresso Brasileiro de Cartografia, 24., Aracaju, Sergipe, Anais...Aracaju: Sociedade Brasileira de Cartografia, 1473-1481.

BRASIL. Lei Nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF (2012). Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm)

BRASILEIRO, R. S. Um olhar geográfico sobre algumas práticas de desenvolvimento sustentável no semiárido nordestino. **Revista de Geografia**, Recife, v. 25, n. 3, 2008.

CABACINHA, C. D.; CASTRO, S.S.; GONÇALVES, D. A. Análise da estrutura da paisagem da alta bacia do Rio Araguaia na savana brasileira. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 40, n. 4, p. 675-690, 2010.

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

CAMPELLO, F.B. et al. Diagnóstico florestal da Região Nordeste. Natal: IBAMA/PNUD/BRA/93/033, 1999. 16 p. (Boletim Técnico, n. 2).

CAMPELLO, F. C. B. et al. **Avaliação dos recursos florestais da Área de Proteção Ambiental Chapada do Araripe**. Crato: MMA, 2000. 68 p.

CASTELLETTI, C. H. M.; SANTOS, A. M. M.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. Quanto ainda resta da Caatinga? Uma estimativa preliminar. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M. SILVA, J. M. C. (Eds.). **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife: Universitária da UFPE. 2008. p. 719-734.

CEMIN, G.; PERICO, E.; REMPEL, C. Composição e configuração da paisagem da sub-bacia do Arroio jacaré, Vale do Taquari, RS, com ênfase nas áreas de florestas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 33, n. 4, p. 705-711, 2009.

CHEUNG, K. C. et al. Relação entre a presença de vegetação herbácea e a regeneração natural de espécies lenhosas em pastagem abandonadas na floresta ombrófila densa do sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 23, n. 4, p. 1048- 1056, 2009.

CODEVASF- Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba. 2010. Disponível em: <<http://www.codevasf.gov.br>>. Acesso em 06 abr. 2014.

COELHO, V. H. R.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; ALMEIDA, C. N.; LIMA, E. R. V.; NETO, A. R.; MOURA, G. S. S. Dinâmica do uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica do semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 1, p. 64-72, 2014.

COHEN, J. A. Coefficient of agreement for nominal scales. **Educational and Psychological Measurement**, v. 20, n. 1, p. 37-46, 1960.

COIMBRA FILHO, A. F.; CÂMARA, I. G. Os Limites originais do Bioma Mata Atlântica na região Nordeste do Brasil. FBCN, Rio de Janeiro, 1996.

CONGALTON, R; GREEN, K. 1999. Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices. Lewis Publishers, USA. 1999.

CONGALTON, R. G. A Review of Assessing the Accuracy of Classifications of Remotely Sensed Data. **Remote Sensing of Environment**, v. 46, p. 35-46, 1991.

CONGALTON, R.; MEAD, R. A Review of three discrete multivariate analysis techniques used in assessing the accuracy of remotely sensed data from error matrices. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. GE-24, n. 1, p. 169–174, 1986.

COSTA, L. A.; SOARES, V. P.; RIBEIRO, C. A. A. S.; SILVA, E.; ANTUNES, M. A. H.; HOTT, M. A. Determinação da aptidão florestal de uma microbacia por meio de um sistema de informações geográficas, **Revista Ceres**, v. 50, p. 219-239, 2003.

COUTO P. Análise fatorial aplicada a métricas da paisagem definidas em FRAGSTATS. *Investigação Operacional*, v. 24, p. 109-137, 2004.

CUNHA, J. E. B. L. et al. Dinâmica da cobertura vegetal para a Bacia de São João do Rio do Peixe, PB, utilizando-se sensoriamento remoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 16, n. 5, p. 539-548, 2012.

DA SILVA, J. X.; ZAIDAN, R.T (ORG.). **Geoprocessamento & análise ambiental: Aplicações**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2004.

DIAS, N. W.; BATISTA, G. T. Geoprocessamento: uma ferramenta para o desenvolvimento regional sustentável. In: **Uma agenda para a sustentabilidade regional: Reflexão e ação**. 2008. Disponível em: <<http://www.agro.unitau.br:8080/dspace/bitstream/2315/145/1/>>. Acesso em 17 mai. 2014.

DÓRIA-NETO, A. L. **Florística e fitossociologia de uma área de Caatinga em Porto da Folha**. 2009. 28 f. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA. Centro de Pesquisas Pedológicas. Levantamento exploratório-reconhecimento de solos do estado de Sergipe. Recife, EMBRAPA-SUDENE, 1975.506p. (Boletim Técnico, 36).

Environmental Systems Research Institute - ESRI. ArcGIS. Professional GIS for the desktop, versão 10.2, 2012.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic*. n. 34, p. 487-515, 2003.

FEITOSA, H. C. P.; ANDRADE, K. S.; BARBOSA, M. P.; RIBEIRO, G. N. Avaliação do processo de degradação da cobertura vegetal em Serra Branca e Coxixola – PB. **Revista Verde de agroecologia e desenvolvimento sustentável**, Mossoró, v. 5, n. 1, p.01-07, 2010.

FEITOZA, M. O. M. **Diversidade e caracterização fitossociológica do componente herbáceo em áreas de Caatinga no Nordeste do Brasil**. 2004. 83f. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

FERRAZ, J. S. F. **Análise da vegetação de Caatinga arbustivo-arbórea em Floresta, PE, como subsídio ao manejo florestal**. 2011. 131f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

FERRAZ, R. C. **Florística e fitossociologia de uma área de Caatinga localizada no Monumento Natural Grota do Angico, Sergipe**. 2009. 46 f. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão.

FERRAZ, S. F. B.; PAULA, F. P.; VETTORAZZI, C. A. Incorporação de indicadores de sustentabilidade na priorização de áreas para restauração florestal na bacia do rio Corumbataí, SP. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 33, n. 5, p. 937-947, 2009.

FERRAZ, S. F. B.; VETTORAZZI, C. A. Mapeamento de Risco de Incêndios Florestais por meio de um Sistema de Informações Geográficas. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 53, n. 1, p. 39-48, 1998.

FERRAZ, S. F. B.; VETTORAZZI, C. A. Identificação de áreas prioritárias para recomposição florestal com base em princípios de ecologia de paisagem. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, n. 4, p. 575-583, 2003.

FERREIRA, M. A.; SILVA, F. M.; BISPO, S. V.; AZEVEDO, M. Estratégias na suplementação de vacas leiteiras no semiárido do Brasil. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 38, número especial, p. 322-329, 2009.

FERREIRA, E. V. R. **Composição florística, estrutura da comunidade e síndrome de dispersão de sementes de um remanescente de Caatinga em Poço Verde – Sergipe**. 2011. 81f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão.

FITZ, P. R. **Geoprocessamento sem complicação**. Oficina de Textos, 2008. 160p.

FLORENZANO, T. G. **Imagens de satélite para estudos ambientais**. Oficina de textos, 2002. 97p.

FLORES, C. A.; ALBA, J. M. F.; GARRASTAZÚ, M. C. Zoneamento edáfico para o eucalipto na região do Corede Sul. **Infobibos**, v. 2, p. 1-5, 2009.

FONSECA, M. R. **Análise da vegetação arbustivo-arbórea da Caatinga hiperxerófila do noroeste do estado de Sergipe**. 1991. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade Estadual de Campinas, São Paulo.

FORMAN, R. T. T. **Land Mosaics: the ecology of landscape and regions**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. 632p.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. USA: J. Wiley, 1986.

FRANCELINO, M. R.; REZENDE, E. M. C.; SILVA, L. D. B. Proposta de metodologia para zoneamento ambiental de plantio de eucalipto. **Cerne**, Lavras, v. 18, n. 2, p. 275-283, 2012.

FUSHITA, A. T. **Análise da fragmentação de áreas de vegetação natural e seminatural do município de Santa Cruz da Conceição, São Paulo, Brasil**. 2006.84 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

GIULIETTI, A. M.; HARLEY, R. M.; QUEIROZ, L. P.; BARBOSA, M. R. V.; BOCAGE NETA, A. L.; FIGUEIREDO, M. A. Vegetação e flora da Caatinga. In: SAMPAIO, E. V. S. B.; GIULIETTI, A. M.; VIRGINIO, J.; GAMARRA-ROJAS, C. F. L. (eds.). **Espécies endêmicas da Caatinga**. Recife: APNE/CNIP, 2002. p. 103-118.

GOERL, R. F.; SIEFERT, C. A. C.; SCULTZ, G. B.; SANTOS, C. S.; SANTOS, I. Elaboração e Aplicação de Índices de Fragmentação e Conectividade da Paisagem para Análise de Bacias Hidrográficas. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 5, n. 1, p.1000-1012, 2011.

GOMES, L. J.; MAROTI, P. S. Estudo socioambiental nos povoados cajueiro e caroba, visando estratégias pra uso sustentável dos recursos naturais. In: ALVES, J. P. H.; GARCIA, C. A. B.; AGUIAR-NETTO, A. O.; FERREIRA, R. A. (eds). **Diagnóstico e Avaliação da Sub-bacia Hidrográfica do Rio Poxim**. Aracajú: EDUFS/FAPESE, 2006. p. 199–225.

GOMIG, E. G.; JIMENÉZ-RUEDA, J. R. Métricas de ecologia da paisagem para determinar o histórico de desmatamento na Bacia do rio Sete de Setembro, Mato Grosso, Brasil. **Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes**, v. 4, n. 2, p. 190-198, 2013.

GOUVEIA, R. G. L.; GALVANI, E. A. S.; NEVES, S. M. A. S. Aplicação do índice de transformação antrópica na análise multitemporal da bacia do córrego do bezerro vermelho em Tangará da Serra-MT. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 37, n. 6, p. 1045-1054, 2013.

HERMANN, B. C.; RODRIGUES, E.; LIMA, A. de. A paisagem como condicionador de bordas de fragmentos florestais. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 35, n. 13-22, 2005.

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA. 1998. Instrução Normativa N°01, de 06 de outubro de 1998. Disciplina a exploração sustentável da vegetação nativa e suas formações sucessoras na região Nordeste do Brasil. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/flores/leis/leis.html>>. Acesso em 12 jun. 2014.

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA. 2009. Manejo florestal sustentado da Caatinga. Brasília, 27p.

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA. 2010. Notícias ambientais: desmatamento na Caatinga. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/publicadas/desmatamento-na-caatinga-ja-destruiu-metade-da-vegetacao-original>>. Acesso em 15 mar. 2014.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Enciclopédia dos Municípios Brasileiros. Volume XIX, Rio de Janeiro: IBGE, 2004. \_\_\_\_\_ Censos Agropecuários - 2000 - 2003.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Mapa de Biomas do Brasil, 2004.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. Manual Técnico de Uso da Terra. **Manuais Técnicos em Geociências**. Rio de Janeiro, n. 7, 2 ed., 2006.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. Divisão Territorial do Brasil e Limites Territoriais. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2008. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em 20 jul. 2014.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. Área territorial oficial. 2010. [cited 2014 abr. 20]. Available from: [http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/cartografia/default\\_territ\\_area.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/cartografia/default_territ_area.shtm).

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Projeto Levantamento e Classificação do Uso da Terra. Relatório técnico. Rio de Janeiro: IBGE, 2011.

Instituto Nacional de Pesquisa Espacial - INPE. Banco de dados geomorfométricos do Brasil. 2014. Disponível em:<<http://www.dsr.inpe.br/>>. Acesso em: 23 jul. 2014.

Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC. **Climate Change 2013: The physical science basis**. Stockholm, sep. 2013. Report - Working group I contribution to the IPCC fifth assessment report (AR5).

Instituto Regional da Pequena Agropecuária Apropriada - IRPAA. Sequestro de carbono na Caatinga. 2008. Disponível em: <<http://www.irpaa.org/publicacoes/artigos/sequestro-de-carbono-na-caatinga.pdf>>. Acesso em: 27 nov. 2014.

JUVANHOL, R. S; FIEDLER, N. C; SANTOS, A. R; PIROVANI, D. B; LOUZADA, F. L. R. O; DIAS, H. M; TEBALDI, A. L. C. Análise Espacial de Fragmentos Florestais: Caso dos Parques Estaduais de Forno Grande e Pedra Azul, estado do Espírito Santo. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 18, n. 4, p. 353-364, 2011.

KILL, L. H. P. Caatinga: patrimônio brasileiro ameaçado, 2002. Disponível em: <<http://www.agronline.com.br/artigos/artigo.php>>. Acesso em: 30 set. 2014.

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

LANG, S.; BLASCHKE, T. 2009. Análise da Paisagem com SIG. São Paulo: Oficina de Textos, 424p.

LAURANCE, W. F. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. **Biol. Conserv.** v. 141, p. 1731-1744, 2008.

LAURANCE, W. F; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13. n. 3. p. 434-451, 2009.

LEAL, I. R. et al. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, n. 1, p. 139-146, 2005.

LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. Ecologia e conservação da Caatinga: uma introdução ao desafio. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C (eds.). **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife: Editora Universitária, 2008. p. 804p.

LILLESAND, T. M.; KIEFER, R. W. **Remote sensing and image interpretation**. 2. ed. Chichester: John Willey & Sons, 1994. 740p.

LILLESAND, T. M.; KIEFER, R. W.; CHIPMAN, J. W. **Remote Sensing and Image Interpretation**. John Wiley & Sons, 2004. 756p.

LIMA, J. S.; OLIVEIRA, D. M.; NASCIMENTO JÚNIOR, J. E.; SILVA-MANN, R.; GOMES, L. J. Saberes e uso da flora madeireira por especialistas populares do agreste de Sergipe. **Revista Sitientibus**, v. 11, n. 2, p. 239-253, 2011.

LIU, H.; ZHAO, W. Z.; CHANG, X. L.; ZHANG, L. J.; HE, Z. B. Characterizing landscape dynamics of a small catchment under ecological rehabilitation interventions in Northwestern China. **Landscape and Urban Planning**, v. 93, p. 201-209, 2009.

LUCHIARI, A. Breve Histórico dos Levantamentos de Uso e cobertura da Terra. **Panorama Da Geografia Brasileira**, v. 2, p. 145, 2006.

MACHADO, M. F.; GOMES, L. J.; MELLO, A. A. Caracterização do consumo de lenha pela atividade cerâmica no estado de Sergipe. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 40, p. 507-513, 2010.

MAIA, G. N. **Caatinga: árvores e arbustos e suas utilidades**. São Paulo: Leitura & Arte, 2004. 413 p.

MARACAJÁ, P. B. et al. Levantamento florístico e fitossociológico do extrato arbustivo arbóreo de dois ambientes na Vila Santa Catarina, Serra do Mel, RN. **Revista Biologia e Ciência da Terra**, Campina Grande, v. 3, n. 2, p. 25-32, 2003.

MARGULIS, S. **Causas do desmatamento da Amazônia brasileira**. Brasília: Banco Mundial, 2003. 100p.

MARQUES, A. J. **Mapeamento de Fragmentos de Mata no Município de Maringá, PR: Uma Abordagem da Ecologia da Paisagem**. 2004. 97f. Dissertação (Mestrado em Ciências Cartográficas) – Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente.

MATHER, P. M. Computer processing of remotely sensed images: an introduction. New York: **John Wiley & Sons**, 1999. 292 p.

MCGARIGAL, K. Fragstats: Fragstats help - versão 4.2. Computer software program produced by the author at the University of Massachusetts, Amherst, 2013. 182p.

MCGARIGAL, K., CUSHMAN, S. A.; NEEL, M. C.; ENE, E. Fragstats: Spatial pattern analysis program for categorical maps - version 3.3 build 5. Manual do programa. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst, 2002.

MCGARIGAL K., MARKS B.J. Fragstats: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Portland: USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995. 122p.

MELO, A. S. T. “Desertificação: Etimologia, Conceitos, Causas e Indicadores“. **Revista do UNIPÊ**, João Pessoa, v. 2, n. 2, p. 21-35, 1998.

MENDONÇA FILHO, W. F. Viabilidade técnico-econômica da extração florestal em regiões montanhosas na região sudeste do Brasil. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 8, p. 1-8, 2001.

MENDOZA, M. E.; GRANADOS, E. L.; GENELETTI, D.; PÉREZ-SALICRUP, D. R.; SALINAS, V. Analysing land cover and land use change process at watershed level: A multitemporal study in the Lake Cuitzeo Watershed, Mexico (1975-2003). **Applied Geography**, v. 31, p. 237-350, 2011.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. Introdução ao Processamento de Imagens de Sensoriamento Remoto. Brasília, Distrito Federal: CNPQ, UnB, 2012. 266p.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. Anais da Academia Brasileira de Ciências, v. 71, n.3-I, p. 445-463, 1999.

METZGER, J. P. Tree functional group richness and landscape structure in Brazilian tropical fragmented landscape. **Ecological Applications**, v. 10, p. 1147-1161, 2000.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotrópica**, Campinas, v. 1, n. 1/2, p. 1-9, 2001.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: CULLEN, J. R.; L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (eds) **Métodos de estudos embiologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Ed. UFPR, 2003. p. 423-538.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: CULLEN JR. L.; RUDRAN, R.; VALLADARES- PADUA, C. (orgs.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Ed. UFP, 2006. p. 423-453.

MIDHA, N.; MATHUR, P. K. Assessment of forest fragmentation in the conservation priority Dudhwa landscape, India using FRAGSTATS computed class level metrics. **Journal of the Indian Society of Remote Sensing**, v. 38, p. 487-500, 2010.

Ministério da Ciência e Tecnologia – MCT. Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa. **Relatórios de referência**. Emissões e remoções de dióxido de carbono por conversão de florestas e abandono de terras cultivadas. Brasília: MCT. 2006. 89p.

Ministério do Meio Ambiente - MMA. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Caatinga. Universidade Federal de Pernambuco / Fundação de Apoio ao Desenvolvimento / Conservation International do Brasil, Fundação Biodiversitas, EMPRAPA / Semiárido. MMA /SBF, Brasília, 2002.

Ministério do Meio Ambiente – MMA. Programa de Ação Nacional de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca. MMA, Brasília, 2004.

Ministério do Meio Ambiente - MMA. Secretaria de recursos hídricos. **Documento Base de Referência** – DBR. Brasília, 2005. 292p.

Ministério do Meio Ambiente - MMA. Manejo sustentável dos recursos florestais da Caatinga. Natal: MMA. 2008. 25p.

Ministério do Meio Ambiente - MMA. **Caatinga: conhecimento e descobertas sobre um bioma brasileiro**. 2008. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/estruturas/203/\\_arquivos/folder\\_caatinga\\_verso\\_site\\_203.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/203/_arquivos/folder_caatinga_verso_site_203.pdf)>. Acesso em: 15 de setembro de 2014.

MOREIRA, J. N. et al. Consumo e desempenho de vacas guzerá e girolando na Caatinga do sertão pernambucano. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 20, n. 3, p. 13-21, 2007.

MOURA, O. N. et al. Distribuição de biomassa e nutrientes na parte aérea de Mimosa caesalpiniaefolia Benth. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 30, n. 6, p. 877-884, 2006.

NAPPO, M. E.; RODY, Y. P.; CECÍLIO, R. A.; MENDONÇA, G. S.; SILVA, K. R. Zoneamento edafoclimático para espécies florestais no Sul do Espírito Santo. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, Garça, v. 22, n. 1, p. 62-73, 2013.

National Aeronautics and Space Administration Landsat - NASA. Data Continuity Mission: Continuously Observing Your World. 2013. Disponível em: <[http://ldcm.gsfc.nasa.gov/mission\\_details.html](http://ldcm.gsfc.nasa.gov/mission_details.html)>. Acesso em: 19 abr. 2014.

NASCIMENTO, M. C.; SOARES, V. P.; RIBEIRO, C. A. Á. S.; SILVA, E. Mapeamento dos fragmentos de vegetação florestal nativa da Bacia hidrográfica do rio Alegre, Espírito Santo, a partir de imagens do Satélite IKONOS II. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 30, n. 3, p. 389-398, 2006.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações**. São Paulo: Edgard Blücher, 2 ed. 1988. 308p.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento Remoto: Princípios e Aplicações**. São Paulo: Edgard Blucher, 3 ed. 2008. 363p.

ODUM, E. P.; BARRET, G. W. **Fundamentos de Ecologia**. Tradução da 5ª edição norte americana. São Paulo: Thomson Learning, 2007.

OLIVEIRA, A. G.; OLIVEIRA, V. S.; SANTOS, G. R. A.; FERREIRA, A. C. D.; SANTOS, G. S.; LIMA, E. P. T; SOBRINHO, D. C. S; CARVALHO, C. T. G. Diagnóstico socioeconômico da produção leiteira em três assentamentos de reforma agrária no semiárido do Estado de Sergipe. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 34, n. 4, p. 1869-1878, 2013.

OLIVEIRA, D. G. **Análise da vegetação em um fragmento de Caatinga no município de Porto da Folha, Sergipe, Brasil**. 2012. 167 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão.

PANG, A.; LI, C.; WANG, X.; HU, J. Land use/cover change in response to driving forces of Zoige County, China. **Procedia Environmental Sciences**, v. 2, p. 1074-1082, 2010.

PEREIRA, I. M.; ANDRADE, L. A.; COSTA, J. R. M.; DIAS, J. M. Regeneração natural em um remanescente de Caatinga sob diferentes níveis de perturbação, no Agreste Paraibano. **Acta Botânica Brasílica**, Belo Horizonte, v. 15, n. 3, p.413-426. 2001.

Plano Estadual de Recursos Hídricos de Sergipe – PERH-SE. Programa Nacional de Desenvolvimento dos Recursos Hídricos PROÁGUA Nacional. Sumário Executivo. 2010. Disponível em: <[http://www.redeacqua.com.br/wp-content/uploads/downloads/PERH-SE\\_RE16%20Final.pdf](http://www.redeacqua.com.br/wp-content/uploads/downloads/PERH-SE_RE16%20Final.pdf)>. Acesso em: 28 nov. 2014.

PERICO, E.; CEMIN, G. Caracterização do município de Arvorezinha, RS, com ênfase na dinâmica dos fragmentos florestais, por meio de sistemas de informações geográficas (SIGs). **Scientia Forestalis**, n. 70, 2006.

PHAM, H. M.; YAMAGUCHI, Y.; BUI, T. Q.A case study on the relation between city planning and urban growth using remote sensing and spatial metrics. **Landscape and Urban Planning**, v.100, p. 223-230, 2011.

PINHEIRO, H.; CASTRO, J. P. M.; AZEVEDO, J. C. Alterações na paisagem e sequestro de carbono na freguesia de deilão, Nordeste de Portugal. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 38, n. 1, p. 41-52, 2014.

PIRES, J. S. R. **Análise ambiental voltada ao planejamento e gerenciamento do ambiente rural: abordagem metodológica aplicada ao município de Luiz Antonio – SP**. 1995. 232f. Tese (Doutorado em Ciências) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

PIROVANI, D. B.; SILVA, A. G.; SANTOS, A. R.; CECÍLIO, R. A.; GLERIANI, J. M.; MARTINS, S. V. Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 38, n. 2, p. 271-281, 2014.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E.; KUPLICH, T. M. **Sensoriamento Remoto da Vegetação**. São Paulo-SP: Oficina de Textos, 2 ed. atualizada e ampliada, 2012. 160p.

PRADO, D. E. As caatingas da América do sul. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA J.M.C. (eds). **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife: Ed. Universitária da UFPE, 3 ed. 2008. p. 03-73.

PRADO, R. B.; NOVO, E. M. L. M.; PEREIRA, M. N. Avaliação da dinâmica do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica de contribuição para o reservatório de Barra Bonita SP. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 59, n. 2, p. 2007.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da conservação**. Londrina: Vozes, 2001. 328 p.

Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira - PROBIO. Subprojeto- Levantamento da cobertura vegetal e do uso do solo do Bioma Caatinga. 2007. Disponível em: [http://mapas.mma.gov.br/geodados/brasil/vegetacao/vegetacao2002//documentos/relatorio\\_final.pdf](http://mapas.mma.gov.br/geodados/brasil/vegetacao/vegetacao2002//documentos/relatorio_final.pdf). Acesso em: 20 jun. 2014.

RAMALHO FILHO, A.; BEEK, K. J. Sistema de avaliação da aptidão agrícola das terras. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPS, 3 ed. 1995. 65p.

RIBEIRO, E. J. C.; BAPTISTA, G. M. M.; BIAS, E. S. Comparação dos métodos de classificação supervisionada de imagem Máxima Verossimilhança e Redes Neurais em ambiente urbano. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, XIII, **Anais...**, Florianópolis: INPE, 2007, p. 5471–5478.

RICHARDS, J. A.; JIA, X. **Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction**. Australia: Springer - Verlag berlin Heidelberg, 2006. 439p.

ROCHA, W. F. et al. Plant coverage and soil usage in the biome of Caatingas. In: QUEIROZ, L.P.; RAPINI, A.; GIULIETTI, A.M. (eds.). **Towards greater knowl edge of the Brazilian semi-arid biodiversity**. Brasília, Ministério da Ciência e Tecnologia, 2006.

RODRIGUES, E. **Ecologia de fragmentos florestais no gradiente urbano de Londrina – PR**. São Carlos, 1993. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Carlos.

RODRIGUES, E. **Edge effects on the regeneration of forest fragments in south Brazil**, Tese de P.h.D. Harvard University. 1998. 192p.

ROSA, R. Geotecnologias na geografia aplicada. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 16, n. 1, p. 81-90, 2005.

SAMPAIO, E. V. S. B. Overview of the Brazilian Caatinga. In: BULLOCK, H.; MOONEY, H.A.; MEDINA, E. (eds.) Seasonally dry tropical forests. **Cambridge University Press**. Cambridge, p. 35-63, 1995.

SAMPAIO, E. V. S. B. 1997. Avaliação das biomassas vegetais da Caatinga do Nordeste do Brasil. In: FUNCATE. Primeiro relatório de atividades referente ao contrato PNUD/FUNCATE – Projeto BRA/95/G31. Anexo II, p. 104-136.

SAMPAIO, Y.; MAZZA, J. E. Diversidade socioeconômica e pressão antrópica na Caatinga nordestina. In: SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. (coord.) Workshop-Avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade do Bioma Caatinga. Petrolina, p.2-8, 2000.

SAMPAIO, E. V. S. B. Características e Potencialidades. In: GARIGLIO, M.A.; SAMPAIO, E. V. S. B.; CESTARO, L. A.; KAGEYAMA, P. Y. **Uso Sustentável e Conservação dos Recursos Florestais da Caatinga**. Ministério do Meio Ambiente. p. 29-42, 2010.

SANTOS, A. F.; ANDRADE J. A. (coord.). 1992. Delimitação e regionalização do Brasil Semiárido. Sergipe. Universidade Federal de Sergipe, 1992. 72p.

SANTOS, A. R.; ALMEIDA JUNIOR, H. C.; EUGENIO, F. C. Evolução da Cobertura Florestal no Município de Santa Maria de Jetibá – ES. **Revista Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 19, n. 3, 2012.

SANTOS, A. R.; PELUZIO, T. M. O.; SAITO, N. S. SPRING 5.1.2: passo a passo: Aplicações Práticas. Alegre: CAUFES. 2010. 153p.

SANTOS, J. M. F. F. **Diversidade e abundância interanual no componente herbáceo da Caatinga: paralelos entre uma área preservada e uma área antropizada em regeneração natural**. 2010. 77f. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

SANTOS, S. C.; GOMES, L. J. Consumo e procedência de Lenha pelos estabelecimentos comerciais de Aracajú - SE. **Revista da FAPESSE**, Aracajú, v.5, n.1, p. 155-164, 2009.

SAUNDER, S. C.; MISLIVETS, M. O. R.; CHEN, J.; CLELAND, D. T. Effects of roads on landscape structure within nested ecological units of the Northern Great Lakes Region, USA. **Biological Conservation**, Barking, v. 103, p. 209-225, 2002.

SCHIER, R. A. Trajetórias do Conceito de Paisagem na Geografia. **Ra'ega**, Curitiba, v. 7, n.7, p. 79-85, 2003.

SCHINDLER, S. et al. Multiscale performance of landscape metrics as indicators of species richness of plants, insects and vertebrates. **Ecological Indicators**, v. 31, p. 41-48, 2012.

SCOLFORO, J. R. S. **Mensuração Florestal: Módulo 6**. Modelos de Crescimento e Produção - Parte 2. Lavras: ESAL/FAEPE, 1995. 243p.

SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M. Inventário Florestal. Lavras: UFLA/FAEPE, 1997. 341p.

SCOLFORO, J. R. S. Manejo florestal. Lavras: UFLA/FAEPE, 1998. 438p.

SERGIPE. **Diagnóstico florestal de Sergipe**. 1 ed. Aracajú, SE: Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos, 2014.200p.

Serviço Florestal Brasileiro - SFB. **Florestas do Brasil em resumo**. Brasília-DF. 152p. 2010.

Serviço Florestal Brasileiro - SFB. **Florestas do Brasil em resumo: dados de 2007 a 2012**. Brasília, DF: SFB, 2013. 188p.

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

SILVA, A. P. N.; MOURA, G. B. A.; GIONGO, P. R.; SILVA, A. O. Dinâmica espaço-temporal da vegetação no semiárido de Pernambuco. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 22, n. 4, p. 195-205, 2009.

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

SILVA, R. M. P.; LIMA, J. R.; MENDONÇA, I. F. C. Alteração da cobertura vegetal na Sub-Bacia do Rio Espinharas de 2000 a 2010. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 2, p. 202–209, 2014.

SILVA, V. A. et al. Uso da terra e perda de solo na Bacia Hidrográfica do Rio Colônia, Bahia. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 3, p. 310–315, 2011.

SOUSA, R. F.; BARBOSA, M. P.; SOUSA JUNIOR, S. P.; NERY, A. R.; LIMA, A. N. Estudo da evolução espaço-temporal da cobertura vegetal do município de Boa Vista - PB, utilizando geoprocessamento. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 21, n. 3, p.22-30, 2008.

SOUZA, G. V. **Estrutura da vegetação da Caatinga hipoxerófila do estado de Sergipe**. 1983. 95f. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

SOUZA, M. J. N. A problemática ambiental: cenários para o Bioma Caatinga no Nordeste do Brasil. In: SILVA, J. B.; LIMA, L. C.; DANTAS, E. W. C. (Orgs). **Panorama da geografia brasileira**. São Paulo: Anna blume. v. 2, p. 119-133, 2006.

SREENIVASULU, V. E. M. U.; BHASKAR, P. U. Change Detection in Landuse and Land cover Using Remote Sensingand GIS Techniques. **International Journal of Engineering Science and Technology**, v. 2, p. 7758-62, 2010.

TABARELLI, M.; AGUIAR A. V.; RIBEIRO M. C.; METZGER, J. P.; PERES, C. A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, n. 143, 2328- 2340, 2010.

TONIAL, T. M. **Dinâmica da paisagem da região nordeste do estado do Rio Grande do Sul**. 2003. 311f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

TORRES, J. P. C. S. **Evolução da paisagem na região do Cantanhez (Guiné-Bissau) e sua influência na sua adequabilidade do habitat para *Pan troglodytes***. 2007. 70f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Faculdade Ciências da Universidade de Porto.

TSO, B.; MATHER, P. M. **Classification Methods for remotely sensed data**. New York: Taylor & Francis, 2001. 332 p.

TURNER, M. G. Spatial simulation of landscape changes in Georgia: a comparison of 3 transition models. **Landscape Ecology**, v. 1, n. 1, p. 27-39, 1987.

United States Geological Survey- USGS. Landsat Project Description. 2013. Disponível em: <[http://landsat.usgs.gov/about\\_project\\_descriptions.php](http://landsat.usgs.gov/about_project_descriptions.php)>. Acesso em: 19 abr 2014.

VALLE JUNIOR, R. F. et al. Diagnóstico de mudanças e persistência de ocupação do solo entre 1978 e 2011 no IFTM-CAMPUS UBERABA, utilizando o “Land Change Modeler (LCM)”. **Enciclopédia Biosfera**, v. 8, n. 15, p. 672-681, 2012.

VALENTE, R. O. A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do rio Corumbataí, SP**. 2001. 144f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais). Universidade de São Paulo, Piracicaba.

VANZELA, L. S.; HERNANDEZ, F. B.; FRANCO, R. A. M. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, p. 55-64, 2010.

VELOSO, H. P.; RANGEL-FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: IBGE, 123p. 1991.

VELLOSO, A. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; PAREYN, F. G. G. Ecorregiões: propostas para o Bioma Caatinga. *The Nature conservancy do Brasil*, p.76, 2002.

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. A. J.; MARTINS, J. L. A. Restauração e manejo de fragmentos florestais. In: Congresso nacional sobre essências nativas, 2, São Paulo. **Anais...** São Paulo: Instituto Florestal de São Paulo, 1992, p. 400-407.

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

VIEIRA, T. R. S.; OLIVEIRA, D. G.; PESSOA, F. M. G.; GOMES, L. J. Análise dos Processos de Averbação das Reservas Legais no estado de Sergipe. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 20, n. 2, p. 149-158, 2013.

VOLOTÃO, C. F. S. Trabalho de análise espacial – Métricas do Fragstats. INPE, São José dos Campos. 1998. 48p.

WILCOX, B. A.; MURPHY, D. D. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. **Am. Nat.** v. 125, p. 879–87, 1985.

ZARAGOZÍ, B.; BELDA, A.; LINARES, J.; MARTÍNEZ-PÉREZ, J. E.; NAVARRO, J. T.; ESPARZA, J. A free and open source programming library for landscape metrics calculations. **Environmental Modelling & Software**, v. 31, p. 131-140, 2012.