



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE

**MAPEAMENTO E CARACTERIZAÇÃO DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS DA BACIA
DO BAIXO RIO SÃO FRANCISCO EM SERGIPE E SUAS IMPLICAÇÕES A PARA
CONSERVAÇÃO DE GUIGÓS (*CALLICEBUS* SP.)**

EDUARDO MARQUES SANTOS JUNIOR

MESTRADO

2010





UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
NÚCLEO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO
MESTRADO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO



MAPEAMENTO E CARACTERIZAÇÃO DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS DA
BACIA DO BAIXO RIO SÃO FRANCISCO EM SERGIPE E SUAS
IMPLICAÇÕES A PARA CONSERVAÇÃO DE GUIGÓS (*CALLICEBUS* SP.)

AUTOR (A): EDUARDO MARQUES SANTOS JUNIOR

ORIENTADOR (A): PROF. DR. STEPHEN FRANCIS FERRARI

SÃO CRISTOVÃO, SERGIPE
FEVEREIRO, 2010

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE

S237m Santos Junior, Eduardo Marques
Mapeamento e caracterização dos fragmentos florestais da bacia do baixo Rio São Francisco em Sergipe e suas implicações para a conservação de guigós (*callicebus* SP.) / Eduardo Marques Santos Junior. – São Cristóvão, 2011.
86 f. : il.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Núcleo de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Sergipe, 2011.

Orientador: Prof. Dr. Stephen Francis Ferrari

1. Ecologia. 2. Biologia florestal. 3. Rio São Francisco/SE. 4. Guigós (*callicebus* sp.) – Conservação. 5. Meio ambiente. I. Título.

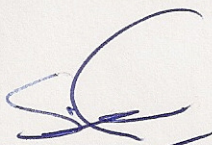
CDU630*12

EDUARDO MARQUES SANTOS JÚNIOR

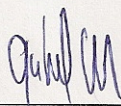
**MAPEAMENTO E CARACTERIZAÇÃO DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS
DA BACIA DO BAIXO RIO SÃO FRANCISCO EM SERGIPE E SUAS
IMPLICAÇÕES A PARA CONSERVAÇÃO DE GUIGÓS (*CALLICEBUS* SP.)**

Dissertação apresentada ao Núcleo de Pós-Graduação em
Ecologia e Conservação da Universidade Federal de Sergipe,
como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título
de Mestre em Ecologia e Conservação.

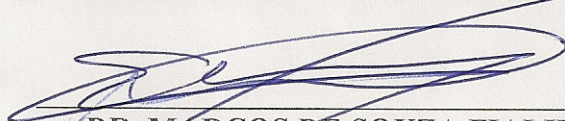
BANCA EXAMINADORA PRESENCIAL



PROF. DR. STEPHEN FRANCIS FERRARI
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE



PROF. DR. GABRIEL CORRÊA COSTA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE



DR. MARCOS DE SOUZA FIALHO
CENTRO NACIONAL DE PESQUISA E CONSERVAÇÃO DE PRIMATAS BRASILEIROS
INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

Dedicatória.

Este trabalho é dedicado a Deus, aos meus pais e familiares e os seis companheiros malungos sobreviventes da Caatinga.

Epígrafe

“(…)

Jesus livrô derna d'eu môço
do raivoso me paiá
já passei pur tantas prova
inda tem prova a infrentá
vô cantando mias trova
qui ajuntei no camiá
lá no céu vejo a lua nova
cumpaia do istradá
ele insinô qui nois vivesse
a vida aqui só pru passá
nois intonce invitasse
o mau disejo e o coração
nois prufiasse pra sê branco
inda mais puro
qui o capucho do algudão
qui nun juntasse dividisse
nem negasse a quem pidisse
nosso amô o nosso bem
nossos terém nosso perdão
só assim nois vê a face ogusta
do qui habita os altos ceus
o Piedoso o Manso o Justo
o Fiel e cumpassivo
Siô de mortos e vivos
Nosso Pai e nosso Deus
disse qui havéra de voltá
cuano essa terra pecadora
marguiada in transgressão
tivesse chea de violência
de rapina de mintira e de ladrão “

Cantiga do istradá

Elomar Figueira Mello

AGRADECIMENTOS

Meus agradecimentos são dirigidos à Universidade Federal de Sergipe (UFS) e mais especificamente ao Núcleo de Pós-graduação em Ecologia e Conservação (NPEC), pela oportunidade proporcionada para realização desse trabalho, oferecendo seu pessoal e estrutura para o bom desenvolvimento da pesquisa executada.

Agradeço também o apoio financeiro da Fundação de Amparo à Pesquisa e tecnologia de Sergipe (FAPITEC/SE) pela bolsa de mestrado; do CNPq, que financia o Projeto Universal-CNPq (processo no. 302747/2008-7) em exercício. Ao Programa das Nações Unidas, que através do centro de Conservação dos Primatas brasileiros (CPB), concedeu recursos para viabilização de viagens de campo através do Programa de revitalização do rio São Francisco/PNUD; ao Projeto Doces Matas, CODEVASF/MMA que contribuiu no início da execução desse projeto e ao Instituto Bioterra, que apoiou logisticamente em algumas das ações.

Agradecimentos sinceros ao Prof. “Steve”, que confiou na execução desse trabalho, pelas orientações e conversas que sempre me deixou confiante em fazer algo diferente do habitual. A todos os professores do NPEC, especialmente ao Prof. Adauto de Souza Ribeiro, sem esta pessoa, nada disso estaria sendo materializado.

Meus agradecimentos também são dirigidos aos meus companheiros malungos Sidney Feitosa, Patrício Rocha, Juan Gabriel, Bruno Jackson, e Raone Beltrão, que me ajudaram a permanecer sóbrio quanto ao significado da verdadeira amizade

Agradeço a minha família que me apoiou desde a graduação e tem respeitado as minhas decisões, principalmente a minha mãe Dona Luiza, pelo seu amor incondicional e indispensável na minha vida.

Gostaria de agradecer à minha companheira, amiga namorada e ,... futura esposa, por compreender minhas ausências e por ter me acompanhado a sete anos nessa labuta.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	iii
SUMÁRIO	iv
LISTA DE FIGURAS	v
LISTA DE TABELAS.....	vii
RESUMO	viii
ABSTRACT	ix
1. Introdução.....	10
1.1. Biogeografia e ecologia de paisagem.....	10
1.2. Espécies de estudo	14
1.2.1. Os guigós do grupo <i>personatus</i>	17
1.3. Zoogeografia dos guigós do Nordeste	21
2. Objetivos	22
2.1. Objetivo geral	22
2.2. Objetivos específicos as da paisagem.....	22
3. Métodos	23
3.1. Área de estudo	23
3.1.1. Aspectos físicos e climáticos.....	24
3.1.2. Vegetação	26
3.2. Base cartográfica	27
3.2.1. Dados disponíveis	27
3.2.2. Imagens Orbitais	27
3.3. Pré-processamento	29
3.3.1. Composição colorida das imagens	29
3.3.2. Correção geométrica	30
3.3.3. Manipulações de contraste	31
3.3.4. Recortes e elaboração de mosaico	31
3.4. Geoprocessamento aplicado ao mapeamento dos fragmentos da BSF	32
3.4.1 Definição da escala	32
3.4.2. Segmentação	32
3.4.3. Classificação.....	35
3.5. Caracterização estrutural dos fragmentos em nível de paisagem.....	36
3.6. Levantamento de populações de guigós.....	39
3.7. Avaliação da influência das características dos fragmentos na presença/ausência de guigós na BSF.	44
4. Resultados	45
4.1. Pré-processamento	45
4.2. Geoprocessamento.....	48
4.2.2. Classificação.....	51
4.2.3. Caracterização geral dos fragmentos da BSF em nível de paisagem.....	52
4.2.4. Caracterização da distribuição e estrutura dos fragmentos florestais maiores que 20 ha da BSF	55
4.3. Levantamento de populações	59
4.4. Avaliação da presença/ausência de guigós em relação a estrutura dos fragmentos amostrados.....	63
5. Discussão	65
6. Conclusão	70
7. Referências.....	71

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Distribuição geográfica do gênero <i>Callicebus</i> . BDGEOPRIM (2002)	15
Figura 2. Distribuição das espécies do grupo <i>personatus</i> (Printes et al. in press)	17
Figura 3. Fotos e imagens de <i>Callicebus coimbrai</i> : (a) adulto em vida livre (A. Gambarini); (b) fêmea adulta em cativeiro (L. Jerusalinsky); (c) Ilustração de Stephen D. Nash (van Roosmalen et al., 2002) e (d) fêmea adulta em cativeiro (L. Jerusalinsky) e <i>C. barbarabrownae</i> : (e) adulto em cativeiro (Printes, 2007), provavelmente capturado na região da localidade tipo (A. Pissinatti); (f) adulto em vida livre, Contendas do Sincorá, Bahia (C. Guidorizzi); (g) Ilustração de Stephen D. Nash; (h) adulto em cativeiro (R.A. Mittermeier).	19
Figura 4. Área de estudo: Bacia do baixo Rio São Francisco/SE	23
Figura 5. Distribuição dos três feições geomorfológicas presentes na BSF.....	24
Figura 6. Adaptação do mapa de vegetação do IBGE (2005), apresentando os biomas e tipos de vegetação encontrados em Sergipe.	27
Figura 7. Escala de avaliação das métricas de paisagem na BSF.....	37
Figura 8. Divisão dos setores para coleta de dados sobre populações de guigós na BSF.	41
Figura 9. Equipamento de playback utilizado nesse estudo.	42
Figura 10. Resultado da manipulação de contraste. Recortes da imagem Landsat-5 (a) e Spot-5 (c); figuras b e d, imagens após a manipulação de contraste.....	46
Figura 11. Sobreposição da linha do vetor de uma estrada estadual (linha em preto) à imagem Landsat-5 original (esquerda) e georreferenciada (direita).	47
Figura 12. a) Em branco recorte feitos sobre as imagens; b) Imagem Landsat-5; c) imagem Spot-5 (730.371) e recorte e d) sobreposição de b) e da imagem Spot-5 (731371).....	48
Figura 13. Imagens segmentadas. Três diferentes combinações dos índices de similaridade e de área, sobreposta à imagem Landsat-5 monocromática: linhas fechadas indicam os polígonos formados.....	50
Figura 14. Ilustração da cobertura florestal da BSF.....	53
Figura 15. Contribuição relativa de cada classe de tamanho de fragmento à área total da paisagem.....	54
Figura 16. Distribuição dos fragmentos > 20, 0 em classes de tamanho.....	55
Figura 17. Os Três maiores fragmentos mapeados para BSF.	56
Figura 18. Distribuição de classes dos fragmentos entre os biomas da Caatinga e da Mata Atlântica.	58

Figura 19. Sítios amostrados para levantamento de populações de guigós.....	60
Figura 20. Sub-bacias com ocorrência de guigós.....	62
Figura 21. Mapa com a localização de guigós em fragmentos conectados por Mata ciliar. Em nos de cinza escuro as manchas de vegetação.....	67
Figura 22. Fragmentos da sub-bacia do rio Betume. Em nos de cinza escuro as manchas de vegetação.....	68

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Médias anuais de precipitação em mm de quatro municípios da BSF (Beltrão, 2010)	26
Tabela 2. Características de resolução espacial e espectral das imagens SPOT-5	28
Tabela 3. Características de resolução espectral e principais usos das imagens LandSat-5 (Novo, 1992; INPE, 2009).....	29
Tabela 4. Número de pontos controle e erro médio quadrático (RMS).	46
Tabela 5. Combinações dos limiares de similaridade e de área testadas.....	49
Tabela 6. Matriz de confusão para a classificação da imagem Landsat-5.....	51
Tabela 7. Matriz de confusão para a classificação da imagem Spot-5 730.371	52
Tabela 8. Área e perímetro dos fragmentos florestais identificados na BSF.....	53
Tabela 9. Número de fragmentos (NumP) e proporção em área por classes de tamanho.	54
Tabela 10. Distribuição por bioma em número dos fragmentos florestais (NumP) e é a contribuição percentual de cada classe de fragmento para a área total da classe FRT.....	57
Tabela 11. Índices de forma dos fragmentos da BSF por bioma.....	59
Tabela 12. Registros de guigós (<i>Callicebus</i> spp.) por sub-bacia hidrográfica do baixo Rio São Francisco em Sergipe.	61
Tabela 13. Resultados da análise de regressão logística aplicado amostra dos 67 fragmentos A variável dependente foi a presença/ausência de <i>Callicebus</i> sp.(CLC)	63

RESUMO

A distribuição geográfica dos organismos em paisagens fragmentadas é uma das principais abordagens da biologia da conservação devido ao quadro de perda do hábitat em quantidade e qualidade. Em Sergipe, os remanescentes florestais dos biomas da Mata Atlântica e da Caatinga ainda abrigam uma importante diversidade biológica. Este trabalho teve o objetivo de quantificar e caracterizar os fragmentos de floresta da bacia do baixo rio São Francisco de Sergipe (BSF) avaliando-os quanto ao tamanho, a forma e distribuição sob o ponto de vista da conservação de populações de *Callicebus ssp.* Foram usadas técnicas de geoprocessamento para mapear a área de estudo onde se utilizou os programas SPRING 5.1.4 e ENVI 4.3 e imagens de satélite para estimar a quantidade de fragmentos existentes na região. Foi avaliada uma área de 679.210,30 ha, da qual 10,87% (73.850,70 ha) correspondem a 5.453 fragmentos. Os resultados obtidos através dos programas Patch Analyst 4 e Fragstats 3.3 sobre a forma e tamanho destes fragmentos indica uma média de tamanho para BSF de 13,54 ($\pm 72,14$). Apenas 560 fragmentos possuem mais que 20,0 ha e estes possuem formas muito irregulares conforme indicam os resultados dos índices de forma médio (MSI = 2,55) e o índice ponderado pelo tamanho da área (AWMSI= 3,68) cujos valores ideais são iguais a 1,0. Os levantamentos de guigós foram realizados com a técnica do *Playback* para quantificar suas populações em 67 fragmentos. Ao todo 15 populações de guigós foram identificadas, das quais 13 são novas localidades de ocorrência. As populações concentram-se em três sub-bacias: Betume, Capivara e Curituba. A área dos fragmentos com presença de guigós totalizou 2.660,10 ha e variou de 2,63 ha a 1.069,0 ha. Através da análise de regressão logística realizada como o programa Spatial Analysis in Macroecology (SAM) foi possível verificar que as características da paisagem e a posição não determinam a presença/ausência de guigós nesses fragmentos ($p: 0.4962 > 0,05$). Essas informações são extremamente importantes no planejamento de conservação de longo prazo e como subsídios para estratégias de manejo na área de estudo não somente para *Callicebus sp.*, mas para o ecossistema como um todo.

Palavras-chave: Conservação, Ecologia, fragmentação, paisagem, *Callicebus sp.*

ABSTRACT

The assessment of the geographic distribution of organisms in fragmented landscapes is one of the principal approaches of Conservation Biology, due to the extensive loss of natural habitats, both in overall quantity and quality (habitat fragmentation). In the Brazilian state of Sergipe, the surviving remnants of the forested habitats of the Atlantic Forest and Caatinga biomes support an important diversity of organisms. Given this, the objective of the present study was the quantification and characterization of the forest fragments of the lower Rio São Francisco basin (LSF) in Sergipe, with regard to the size, form, and distribution of fragments from the viewpoint of the conservation of local populations of titi monkeys (*Callicebus sp.*). This assessment was based on geoprocessing techniques, which were used to map the study area using the programs SPRING 5.1.4 and ENVI 4.3 for the analysis of satellite images in order to estimate the number of fragments within the study area and their characteristics (size, shape, perimeter). A total of 5453 fragments were identified in the LSF, with a total area of 73,850.70 hectares, approximately 10.9% of the 679,210.30 ha of the study area. The program Patch Analyst 4 defined mean fragment size as 13.54 ± 72.14 ha, although only 560 fragments were larger than 20 hectares. The mean and weighted shapes indices (MSI = 2.55 and AWMSI = 3.68) indicated a tendency towards highly irregular fragment shapes (ideal value = 1 for both indices) characterized by a high proportion of edge habitat. Titi monkey populations were surveyed at 67 sites using the playback technique. A total of 15 populations were identified, 13 at new localities. These populations are concentrated in three sub-basins of the LSF – those of the Betume, Capivara, and Curituba rivers. The total area occupied by titis was 2,660.10 ha, with occupied fragments varying in size from 2.63 to 1,069.0 hectares. By logistic regression analysis was performed as the program Spatial Analysis in Macroecology (SAM) was able to verify that the features of the landscape and the position does not determine the presence / absence of outriggers in these fragments ($p = 0.4962 > 0.05$). These findings are extremely important for the long-term planning of conservation and management strategies in the study area, not only for *Callicebus*, but the ecosystems as a whole.

Key-words: conservation, ecology, habitat fragmentation, landscape, *Callicebus sp.*

1. Introdução

1.1. Biogeografia e ecologia de paisagem

Caracterizar a distribuição geográfica de organismos é uma das tarefas básicas da Ecologia (May, 1999). É uma questão complexa, principalmente quando as espécies ocorrem ao longo de gradientes geográficos, climáticos e de vegetação (Gould & Johnston, 1972). Entender o padrão de distribuição de determinada espécie, de acordo com suas características ecológicas e as condições ambientais é o assunto que permeia a Biogeografia, ciência que estuda a distribuição dos seres vivos no contexto do espaço e do tempo (Cox & Moore, 1993; Hugget, 1998).

A biogeografia possui três abordagens fundamentais. A primeira é a histórica que se fundamenta nos eventos de grande escala e de longo prazo como a deriva continental e as mudanças climáticas globais (p.ex. glaciações do Pleistoceno). A segunda abordagem é a ecológica que visa explicar a relação dos organismos com a complexidade de seu ambiente. Por último, a biogeografia analítica, considerada uma ramificação da anterior, examina o local onde os organismos vivem atualmente e como estão distribuídos (Hugget, 1998). O objetivo comum dessas abordagens é definir os limites de distribuição de um táxon em relação aos de outras taxa e os fatores ambientais e histórico-geográficos que a influenciam (Cox & Moore, 1993; Hugget, 1998; Townsend *et al.*, 2006).

Em consequência de ações antrópicas, principalmente, quanto à crescente demanda das populações humanas por recursos naturais e alimentos, surge um quadro de degradação ambiental que modifica a estrutura do hábitat dos organismos e que pode resultar na mudança da distribuição biogeográfica devido ao surgimento de paisagens modificadas.

A palavra paisagem foi utilizada como termo científico pela primeira vez por A. Von Humboldt no século XIX (Naveli & Lieberman, 1994) e segundo Urban e colaboradores (1987) ela é composta por um mosaico heterogêneo de diferentes formas de relevo, tipos de vegetação e usos de terra. Metzger (2001) define-a como: “um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo esta heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala

de observação”. Ecologicamente, esse mosaico é composto por tipos de habitats que podem subsidiar a sobrevivência de uma espécie ou uma comunidade ecológica em condições favoráveis (Metzger, 2001).

Uma paisagem natural é resultado da combinação de múltiplos fatores, bióticos e abióticos, que determinam sua composição (elementos) e configuração (arranjo dos elementos). Dentre os bióticos, os processos ecológicos (e.g. natalidade, mortalidade, dispersão etc.) representam elementos-chave da heterogeneidade espacial e temporal (Urban *et al.*, 1987; Turner *et al.*, 2001; Turner, 2005).

Quanto aos abióticos, dois tipos de mecanismos atuam juntos para a formação de uma paisagem: os geomorfológicos e o regime de perturbações. Os primeiros delimitam os limites da paisagem relacionados à formação geológica e dos materiais que constituem uma área (Forman & Gordon, 1981). O clima, por exemplo, é um fator abiótico determinante para a formação do relevo e desenvolvimento dos solos através de processos como o intemperismo e regime pluviométrico de uma região (Turner *et al.*, 2001). O último refere-se aos eventos que modificam a paisagem que podem ser naturais como incêndios, terremotos, tempestades, ou ainda antrópicos como o desmatamento e práticas agrícolas (Forman & Gordon, 1981).

Cada paisagem é percebida através de um *spectrum* de escalas espacial e temporal (Urban *et al.*, 1987). A importância da escala deve-se à necessidade de reconhecimento da homogeneidade ou da heterogeneidade para uma região em um determinado nível de observação. Uma mesma área poder considerada homogênea, quando analisada sobre um olhar mais abrangente, ou heterogênea, quando vista em maior nível de detalhamento (Metzger, 2001).

Numa imagem de satélite LANDSAT de resolução de 30,0 m da superfície da cidade de Aracaju/SE, por exemplo, podem ser observadas diferentes manchas de colorações que definem elementos como zona urbana, vegetação, corpos hídricos etc. Para a mesma região, podemos obter informações precisas sobre número de casas, identificação de ruas, determinação de tipos vegetacionais quando avaliamos a superfície com uma imagem SPOT de 5,0 m de resolução.

A escala espacial está relacionada à extensão da paisagem e seu nível de detalhamento dependerá do objetivo do estudo. Considerando uma espécie, a extensão da paisagem pode chegar a milhares de quilômetros onde podem ser encontrados diversos componentes (p.ex. pastagens, zona urbana, florestas etc.) equivalente a áreas de ocupação humana, como no caso do estudo da área de vida da *Puma concolor*, ou ainda ser reduzida a pequenas manchas interativas de alguns quilômetros quadrados que comportam uma população de gafanhotos (Forman & Godron, 1981; Metzger, 2001).

A escala temporal relaciona-se ao tempo de duração (tempo de análise) e da resolução (frequência com que se obtêm dados) (Metzger, 2001). O mais importante quanto à escala é conhecer como a espécie percebe o ambiente, qual sua capacidade de deslocamento numa paisagem e qual sua exigência por recursos específicos. Uma espécie com alta capacidade de deslocamento perceberá o seu ambiente de forma mais abrangente, já uma que tenha essa capacidade reduzida, esta tenderá a perceber seu ambiente de uma forma mais restrita (Metzger, 2001).

A ecologia da paisagem traz a possibilidade de investigação da influência do padrão espacial sobre os processos ecológicos (Metzger, 2001). Estes são motivados pela necessidade de se compreender o desenvolvimento e as dinâmicas do padrão dos fenômenos ecológicos, o papel da perturbação nos ecossistemas e as características nas escalas espaciais e temporais de eventos ecológicos (Urban *et al.*, 1987). Como disciplina, seu maior desafio é estabelecer uma teoria de mosaicos que esclareça como diferentes padrões de organização de unidades de paisagem influem no seu funcionamento (Metzger, 2001).

O modelo básico de estudos sobre paisagem é o *mancha-matriz-corredor*, estabelecido do Forman & Godron (1986). Este modelo representa as principais unidades de paisagem. As manchas têm sua origem no regime de perturbação que sofre o ambiente, na distribuição de recursos naturais, na introdução de espécies e no tempo (Forman & Godron, 1981; Metzger, 2001).

Uma mancha é definida por cada área homogênea que se identifica na paisagem, numa determinada escala e descreve uma área não-linear e de forma natural. Quando essa mancha é originada pela interferência da atividade humana ela é denominada fragmento que podem ter diversos tamanhos e formas variadas (Metzger, 2001).

A matriz é a unidade controladora de uma paisagem, onde há maior conexão, onde elementos da paisagem como fragmentos, manchas e corredores estão inseridos. Ecologicamente, pode ser definida como a área que não representa hábitat para uma dada espécie na paisagem. Corredores, assim como manchas, são áreas homogêneas distintas, porém com forma linear (Metzger, 2001). Biologicamente, eles funcionam como canais conectores de fragmentos isolados. Isto ajuda a manter dinâmicas de populações e/ou comunidades através de migrações, fluxo gênico. Ainda podem servir de abrigos temporários a fim de evitar predadores (Forman & Godron, 1986).

A interferência do ser humano pode alterar estes elementos e sua configuração significativamente, resultando uma série de efeitos negativos para a fauna e flora que pode levar à extinção local ou total de algumas espécies devido a problemas como a perda, degradação e fragmentação do hábitat, a super-exploração de espécies para uso humano, a introdução de espécies exóticas (Primack & Rodrigues, 2001). As modificações de paisagem podem afetar o micro-clima, ciclo de nutrientes, e fluxo d'água, entre outros, assim como interferir na maneira como os organismos comportam-se e no aumento de ocorrência de doenças (Saunders *et al.*, 1990; Primack & Rodrigues, 2001; Turner, 2005).

Desta forma, buscar compreender como os organismos se relacionam com paisagem modificada passa a ser uma questão prioritária para a conservação das espécies (Saunders *et al.*, 1990; Gustaffson, 1998; Turner *et al.*, 2001; Primack & Rodrigues, 2001; Turner, 2005). Neste contexto a disciplina da ecologia da paisagem se torna abordagem principal por tentar relacionar a heterogeneidade espacial aos processos ecológicos (Turner *et al.*, 2001; Turner, 2005).

Adicionalmente, ferramentas têm sido desenvolvidas para mapear e mensurar a heterogeneidade espacial em escala regional. Dentre os principais avanços, pode ser destacada a facilidade de obtenção de imagens de satélite e fotos aéreas de boa qualidade que aliada ao desenvolvimento de Sistemas de Informações Geográficas (SIG's) são capazes de processar estas imagens e transformá-las em dados refinados (Novo, 1992). Além disso, ferramentas de análise de paisagem, como o programa FRAGSTATS (McGarigal *et al.*, 2002) e o pacote Patch Analyst 4, desenvolvido para o software ArcGis, oferecem a possibilidade de caracterizar e quantificar essa

heterogeneidade ajudando a compreender como ela influencia os organismos que a ocupam (Gustafson, 1998; Neel *et al*, 2004; Turner, 2005).

Nesse contexto, um grupo de organismos cujos padrões de distribuição geográfica são de grande interesse para os biogeógrafos é a ordem Primates, de distribuição essencialmente tropical (Lehman & Fleagle, 2006). São reconhecidas 361 espécies de primatas e um número quase igual de subespécies, sendo contínua a expansão do conhecimento da diversidade do grupo (só em 2005, por exemplo, foram descritas cinco novas espécies, de acordo com o IUCN/Primate Specialist Group, 2008), e de sua distribuição na natureza. Entretanto, para a maioria das espécies, os exatos limites de sua distribuição geográfica e os fatores ecológicos que os determinam ainda são pouco conhecidos.

Este conhecimento é de fundamental importância para se compreender os processos evolutivos que formaram o grupo atual, bem como a conservação das espécies mais ameaçadas de extinção, tendo em vista que o desmatamento é um problema quase universal na região tropical. No presente estudo, o efeito da fragmentação foi avaliado sob a perspectiva de duas espécies do gênero *Callicebus* ameaçadas pela fragmentação e perda de hábitat em Sergipe: *Callicebus barbarabrownae* (Hershkovitz, 1990) e *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999.

1.2. Espécies de estudo

Nesse estudo as espécies abordadas pertencem ao gênero *Callicebus* Thomas, 1903 que é o gênero basal da família Pitheciidae, ordem Primates, formado há aproximadamente 19 milhões de anos (Schneider, 2000). São primatas da infraordem Platyrrhini, exclusivamente neotropicais, de médio porte, que ocupam grande parte das florestas úmidas tropicais e subtropicais a leste dos Andes (Figura 1). Atualmente, 30 espécies são conhecidas no Brasil. As espécies desse gênero são conhecidas como zogue-zogues na região Amazônica, e sauás ou guigós no leste do país (Mata Atlântica e Caatinga). Neste trabalho, foi aplicado o termo guigó, o nome usado para os macacos do gênero em Sergipe. Dentre os gêneros Platyrrhini, este fica atrás apenas de *Saguinus* em termos do número de espécies (van Roosmalen *et al*, 2002). A coloração da pelagem é a característica principal usada para a diferenciação das espécies.

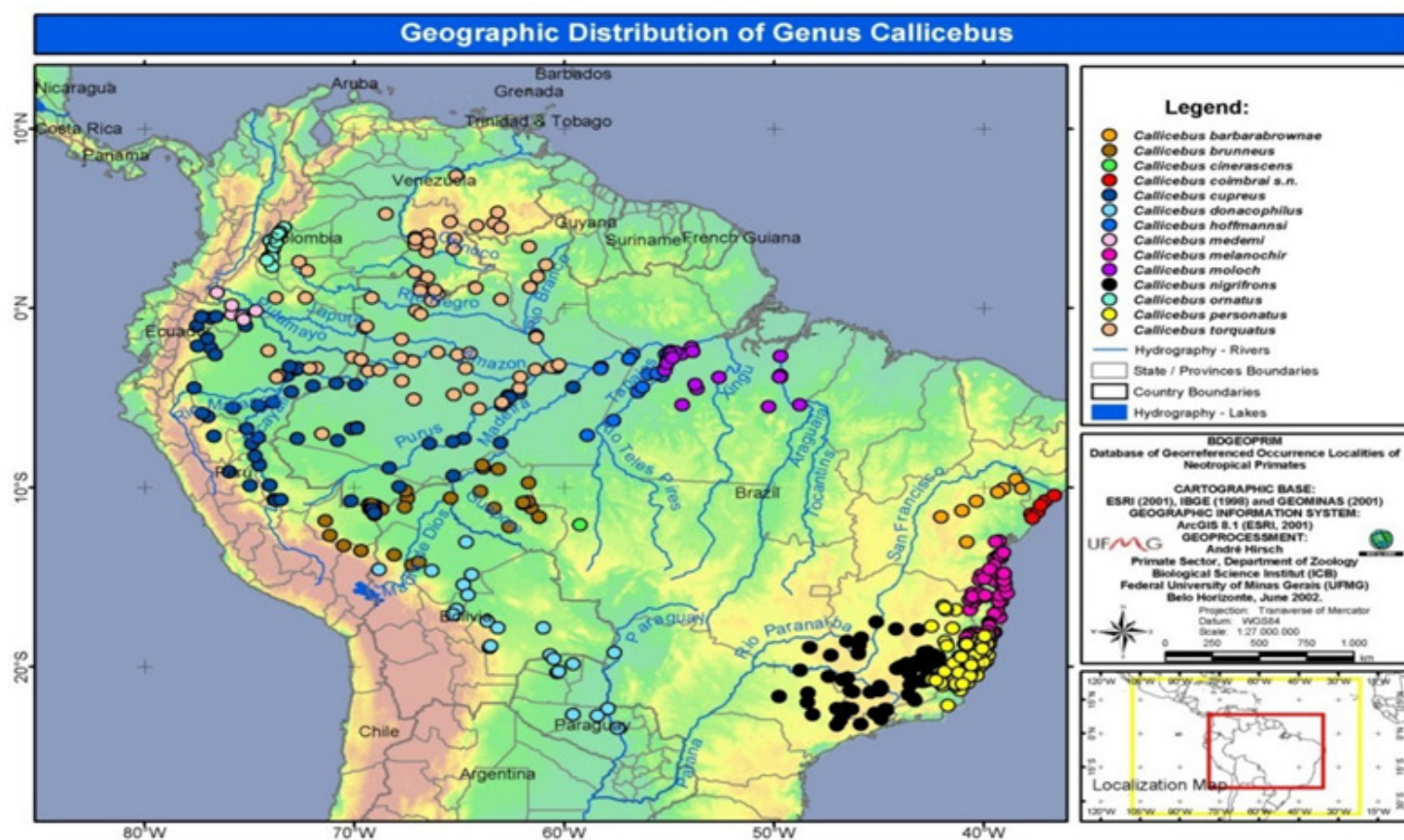


Figura 1. Distribuição geográfica do gênero *Callicebus*. BDGEOPRIM (2002)

O arranjo taxonômico atual do gênero se baseia em Hershkovitz (1990), Kobayashi (1995), Kobayashi & Langguth (1999) e van Roosmalen *et al.* (2002) que o divide em cinco grupos de espécies: *C. donacophilus*, *C. cupreus*, *C. moloch*, *C. torquatus* e *C. personatus*, dos quais apenas o último é encontrado na Mata Atlântica e em algumas áreas vizinhas da Caatinga e do Cerrado.

Os guigós são macacos de pequeno a médio porte, sexualmente monomórficos, com comprimento cabeça-corpo de 270 a 450 mm e peso adulto de 1,0 a 2,0 kg (Herskovitz, 1990). Seu modo de locomoção é essencialmente quadrúpede, com hábito arborícola, podendo saltar e escalar. Não possuem cauda preênsil. Ocupam diversos tipos de hábitat, desde florestas tropicais até as florestas decíduas, semidecíduas, perenifólias, de terra firme, inundadas de altitude e de baixadas. Habitualmente ocupam os estratos inferiores da floresta e utilizam os estratos mais altos, acima de 25 m, para dormir, o que oferece maior proteção contra possíveis predadores (Bicca-Marques & Heymann, no prelo).

Os guigós formam pequenos grupos familiares compostos por um casal adulto reprodutivo e sua prole imatura, que pode variar de um a três filhotes. A presença de um terceiro adulto no grupo é rara, mas alguns estudos indicam que esta situação pode ocorrer (Defler, 1983; Price & Piedade, 2001; Bicca-Marques *et al.*, 2002; Felton *et al.*, 2006). Este fenômeno ainda não é bem explicado e pode representar um erro classificação sexo-etária, por parte dos observadores dos aspectos sexo-etários dos grupos visualizados, ou uma fase transicional da dinâmica de dispersão em situações com alta densidade populacional (Bicca-Marques & Heymann, no prelo).

Existem poucos estudos detalhados sobre o comportamento dos guigós em seu ambiente natural, mas os dados disponíveis indicam que estes animais tipicamente dedicam uma proporção relativamente grande de seu tempo (30-60%) ao descanso, embora possam ser também forrageadores relativamente ativos. Por outro lado, apresentam taxas de comportamento social relativamente baixas em comparação com a maioria dos outros platirríneos (Bicca-Marques & Heymann, no prelo).

Geralmente, a área de vida é de cerca de vinte hectares, embora Neri (1997) registrou uma área de 50,0 ha para um grupo de *Callicebus nigrifrons*, enquanto Jerusalinsky *et al.* (2006) observaram vários grupos de *C. coimbrai* ocupando

***Callicebus coimbrai*, Kobayashi & Langguth, 1999**

O guigó-de-coimbra, *Callicebus coimbrai* (Figura 3), descrito há apenas dez anos (Kobayashi & Langguth, 1999) é endêmico do estado de Sergipe e litoral norte da Bahia (Figura 2). Os limites conhecidos para sua distribuição geográfica (Figura 2) são o Rio São Francisco ao norte, rio Paraguaçu ao sul e o Oceano Atlântico a leste (Printes, 2005; Jerusalinsky *et al.*, 2006). O limite ocidental ainda é desconhecido, mas deve coincidir de alguma forma com a zona ecotonal representada pelo Agreste, considerando a predominância aparente de *C. barbarabrownae* mais a oeste (Kobayashi & Langguth, 1999; Jerusalinsky *et al.*, 2006). Atualmente, a espécie encontra-se na categoria de espécie em perigo de extinção, ou EN (IUCN (2008)). O principal motivo desse nível de ameaça é a continuada perda e degradação das florestas ao longo de sua restrita distribuição geográfica, que começou no início da colonização européia no século XVI (Coimbra-Filho & Câmara, 1996).

Quanto às características da pelagem, um dos tradicionais critérios para a definição de espécies, *C. coimbrai* apresenta testa, coroa (parte superior da cabeça) e orelhas (com tufo longos) de pêlos negros; listra vertical branca na lateral da face; costeletas, bochechas, região posterior da cabeça e nuca de cor branco-pálida, amarelo cor-de-couro/amarelo acastanhado (*buffy*). Diadema, faixa superior no alto da cabeça que vai de uma orelha a outra, negro de formato bem definido. O tronco é do tipo *buffy* com a sua metade anterior do dorso do tipo zebado e resto do corpo com pêlos pretos, brancos e avermelhados mesclados, gerando um aspecto geral acinzentado ou amarronzado, com *cheiridia* negros, e a cauda laranja (Kobayashi & Langguth, 1999). É distinguida das outras formas do grupo *personatus* pela testa, coroa e orelhas negras que contrastam fortemente com as costeletas, bochechas, cabeça (porção posterior), nuca, e tronco de cor pálida (van Roosmalen *et al.*, 2002).

Recente levantamento de populações de *C. coimbrai* em Sergipe confirmou a ocorrência da espécie em 30 localidades (Jerusalinsky *et al.*, 2006), além das quatro conhecidas na Bahia (Sousa, 2000; Printes, 2005). A partir desses dados, estimou-se que a área total efetivamente ocupada não ultrapassa 15.000,0 ha (Jerusalinsky *et al.*, 2006). Os fragmentos com presença confirmada têm áreas que variam de 3,0 a 900,0 ha. Com

dados desse levantamento, foi possível estimar que a população total remanescente da espécie esteja entre 500 e mil indivíduos (Jerusalinsky *et al.*, 2006). Atualmente, já há dados disponíveis sobre a ecologia de *C. coimbrai*, principalmente sobre densidades populacionais do primata na região Sul do Estado (Chagas, 2009), porém ainda há a urgência de desenvolver estudos em outras regiões e com diferentes abordagens para que sejam geradas informações e subsídios para delinear estratégias para sua conservação e manejo.

Em uma das áreas identificadas no levantamento de 2006, foi criado através do Decreto Estadual 24.944 de 26 de dezembro de 2007 (Sergipe, 2007) o Refúgio de Vida Silvestre da Mata do Junco no município de Capela, com uma área total aproximada de 766,0 ha que atualmente abriga a única população de guigós protegida em unidade de conservação.

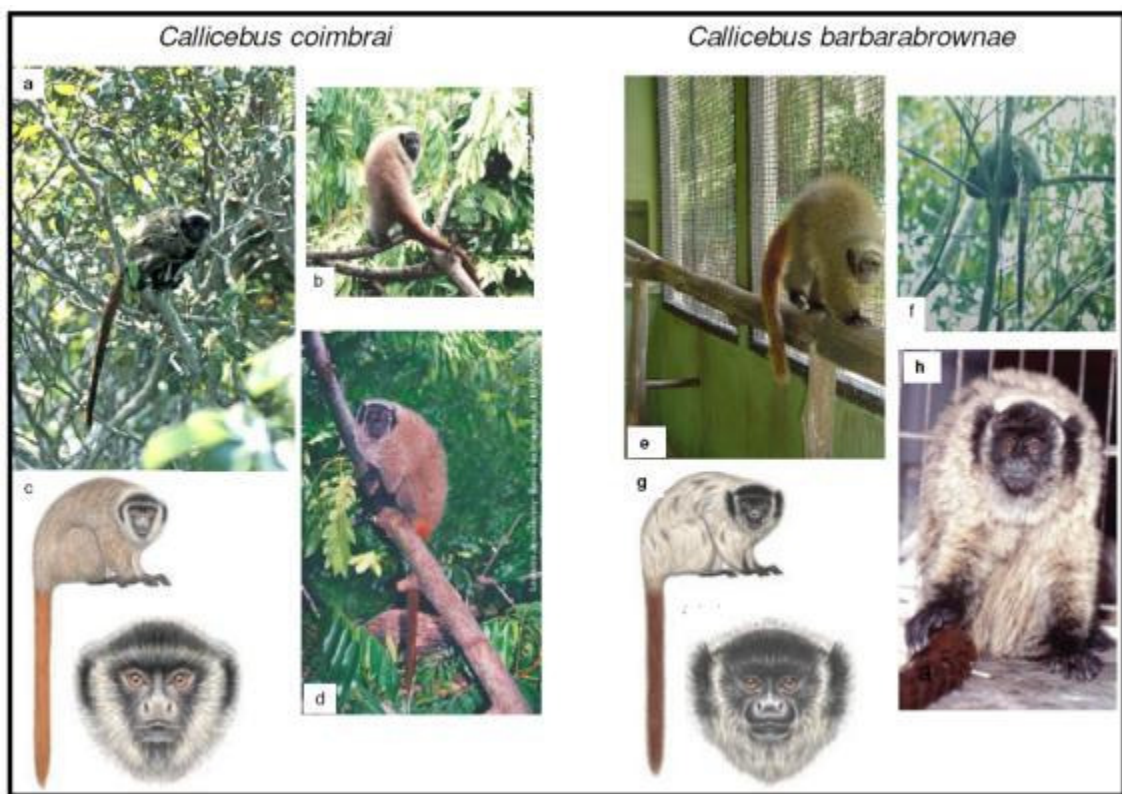


Figura 3. Fotos e imagens de *Callicebus coimbrai*: (a) adulto em vida livre (A. Gambarini); (b) fêmea adulta em cativeiro (L. Jerusalinsky); (c) Ilustração de Stephen D. Nash (van Roosmalen *et al.*, 2002) e (d) fêmea adulta em cativeiro (L. Jerusalinsky) e *C. barbarabrownae*: (e) adulto em cativeiro (Printes, 2007), provavelmente capturado na região da localidade tipo (A. Pissinatti); (f) adulto em vida livre, Contendas do Sincorá, Bahia (C. Guidorizzi); (g) Ilustração de Stephen D. Nash; (h) adulto em cativeiro (R.A. Mittermeier).

***Callicebus barbarabrownae* Hershkovitz, 1990**

Callicebus barbarabrownae (Figura 3) foi descrito por Hershkovitz (1990) como uma subespécie do grupo *personatus*, que foi levada ao nível de espécie por van Roosmalen *et al* (2002), ratificado por Goves (2005).. Sua ocorrência parece estar relacionada principalmente aos ambientes de Caatinga. Segundo Printes (2007, p. 73) os limites da distribuição atual da espécie são assim definidos: “O limite norte da distribuição corresponde às serras de Minuim (Santa Brígida: 09°49'36,18"S, 38°05'44,74"W, altitude 451 m). O limite sul é a Serra do Sincorá, município de Contendas do Sincorá (Fazenda Corcovado: 13° 54'52,10"S, 41°10'23,70"W, altitude 712 m). O limite leste está na divisa entre os Estados da Bahia e Sergipe, no município de Cel. João Sá (10°13' 49,80"S, 38°02'0,13"W; altitude 268 m). O limite oeste localiza-se a 107 km do rio São Francisco, no município de Gentio do Ouro (Salitre: 11°32'54,40"S, 42°22'58,70"W; altitude 908 m)’.

Na classificação da IUCN (2008), *C. barbarabrownae* é considerada ainda mais ameaçada que *C. coimbrai*, sendo incluída na categoria “perigo crítico de extinção”, ou CR. Esta classificação é reflexo principalmente do tamanho reduzido das populações remanescentes da espécie. Em estudo recente, Printes (2007) verificou o avanço da fronteira agrícola e a perda da zona rural dos municípios são as principais forças atuantes no cenário de extinção do guigó-da-caatinga. Ao contrário do *C. coimbrai*, a espécie não tem ocorrência em qualquer unidade de conservação, apesar de estar presente em áreas adjacentes ao Parque Nacional Chapada da Diamantina e em reservas legais de propriedades rurais, sendo esta área insuficiente para a proteção efetiva da espécie (Printes, 2007).

As características da pelagem do *C. barbarabrownae* são: linha superciliar vibrissal varia do amarelo-cor-de-couro (feomelânico) ao preto; testa não é negra como em *nigrifrons* e *personatus* e a faixa branca é menos definida do que em *C. coimbrai* (Figura 3). As orelhas apresentam tufos de pêlos negros menores que os encontrados em *C. coimbrai*. As costeletas, a nuca, e os ombros são de cor branco-pálida e *buffy*; os pelos das costas e das laterais do corpo apresentam um bandejamento feomelânico e

eumelânico, A porção superior dos membros (coxas e braços) de coloração amarelo-corde-couro, da mesma cor do corpo ou branco pálida, com os *cheiridia* (extremidade dos membros) negros. A cauda é predominantemente laranja, sua base varia de amarelada a laranja, superfície superior da base varia de pálida ou amarelada a negros (Hershkovitz, 1990. De acordo com van Roosmalen *et al* (2002), as características que distinguem o *C. barbarabrownae* do *C. coimbrai* são sua testa e coroa de coloração *buffy*.

1.3. Zoogeografia dos guigós do Nordeste

A distribuição geográfica de *C. barbarabrownae* e *C. coimbrai* merece destaque por terem sido alvo em estudos recentes (Jerusalinky *et al.* 2006; Printes, 2007; Santos jr., 2009, Beltrão-Mendes, 2010), densidade populacional (Chagas, 2009) e comportamento alimentar (Souza-Alves, 2010) e pelo seu *status* de conservação. Kobayashi & Langguth (1999) afirmaram que as espécies são diferenciadas pela preferência de hábitat, sendo que a primeira é encontrada principalmente nas áreas da Caatinga arbórea e a segunda na Mata Atlântica *strictu sensu*.

Callicebus barbarabrownae parece ocorrer principalmente em áreas de vegetação de caatinga de diferentes tipos fisionômicos. Dois terços dos registros de Printes (2007) foram em caatinga arbórea, e outros 28,9% em hábitat de agreste, floresta mesófila e mata de cipó. Os registros em caatinga arbustiva somaram apenas 5,2%. Ressalta-se que o maior esforço de levantamento foi realizado nas regiões de caatinga arbórea e arbustiva, que os informantes locais indicaram como áreas de ocorrência para a espécie. A espécie parece ocorrer ao longo de uma área de 252.546,0 km², entre altitudes que variam de 241,0 a 908,0 m a.n.m. Porém a área efetivamente ocupada pela espécie parece ser de apenas 2.636,0 km², e a população estimada é de apenas 260 indivíduos (Printes 2007).

Nos estudos de distribuição e ecologia realizados até o momento (Jerusalinsky *et al.*, 2006; Printes, 2007; Santos Jr., 2007; Chagas, 2009), pouco foi quantificado quanto ao padrão de tamanho e forma das áreas ocupadas por guigós na perspectiva regional de paisagem. Assim, decidiu-se adotar a bacia do baixo rio São Francisco (BSF) como a área de estudo para realizar o levantamento de novas populações de guigós, e o mapeamento dos fragmentos florestais determinando sua localização e concentração

entre os biomas da Caatinga e Mata Atlântica, caracterizando-os quanto a sua forma e tamanho.

2. Objetivos

2.1. Objetivo geral

Mapear e caracterizar os fragmentos florestais da distribuição geográfica de *Callicebus sp.* na região da bacia do baixo Rio São Francisco em Sergipe, quanto a forma e tamanho, visando produzir subsídios para a compreensão dos fatores ecológicos que determinam a ocorrência e persistência das espécies em paisagens fragmentadas.

2.2. Objetivos específicos as da paisagem.

- a) Quantificar os remanescentes florestais da Bacia do baixo rio São Francisco;
- b) Caracterizar a estrutura dos fragmentos florestais da bacia do baixo rio São Francisco quanto a sua forma, tamanho e distribuição espacial;
- c) Caracterizar a distribuição de *Callicebus sp.* ao longo da bacia do baixo rio São Francisco;
- d) Relacionar a atual distribuição de populações de *Callicebus sp.* às características da paisagem da bacia do baixo rio São Francisco;
- e) Fornecer subsídios para o planejamento de estratégias de conservação para o gênero na região.

3. Métodos

3.1. Área de estudo

Em Sergipe, o rio São Francisco forma a bacia do baixo rio São Francisco (BSF), abrange a região norte do Estado, e corresponde ao território delimitado por sua margem direita do rio que percorre 234,0 Km do território sergipano, do município de Canindé do São Francisco a noroeste até o extremo nordeste, no município de Brejo Grande, onde fica a sua foz. Geograficamente, a BSF está localizada entre os paralelos 9°30'40"S e 10°42'22"S, e meridianos 36°13'25"W e 38°10'39"W (Figura 4).

O total de área ocupada pela BSF é de 744.027,0 ha (JICA, 2000 *in* Seplantec, 2004) e pode ser subdivida em 20 Unidades de Planejamento (UP) correspondentes às 11 sub-bacias, que compreendem 24 municípios. O perímetro é de 579,0 km, com a maior largura, sentido norte-sul, medindo aproximadamente 59,8 Km, e extensão sudeste-noroeste de 185,0 Km.



Figura 4. Área de estudo: Bacia do baixo Rio São Francisco/SE

3.1.1. Aspectos físicos e climáticos

Sergipe tem área total de 21.910,0 Km², com 30,3% de seu território constituído de terras baixas (até 100 m acima do nível do mar), cuja característica geográfica mais marcante é o baixo rio São Francisco, que forma sua fronteira setentrional. As maiores elevações estão em torno do município de Itabaiana e no noroeste e sudoeste, junto à divisa com a Bahia. O ponto culminante Altitude? é a Serra Negra (Serra da Guia), em Poço Redondo (Santos & Andrade, 1992). A área de estudo apresenta três diferentes feições geomorfológicas, no sentido leste-oeste (Figura 5): planície costeira, tabuleiros costeiros e pediplano sertanejo (Seplantec, 2004).

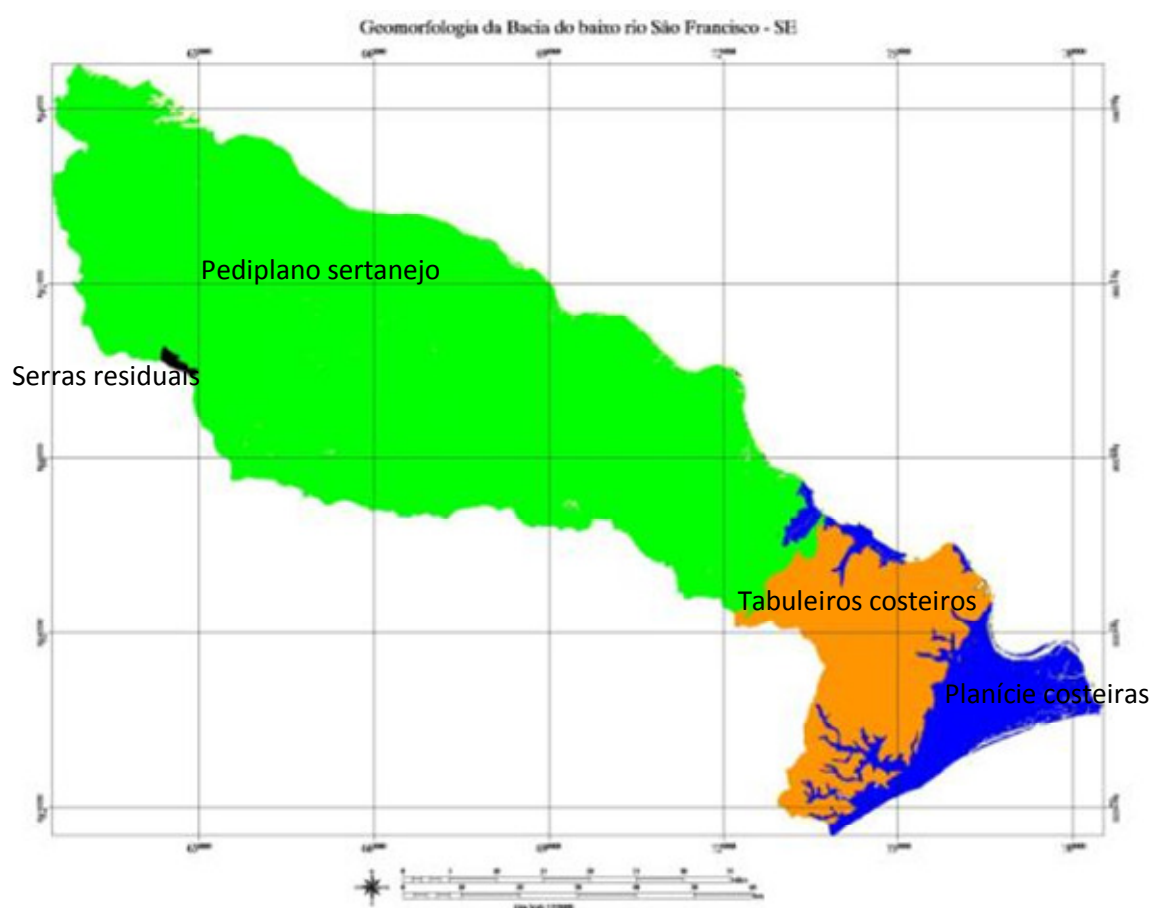


Figura 5. Distribuição dos três feições geomorfológicas presentes na BSF

As planícies costeiras estendem-se pelo litoral de todo o estado. Na BSF, elas abrangem cerca de 10 % da área total. Estão incluídas neste tipo geomorfológico as

áreas de restinga de dunas e áreas inundáveis da foz do rio São Francisco (Seplantec, 2004).

Adjacente a esta área está localizada a zona dos tabuleiros costeiros que ocupa cerca de 23 % da BSF (Seplantec, 2004). Tem como característica um relevo de colinas e morros dissecados por ações do intemperismo. Também estão incluídas nesta área, as zonas de interflúvios tabulares e de superfície tabular erosiva. É nesta região que está inserido o domínio morfoclimático da Mata Atlântica, que possui um aspecto de relevo “mamelonar” caracterizado pelo conjunto de montes desgastados resultante da ação do intemperismo e das precipitações (Ab’Saber, 2003).

O Pediplano Sertanejo é a feição geomorfológica que ocupa a maior área da BSF (66,8%) e abrange todo oeste do estado (Figura 5). Este tipo de relevo abrange tanto a depressão sertaneja no extremo oeste (Seplantec, 2004) quanto às áreas de colinas desgastadas adjacentes aos tabuleiros costeiros, onde a influência da grande amplitude térmica é maior. As elevações estão entre 100 e 300 m a.n.m, e há um aumento gradual em direção ao território baiano (noroeste). As serras e morros residuais mais altas ocupam somente 0,2% da BSF, a exemplo da Serra da Guia localizada na divisa do Estado com a Bahia.

O clima da BSF é caracterizado por médias térmicas altas sem nenhuma estação fria e precipitações irregulares (Pinto, 1997). De acordo com a classificação climática de Köppen, há duas zonas: uma de clima chuvoso com verão seco (AS'), que abrange 50,0% do estado, na faixa litorânea, e outra de clima muito quente tipicamente semi-árido (BSsh') na região ocidental. O limite entre as zonas é definido pelo patamar de precipitação média anual de 800,0 mm.

A sazonalidade das chuvas é mais pronunciada com a continentalidade. A estação seca é mais severa à medida que se interioriza para o território sergipano, e os índices pluviométricos decrescem rapidamente no sentido litoral-interior. Segundo Beltrão (2010) as médias anuais de precipitação anual para a BSF podem variar de 567,30 mm nas regiões mais secas, como as do município de Canindé do São Francisco no extremo oeste do estado, a 1.436,33 mm, no Município de Neópolis, região da Mata Atlântica, nordeste do Estado (Tabela 1).

Tabela 1. Médias anuais de precipitação em mm de quatro municípios da BSF (Beltrão, 2010)

Bioma	Municípios	Precipitação Total Anual (mm)			Precipitação Média Anual (mm)
		2004	2006	2008	
Caatinga	Canindé do São Francisco	717,80	440,50	543,60	567,30
Caatinga	Poço Redondo	1.206,60	514,40	418,40	713,13
Mata Atlântica	Aquidabã	1.333,00	1.251,90	1.261,00	1.281,97
Mata Atlântica	Neópolis	1.425,60	1.503,10	1.380,30	1.436,33

3.1.2. Vegetação

De acordo com o IBGE (1992, 2005), Sergipe engloba dois biomas, a Mata Atlântica e a Caatinga, cada um ocupando aproximadamente a metade do estado (Figura 6). Dentro desta classificação, podem ser observados oito tipos de vegetação distintos: savana estépica; savana estépica florestada; floresta estacional semidecidual; formações de florestas pioneiras; vegetação com influência fluviomarinha; savana gramíneo-lenhosa; e duas zonas de contato: savana/floresta estacional e savana/savana estépica.

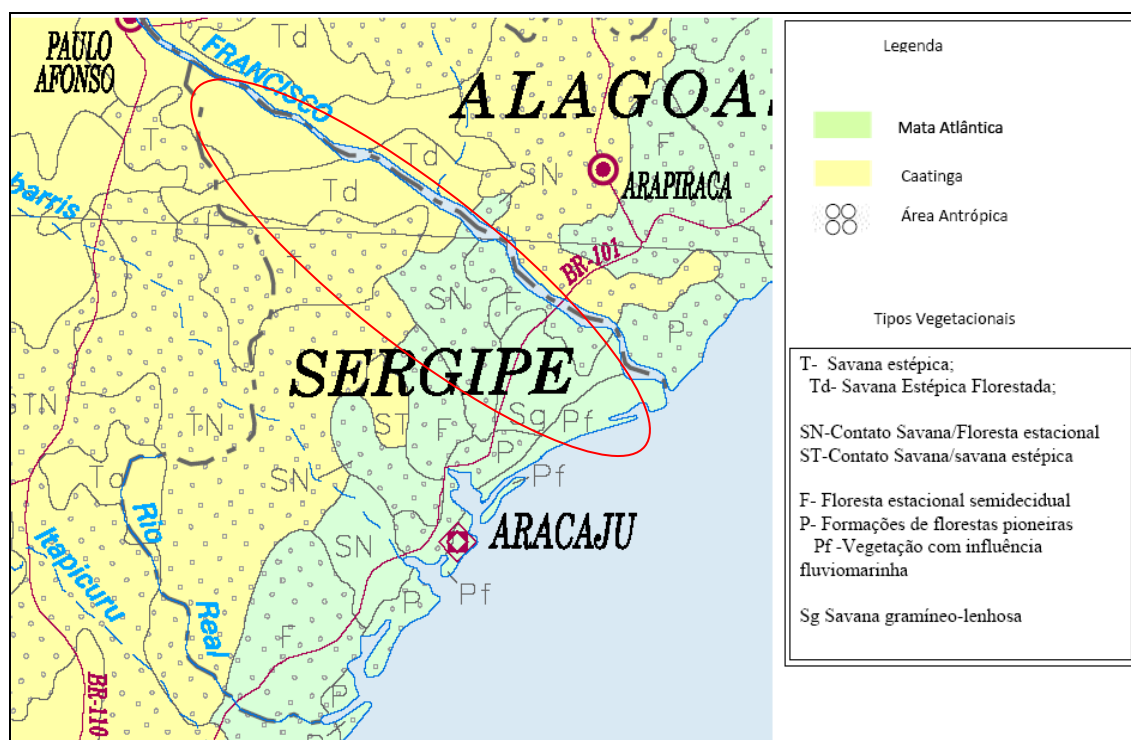


Figura 6. Adaptação do mapa de vegetação do IBGE (2005), apresentando os biomas e tipos de vegetação encontrados em Sergipe.

3.2. Base cartográfica

3.2.1. Dados disponíveis

A base cartográfica adotada para o estudo foi composta pelos dados do *Atlas digital de recursos hídricos de Sergipe* (Seplantec, 2004). Este Atlas contém dados vetoriais com informações sobre aspectos variados da constituição política, física, geográfica e estrutural do estado (rede hidrográfica, rodovias, uso e cobertura do solo, unidades de planejamento, geologia, dados populacionais, etc.). Além dos dados vetoriais, o mosaico digital gerado a partir de imagens do ETM+/Landsat-7, datadas de 01/08/2000 também foi utilizado. Todos estes dados auxiliaram na interpretação visual e no georreferenciamento das imagens de satélite obtidas.

3.2.2. Imagens Orbitais

Para realizar o mapeamento dos fragmentos florestais foram utilizados dois tipos de imagens de satélite.

a) Imagens SPOT-5

A imagem do satélite SPOT-5 obtida é uma imagem multiespectral composta por cinco bandas espectrais (Tabela 2). Sua resolução espacial varia de 2,5 a 20,0 m e

cada cena cobre uma área de 60,0 Km x 60,0 Km. Estas imagens são utilizadas para diversos fins como cadastramento urbano, silvicultura, gestão de solos, etc. (www.spotimage.com; Embrapa, 2009). Foram utilizadas duas cenas dessas imagens neste trabalho. A principal é codificada com o número 730.371, data de 12/01/2003 e a segunda é a 731.371, de 23/12/2005 e cobre apenas uma estreita faixa de planícies litorâneas que corresponde a menos de 5,0% da área de estudo.

Ambas já haviam sido cedidas pela Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Sergipe (Semarh/SE) ao Laboratório de Biologia da Conservação (BIOSE) do Departamento de Biologia da UFS para a realização de estudos anteriores (Santos, 2009) e já tinham registro prévio com projeção em UTM, Zona 24 Sul e Datum SAD-69.

Por possuírem alta resolução, estas imagens permitem realizações de interpretações visuais adequadas para a identificação de seus elementos, e no presente caso, os fragmentos de floresta. Para este estudo, sua resolução espacial foi modificada para 30,0 m através da ferramenta *resize* do programa ENVI 4.3. O objetivo deste procedimento foi de torná-la equivalente em tamanho à imagem LANDSAT-5 (ver item b). Ao final, todos os fragmentos mapeados foram diagnosticados numa mesma escala o que facilitou a elaboração do mapa de vegetação para toda a paisagem.

Tabela 2. Características de resolução espacial e espectral das imagens SPOT-5

Bandas	Resolução espectral (μm)	Resolução espacial (m)
PA e SUPERMODE	0,48 - 0,71	2,5-5,0
Banda 1	0,50 - 0,59	
Banda 2	0,61 - 0,68	10,0
Banda 3	0,78 - 0,89	
SWR	1,58 - 1,75	1.000,0

b) Imagens LANDSAT TM 5

Foi também adquirida, através do banco de imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE (<http://www.dgi.inpe.br>), uma imagem LANDSAT Satélite L5, órbita/ponto 215/67 (data de passagem 07/12/2006). Assim como a SPOT-5, esta é

uma imagem multiespectral, porém possui sete bandas espectrais captadas pelo sensor TM (Tabela 3). Sua resolução espacial é 30,0 m, com exceção da banda 6 com 120,0 m, e cada cena cobre a extensão de 185,0 Km x 185,0 Km com ciclo de 16 dias. Estas imagens são utilizadas em mapeamentos de corpos d'água, mapeamentos de áreas agrícolas e vegetação, identificação e caracterização de geomorfologia (INPE, 2009)

Tabela 3. Características de resolução espectral e principais usos das imagens LandSat-5 (Novo, 1992; INPE, 2009).

Bandas	Resolução espectral (μm)	Resolução espacial (m)	Aplicações
			Mapeamento de águas costeiras
Banda 1	0,45 - 0,52		Diferenciação entre solo e vegetação Diferenciação de tipos de vegetação.
Banda 2	0,52 - 0,60		Reflectância de vegetação verde sadia
Banda 3	0,63 - 0,69	30,0	Absorção de clorofila Diferenciação de espécies vegetais
Banda 4	0,76 - 0,90		Levantamento de biomassa Delineamento de corpos d'água
Banda 5	1,55 - 1,75		Medidas de umidade de vegetação Diferenciação entre neve e nuvem
Banda 6	10,4 - 12,5	120,0	Mapeamento de estresse térmico em plantas
Banda 7	2,08 - 2,35	30,0	Mapeamento hidrotermal

3.3. Pré-processamento

O pré-processamento compreende uma série de técnicas que são aplicadas às imagens e que visa melhorar o seu manuseio. É nesta fase que as imagens recebem tratamentos de contraste, filtragem, correções radiométricas, atmosféricas e geométricas, atribuindo-lhes uma melhor qualidade visual para realizar análises mais complexas. Neste estudo foram empregadas cinco destas técnicas, descritas a seguir.

3.3.1. Composição colorida das imagens

Esta técnica é também denominada de “falsa-cor” e consiste em atribuir cores às bandas das imagens. É um procedimento muito utilizado para o mapeamento do uso da terra, pois permite que os elementos da imagem obtenham cores contrastantes, o que

possibilita ao olho humano uma maior capacidade de discriminar objetos na imagem, fator determinante para utilização de métodos de classificação supervisionada (Campos *et al.*, 2004).

Devido às suas características espectrais e utilidades (Tabela 3), foram selecionadas as bandas 3, 4 e 5 da imagem LandSat-5 às quais foram atribuídas cores, que resultou na composição colorida – RGB (*Red, Green, Blue*) - 3(B)4(G)5(R). A composição colorida das imagens SPOT-5 foi a mesma utilizada por Santos (2009) na qual foi utilizada a combinação das bandas 1(B)2(G)4(R). O efeito resultante é a atribuição da coloração avermelhada à vegetação, tonalidades azuis aos rios e corpos d'água e tonalidade margenta ao solo exposto.

3.3.2. Correção geométrica

Freqüentemente, imagens de satélite possuem certo deslocamento quanto à posição real dos objetos. Este erro de posição deve-se a diversos fatores (p. ex. rotação da Terra, movimento do espelho de imageamento, variações de altitude) que interferem na formação das imagens no momento em que o satélite as registra - imageamento. Por isto, as imagens precisam ser corrigidas a fim de representarem a realidade da melhor forma possível e tornarem-se padronizadas para garantir comparações confiáveis em estudos subsequentes (Novo, 1992; Sulsoft, 2000).

O procedimento de ajuste de uma imagem é denominado correção geométrica ou georreferenciamento e consiste na reorganização dos *pixels* de uma imagem a fim de adequá-los a um determinado sistema de projeção geográfica (Novo, 1992; Sulsoft, 2000, Valente, 2001). Para este estudo, a correção foi realizada adotando-se o sistema de coordenadas planas de Projeção UTM, Datum SAD/69, Zona 24 Sul.

As imagens obtidas possuíam um registro prévio que foi refinado. Assim, foram manipuladas no programa ENVI 4.3 com o qual foram coletados pontos de controle de terreno (CGPs), que consistiram em pontos homólogos entre o mosaico LANDSAT-7 do Estado de Sergipe (Seplantec, 2004) e as imagens aqui utilizadas. Buscou-se coletar pontos que demarcassem cruzamentos de rodovias e objetos identificados nas imagens e confirmados em campo como pontes e prédios.

Para o ajuste, o modo *imagem para imagem* da ferramenta *registration* foi aplicado às imagens (LANDSAT-5 e SPOT-5). Os pontos de controle (GCP's) obtidos do mosaico foram posicionados nestas imagens e a seleção dos GCP's mais adequados foi feita de acordo com Novo (1992), que sugere que os pontos sejam avaliados individualmente, de acordo com o erro quadrado médio (RMS), que é medida utilizada para determinar a precisão dos GPC's, eliminando aqueles com altos valores e em seguida avaliando o RMS geral da imagem.

O RMS funciona como um índice de qualidade do procedimento e constitui a forma mais simples de se ter controle da qualidade da correção geométrica (Jones, 1993). Ele representa a variação entre as coordenadas da imagem e as coordenadas reais e baseia-se na suposição de que os erros ocorrem ao acaso e assim serão distribuídos normalmente ao redor das coordenadas reais e deve ter um valor aproximado de 1,00. Após a determinação dos pontos, foi selecionada a função polinomial de primeiro grau, onde o número mínimo de pontos a serem coletados é de quatro (Sulsoft, 2000), porém, foi coletado um maior número de pontos para assegurar a qualidade do georreferenciamento. Para as imagens Landsat-5 e Spot-5 730371 foram identificados 20 pontos, já para a Spot-5 (731.371) foram identificados 5 pontos.

3.3.3. Manipulações de contraste

Após a correção geométrica, as imagens foram exportadas no formato *GEOTIFF* para o programa SPRING 5.1.4. Neste, foram feitas manipulações de contraste com o auxílio da ferramenta *contraste*, disponível neste programa. Esta ferramenta possibilita que sejam realçadas as diferenças entre objetos na imagem. Manipulações diferentes foram realizadas para cada tipo de imagem com o objetivo de destacar a cobertura vegetal da bacia do rio São Francisco (BSF).

3.3.4. Recortes e elaboração de mosaico

Com as imagens contrastadas, foram feitas extrações das imagens da área de estudo fazendo recortes delas através da ferramenta *recortar plano de informação*. Este recurso permite que um vetor (p.ex. um arquivo *SHAPEFILE*) seja utilizado como uma “máscara” da qual é extraída a informação desejada recortando-a para ser manipulada separadamente. Para isto, foram utilizados os *SHAPEFILES* das Unidades de Planejamento (UP's) e das bacias hidrográficas disponíveis no Atlas digital de Recursos

Hídricos de Sergipe (Seplantec, 2004). Com a obtenção dos recortes, foi elaborado um mosaico o qual pode ser utilizado para mapear os fragmentos e agregar informações de imagens diferentes a um único plano de informação.

3.4. Geoprocessamento aplicado ao mapeamento dos fragmentos da BSF

3.4.1 Definição da escala

Neste estudo, foi adotada a escala de mapeamento de 1:50.000, utilizada por Coutinho (1997) que obteve bons resultados na elaboração de um mapa de uso de solo da cidade de Campinas/SP utilizando imagens LANDSAT TM 5. De acordo com as avaliações feitas pelo autor e as deste trabalho, escalas maiores que a adotada sofriam perda da qualidade devido a granulação que distorcia a definição das bordas dos objetos.

Após as etapas de pré-processamento das imagens descritas acima (correção geométrica, contraste, recorte e mosaico), foi realizada a classificação digital da imagem pelo supervisionado por região para mapear os fragmentos florestais. A classificação foi realizada em duas etapas: a segmentação, que é obrigatória para a classificação por região, e em seguida, a classificação propriamente dita.

3.4.2. Segmentação

A segmentação vem sendo utilizada amplamente no âmbito da avaliação ambiental e sensoriamento remoto (Nascimento & Filho, 1996; Padilha & Kurkdjian, 1996; Coutinho, 1997). Neste procedimento, a imagem é fragmentada automaticamente em regiões (fragmentos) homogêneas quanto a uma dada característica, como por exemplo, nível de cinza de uma imagem (Nascimento & Filho, 1996), com o objetivo de criar regiões que contêm pixels contíguos com informações semelhantes quanto ao comportamento espectral (INPE, 2009).

De acordo com Moik (1980), Ballard & Brown (1992: citado por Nascimento & Filho, 1996) e Coutinho (1997), o procedimento pode ser descrito desta maneira:

1. Cada região é denominada R_i e é descrita por um conjunto de pontos circundados por um limite fechado e comprimento finito;

2. Uma segmentação do domínio R de uma imagem é um conjunto finito de regiões, tal que: R é a união de R_i e a interseção entre R_i e R_j é igual a zero para todo i diferente de j .

A segmentação é baseada em duas características dos tons de cinza de uma imagem: a descontinuidade e a similaridade. O método da descontinuidade baseia-se na mudança abrupta dos valores de cinza e o método da similaridade fundamenta-se na agregação de *pixels* em função da sua semelhança com os vizinhos.

Para determinar estas regiões, dois limiares são requeridos: a similaridade e o tamanho da área. O primeiro é o limiar abaixo do qual duas regiões são consideradas similares e então agrupadas, ou seja, o valor da distância Euclidiana mínima entre as médias das regiões consideradas. O segundo limiar é o valor da área mínima, dado em número de *pixels*, para que uma região seja individualizada. A definição dos limiares é uma etapa crítica do processo, pois determinará a precisão da segmentação (INPE, 2009).

Segundo Shoenmakers *et al.* (1991), se os limiares forem muito baixos, o processo não atribuirá muitos pixels às regiões fragmentadas. Por outro lado, se forem muito altos, pixels representativos de diferentes classes serão incorretamente agrupados numa mesma região. Por esta razão, a imagem das bordas precisa ser avaliada para confirmar ou rejeitar os limiares adotados. Para que o procedimento tenha um bom desempenho é necessário que as regiões sejam homogêneas texturalmente e suas bordas sejam precisas (Halarick & Shapiro, 1985; Coutinho, 1997).

Desta forma, não há uma padronização quanto à combinação ideal dos limiares. Para a obtenção de bons resultados, a imagem segmentada deve ser avaliada caso a caso de acordo com a resolução e a escala de trabalho.

Existem duas modalidades de segmentação disponíveis no SPRING 5.1.4. A primeira é a segmentação por *detecção de bacias*. Esta modalidade detecta bacias de uma imagem resultante do processo de extração de bordas. O procedimento pressupõe uma representação topográfica da imagem, ou seja, para uma dada imagem, o valor de nível digital de cada pixel equivale a um valor de elevação naquele ponto. A imagem

equivaleria a uma superfície topográfica com feições de relevo ou uma região com bacias de diferentes profundidades (INPE, 2009).

A outra modalidade de segmentação é a do *crescimento por regiões*, a qual foi adotada aqui. Esta é uma das técnicas mais utilizadas, pois permite extrair atributos e selecionar as amostras mais representativas de cada classe. Neste procedimento, são agrupados dados espacialmente adjacentes onde a imagem é dividida em regiões ou segmentos compostos por conjuntos de *pixels*. Cada *pixel* é rotulado como uma região distinta, R (Kai & Muller, 1991; Nascimento & Filho, 1996; INPE, 2009).

O critério de similaridade baseia-se em um teste estatístico que compara as médias de valores de *pixels*, onde são avaliados todos os pares de regiões espacialmente adjacentes. Caso o resultado seja maior do que o nível determinado, as regiões são separadas em grupos distintos de *pixels*. Assim, divide-se a imagem em um conjunto de sub-imagens e então se realiza a união entre elas, segundo um *limiar de agregação* definido pelo usuário (Earthal *et al.*, 1991; INPE, 2009).

Segundo INPE (2009), para a união de duas regiões A e B vizinhas, deve-se adotar o seguinte critério:

- A e B são similares (teste das médias);
- A similaridade satisfaz o limiar estabelecido;
- A e B são mutuamente próximas (dentre os vizinhos de A, B é a mais próxima, e dentre os vizinhos de B, A é a mais próxima).

Se A e B satisfazem os critérios acima, são agregadas, caso contrário, o sistema reinicia o processo do teste de agregação.

Desta forma, os valores a serem determinados devem ser fixados de acordo com os padrões de repartição espacial dos objetos na imagem. Ou seja, os índices devem ser testados até obter uma boa padronização coerente com o que é visto na tela do computador. De acordo com o exposto, foram testadas combinações destes dois limiares até conseguir um padrão razoável para ser submetido ao processo de classificação.

3.4.3. Classificação

Em seguida, para realizar o levantamento dos fragmentos, as imagens de trabalho, Landsat-5 e Spot-5, foram submetidas, separadamente, ao processo de classificação digital. O método utilizado foi o da classificação supervisionada por regiões que é dividida em duas fases. A primeira é a fase de treinamento, na qual amostras das regiões da imagem segmentada produzida (grupos de pixels) são coletadas pelo analista e alocadas a uma determinada classe.

Na elaboração de mapas categóricos a partir da classificação de imagens é importante definir o mapeamento de acordo com o objetivo de trabalho. Há questões que a simples classificação em duas categorias mata e não-mata é suficiente. Para outras, uma classificação mais detalhada deve ser aplicada, no caso, por exemplo, de se identificar estágios sucessionais da vegetação. Tanto uma categorização simples como uma demasiadamente complexa com muitas categorias podem ser utilizadas, mas isto irá depender do objetivo. Desta forma, esforços podem ser potencializados para cada tipo de estudo (Metzger, 2006).

De acordo com a proposta deste projeto, o mapeamento e a caracterização da estrutura da cobertura florestal da BSF são os principais objetivos no quesito da paisagem. Assim, para alcançá-los, o número de classes foi simplificado para duas categorias, a seguir descritas:

1. Floresta (FRT), classe geral que englobou todos os tipos vegetacionais arbóreo-arbustivos dos biomas da Caatinga e da Mata Atlântica. Não foram determinados neste caso os diferentes estágios de sucessão (primária, secundária) ou tipos vegetacionais (p.ex. semidecidual, caducifólia);
2. Não-floresta (nFRT), onde foram incluídas todas as demais classes como pastos, solo exposto, áreas agrícolas, urbanização, corpos d'água e nuvens.

Através das amostras de treinamento de cada classe, foi adotado o classificador de Bhattacharya (Mather, 1993) para classificar a imagem. Este método supervisionado exige amostras de treinamento coletadas pelo analista e já demonstrou bom desempenho em estudos com objetivos semelhantes aos do presente trabalho, principalmente quanto à discriminação com precisão de diferentes objetos em estudos de mapeamento, uso de

solo e desertificação (Moreira *et al.*, 2003; Góes *et al.*, 2006; Bakani & Sakamoto, 2007; Costa-Filho *et al.*, 2008).

O mecanismo dessa classificação consiste numa medida da distância usada para avaliar a separabilidade estatística entre um par de classes espectrais, ou seja, mede a distância média entre as distribuições de probabilidades entre elas (Costa Filho *et al.*, 2008; INPE, 2009). Definido o classificador, foi executada a classificação com um limiar de aceitabilidade de 95,0%.

A imagem classificada resultante foi submetida ao processo de mapeamento de classes, onde foi criada uma imagem temática contendo as classes determinadas no estudo (FRT, nFRT). Com esta imagem, as classes puderam ser convertidas separadamente em polígonos os quais foram exportados em formato *SHAPEFILE* para serem tratados nos programas de geoprocessamento ENVI 4.3 e ARCGIS 9.2 e analisados no programa FRAGSTATS 3.3.

3.5. Caracterização estrutural dos fragmentos em nível de paisagem

A análise de fragmentos distribuídos por grandes extensões exige o uso de tecnologias capazes de processar grandes volumes de informações provenientes do sensoriamento remoto em períodos curtos de tempo (Turner, 2001). Neste âmbito, utilizou-se o programa FRAGSTATS 3.3 (McGarigal *et al.*, 2002) que é uma ferramenta computacional capaz de realizar análises de padrões estruturais de uma paisagem.

Os polígonos foram convertidos em um arquivo ASC II, formato aceitável para o FRAGSTATS (McGarigal *et al.*, 2002). Para a conversão foi utilizada a ferramenta *conversion feature to Raster* do ArcGis 9.2. Em seguida esse arquivo Raster foi exportado como ASCII para utilizá-lo no programa. Com o arquivo preparado foram selecionadas as métricas que permitiram realizar a caracterização dos fragmentos da BSF, baseando-se em estudos anteriores (Valente, 2001; Basilie, 2006, Tambosi, 2008).

Assim, os fragmentos de floresta (FRT) obtidos durante o processo de classificação da imagem, foram avaliados sobre a perspectiva três escalas (Figura 7): *i. Escala da BSF*, onde foram feitas as leituras de todos os fragmentos para caracterizar os fragmentos da BSF como um todo; *ii. Escala de bioma*, onde os fragmentos foram

divididos em duas categorias correspondentes às regiões dos biomas da Mata Atlântica e da Caatinga, e *iii. Escala dos fragmentos*, onde foram avaliados os fragmentos vistoriados nesse estudo (ver item 3.6).

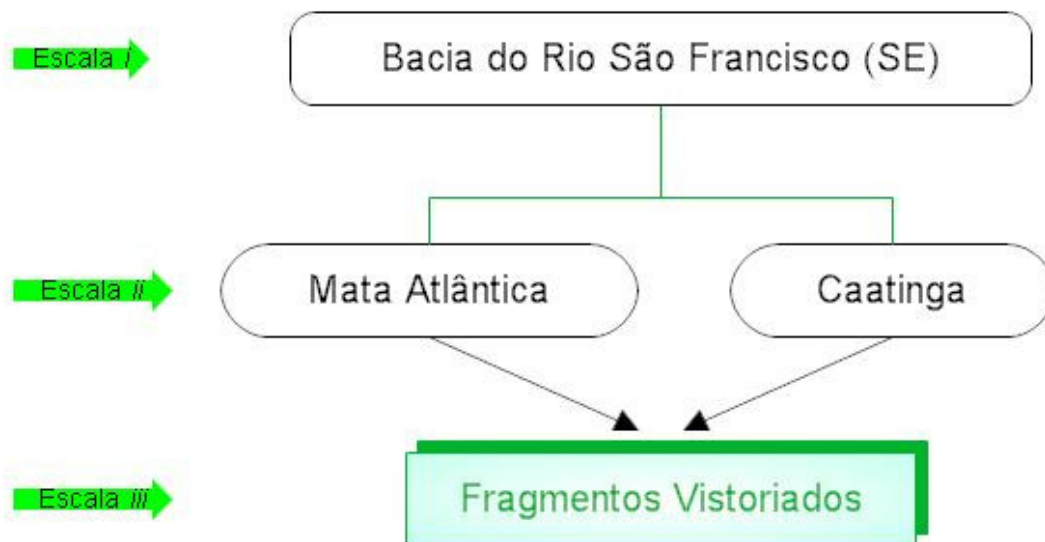


Figura 7. Escala de avaliação das métricas de paisagem na BSF

As métricas utilizadas podem ser divididas em três grupos:

a) *Quantitativos*. Foram contabilizados o *número total de fragmentos* (NP) distribuídos em toda a paisagem, a *densidade de fragmentos* (PD) que equivale ao número de fragmentos dividido pela área total da paisagem em hectares e o *tamanho da área* (AREA) dos fragmentos em hectares. Essas métricas ajudaram a visualização geral da BSF e como os fragmentos estão distribuídos por bioma.

b) *Qualitativos*, onde foi avaliada a complexidade de forma, a geometria dos fragmentos. Se eles tendem a serem simples e compactos, ou irregulares *torcidos*. A forma é um atributo extremamente difícil de ser capturado como uma métrica devido ao infinito número de possibilidades de forma. Assim, métricas de forma são índices generalizados da complexidade geral e não representam numa tentativa de atribuir um valor a cada fragmento.

As medidas mais comuns de complexidade de forma são baseadas na relação do perímetro *versus* área, conhecida como *taxa perímetro/área* (PARA) padronizado para uma simples forma Euclidiana (ex. Círculo ou quadrado). A interpretação varia entre métricas de forma, mas em geral, altos valores para um determinado índice significam maior complexidade de forma ou maior afastamento da simples geometria Euclidiana (FRAGSTATs 2002).

Neste estudo, foi selecionado o *Índice de forma média* (SHAPE) que expressa a forma média dos fragmentos em função da razão média de sua relação perímetro/área comparada a uma forma padrão. A forma padrão adotada foi o quadrado devido à transformação dos polígonos para um arquivo *RASTER*, formato em que um conjunto de células quadradas representa os fragmentos (Kaukinen *et al.*, 2008). O valor de referência do SI será igual a 1, que advém da geometria Euclidiana onde todos os fragmentos foram comparados a forma quadrada perfeita. Quanto maior o valor do SI maior será a irregularidade das formas dos fragmentos da paisagem da BSF.

Outra métrica utilizada foi a *taxa perímetro/área* (PARA), que é uma medida simples de complexidade na qual não há padronização para uma forma Euclidiana simples. O problema dessa métrica é que a forma é que o índice varia com o aumento do tamanho do fragmento. Por exemplo, mantendo-se a forma do fragmento, um aumento na sua área diminui a taxa perímetro/área.

c) *Isolamento/Proximidade*. Estas métricas referem-se à tendência dos fragmentos de serem relativamente isolados no espaço (distantes) uns dos outros fragmentos. Devido a noção de isolamento ser vaga, existem várias medidas possíveis dependendo de como a distância é definida e de como os fragmentos são tratados. Se d_{ij} é a distância do vizinho mais próximo do fragmento I para um outro j do mesmo tipo, então o isolamento médio dos fragmentos podem ser simplesmente somado como a *distância média do vizinho-mais-próximo* sobre todos os fragmentos (FRAGSTATs 2002).

Por outro lado, isolamento pode ser formulado considerando a forma e a proximidade dos fragmentos vizinhos dentro da vizinhança que circunda cada fragmento. O *índice de isolamento* de Whitcomb *et al.* (1981) ou o *índice de proximidade* (PROX) de Gustafson & Parker (1992), utilizam o tamanho da vizinhança especificado pelo usuário, relacionado a escala do processo ecológico em consideração.

O índice de proximidade original foi formulado para considerar somente fragmentos de uma mesma classe dentro de uma vizinhança específica. Essa representação binária da paisagem reflete uma perspectiva de biogeografia de ilhas no seu padrão. Alternativamente, essa métrica pode ser formulada para considerar as contribuições de todos os fragmentos de todos os tipos, refletindo a perspectiva de mosaico de paisagem nos padrões de paisagem (FRAGSTATS, 2002).

Para avaliar os fragmentos da BSF quanto ao grau de isolamento foi utilizado o PROX que é igual à soma da área do fragmento m^2 dividido pela distância borda-a-borda quadrada mais próxima (m^2) entre o fragmento focal e todos os outros circundantes dentro de uma distância (m) específica do fragmento focal. Nesse estudo, foi adotado um *buffer* de 1.000,0 m, extrapolando a idéia de locomoção diária dos guigós em seu hábitat (Bicca-Marques & Heymann, no prelo) para a perspectiva deles percorrerem essa distância para dispersar para outros fragmentos próximos.

O PROX é adimensional e será sempre maior ou igual a zero ($PROX \geq 0$). Se o PROX for igual a 0, o fragmento não possui vizinhos de acordo com o *buffer*, raio de busca determinado, e aumentará seu valor como aumento do número de fragmentos em sua vizinhança, o que indica que os fragmentos estão mais próximos e contíguos (menor fragmentação da paisagem). O maior valor de PROX é afetado pelo raio de busca, o mínimo pela distância entre fragmentos (Gustafson & Parker, 1992).

Outra métrica utilizada aqui foi a *distância euclidiana do vizinho mais próximo* (ENN). ENN é igual a distância (m) para o fragmento vizinho mais próximo, baseada na menor distância borda-borda a qual é medida do centro de uma célula para o centro de outra célula variando de 0 a infinito ($ENN > 0$) (FRAGSTATs 2002).

Quando ENN aproxima-se de 0, a distância para o vizinho mais próximo decresce. O valor mínimo de ENN é restringido pelo tamanho da célula. É uma das mais simples métricas e tem sido muito usada para quantificar o isolamento dos fragmentos (FRAGSTATs 2002).

3.6. Levantamento de populações de guigós

Jerusalinsky *et al.* (2006) e Santos Jr. *et al.* in prep já identificaram algumas dezenas de localidades sergipanas onde ocorre *Callicebus coimbrai*, mas esses estudos

foram realizados principalmente na região costeira do estado, abrangida pelo bioma Mata Atlântica, partindo da premissa de que a espécie ocorreria exclusivamente neste bioma (Kobayashi & Langguth, 1999). No presente estudo, o trabalho foi dividido em duas etapas. A primeira correspondeu à fase de planejamento na qual foi realizado um diagnóstico preliminar dos fragmentos florestais da BSF. Este levantamento foi feito pela interpretação visual das imagens na tela do computador, usando duas imagens SPOT-5 (730.371) e uma LANDSAT-5 que foram submetidas a processamento simples de manipulação de contraste da imagem dando a elas colorações que destacassem a vegetação.

A idéia inicial foi a de estabelecer uma transecção ao longo da região que contivesse um número equivalente de fragmentos por bioma. Porém, este procedimento foi modificado e o estudo foi feito utilizando a divisão da BSF em sub-bacias, para incluir dados de levantamentos anteriores que não haviam sido coletados com esta perspectiva. Desta forma, as sub-bacias foram agrupadas em quatro setores que foram vistoriados de acordo com a avaliação prévia, informações dos levantamentos anteriores e entrevistas informais com moradores locais.

Os setores foram dispostos ao longo do gradiente entre os biomas da Mata Atlântica e da Caatinga (Figura 8). No Setor 1, que representa a Mata Atlântica, os fragmentos florestais já haviam sido vistoriados e diagnosticados quanto à presença de *Callicebus coimbrai* por Jerusalinsky *et al.* (2006).

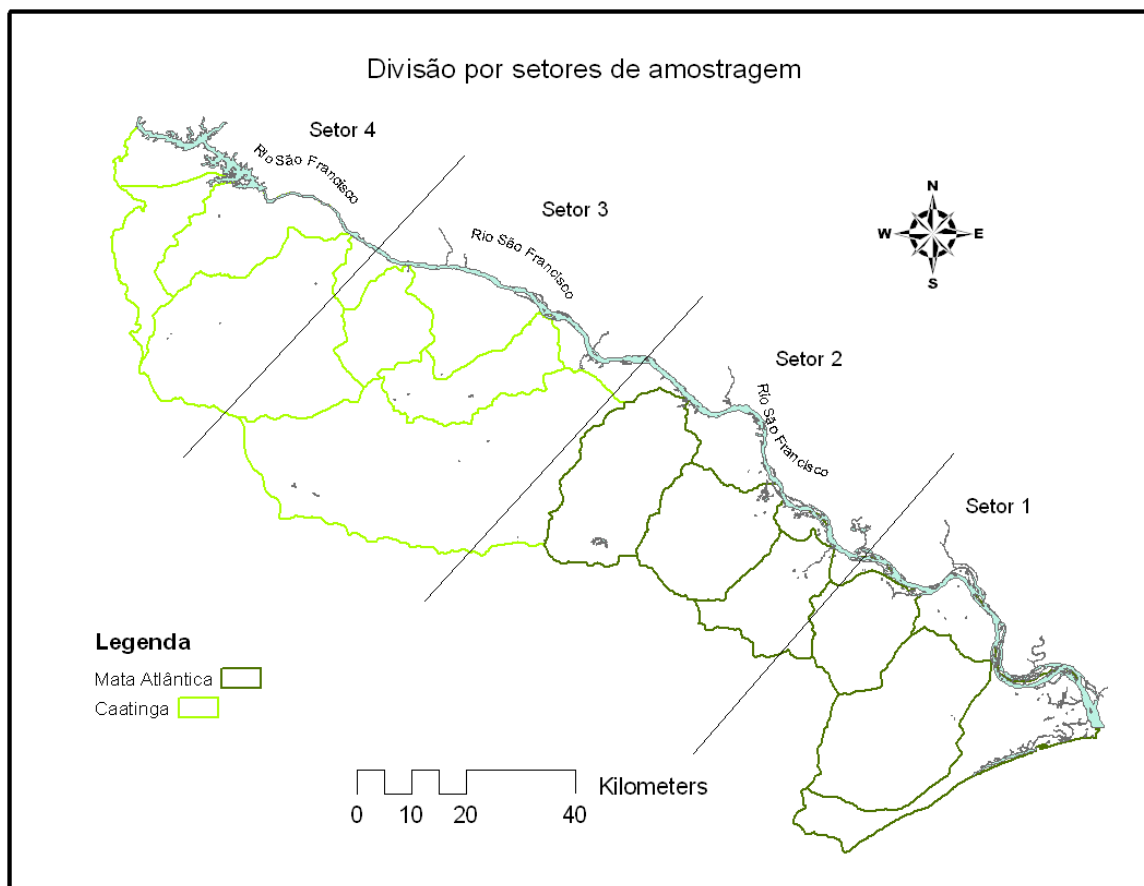


Figura 8. Divisão dos setores para coleta de dados sobre populações de guigós na BSF.

Nos demais setores poucas coletas isoladas haviam sido realizadas até o início deste estudo. Jerusalinsky *et al.* (2006) registraram alguns pontos da Caatinga, incluindo uma localidade em Porto da Folha (Fazenda São Pedro -10°02' S, 37°24' W). Coletas no setor três foram realizadas em outubro de 2008, e de abril a outubro de 2009, com a realização de duas campanhas mensais onde foram coletados dados nos setores 2 e 4 sobre a presença/ausência de primatas e caracterização de hábitat no âmbito do projeto Universal (protocolo processo no. 302747/2008-7 - CNPq).

Visando padronizar a amostragem mínima adotada foi de um número 10 fragmentos por setor os quais deveriam possuir área mínima de 20,0 ha. Este critério foi adotado devido ao fato de que a área de vida média em *Callicebus sp.* é de 25,0 a 50,0 ha na maioria das espécies (Bicca-Marques & Heymann, no prelo). Assim, fragmentos iguais ou maiores de 20,0 ha foram considerados como abrigos potenciais para pelo menos um grupo de guigós.

Na segunda etapa, foram realizadas as coletas de campo, onde foram levantadas informações sobre os fragmentos e a presença/ausência de *Callicebus sp.*. As informações básicas coletadas foram: (a) localização geográfica demarcada com GPS Garmin 60 Csx, (b) a data e o período da vistoria (manhã/tarde), (c) estágio sucessional da floresta, dividido em 3 categorias a saber: primária, secundária inicial e secundária tardia, (d) nome de proprietários e principais ameaças (indícios de caça, incêndios, desflorestamento) (e) aspectos de vizinhança onde foram coletadas informações sobre o que compunha a matriz no entorno do fragmento quanto a presença de pasto, culturas agrícolas e urbanização.

A presença de guigós nos fragmentos foi detectada através do uso de “*playback*”, que consiste em emitir gravações de vocalizações de *Callicebus* através de *alto-falantes*, seguindo o procedimento e equipamento em estudos anteriores (Santos Jr., 2007, Chagas, 2009). O equipamento de *playback* (Figura 9) tem como componentes um *mp3 player* portátil acoplado a um circuito de amplificação semelhante ao usado em caixas de som de computador de mesa. Este conjunto é conectado a um megafone de mão da marca CSR, modelo HMP 1501 que tem uma potência de 35,0 w e alcance estimado de 600,0 m (em área aberta).



Figura 9. Equipamento de playback utilizado nesse estudo.

O *playback* é um meio eficiente de verificar a presença de guigós, considerando que estes animais não somente respondem à gravação, como avançam frequentemente na direção da fonte emissora (Jerusalinsky *et al*, 2006; Printes, 2007; Santos Jr., 2007).

As vocalizações utilizadas para estimular a resposta dos grupos de guigós foram obtidas pela gravação em fita cassete de grupos silvestres de espécies de *Callicebus* do grupo *personatus* pelo Centro de Pesquisa e Conservação dos Primatas brasileiros (CPB). Estas gravações foram digitalizadas e transferidas para o computador com auxílio do software *Imtoo Audio Encoder* (Imtoo Software, 2009. Disponível em: <http://www.imtoo.com/>) com o qual foram convertidas para o formato de áudio mp3 e posteriormente armazenadas em *mp3 player* (Santos Jr., 2007).

Os levantamentos populacionais foram realizados através das respostas vocais obtidas dos grupos de guigós estimulados a responder ao *playback*. O procedimento consistiu em executar o *playback* na borda e no interior do fragmento usando trilhas pré-existentes, as quais foram percorridas a uma velocidade de aproximadamente 1,5 km/h. Durante as caminhadas, o equipamento de *playback* era acionado em intervalos de tempo de 10 minutos. Para as amostragens foram priorizados os períodos do início da manhã (entre 6:00 h e 9:00 h) e o final da tarde (15:00 h e 17:00 h), horários de maior eficiência do procedimento (Melo & Mendes, 2000; Printes, 2007; Santos Jr., 2007).

Este procedimento de verificação da presença/ausência de guigós foi repetido no mínimo três vezes por fragmento, quando necessário. Para a determinação do número de grupos dentro de cada fragmento, foi verificado quantos grupos responderam ao *playback* simultaneamente. Para isso, dois pesquisadores posicionavam-se a uma distância mínima de 100,0 m um do outro, com o objetivo de se obter a percepção máxima das vocalizações (veja Costa, 2009; Freitas, 2010). Após cada registro, os pesquisadores determinavam o número de grupos no fragmento com base nas duas perspectivas individuais.

Em caso positivo de resposta ao *playback* era feito um esforço para localizar o grupo e identificar sua composição quanto ao número de membros, faixa-etária e sexo. Tentou-se fotografar os animais para auxiliar na identificação da espécie e efetuar gravações de suas vocalizações, a fim de se obter um banco audiovisual. Os registros de áudio foram feitos com um gravador portátil da M-Audio modelo microtrack\

3.7. Avaliação da influência das características dos fragmentos na presença/ausência de guigós na BSF.

Para produzir subsídios para a compreensão de como as características dos fragmentos relacionavam-se com a ocorrência dos guigós na paisagem da BSF foi gerado um modelo de regressões logísticas que permitiu a análise simultânea de múltiplos fatores poderiam influenciar na presença/ausência de guigós na área de estudo. Esse tipo de avaliação refere-se a um teste baseado em estatísticas de regressão logística, adequados para investigar se uma dada variável quantitativa está correlacionada concomitantemente a várias outras independentes (Beiguelman, 2002).

Atualmente, este tipo de análise tem sido adotado em substituição ao teste clássico de hipóteses nulas, quando são confrontadas múltiplas hipóteses. O arcabouço teórico é considerado para se escolher o melhor modelo dentre um grande conjunto de modelos concorrentes, ou uma combinação dos modelos mais parcimoniosos para responder um determinado problema (Beiguelman, 2002, Rangel et al, 2010).

Para realizar este teste, foi utilizado o programa computacional SAM (Spatial Analysis in Macro Ecology) que permite construir modelos baseados em dados de presença/ausência para o estudo de distribuição de espécies no contexto da modelagem de nicho, ou modelos de distribuição de espécies (SDM's). Essa regressão logística pode ser utilizada quando os dados de presença e ausência são disponíveis permitindo uma primeira avaliação das variáveis ambientais e o seu relacionamento com processos macroecológicos.

Tendo vista essas possibilidades de avaliação, buscou-se esclarecer como as características da paisagem descritos neste estudo – forma (SI e PAR), tamanho (PS), isolamento e proximidade (ENN e PROX) - contribuem para a presença ou ausência dos fragmentos.

4. Resultados

4.1. Pré-processamento

O mapeamento dos fragmentos florestais da bacia do rio São Francisco (BSF) baseou-se no mapa categórico elaborado neste projeto. O objetivo foi o de inventariar a cobertura da vegetação remanescente. Desta forma, não foi confeccionado um mapa de uso da terra que destacasse cada unidade da matriz onde os fragmentos estavam inseridos. Decidiu-se simplificá-lo em apenas duas categorias: FRT (floresta) e nFRT (não-floresta), portanto, a classe nFRT acumulou os diferentes elementos constituintes da matriz (pastagens, plantações, zona urbana, corpos d'água e nuvens).

Para reconhecer os fragmentos foram realizadas manipulações de contraste das imagens Landsat-5 e Spot-5 que os destacavam em tons avermelhados (Figura 10), tendo em vista a capacidade da vegetação de absorver radiações espectrais nas faixas vermelha e infra-vermelha (INPE, 2009). Através deste procedimento e com conhecimento de campo, os fragmentos puderam ser identificados.

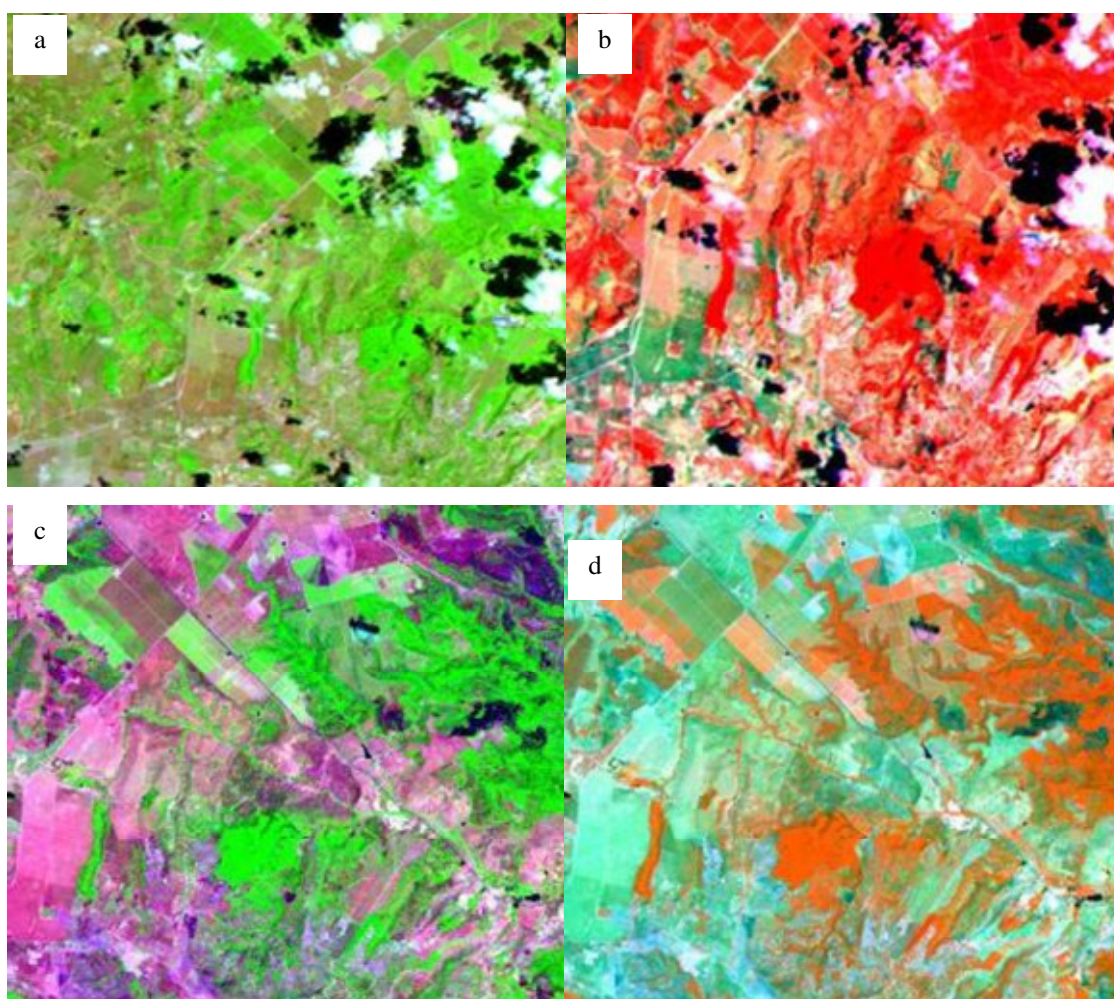


Figura 10. Resultado da manipulação de contraste. Recortes da imagem Landsat-5 (a) e Spot-5 (c); figuras b e d, imagens após a manipulação de contraste.

Quanto à correção geométrica, foram selecionados para o georreferenciamento 34 pontos de GCP (Tabela 4). Os resultados alcançados foram satisfatórios, tanto em relação aos valores de RMS quanto à apresentação visual da correção (Figura 11), como pode ser verificado com a comparação entre posicionamento correto das imagens e as linhas das estradas estaduais (Seplantec, 2004).

Tabela 4. Número de pontos controle e erro médio quadrático (RMS).

Imagem	Pontos identificados	Pontos excluídos	Total de pontos	RMS
Landsat-5	20	4	16	1,257
Spot-5 (730.371)	20	7	13	1,427

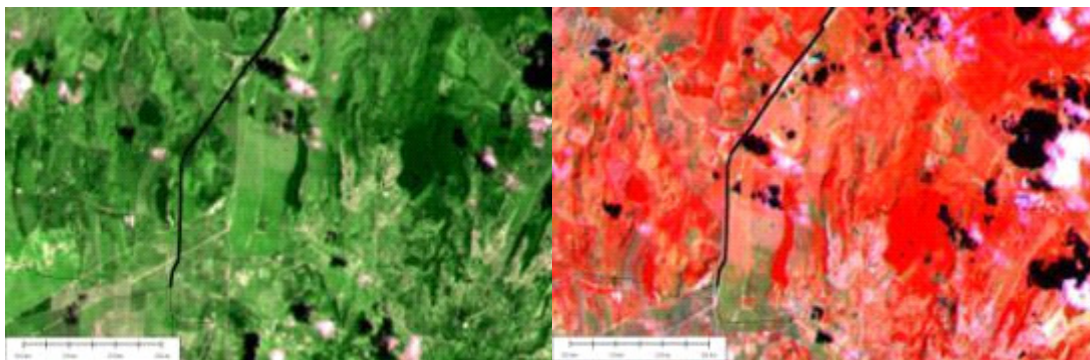


Figura 11. Sobreposição da linha do vetor de uma estrada estadual (linha em preto) à imagem Landsat-5 original (esquerda) e georreferenciada (direita).

Com a sobreposição de imagens georreferenciadas, foi produzido o mosaico da região (Figura 12 a). A imagem Landsat-5 cobriu 91,23 % da área da BSF (Figura 12 b), enquanto que a imagem Spot-5 (730.371) foi utilizada somente em 8,8 % (Figura 12 c). Os 8,77% restantes não foram mapeados, pois a imagem Spot-5(371.731) que abrange esta área está localizada na região litorânea da sub-bacia do Rio Sapucaia (Figura 12 c) na qual a formação de dunas é o aspecto mais destacado, e desta forma, não foi considerada para a análise por não se tratar de hábitat para o guigó.

Outra área excluída foi a região drenada pelo riacho da Onça, afluente do rio Betume, de 14.954,00 ha, a qual não foi possível mapear automaticamente, pois para esta área, recortes das imagens Landsat-5, Spot-5 (730.370) e Spot-5 (730.371) seriam necessários, o que dificulta o mapeamento devido ao mosaico das três imagens apresentar diferentes tonalidades para uma região muito pequena. Optou-se pelo mapeamento anterior de Santos (2009), que não identificou fragmentos com área maior que 17,0 ha nestas duas regiões. Desta forma, assumiu-se que não haveria prejuízo na análise quanto à exclusão desta área devido a sua pequena proporção em relação área total de estudo.

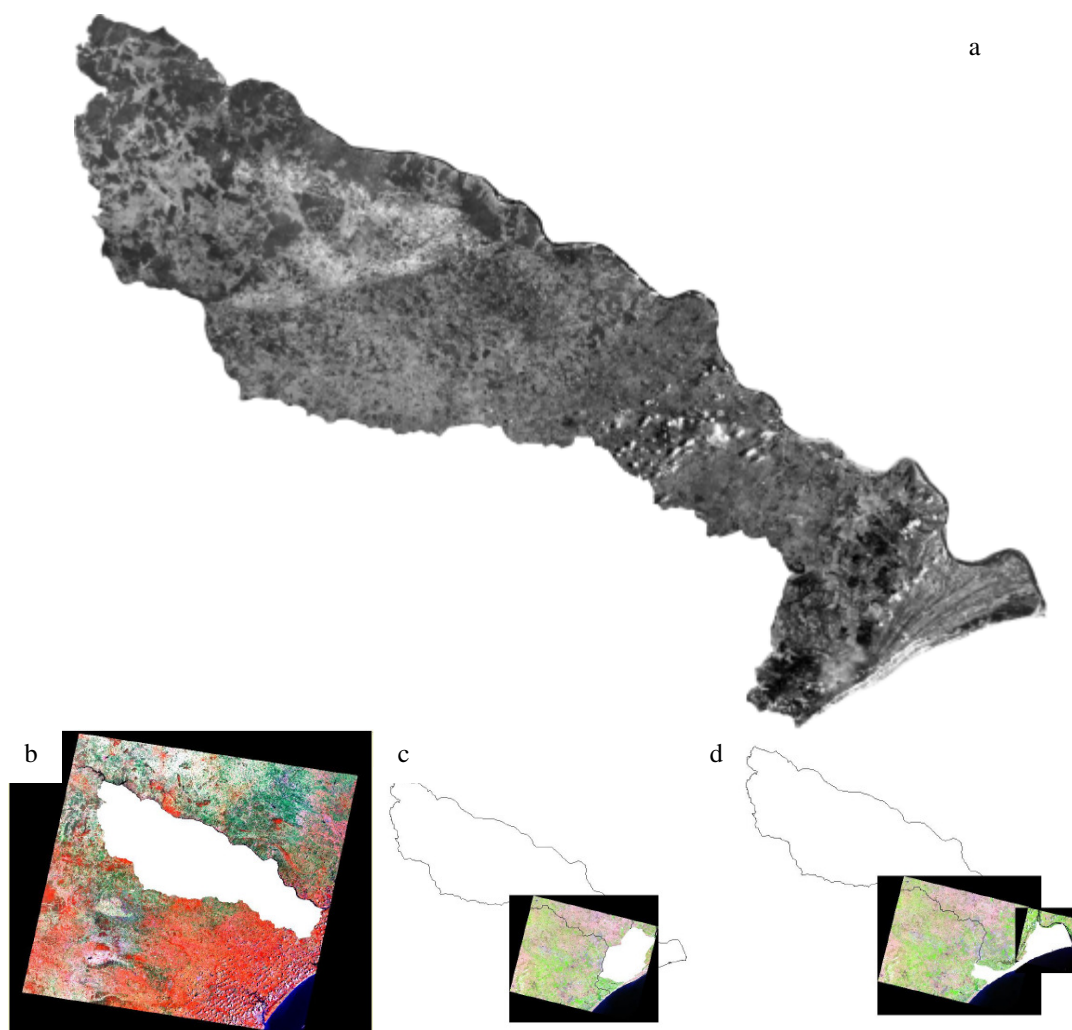


Figura 12. a) Em branco recorte feitos sobre as imagens; b) Imagem Landsat-5; c) imagem Spot-5 (730.371) e recorte e d) sobreposição de b) e da imagem Spot-5 (731371).

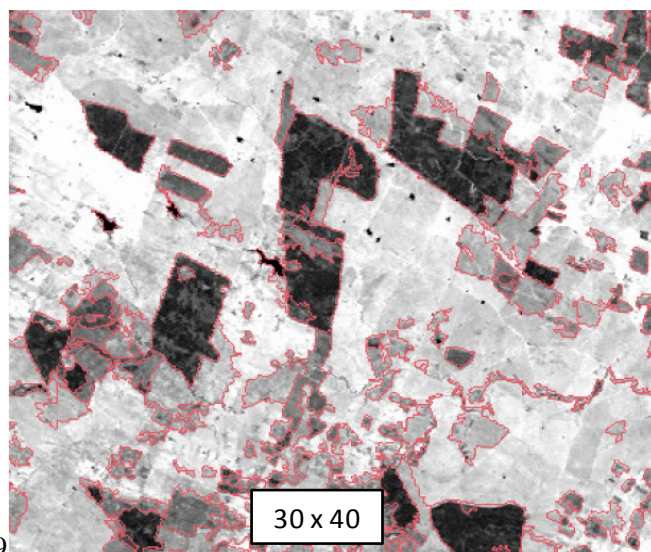
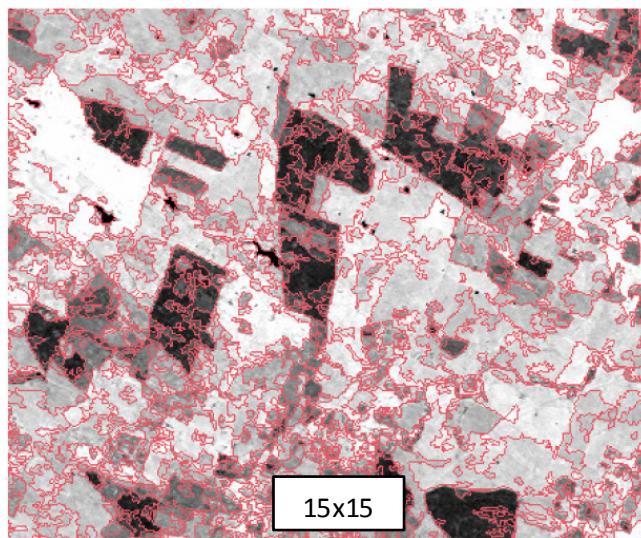
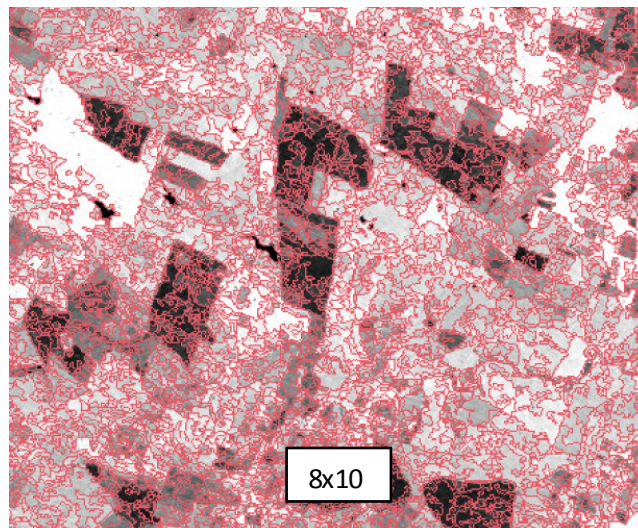
4.2. Geoprocessamento

Não havendo uma combinação padrão dos índices de similaridade e de área necessários para segmentar as imagens, foi necessário realizar testes sobre possíveis combinações. Foram feitos nove testes (Tabela 5) com combinações que foram utilizadas em outros trabalhos (Nascimento & Filho, 1996; Padilha & Kukdjian, 1996; Coutinho, 1997; INPE, 2009).

Tabela 5. Combinações dos limiares de similaridade e de área testadas.

Similaridade	Limite de área (n. pixels)	Referência
8	10	INPE (2009); Padilha & Kukdjian (1996)
10	8	Padilha & Kukdjian (1996)
10	12	Padilha & Kukdjian (1996); Nascimento & Filho (1996)
10	25	Padilha & Kukdjian (1996)
12	10	Padilha & Kukdjian (1996)
15	15	Padilha & Kukdjian (1996)
20	20	Coutinho (1997)
30	40	Coutinho (1997)
50	50	Coutinho (1997)

De acordo com a análise visual de cada padrão obtido pela segmentação, três foram selecionadas para demonstrar o efeito desta técnica (Figura 13). A combinação 8x10 apresentou alta fragmentação da imagem, desta forma, foram formados pequenos grupos de pixels. A combinação 30x40, pelo contrário, formou polígonos muito abrangentes favorecendo a formação de grupos de pixels bastante heterogêneos. A imagem segmentada com a combinação 15x15, escolhida para realizar a classificação das imagens de satélite neste estudo, apresentou um padrão intermediário, sem a excessiva fragmentação da combinação 8x10, nem agrupamentos muito heterogêneos de pixels como a segmentação 30x40 (Figura 13).



99

Figura 13. Imagens segmentadas. Três diferentes combinações dos índices de similaridade e de área, sobreposta à imagem Landsat-5 monocromática: linhas fechadas indicam os polígonos formados

4.2.2. Classificação

Determinada a imagem segmentada, iniciou-se o processo de classificação das duas imagens utilizadas separadamente. Assim, foram coletadas amostras de treinamento para as duas classes definidas para o estudo (FRT, nFRT) em cada uma dessas imagens. Neste caso, as amostras foram baseadas nos polígonos determinados pela imagem segmentada 15x15 (Figura 13). Em seguida, foram analisadas com a ferramenta *Análise de amostras* disponível no programa SPRING 5.1.4; com este recurso foi possível verificar o comportamento dos dados coletados para cada classe quanto a sua coerência através da matriz de erro ou de confusão (INPE, 2009).

A matriz de confusão consiste numa matriz quadrada $m \times m$, onde m é o número de classes definidas. A diagonal dessa matriz compreende o número de pixels corretamente classificados. Suas linhas correspondem aos valores das classes de verdade terrestre, ou seja, o que é visto na imagem e as colunas são as classes do mapa obtido. As matrizes de erro, representadas nas tabelas 6 e 7, caracterizam-se por resumir os erros de inclusão (pixels que não pertencem à classe e foram a ela atribuídos) e erros de omissão – pixels que pertencem à classe em questão e não foram a ela atribuídos (Coutinho, 1997; Nishida, 1998; INPE, 2009).

Quando uma amostra é analisada, os polígonos adquiridos são testados medindo-se o quanto das amostras selecionadas para uma classe foi identificado como pertencentes à outra classe. Amostras com maior coerência devem apresentar 100% de amostras identificadas como pertencentes à classe. Neste estudo, pelo fato de não haver uma série de categorias (p.ex. pasto, mata secundária, solos expostos) obteve-se 100% de coerência, não havendo confusão entre as classes, garantindo a confiabilidade do processo de classificação (Tabelas 6 e 7).

Tabela 6. Matriz de confusão para a classificação da imagem Landsat-5.

	FRG	nFRT	Abstenção	Soma
FRG	39589 (29.41%)	0 (0.00%)	0 (0.00%)	39589
nFR	0 (0.00%)	95017 (70.59%)	0 0.00%	95017
Soma	39589	95017	0	134606

Tabela 7. Matriz de confusão para a classificação da imagem Spot-5 730.371

	FRG	nFR	Abstenção	Soma
FRG	14848 (58.35%)	0 (0.00%)	0 (0.00%)	14848
nFR	0 (0.00%)	10597 (41.65%)	0 (0.00%)	10597
Soma	14848	10597	0	25445

Após esta análise, foi utilizado o classificador de Bhattacharya com nível de aceitação de 95,0% para classificar as duas imagens separadamente. Ou seja, assume-se que o mapa elaborado a partir dessa classificação possui 5,0 % de erro, onde manchas de vegetação podem ter sido classificadas erroneamente como tal. Assim, as duas imagens geradas foram unidas através da ferramenta *mosaico* do SPRING 5.1.4 para obter uma única imagem da qual foi produzido o mapa temático da cobertura florestal da BSF em Sergipe (Figura 14).

4.2.3. Caracterização geral dos fragmentos da BSF em nível de paisagem

O mapa temático foi vetorizado e importado para o ARCGIS 9.2 para serem avaliadas no pacote Patch Analyst 4, no qual foram mensuradas as métricas de área, tamanho e forma dos fragmentos da BSF. Dos 744.522,00 ha da BSF, 8,77% não foram diagnosticados (Figura 14), assim, a área total da paisagem (TLA) avaliada é de 679.210,30 ha. A cobertura florestal remanescente ocupa uma área (CA) de 73.850,70 ha, ou 10,87 % da área mapeada (Tabela 8).

A vegetação mapeada é composta por 5.453 fragmentos florestais (NumP). A menor área mapeada teve valor de 0,12 ha e o valor máximo foi 2.036,13ha. A maioria dos fragmentos (81,0%) possui menos de 10,00 ha (Figura 15) e representam 20,25% da área total da paisagem. Os 16 fragmentos maiores que 400,00 ha contribuem com 21,73% da área total (Tabela 9).

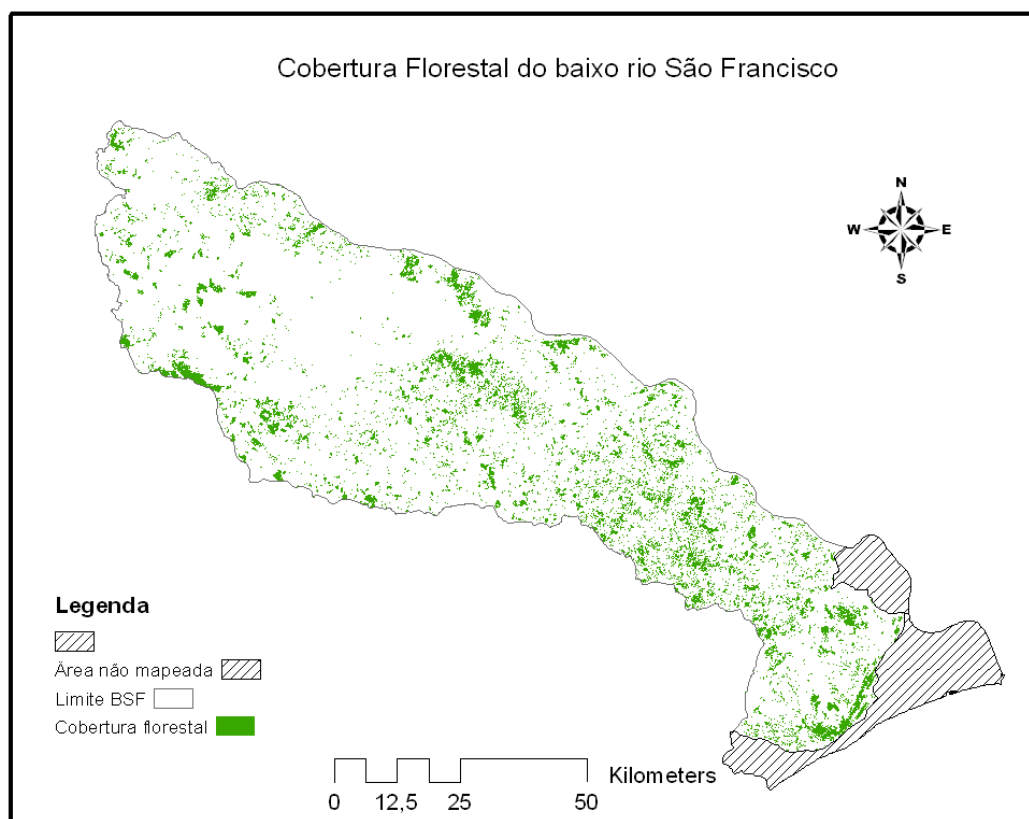


Figura 14. Ilustração da cobertura florestal da BSF

Tabela 8. Área e perímetro dos fragmentos florestais identificados na BSF.

Variável	Valor:			
	Total	Mínimo	Médio±DP	Máximo
Área (ha)	73.850,66	0,0162	13,54±72,14	3.196,0
Perímetro (km)	10.633,14	50,91	1.949,96±5.805,88	228.096,0

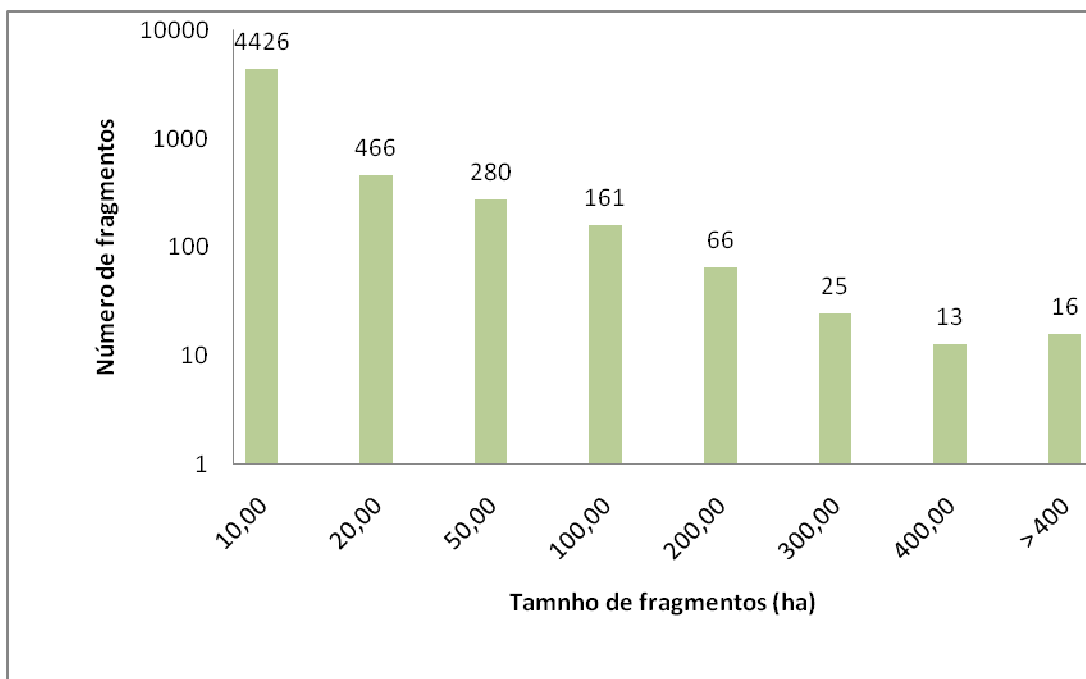


Figura 15. Contribuição relativa de cada classe de tamanho de fragmento à área total da paisagem.

Tabela 9. Número de fragmentos (NumP) e proporção em área por classes de tamanho.

Classes de tamanho	NumP	Área %
0 - 10,0	4426	20,25%
10,0 - 20,0	466	8,84%
20,0 - 50,0	280	14,21%
50,0 - 100,0	161	10,20%
100,0 - 200,0	0	10,81%
200,0 - 300,0	25	7,67%
400,0 - 400,0	13	6,29%
> 400,0	16	21,73%
Total	5453	100,00%

A partir dessa primeira avaliação, foram feitos ajustes para tornar a análise mais prática e relacionada ao organismo em questão. Assim, baseado no conhecimento sobre o uso de área de vida média dos guigós e nos resultados ilustrados nos gráficos das figuras 15 e tabela 9, determinou-se a área mínima de trabalho de 20,00 ha. Esta medida foi adotada por Basile (2006) e visa tornar a análise mais prática quanto à quantificação e caracterização da distribuição dos fragmentos entre os biomas Mata Atlântica e Caatinga.

4.2.4. Caracterização da distribuição e estrutura dos fragmentos florestais maiores que 20 ha da BSF

Os polígonos originais, resultantes da classificação e do mapeamento de classes, foram processados para conter apenas os fragmentos com o tamanho mínimo de área. Assim, com a ferramenta *limpar vetor* do SPRING 5.1.4, foram excluídos todos os fragmentos menores que 20,0 ha. Com o arquivo editado, o Patch Analyst 4 foi novamente utilizado para obter as métricas da estrutura dos fragmentos.

Um novo mapa foi elaborado para a visualização geral da distribuição dos fragmentos da BSF (Figura 16). Os fragmentos maiores que 20,0 ha totalizam 561 fragmentos de tamanho médio de 90,17 ha (Tabela 10). Em relação a toda a área da BSF, estes fragmentos ocuparam uma área de 50.608,22 ha, que correspondem a 7,45 % da área total da paisagem (TLA) (ver item 4.2.3).

Mais uma vez, a primeira classe de tamanho foi a mais numerosa, com 274 fragmentos, 48,92 %, contendo área entre 20,0 e 40,0 ha (Tabela 10). Em termos de área somam 7.758,57 ha ou 15,33 % da área total de fragmentos.

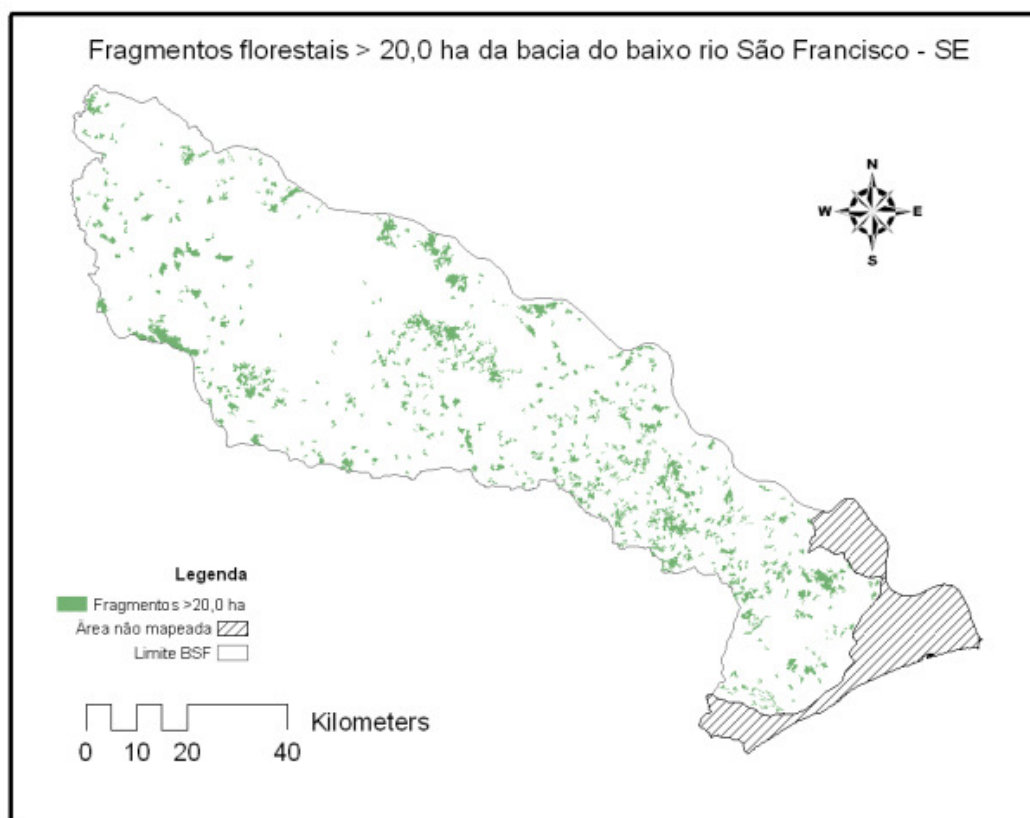


Figura 16. Distribuição dos fragmentos > 20, 0 em classes de tamanho.

O maior fragmento mapeado (Figura 17) possui 2.036,13 ha e está localizado na região central da BSF, dentro do bioma Caatinga (9° 58' 18.75" S, 37° 22' 19.12" W), na sub-bacia do Rio Capivara. O segundo maior de 1650,78 ha, também está localizado no bioma da Caatinga, inserido na sub-bacia do rio Jacaré-Craibeiro, a área abrangida trata-se da vegetação de que cobre a Serra da Guia em Sergipe (9° 58' 53.73" S, 37° 50' 14.05" W). O maior fragmento mapeado para a Mata Atlântica possui 1.368,44 ha e está compreendido na sub-bacia do rio Jacaré-Propriá (10° 17' 46.96" S, 36° 56' 32.83" W).

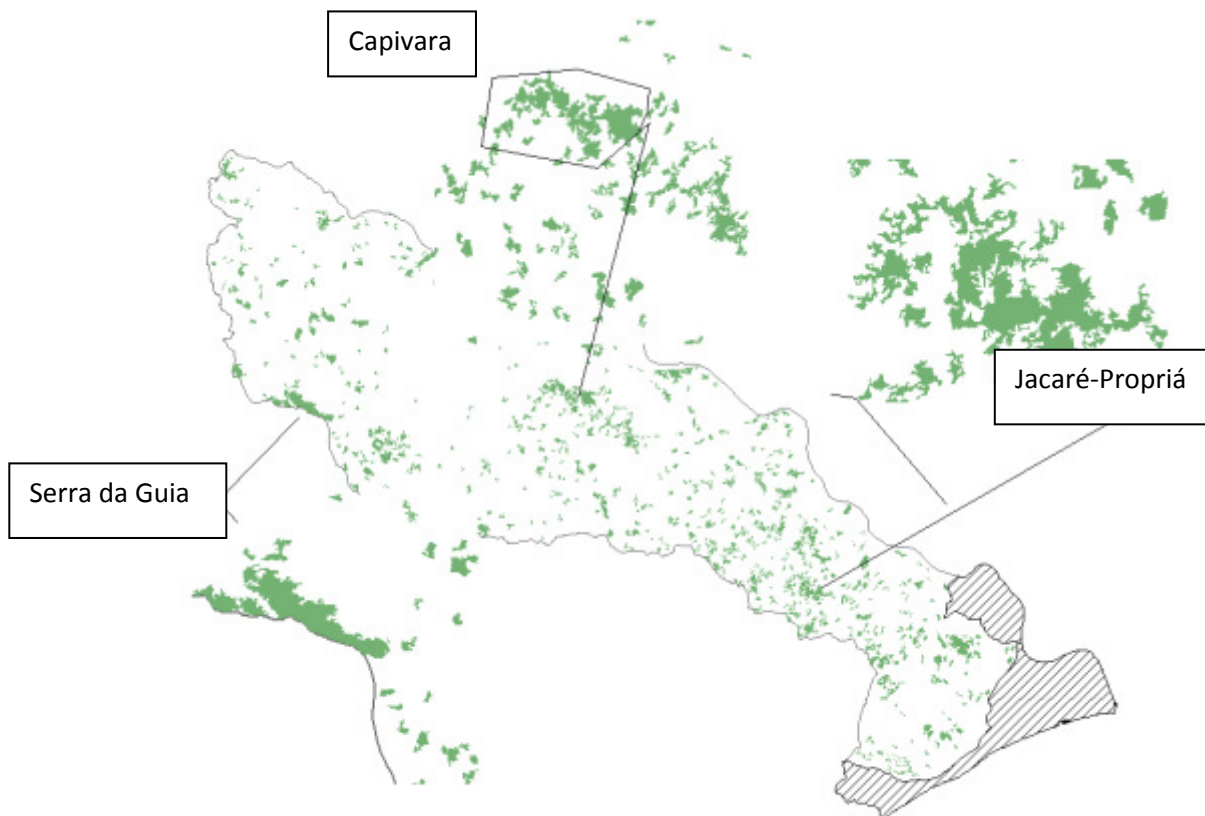


Figura 17. Os Três maiores fragmentos mapeados para BSF.

Quanto à forma, pode-se considerar que os fragmentos apresentam-se irregulares. O índice de forma média ($MSI = 2,55$) demonstra que eles afastam-se da forma circular, que idealmente teria valor igual a 1,0 (um). Isto se torna mais evidente ao considerar a medida de forma ponderada pelo tamanho das áreas dos fragmentos (AWMSI) cujo valor ideal é também igual a 1,0 e que nesta avaliação chega ao valor de 3,68. Ou seja, os mesmos fragmentos quando calculados de formas diferentes apresentam a característica geral de não possuírem uma forma circular

Na tabela 10 são apresentados os fragmentos distribuídos por classes de tamanho nos dois biomas abrangidos pela BSF.

Tabela 10. Distribuição por bioma em número dos fragmentos florestais (NumP) e é a contribuição percentual de cada classe de fragmento para a área total da classe FRT.

Intervalo de classes	Bioma			
	Mata Atlântica		Caatinga	
	NumP	Área (%)	NumP	Área (%)
20 - 40	146	14,99	129	13,72
40 - 60	62	10,92	40	7,30
60 - 80	33	8,06	15	3,99
80 - 100	14	4,5	10	3,40
100 - 120	9	3,54	10	4,32
120 - 140	10	4,62	7	3,51
140 - 160	5	2,66	7	4,06
160 - 180	4	2,44	1	0,62
180 - 200	2	1,35	4	2,88
200 - 220	3	2,33	3	2,44
220 - 240	2	1,68	0	0,00
240 - 260	4	3,51	3	2,90
260 - 280	3	2,95	2	2,05
280 - 300	1	1,04	0	0,00
300 - 320	3	3,38	2	2,39
320 - 340	0	0	2	2,50
340 - 360	0	0	0	0,00
360 - 380	0	0	2	2,83
380 - 400	3	4,18	0	0,00
>400	5	27,86	14	41,11
Total	309	100,00	251	100,00

O bioma da Mata Atlântica possui um maior número de fragmentos, 309, enquanto que a Caatinga contém 251, onde estão inclusos a maioria dos que possuem mais de 400,0 ha (14) (Tabela 10). A distribuição desses valores é ilustrada pelo gráfico da figura 18, onde é notável o número elevado de fragmentos entre 20,0 e 40,0 ha e

forte queda em número, entre 60,0 e 400,0 ha. Isso indica que não há muita variação quanto ao tamanho para dois biomas, sendo os fragmentos com área menor que 40,0 ha são a maioria.

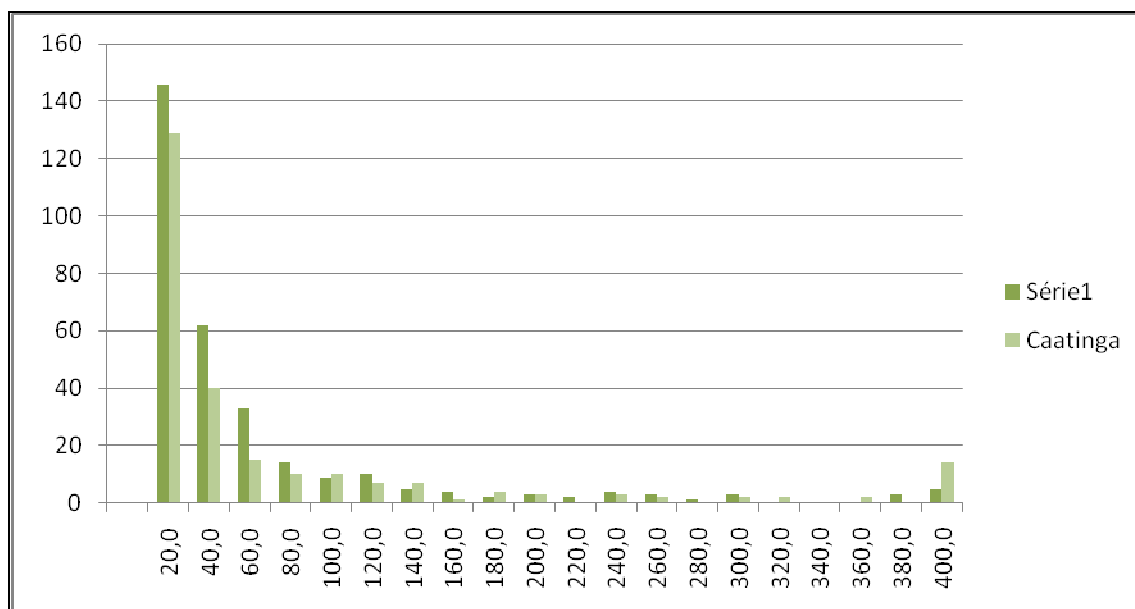


Figura 18. Distribuição de classes dos fragmentos entre os biomas da Caatinga e da Mata Atlântica.

Os fragmentos maiores que 20,0 ha da BSF abrangem uma área de vegetação de 50.608,22 ha e apresentam formas bastante irregulares. Quanto à área por bioma, a Mata Atlântica estende-se por 322.560,00 ha na BSF, dos quais 24.477,17 ha são constituídos por vegetação, (7,58%). Também é destacada a diferença entre as médias de tamanho de fragmento, indicando que os fragmentos da Caatinga (área total de fragmentos 26.131,05), apesar de menos numerosos são maiores em termos de área $104,11 \pm 206,32$ em relação os da Mata Atlântica $79,21 \pm 130,65$.

Os fragmentos com menos de 80,0 ha são os mais numerosos e totalizam 425 para toda a extensão da BSF, ou seja, 75, 89 % dos fragmentos em número. A Caatinga possui 43,30 % desses fragmentos e representam 25,00 % em área. Já a Mata Atlântica, com 56,70 %, tem mais de um terço (33,97%) de sua área ocupada por esse conjunto de fragmentos.

Analisando separadamente os fragmentos quanto à forma para os dois biomas, pode-se observar que os fragmentos mantiveram o padrão descrito anteriormente para BSF. Os índices de forma (MSI) e de forma ponderada pelo tamanho (AWMSI) variaram muito pouco de um bioma para o outro e pouco se distanciaram do índice

global da BSF de 3,68 quando ponderado pela área. A tendência dos fragmentos é terem sempre formas muito irregular (Tabela 11).

Tabela 11. Índices de forma dos fragmentos da BSF por bioma

Bioma	Forma média (MSI)	Forma média ponderada (AWMSI)	Média de fractal (MPFD)	Média fractal ponderada (AWMPFD)
Caatinga	2,41	3,63	1,32	1,33
Mata Atlântica	2,66	3,75	1,33	1,35

4.3. Levantamento de populações

Durante o período de outubro de 2008 a novembro de 2009, foram vistoriados 70 fragmentos com o objetivo de levantar novas populações de *Callicebus coimbrai* e *Callicebus barbarabrownae*. Destes, cinco sítios não estão compreendidos pela BSF, mas foram incluídos nos mapas para visualização de todo o esforço amostral. De acordo com o mapa de biomas do Brasil (IBGE, 2004) 54,0% desses fragmentos se encontram em área de Caatinga, enquanto que 46,0% estão no bioma Mata Atlântica.

Dos 67 sítios vistoriados (Figura 19), foi registrada a ocorrência de guigós em 15 localidades, distribuídos em três sub-bacias da BSF (Tabela 12), ou seja, apenas 20,1% dos fragmentos vistoriados possuíam populações de guigó. Pela característica do levantamento, não se pode afirmar que os guigós estavam presentes em toda sua extensão dos fragmentos onde foi identificada a sua presença.

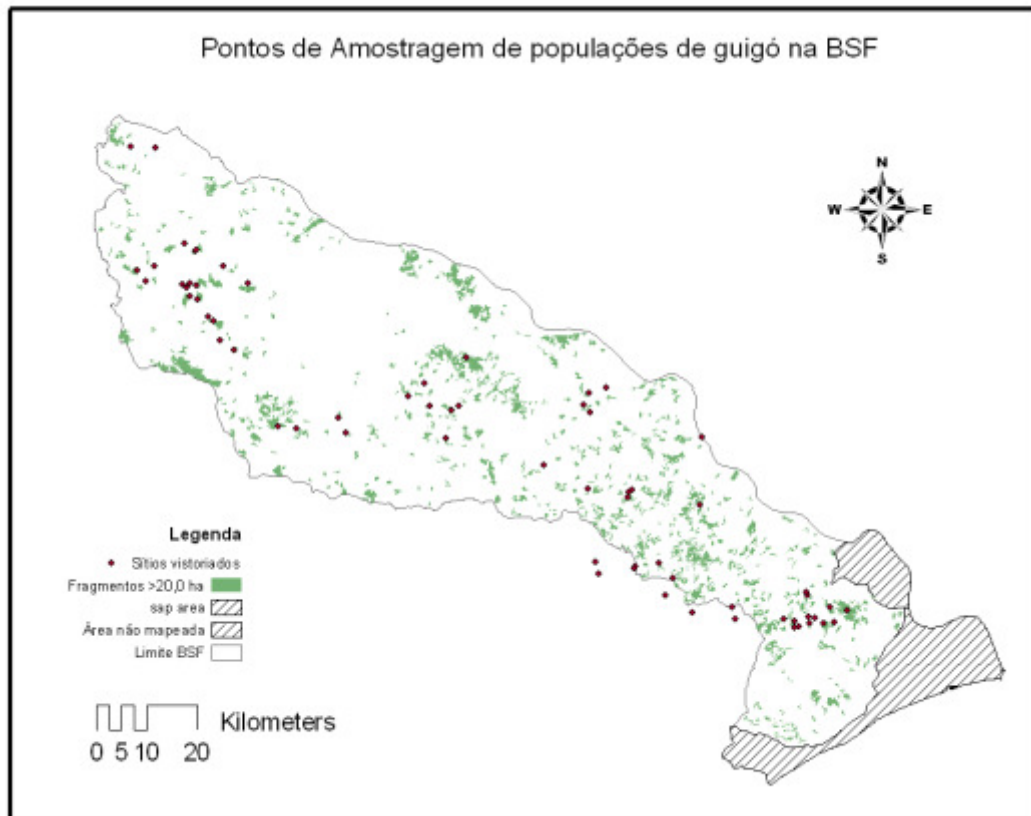


Figura 19. Sítios amostrados para levantamento de populações de guigós.

Deste total de registros, 59,5% estão na sub-bacia do rio Betume (Figura 20), localizada no bioma Mata Atlântica, no extremo leste da área de estudo (BSF), a qual ocupa uma área de 65.525,23 ha e abrange grande parte dos municípios de Japoatã, Pacatuba e Neópolis. Nesta localidade, a vegetação é definida pelo IBGE (2004) como área de floresta estacional semidecidual, na qual foi obtido o maior número de registros de grupos de guigós, 11 no total.

Tabela 12.Registros de guigós (*Callicebus* spp.) por sub-bacia hidrográfica do baixo Rio São Francisco em Sergipe.

Numero	Sub-bacia	Coordenadas	Bioma	Localidade	Espécie	Área (ha)	Tipo de registro		Número de grupos
							Visual	Vocal	
1	Betume	10°23'51.89"S, 36°40'45.31"W	MA	Capivara	<i>C.coimbrai</i>	1.069,0	x	x	1
2	Betume	10°23'31.38"S, 36°42'35.58"W	MA	Mata da Maresia	<i>C.coimbrai</i>	219,0	x	x	3
3	Betume	10°25'14.45"S, 36°43'20.40"W	MA	Mata da Benedita	<i>C.coimbrai</i>	242,0	x	s	4
4	Betume	10°24'42.89"S, 36°44'15.06"W	MA	Fazenda Santa Bárbara	<i>C.coimbrai</i>	6,7	-	s	1
5	Betume	10°25'11.95"S, 36°44'48.40"W	MA	Assentamento Três Cancelas	<i>C.coimbrai</i>	48,0	x	s	2
6	Curituba	9°47'41.40"S, 37°57'54.32"W	CA	Paturi	<i>C. barbarabrownae</i>	266,0	-	x	1
7	Curituba	9°45'39.01"S, 37°51'37.81"W	CA	Serra Azul	<i>C. barbarabrownae</i>	42,5	-	x	1
8	Curituba	9°45'26.52"S, 37°51'29.88"W	CA	Serra da Beleza	<i>C. barbarabrownae</i>	97,7	-	x	1
9	Capivara	10°02'05.46"S, 37°22'58.70"W	CA	Fazenda Frei Enoque	<i>C. barbarabrownae</i>	3,0	x	x	1*
10	Capivara	10°02'32.82"S, 37°23'53.50"W	CA	Fazenda São Pedro	<i>C. barbarabrownae</i>	120,0	-	x	2
11	Capivara	10°01'06.57"S, 37°28'30.98"W	CA	Fazenda João de Lima	<i>C. barbarabrownae</i>	163,0	-	x	2
12	Capivara	10°03'28.65"S, 37°36'07.78"W	CA	“Mata do Tonho”	<i>C. barbarabrownae</i>	2,3	x	x	1
				Assentamento Raimundo	<i>C. barbarabrownae</i>				
13	Capivara	10°04'28.06"S, 37°42'39.49"W	CA	Monteiro		381,0	x	x	1
Total						2660,1	7	13	20

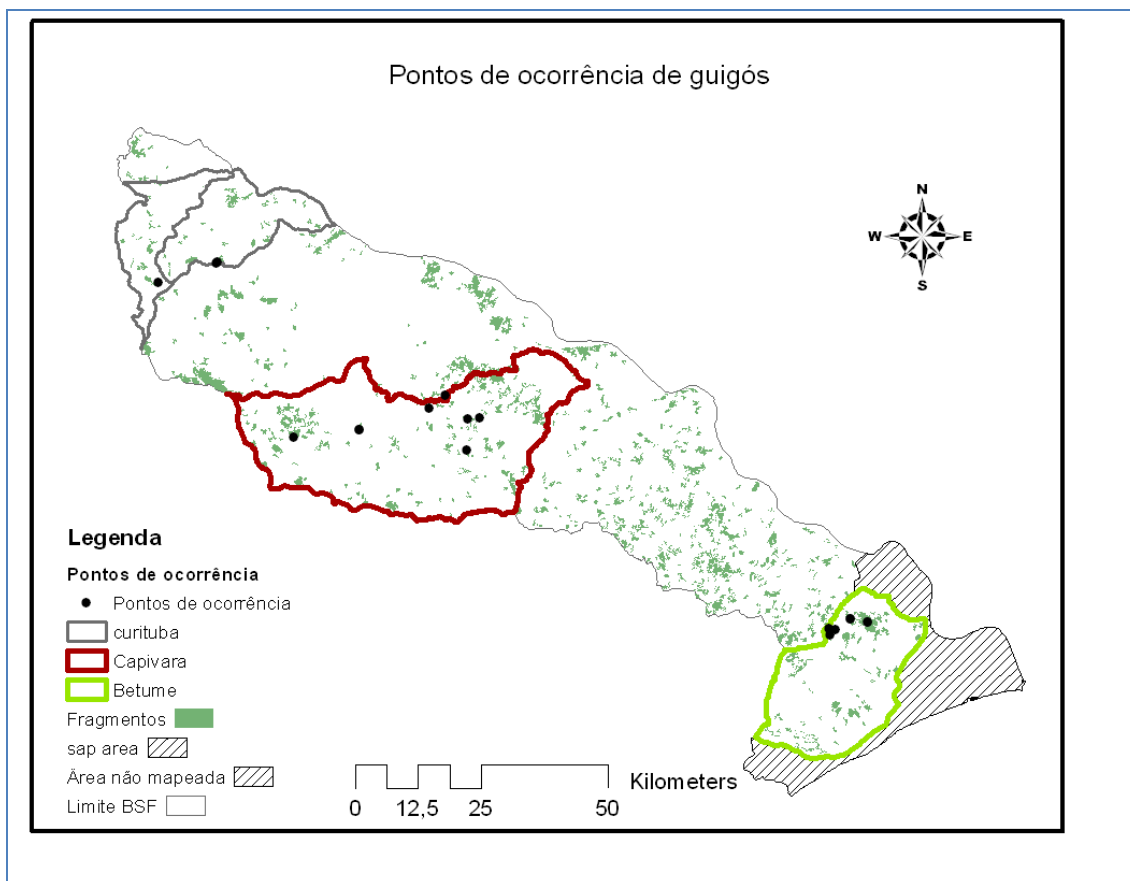


Figura 20. Sub-bacias com ocorrência de guigós.

Os demais registros foram obtidos na Caatinga em duas sub-bacias, a do Rio Capivara de 143.338,08 ha, que é a maior das três sub-bacias e localiza-se na área central da área de estudo e abrange os municípios de Porto da Folha, Poço Redondo e Monte Alegre (Figura 20). O clima definido para a região é o semi-árido (Seplantec, 2004) e possui uma vegetação de savana estépica e formações de florestas arbórea seca (IBGE, 2004). Nessa área foi obtido o segundo maior número de grupos, sete no total, os quais estão distribuídos entre fragmentos que variaram de 2,3 a 381,0 ha.

Na terceira sub-bacia registraram-se apenas três grupos de guigós. A sub-Curituba localizada no extremo oeste da BSF (Figura 20) e ocupa uma área 78.556,00 ha, onde estão inseridos os municípios de Canindé do São Francisco e Poço Redondo. O clima, assim como o da sub-bacia do rio Capivara, é o semi-árido (Seplantec, 2004). A vegetação definida para a área é a savana estépica e florestas arbóreo-arbustivas secas, segundo IBGE (2004). Os fragmentos vistoriados tinham aspectos de caatinga arbóreo–

arbustivos seca, com algumas formações mais densas próximo de serras residuais, semelhante à vegetação da Serra da Guia.

Em sete ocasiões foi possível observar os guigós enquanto os indivíduos aproximavam-se em resposta ao *playback*. Não houve possibilidade de fazer registros fotográficos, tendo em vista o curto período em que os guigós permaneciam próximos quando acionado o *playback*. Além disso, a permanência em cada fragmento também teve seu tempo reduzido, restringindo-se às três vistorias estabelecidas pra este trabalho.

4.4. Avaliação da presença/ausência de guigós em relação à estrutura dos fragmentos amostrados.

A partir das características de forma e tamanho e isolamento/proximidade dos 67 fragmentos vistoriados foi feita a regressão logística no programa computacional SAM (Rangel *et al*, 2010). Os resultados da análise para presença/ausência de guigós (CLC) como variável de resposta a sete variáveis são apresentados na tabela 13. Quando avaliados separadamente os resultados continuam a confirmar o mesmo resultado, onde nenhum deles difere significativamente de um (1).

Tabela 13. Resultados da análise de regressão logística aplicado amostra dos 67 fragmentos A variável dependente foi a presença/ausência de *Callicebus sp.*(CLC)

Variável	Coefficiente de regressão	Coefficiente Padrão	Erro Padrão	$T_{(59)}$	valor p
Constante	-0.244	0	22.387	-0.011	0.991
Long	0.071	1.662	0.231	0.307	0.759
Lat	0.047	0.03	1.8	0.026	0.979
SI	0.662	1.701	0.577	1.146	0.252
PAR	0.002	0.242	0.008	0.203	0.839
OS	-0.001	-0.49	0.005	-0.226	0.821
PROX	<.001	0.166	<.001	0.164	0.87
ENN	<.001	0.714	<.001	0.948	0.343

Essa tabela o t tem 59 graus de liberdade porque dos $n=67$ conjuntos de dados subtraiu o número de grau de liberdade correspondente ao número de variáveis independentes (7) e, ainda, um grau de liberdade da regressão.

Nessa análise de modelo logístico foi possível verificar que a presença dos guigós não é determinada pelas características (variáveis) determinadas ($p = 0.4962 > 0,05$). Com base nos resultados da tabela 13 é permissível concluir que a presença/ausência de guigós nos fragmentos vistoriados não depende das características

da paisagem tanto estruturais de forma e tamanho quanto de isolamento/proximidade, nem da posição dos fragmentos no espaço geográfico da área de estudo.

5. Discussão

A partir de dados descritivos avaliados neste estudo, cenários qualitativos foram produzidos enfatizando a avaliação estrutural das paisagens em estudo e o sua relação com a ocorrência de guigós na BSF.

De acordo com o diagnosticado neste estudo, persiste pelo menos 10,0 % da cobertura florestal original da Bacia do Baixo São Francisco em Sergipe, cobrindo uma área de 70.654,66 ha. Esse resultado traz a tona uma perspectiva um muito melhor do que se tinha até então, principalmente se comparado ao valor de 1,0 % estimado por Siqueira & Ribeiro (2001) para a Mata Atlântica de Sergipe. Apesar do valor um pouco mais otimista registrado aqui, a fragmentação e perda de áreas florestadas ainda são críticas na BSF.

De uma forma geral, esta proporção é muito próxima do padrão que é descrito para todo o bioma, no qual os remanescentes são estimados em 7,00% da cobertura original (SOS Mata Atlântica, 2009). No mapeamento da Mata Atlântica sergipana feita por Santos (2009), que incluiu apenas fragmentos com mais de 17,00 ha, o número total de fragmentos foi de 403, com uma área de 36.000,00 ha. Apesar de usar um tamanho mínimo maior (20,00 ha), e diagnosticar uma área reduzida, o presente estudo registrou 309 fragmentos. Esta diferença pode ser metodológica, considerando que Santos (2009) realizou uma interpretação visual direta na tela dos fragmentos presentes na imagem, vetorizando-os manualmente em diversas escalas.

Já no presente trabalho, o método adotado foi o da classificação supervisionada por regiões, numa escala de 1:50.000, onde o erro humano, devido a fatores como cansaço do analista ou interpretação subjetiva dos alvos, foi reduzido (Novo, 1992; INPE, 2009). Esta diferença pode ter influenciado nos resultados de ambos os trabalhos e, dessa forma, é imprescindível manter um método padrão para possibilitar fazer comparações entre diferentes trabalhos.

Avaliando a Figura 16, a ausência de cobertura florestal na área de Caatinga, que abrange as sub-bacias Cururu e Campos Novos, caracteriza-se pela forte antropização e a ausência de manchas de fragmentos mais adensadas. Esta situação parece representar o princípio do processo de desertificação nesta área e esta região está de fato inclusa no

conjunto de áreas prioritárias de combate à desertificação (Santana, 2007), onde ações de manejo e reflorestamento têm sido implantadas.

As estratégias de manejo para as sub-bacias da BSF devem ser diferenciadas para cada região e adaptada a sua realidade local (Moulton & de Souza, 2006). Pode-se especular que o modelo de manejo por sub-bacia seja uma boa alternativa, já que o mapa produzido informa visualmente o número e a distribuição relativa de fragmentos. É especialmente útil em relação à identificação das áreas que devem ser priorizadas para a conservação.

Em algumas sub-bacias, como a do Jacaré-Craibeiro, na Caatinga, fragmentos grandes podem ser priorizados, como a Serra da Guia que possui um fragmento com 1.650,78 ha. O local possui grande potencial para conservação e atualmente tem revelado grande diversidade biológica de vertebrados (Rocha, 2010; Ruiz-Esparza, 2010) e pode abranger a conservação de fragmentos pequenos vizinhos através da criação de Reservas Particulares de Patrimônio Natural (RPPNs) que podem servir como *stepping stones*, pontos de repouso ou de passagem que apesar de não representarem hábitat permanentes, podem auxiliar no processo de dispersão de aves migratórias, por exemplo (Meztger, 2006).

Outra abordagem para conservação por sub-bacias é a consolidação de matas ciliares, que podem servir de corredores ecológicos (Pardini *et al.*, 2005), conectando fragmentos maiores na paisagem. A implementação de uma abordagem deste tipo não deveria contrariar o interesses dos proprietários das terras, considerando que, por um lado, essas matas já são protegidas por lei (Brasil, 1965), e por outro, sua proteção ou expansão traz uma série de vantagens para eles, considerando seu papel na prevenção de erosão, por exemplo, além de fornecer recursos naturais valiosos.

Quanto à conservação dos guigós, populações foram detectadas em três sub-bacias: Betume, Capivara e Curituba. A conservação de uma metapopulação (MacArthur & Wilson, 1967) dependerá da adoção de estratégias específicas, adaptadas ao padrão de distribuição de subpopulações encontrado em cada sub-bacia. Na sub-bacia da Capivara, por exemplo, seria apropriada a estratégia de conexão das sub-bacias por corredores de mata ciliar, tendo em vista a presença dos guigós nesse tipo de ambiente, como o verificado na localidade do Frei Enoque, que está na área de mata

ciliar vizinha ao fragmento da Fazenda São Pedro, aproximadamente 2,0 km de distância e conectada pelo rio Capivara (Figura 21).

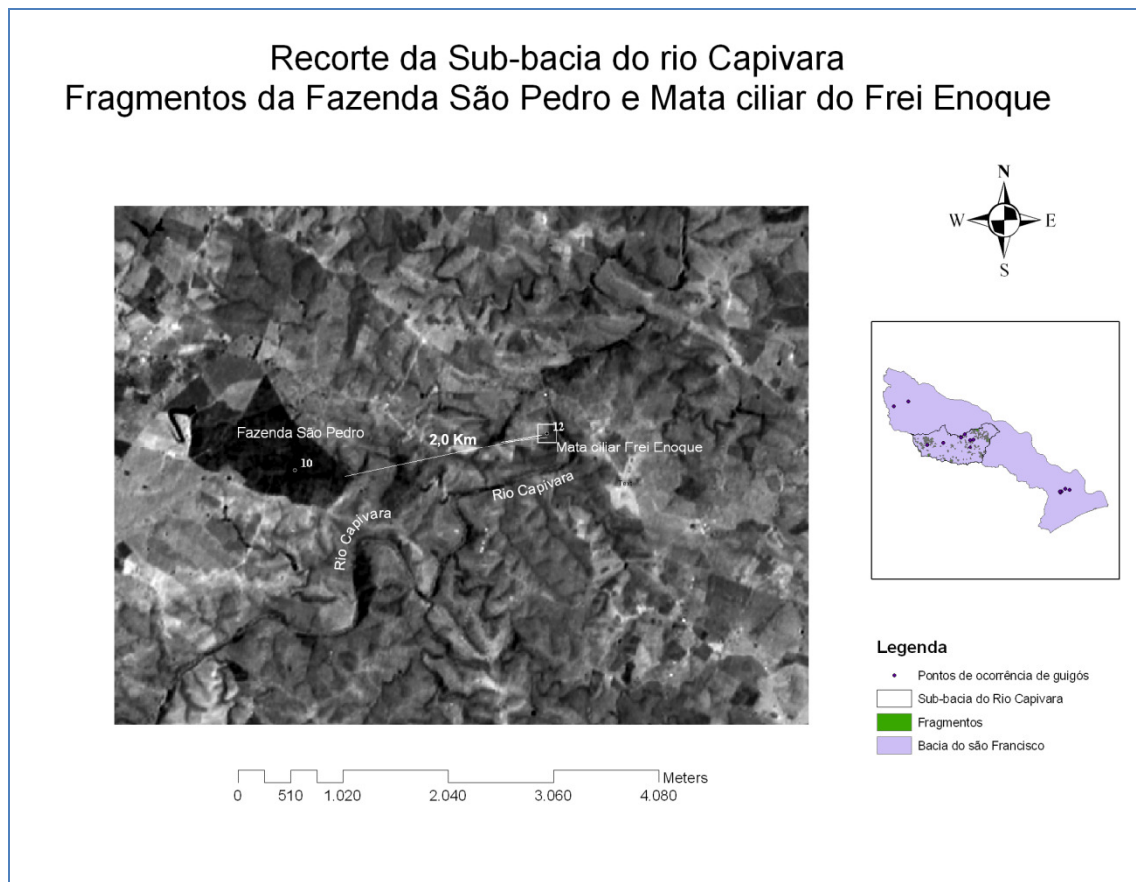


Figura 21. Mapa com a localização de guigós em fragmentos conectados por Mata ciliar. Em cinza escuro as manchas de vegetação

A viabilidade desta abordagem é reforçada pelo registro de um indivíduo subadulto em mata ciliar (ver ponto 12 da Figura 21), que parece ser evidência dispersão de prole madura para novas áreas. Como o mecanismo de dispersão dos guigós é muito rígido (Bicca-Marques & Heymann, no prelo), a dispersão da prole madura de seu grupo natal em fragmentos pequenos pode exigir a migração para um fragmento novo.

A população da sub-bacia do rio Betume ocupa fragmentos ainda mais próximos entre si, com distâncias de 1,5 a 6,0 km (Figura 22). Três localidades (Três Cancelas, Benedita e Criatório) podem ser conectadas pelo riacho Santa Bárbara que é um dos afluentes do rio Betume, que tem suas nascentes localizadas nos três fragmentos. Jerusalinsky *et al.* (2006) já haviam relatada a presença dos guigós na mata ciliar do

Riacho Santa Bárbara, o que reforça, mais ainda o potencial desta estratégia de exploração das matas ciliares como corredores ecológicos.

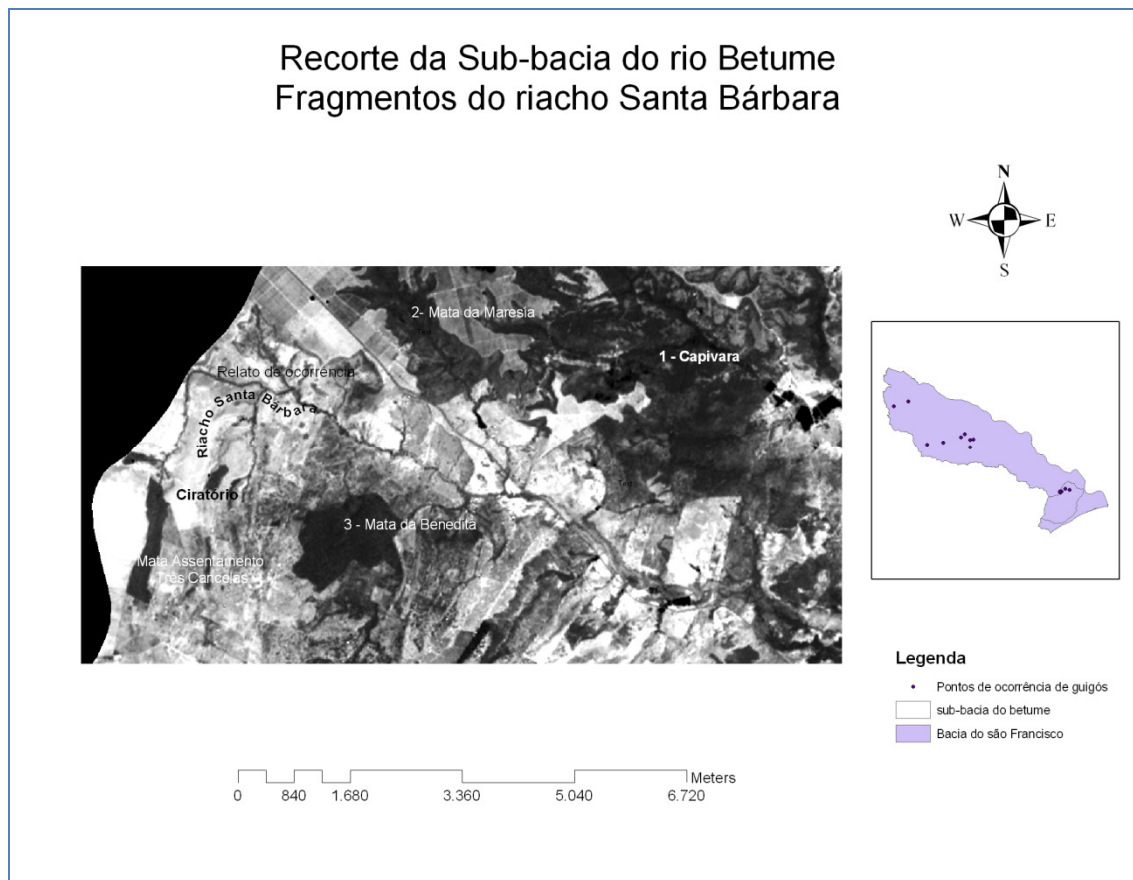


Figura 22. Fragmentos da sub-bacia do rio Betume. Em cinza escuro as manchas de vegetação

O caso desses grupos da sub-bacia Curitiba é mais preocupante. São apenas três registros, que se localizam em pontos isolados da paisagem, sem possibilidade de conexão por matas ciliares e inseridas numa matriz bastante antropizada. Apesar de não se ter vistoriados todos os fragmentos da região, porém importante salientar que não amostrou-se todos os fragmentos da região o que pode resultar da não detecção de outros grupos que estivessem isolados.

Com os resultados da análise de regressão logística obtidos, a persistência de guigós, não está relacionada sistematicamente às características de tamanho, forma e isolamento/proximidade dos fragmentos. Na análise nenhuma dessas variáveis apresentou-se significativamente relevante o que leva a pensar que a atual distribuição seja resultado de outros fatores não relacionados à paisagem.

Embora fatores como a qualidade de hábitat não tenham sido avaliados sistematicamente neste estudo, o que exigirá um maior esforço futuro, a distribuição pode estar relacionada ao processo histórico do uso do solo e ocupação humana, que pode ter confinado populações em fragmentos que não são acessíveis para o uso econômico, por exemplo. No caso da sub-bacia do rio Curituba, por exemplo, as duas localidades com registro de guigó ocupam topos de morros pouco acessíveis, e na localidade Maresia, na sub-bacia do Betume, o fragmento ocupa uma gruta de topografia acidentada pouco apropriada para o desenvolvimento de atividades agrícolas mecanizadas, como observadas na matriz do entorno, dominada pelo cultivo de cana-de-açúcar.

O mapeamento realizado aqui, também tem sua relevância para desenvolver ações de conservação relevantes para a biota de Sergipe como um todo, especialmente as de habitats florestais, considerando que a conservação dessas espécies depende do manejo de ecossistemas funcionais. Um caso específico aqui é *Cebus xanthhosternos*, macaco-prego-do-peito-amarelo, espécie criticamente ameaçada (IUCN, 2009), que se encontra em situação ainda pior no Estado, pois ocupa apenas cinco localidades conhecidas, das quais duas na BSF (Beltrão-Mendes *et al*, 2009). Assim, a sobrevivência da espécie na BSF é bastante precária, principalmente considerando o tamanho reduzido da maioria dos fragmentos, e que, diferentemente dos guigós, os macacos-prego tendem a ocupar áreas com mais de 100 ha, que são relativamente raras na área de estudo.

Assim, os esforços de pesquisa, ações e políticas públicas devem ser priorizados para que se amplie o conhecimento da ecologia e distribuição dos guigós. Estudos mais refinados sobre a qualidade de hábitat, a eficiência de mata ciliares como corredores e comportamento de dispersão e ecologia alimentar dos guigós representam estudos-chave para compreender a persistência desses primatas nos fragmentos da BSF sergipana.

6. Conclusão

O uso de ferramentas de geoprocessamento, sensoriamento remoto e análise de parâmetros de paisagem permitiram realizar o mapeamento e a caracterização dos remanescentes florestais da bacia do baixo rio São Francisco (BSF) em Sergipe. Foi possível verificar que esses remanescentes possuem formas irregulares e tamanho reduzidos essa condição permite que efeitos negativos como o de borda sejam mais acentuados. Além disso, por meio de análises de regressão logística foi possível verificar que a posição geográfica dos fragmentos vistoriados (lat/long) e as características da paisagem quanto à forma, o tamanho e o isolamento/proximidade não determinam a presença de guigós nos biomas e (Caatinga e Mata Atlântica) abrangidos pela Bacia do rio São Francisco em Sergipe. Adicionalmente, recomenda-se que novos esforços de pesquisa aplicada devam ser empregados a fim de verificar quais são os fatores que realmente determinam a persistência de guigós na região

7. Referências

- Ab'Sáber, A.N. (2003). *Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas*. São Paulo – Ateliê Editorial, 159p.
- Andrade, J.A. & Santos, A.F. (1985). *A cobertura vegetal de Sergipe*. Cadernos sergipanos de Geografia, OAB/SE, Aracaju, n. 14.
- Bins, L. S., Fonseca, L.M.G., Erathal, G. C., It, F. M. 1996. Satellite Imagery Segmentation: a region growing approach. In: *Anais VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Salvador, Brasil, INPE, p. 677-680.
- Bacani, V. M. & Sakamoto, A. Y. 2007. Evolução do uso e ocupação do solo no Pantanal da Nhecolândia, MS, Brasil. *Revista eletrônica da associação dos geógrafos brasileiros –Secção Três Lagoas- MS*. p: 81-102.
- Basile, A. 2006. Adriana Basile. *Caracterização estrutural e física de fragmentos florestais no contexto da paisagem da bacia do rio Corumbataí*. 2006. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Universidade de São Paulo.
- BDGEOPRIM. 2002. *BDGEOPRIM Database of Georeferenced Occurrence Localities of Neotropical Primates*. (Banco de Dados Georeferenciado das Localidades de Ocorrência de Primatas Neotropicais). www.icb.ufmg.br/zoo/primatas/callicebus_map.htm. Acessado em: 19 de Março de 2009.
- Beltrão-Mendes, R. 2010. *Caracterização da estrutura de hábitat ao longo de um gradiente ambiental e análise de sua influência na distribuição das espécies ameaçadas de guigós (Callicebus spp.) do Nordeste brasileiro*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Sergipe.
- Beltrão-Mendes, R.; Jerusalinsky, J.; Cunha, A. A.; Santos Jr., E. M.; e Ferrari, S. F. 2009. Padrão de distribuição de Macaco-Prego-de-Peito-Amarelo (*Cebus xanthosternos*) no estado de Sergipe. *Livro de Resumo do XIII Congresso Brasileiro de Primatologia*, Blumenau - SC.

- Bicca-Marques, J.C. & Heymann, E.W. (No prelo). Ecology and behaviour of titi monkeys (genus *Callicebus*). In: L.M. Veiga, A.A. Barnett, S.F. Ferrari & M.A. Norconk (eds.) *Evolutionary Biology and Conservation of the Titis, Sakis, and Uacaris*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Bicca-Marques, J. C., Garber, P. A. & Azevedo-Lopes, M. A. O. 2002. Evidence of three resident adult male group members in a species of monogamous primate, the red titi monkey (*Callicebus cupreus*). *Mammalia*. 66:138-142.
- Bolfe, E. L., Pereira, R. S. & Madruga, P. R. A. 2004. Geoprocessamento e sensoriamento remoto aplicados à análise de recursos florestais. *Cienc. Rural* [online]. 2004, vol.34, n.1, pp. 105-111.
- Brown, C. H.; Gomez, R. and Waser, P. M. 1995. Old World monkey vocalizations: adaptation to the local habitat? *Animal Behaviour*. 50(4): 945-961.
- Campos, S., Silva, M., Piroli, E. L., Cardoso, L. G., Barros, Z. X. 2004. Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao uso da terra em microbacias hidrográficas, Botucatu - SP. *Eng. Agríc.* [online]. 2004, vol.24, n.2, pp. 431-435.
- Chagas, R.R.D. 2009. *Levantamento das populações de Callicebus coimbrai Kobayashi & Langguth, 1999 em fragmentos de Mata Atlântica no sul do Estado de Sergipe, Brasil*. Dissertação de Mestrado, UFS.
- Chiarello, A.G. 2000. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. *Conservation Biology*. 14: 1658-1665.
- Coimbra-Filho, A. F. & Câmara, I. G. 1996. *Os limites originais do bioma Mata Atlântica na região nordeste do Brasil*. Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza, Brasil.
- Coutinho, A. C. 1997. *Segmentação e classificação de imagens Landsat-TM para o mapeamento dos usos da terra na região de Campinas, SP*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo. 150 p.
- Costa Filho, A., Petta, A. 2008. O uso de geotecnologias no diagnóstico de risco a desertificação no Campo Petrolífero Canto do Amaro, Município de Mossoró-

- RN. *Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia*, Brasília, DF, 5.3, 04 12 2008. Disponível em: <<http://www.unipinhal.edu.br/ojs/engenhariaambiental/viewarticle.php?id=150>>. Acesso em: 30 /11/ 2009.
- Cox, C.B. & Moore, P.D..1993. *Biogeography*, 5th edn. Blackwell Scientific Publications, London. 326p.
- Cullen Jr., L., R.E. Bodmer & Pádua C.V.. 2001. Ecological consequences of hunting in Atlantic Forest patches, São Paulo, Brazil. *Oryx*. 35: 137-144.
- Dean L. Urban, Robert V. O'Neill, Herman H. Shugart, Jr. Source: *BioScience*, Vol. 37, No. 2 (Feb., 1987), pp. 119-127.
- Defler, T. R. 1983. Some population characteristics of *Callicebus torquatus lugens* (Humboldt, 1812) (Primates: Cebidae) in eastern Colombia. *Lozania*. 38: 1-9.
- di Fiori, A. (2002). *Primate social organization*. www.nyu.edu/gsas/dept/anthro/programs/csho/Content/Facultycvandinfo/DiFiore/difiore2002c.pdf. Acesso em: 03/03/2007.
- Dorado, A.1, Melero, M. G., Gomes, E. P. C., Damato, M., Cavana, D. 2006. Unidades de vegetação da Mata Estrela, município de Bahia Formosa – RN. In: *III Simpósio Regional de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto 2006*. Aracaju/SE. Anais III Simpósio Regional de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto. CD-ROM.
- Erthal, G.; Fonseca, L.M.G.; Bins, L.S.; Velasco, F.R.D.; Monteiro, A.M.V. 1991. Um sistema de segmentação e classificação de imagens de satélite. In: *Simpósio Brasileiro de Computação Gráfica*, 4., *Anais*, São Paulo, p.237-240.
- Felton, A., Felton, A. M., Wallace, R. B. & Gómez, H. 2006. Identification, behavioral observations, and notes on the distribution of the titi monkeys *Callicebus modestus* Lönnberg, 1939 and *Callicebus olallae*, Lonnberg, 1939. *Primate Conservation*, 20: 41- 46.
- Ferrari, S.F., S. Iwanaga, A.L. Ravetta, F.C. Freitas, B.A.R. Sousa, L.L. Souza, C.G. Costa & P.E.G. Coutinho. 2003. Dynamics of primate communities along the

- Santarém-Cuiabá highway in southern central Brazilian Amazonia. p. 123-144. In: *Primates in Fragments* (L.K. Marsh Ed.), New York: Kluwer Academic.
- Góes, C. A., Filho, W. L. M. & Carvalho, M. 2006. Avaliação do desempenho de diferentes classificadores (Isoseg, Bhattacharya, Maxver e Maxver-ICM) utilizando imagens CCD/CBERS-1 e ETM Landsat-7 fusionadas. *Ambi-Agua*. Taubaté, v. 1,n. 2. P.: 80-89.
- EMBRAPA, 2009. *Sistemas orbitais de monitoramento e gestão territorial*. Disponível em: <http://www.sat.cnpm.embrapa.br/conteudo/spot.htm>. Acesso em: 30/10/2009.
- Goodman, M., Porter, C. A.; Czelunsiak, J., Page, S. L., Schneider, H., Shoshani, J., Gunnell, G.; Groves, C. P.1998. Toward a phylogenetic classification of primates based on DNA evidence complemented by fossil evidence. *Molecular Phylogeny Evolution*. 9(3): 585-598.
- Groves, C. 2001. *Primate Taxonomic*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Groves, C. P. 2005. Order Primates. In: *Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference*, 3rd Edition, Volume 1, D. E. Wilson and D. M. Reeder (eds.), pp.111–184. Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD.
- Gustafson, E.J..1998. Quantifying Landscape Spatial Pattern: What Is the State of the Art? *Ecosystems*, Vol. 1, No. 2 (Mar. - Apr., 1998), pp. 143-156.
- Haralick,R.M.; Shapiro, L.G. 1985. Image segmentation techniques. *Computer Vision, Graphics and Image Processing*, 29:100-132.
- Hauser, M. D. 1993. The evolution of Nonhuman primate vocalizations: Effects of phylogeny, body weight and, social context. *The American naturalist*. Vol. 142, n.3.
- Hershkovitz, P. 1988. Origin, speciation, and distribution of South American titi monkeys, genus *Callicebus* (Family Cebidae, Platyrrhini). In: *Proceedings of The Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 140 (1): 240–272.

- Hershkovitz, P. 1990. Titis, New World monkeys of the genus *Callicebus* (Cebidae, Platyrrhini): a preliminary taxonomic review. *Fieldiana Zoology*. 5: 1–109.
- Hershkovitz P, 1998, Report of some sigmodontine rodents collected in southeastern Brazil with description of a new genus and six new species. *Bonn. Zool. Beitr.*, 47: 193-256.
- Hugget, R. J.. 1998. *Fundamentals of biogeography*. First published 1998 by Routledge. New Fetter Lane. London. 578p.
- IBAMA, 2009. *Temas Vetoriais em formato Shapefile*. Disponível em: siscom.ibama.gov.br/shapes/. Acesso em; 15 /09/2009.
- IBGE. 1992. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Org: Veloso, H. P.; Oliveira-Filho, L. C.; Vaz, A. M. S. F.; Lima, M. P. M.; Marquete, R.; & Brazão, J. E. M. *Manuais técnicos em geociências*, Rio de Janeiro, 93p.
- IBGE. 2005. *Mesorregiões do Brasil*. www.mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm. Acessado em 11 de Fevereiro de 2008.
- INPE, 2009. Departamento de Processamento de Imagens. *Manual de operação do SPRING: versão.5.1.4*. São Jose dos Campos, SP. Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/spring/portugues/manuais.html>. Acesso: 08/10/2009.
- IUCN 2008. *2008 IUCN Red List of Threatened Species*. www.iucnredlist.org. Acessado em 13 de Fevereiro de 2008.
- Jerusalinsky, L., Oliveira, M. M.; Pereira, R. F.; Santana, V., Bastos, P. C. R. & Ferrari, S. F. Preliminary evaluation of the conservation status of *Callicebus coimbrai* Kobayashi & Langguth, 1999 in the Brazilian state of Sergipe. 2006. *Primate Conservation*. 21: 25-32.
- Jones, C. B. 2003. Chest circumference differs by habitat in Costa Rican Mantled howler monkeys: implications for resource allocation and conservation. *Neotropical Primates*, 11(1): 22-24.

- Kaukinen, R. D., Carr, A., Rempel, R., Elkie, P., Kushneriuk, R., Elliott, J. & Robinsonampel, J. 2008. *Patch Analyst 0.9.5 for ArcGis 9.1*. Ontario Ministry of Natural Resources.
- Kai, L.;Muller, J.P. 1991. Segmentation satellite imagery: a region growing scheme. In: International Geoscience Remote Sensing Symposium. *Proceedings*, Helsinki.v.2, p.1075-1078.
- Kinzey, W. G.; Becker, M. 1983. Activity pattern of the masked titi monkey, *Callicebus personatus*. *Primates*. 24: 337-343.
- Kobayashi, S. 1995. A phylogenetic study of titi monkeys, genus *Callicebus*, based on cranial measurements: Phyletic groups of *Callicebus*. *Primates*. 36(1): 101-120.
- Kobayashi, S. & Langguth, A. B. 1999. A new species of titi monkey, *Callicebus* Thomas, from north-eastern Brazil (Primates, Cebidae). *Revista Brasileira de Biologia* 16: 531-551.
- Lehman, S.M. and J.G. Fleagle. 2006. *Primate Biogeography*. New York: Springer Press. 535p.
- MacArthur, R. H.; and Wilson, E. O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton Univ. Press, Princeton, NJ.
- McGarigal, K., S. A. Cushman, M. C. Neel, and E. Ene. 2002. *FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps*. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html.
- Magurran A. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Cambridge: British Library, 177p.
- Marinho-Filho, J. & Veríssimo, E. W. 1997. The rediscovery of *Callicebus personatus barbarabrownae* in northeastern Brazil with a new western limit for its distribution. *Primates*. 38: 429-433.

- Mason, W. A. 1968. Use of space by *Callicebus* groups. p. 200-216. In *Primates: Studies in Adaptation and Variability*, ed. P. C. Lee. New York: Holt, Rinehart and Winston.
- Mather, P. M. 1993. "Introduction: the ESRC/NERC Joint Programme on Geographical Information Handling." *Geographical Information Handling -- Research and Applications*. Ed., Paul M. Mather. New York: John Wiley & Sons, Inc., 1-6.
- May, R. 1999. Unanswered Questions in Ecology. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*. 354(1392): p. 1951-1959.
- Metzger, J. P. 2001. O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropica*, 1(1/2): 1-9.
- Metzger, J. P. 2006. How to deal with non-obvious rules for biodiversity conservation in fragmented landscapes? *Natureza & Conservação*, 4(2): 11-23.
- Mayworm, M. A. S.; Nascimento, A. S.; & Salatino, A. 1998. Seeds of species from the 'caatinga': proteins, oils and fatty acid contents. São Paulo – SP. *Revista Brasileira de Botânica*. 21(3).
- Mendes, S. L. 1997. *Padrões biogeográficos e vocais em Callithrix do Grupo Jacchus (Primates, Callitrichidae)*. Universidade Estadual de Campinas, Campinas. Tese de Doutorado.
- Melo, F. R. & Mendes, S. L. 2000. Emissão de gritos longos por grupos de *Callicebus nigrifrons* e suas reações a play backs. p.215-222. In: Alonso, C.; Langguth, A. (eds.). *A Primatologia no Brasil*, Vol. 7. Ed. Universitária UFPB, João Pessoa, Brasil.
- Mitani, J. C. & Stuht, J. 1998. The evolution of nonhuman primate loud calls: acoustic adaptation for long-distance transmission. *Primates*, 39(2): 171-182.
- Moik, J. G. 1980. *Digital processing of remotely sensed images*. Washington, D.C., NASA, 330p.
- Moulton, T.P. & Souza, M.L. 2006. Conservação com base em bacias hidrográficas. In: *Biologia da Conservação*. (ed Bergallo, H.G., Rocha, C.F.D., Alves, M.A.S. &

- Sluys, M.V.), pp. 45-52. Ed. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ, Brazil.
- Moreira, A. A., Soares, V. P., Gleriani, J. M. , Ribeiro, C. A. Á. S. 2009. Utilização de algoritmos de classificação para o mapeamento do uso e cobertura da Terra na bacia hidrográfica no Ribeirão São Bartolomeu, Viçosa - MG, a partir de uma imagem do sensor Ikonos II. In: *XIII Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada*, Viçosa, MG. Anais. Viçosa, MG. v. 1. p. 1-13.
- Müller, K.H.1996. Diet and feeding ecology of masked titis (*Callicebus personatus*. p. 383-401). In: *Adaptive Radiations of Neotropical Primates*, ed. M. A. Norconk, A. L. Rosenberger & P. A. Garber. New York: Plenum Press.
- Nascimento, P. S. R. & Filho, R. A. 1996. Utilização da Técnica de Segmentação em Imagens TM/Landsat Visando Otimizar a Técnica de Interpretação Visual. In: *Anais VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Salvador, Brasil, INPE, p. 677-680.
- Neel, M. C.; McGarigal, K.; and Cushman, S. A. 2004. Behavior of class-level landscape metrics across gradients of class aggregation and area. *Landscape Ecol.*, 19: 435–455.
- Neri, F. M. 1997. *Manejo de Callicebus personatus, Geoffroy 1812, resgatados: Uma tentativa de reintrodução e estudos ecológicos de um grupo silvestre na Reserva do Patrimônio Natural Galheiro - Minas Gerais*. Universidade Federal de Minas Gerais, Dissertação de Mestrado.
- Newman, J. D., Smith, H. J. & Talmage-Riggs, G. 1983. Structural variability in primate vocalizations and its functional significance: an analysis of squirrel monkey chuck calls. *Folia Primatologica*. 40:114-124.
- Nishida, W. 1998. *Uma rede neural artificial para classificação de imagens multiespectrais para o sensoriamento remoto*. Universidade federal de Santa Catarina, UFSC, Brasil. dissertação de mestrado, disponível em: <http://www.eps.ufsc.br/disserta98/waleska/>.

- Novo, E. M. L. de M. 1992. *Sensoriamento Remoto: princípios e aplicações*. São Paulo, Editora Edgard Blücher Ltda 308p.
- Odum, Eugene P.; Barrett, Gary W. *Fundamentos de Ecologia*. 5 ed. São Paulo: Thomson Learning, 2007.
- Oliveira, D. A. G.; Ades, C. 2004. Long-distances calls in Neotropical primates. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 76(2): 393-398.
- Padilha, R. C. B. L. A. & Kurkdjian, M. L. N. O. 1996. Aplicação da Técnica de Segmentação em Imagens HRV/SPOT para a Discriminação dos Vazios Urbanos. In: *Anais VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Salvador, Brasil, INPE, p. 241-246.
- Pardini, R., Souza, S.M., Braga-Netto, R. & Metzger, J.P. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in a tropical forest landscape. *Biol. Conserv.* 124:253-266.
- Peres, C.A. & P. Dolman, 2000 Density compensation in Neotropical primate communities: evidence from 56 hunted and non-hunted Amazonian forests of varying productivity. *Oecologia*, 122: 175-189.
- Pinto, J. E. S. de S. 1997. *Os reflexos da seca no estado de Sergipe*. São Cristóvão; NPGeo, UFS. 179p.
- Prado, D. E. 2003. As Caatingas da América do Sul. p 03 - 74. In: *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Editores: Leal, I. R.; Tabarelli, M.; & Silva, J. M. C. Recife: Ed. Universitária da UFPE.
- Price, E. C. & Piedade, H. M. 2001. Diet of northern masked titi monkeys (*Callicebus personatus*). *Folia Primatologica*. 72: 335-338.
- Primack, R. B.; e Rodrigues, E. 2001. *Biologia da Conservação*. Midiograf, Londrina.
- Printes, R. C. 2007. *Avaliação taxonômica, distribuição e status do guigó-da-caatinga (Callicebus barbarabrownae Hershkovitz, 1990)*. Universidade Federal de Minas Gerais, UFMG, Brasil. Tese de Doutorado. 156p.

- Printes, R. C. 2005. Novos registros sobre a distribuição do guigó da caatinga *Callicebus barbarabrownae* (Hershkovitz, 1990) e novo limite sul de *Callicebus coimbrai* (Kobayashi & Langguth, 1999). In: *Livro de Resumos do XI Congresso Brasileiro de Primatologia*: 154p.
- Rangel, T. F., Diniz-Filho, J. A. F. and Bini, L. M. 2010. SAM: a comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. *Ecography* 33: 46 50, (Version 4).
- Rocha, P. A. 2010. *Diversidade, composição e estrutura de comunidade de morcegos em habitats de Caatinga e Brejo de Altitude em Sergipe*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Sergipe.
- Ruiz-Esparza, J. M. 2010. *Diagnóstico do papel de brejos de altitude na diversidade de aves da Caatinga (Serra da Guia, Sergipe e Bahia)*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Sergipe.
- Rylands, A. B., Schneider, H., Langguth, A., Mittermeier, R. A., Groves, C. P. & Rodríguez-Luna, E. 2000. An assessment of the diversity of New World primates. *Neotropical Primates*. 8(2).61-93.
- Sano, E. E., Rosa, R.; Britto, J. L. S. & Ferreira, L. G. 2008. Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. *Pesq. agropec. bras.* [online]. 2008, vol.43, n.1, pp. 153-156.
- Santana, M. O. (Org). *Atlas das áreas susceptíveis a desertificação do Brasil /MMA*. Secretaria de Recursos Hídricos, Brasília, MMA, 2007.
- Santos, A. F. & Andrade, J. A. 1992. *Delimitação e regionalização do Brasil semi-árido*. Sergipe, Aracaju: UFS.
- Santos Jr, E. M. 2007. *Estudos ecológicos aplicados à conservação do Callicebus coimbrai, Kobayashi & Langguth, 1999, em Sergipe*. Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão. 40p. Trabalho de Conclusão de Curso de Bacharelado em Biologia.

- Santos Jr., E. M.; Pereira, R. F.; Beltrão-Mendes, R.; Leitão, L. L. N. F.; & Ferrari, S. F. 2009. Novas Localidades do Guigó-de-Coimbra (*Callicebus coimbrai*) no baixo Rio São Francisco (Sergipe) e planejamento de conservação em uma microbacia hidrográfica. *Livro de Resumo do XIII Congresso Brasileiro de Primatologia*, Blumenau - SC.
- Saunders, D.; Hobbs, R. J.; and Margules, C. R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conserv. Biol.* 5(1):18-32.
- Schneider, H. 2000. The current status of the New World monkey phylogeny. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 72 (2): 165-172.
- Sergipe, 2007. *Decreto n.º 24.944 de 26 de Dezembro de 2007. Cria o Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, no Município de Capela e dá outras providencias.* Disponível em: <http://www.semaph.se.gov.br/biodiversidade/modules/tinyd0/print.php?id=11>. Acesso em: 23/02/2008.
- Seplantec 2004. *Atlas digital sobre recursos hídricos. Secretaria do Estado do Planejamento e da Ciência e Tecnologia*, Aracaju, Brasil. CD-ROM.
- Schoenmakers, R.P.H.M.; Wilkinson, G.G.; Schouten, Th. E. 1991. Segmentation of remotely-sensed Images: a redefinition for operational applications. *IGARSS'91, International Geoscience Remote Sensing Symposium v.2* p.1087-1090.
- Siqueira, E. R. & Ribeiro, F. E. 2001. *A Mata Atlântica de Sergipe*. Embrapa Tabuleiros Costeiros, Aracaju, Brasil. 132p.
- Sousa, M. C. 2000. New localities for Coimbra-Filho's titi monkey, *Callicebus coimbrai*, in north-east Brazil. *Neotropical Primates*. 8:151.
- SOS Mata Atlântica, *Atlas da Mata Atlântica*. www.sosmatatlantica.org.br/?secao=atlas Acessado em: 10 de Janeiro de 2009.
- Tambosi, L. R. 2008. *Análise da paisagem no entorno de três unidades de conservação: subsídios para a criação da zona de amortecimento*. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo.

- Turner, M. G.; Gardner, R. H.; and O'Neill, R. V. 2001. *Landscape Ecology: in Theory and Practice*. Springer-Verlag, New York.
- Turner, M. G. 2005. Landscape ecology: What is the state of the science? *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 36: 319-344.
- Townsend, C. R., Begon, M. & Harper, J. L. 2006. *Fundamentos em ecologia*. 2º edição. Editora Artmed. 592p.
- UFS. 1979. *Atlas de Sergipe*. Aracaju: Governo do Estado.
- Valente, R. de O. A., 2001. *Análise da estrutura da paisagem na bacia do rio Corumbatai SP. Piracicaba*. Dissertação de Mestrado, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz.
- van Roosmalen, M. G. M., van Roosmalen, T.; Mittermeier, R. A. 2002. A taxonomic review of the titi monkeys, genus *Callicebus* Thomas, 1903, with the description of two new species, *Callicebus bernhardi* and *Callicebus stephennashi*, from Brazilian Amazonia. *Neotropical Primates 10* (Suppl): 1-52, 2002.
- Wallace, R. B., Gómez, H., Felton, A., Felton, A. M. 2006. On a new species of titi monkey, genus *Callicebus* Thomas (Primates, Pitheciidae), from Western Bolivia with preliminary notes on distribution and abundance. *Primate Conservation* 20: 29-39.
- Wright, P. C. 1985. *The costs and benefits of nocturnality for Aotus trivirgatus (the night monkey)*. City University of New York. Tese de Pós-Doutorado.