

UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE
ESCOLA DE ENGENHARIA INDUSTRIAL METALÚRGICA DE VOLTA REDONDA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL

GERALDO DE CARVALHO NETO

**ANÁLISE DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL ATRAVÉS DE
MÉTRICAS DA PAISAGEM NAS SUB-BACIAS DOS RIOS
BANANAL E BOCAINA**

VOLTA REDONDA
2021

GERALDO DE CARVALHO NETO

**ANÁLISE DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL ATRAVÉS DE
MÉTRICAS DA PAISAGEM NAS SUB-BACIAS DOS RIOS
BANANAL E BOCAINA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental da Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr Welington Kiffer de Freitas
Co-Orientador: Prof. Dr Givanildo de Gois, Ph.D.

Volta Redonda, RJ
2021

Ficha catalográfica automática - SDC/BEM
Gerada com informações fornecidas pelo autor

C331a Carvalho Neto, Geraldo de
Análise da fragmentação florestal através de métricas da paisagem nas sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina / Geraldo de Carvalho Neto ; Wellington Kiffer de Freitas, orientador ; Givanildo de Gois, coorientador. Volta Redonda, 2021.
86 f. : il.

Dissertação (mestrado)-Universidade Federal Fluminense, Volta Redonda, 2021.

DOI: <http://dx.doi.org/10.22409/PGTA.2021.m.09976543760>

1. Ecologia da Paisagem. 2. Conectividade. 3. Focos de calor. 4. Mata Atlântica. 5. Produção intelectual. I. Freitas, Wellington Kiffer de, orientador. II. Gois, Givanildo de, coorientador. III. Universidade Federal Fluminense. Escola de Engenharia Industrial e Metalúrgica de Volta Redonda. IV. Título.

CDD -

GERALDO DE CARVALHO NETO

**Análise da fragmentação florestal através de métricas da paisagem nas
sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental da Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Tecnologia Ambiental

Aprovada em 23 de julho de 2021.

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Wellington Kiffer de Freitas - UFF
Orientador



Prof. Dr. Claudio Belmonte de Athayde Bohrer - UFF



Prof. Dr. Luis Mauro Sampaio Magalhães - UFRRJ.

Volta Redonda-RJ
2021

*As cidades do futuro se desenvolvem
ao redor de florestas multifuncionais.*

Geraldo de Carvalho Neto

DEDICATÓRIA

Este trabalho de pesquisa é dedicado aos homens e mulheres envolvidos no combate aos incêndios e queimadas que ocorreram na região das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina, em setembro de 2017. Esta dissertação é dedicada a todos que lutaram para preservar a integridade de importantes fragmentos florestais nesta região, em especial aqueles localizados na Estação Ecológica de Bananal.

Dedico também aos meus queridos pais, Sonia e Marcelo, e a minha esposa e amiga, Ana Carolina, e à minha adorável e inspiradora filha, Maria Clara; aos meus avós, tios e tias, primos e primas, e amigos de recente e longa data. Devo estender também aos colegas de “ofício” da AGROBIOS/3L AGROAMBIENTAL (Leandro Amado, João Pedro Oliveira, Thayná Corrêa).

Dedico por fim, a todos os técnicos com quem pude trabalhar no âmbito das ações do componente 03 do Projeto Conexão Mata Atlântica. A troca pessoal e profissional trouxe, também, grande estímulo e energia para a idealização e concepção deste trabalho.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, nosso Senhor, sem o poder de sua onipresença em todas as formas de vida tudo seria em vão.

Devo agradecer (imensamente) a condução amistosa e instigante do brilhante pesquisador e docente Welington Kiffer de Freitas, o qual me apresentou as “paisagens do pensar”. Estendo também aos brilhantes cientistas do grupo *Fire-Focus* com os quais tive o privilégio de trabalhar. E aos grandes mestres-tutores que contribuíram com a “lapidação” deste trabalho: Givanildo de Gois, Luís Mauro Magalhães e Claudio Bohrer. O meu muito obrigado a todos os pesquisadores, técnicos, estagiários, envolvidos nas diversas etapas e análises, avaliações, e atividades de pesquisa, que fizeram valer os esforços para colocar a Floresta Atlântica em seu lugar de importância em nossas vidas acadêmicas, profissionais e pessoais. Agradeço, por fim, aos colegas e amigos que fiz durante passagem pela Estação Ecológica de Bananal, dos quais recebi importante estímulo e apoio, em especial ao gestor Thiago Nogueira, Tatiane Silva, Egnaldo Rocha, Ricardo, William, João Antônio, Davi, Camila, e aos técnicos da Fundação Florestal e Instituto Florestal, e às amigas e amigos do Projeto Conexão Mata Atlântica (Componente 03) (Yvi, Celly, Claud, Joaquim, João Paulo, Renato, Fernanda, Mayara, Máira).

RESUMO

A fragmentação de florestas é um dos processos de degradação ambiental que compromete a biodiversidade de *habitats* e importantes redes de serviços ecossistêmicos em toda a extensão da Mata Atlântica. A dinâmica das formas de uso e ocupação do bioma apresenta relação intrínseca com os avanços das atividades humanas sobre ambientes naturais, destacando-se o fogo como ferramenta na expansão de áreas agricultáveis e pastagens. Nesse contexto, o estudo buscou identificar e analisar as características da dinâmica da cobertura florestal com base no cálculo de métricas de fragmentação, em paralelo a análise da distribuição espaço-temporal de focos de calor nas sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina, entre 2016 e 2018. Os resultados apontaram para a redução da área total de cobertura florestal (2,66%), a queda do número de pequenos fragmentos (13,5%), incluindo a redução da área média dos médios (1,93%) e grandes (44%), e o aumento de 41,73% da densidade de fragmentos. Analisando o índice de circularidade, observou-se que a grande maioria dos fragmentos encontram-se vulneráveis a distúrbios como consequência de sua forma e em decorrência de efeitos de borda. A dinâmica temporal dos focos de calor indicou maior concentração em 2017 (74,9%), no mês de setembro (69,11%) e primavera (77,9%). Desse total, 14,84% ocorreram em pelo menos uma das classes florestais; sob o aspecto espacial, observou-se maior densidade de focos nas proximidades e interior unidades de conservação, incluindo as áreas urbanizadas ao norte da área de estudo. As métricas para a APP de 5,0 m apontaram para uma redução de 59,2% da cobertura florestal, com aumento de 26,5% do número e densidade de fragmentos. Pode-se concluir que o expressivo nível de fragmentação e perturbação da paisagem encontra-se relacionado com a atividade do fogo no período, influenciando na depleção de serviços ecossistêmicos, e comprometendo a qualidade ambiental de unidades de conservação e corredores ecológicos de indiscutível importância para o desenvolvimento sustentável das sub-bacias localizadas na Mata Atlântica.

Palavras-chave: ecologia da paisagem; conectividade; corredor ecológico; focos de calor; mata atlântica.

ABSTRACT

The fragmentation of forests is one of the environmental degradation processes that compromise the biodiversity of habitats and important networks of ecosystem services across the entire length of the Atlantic Forest. The dynamics of the forms of use and occupation of the biome have an intrinsic relationship with the advances of human activities on natural environments, highlighting fire as a tool in the expansion of agricultural areas and pastures. In this context, the study sought to identify and analyze the characteristics of the dynamics of forest cover based on the calculation of fragmentation metrics, in parallel with the analysis of the spatiotemporal distribution of hotspots in the sub-basins of the Bananal and Bocaina rivers, between 2016 and 2018. The results pointed to a reduction in the total area of forest cover (2,66%), a drop in the number of small fragments (13,5%), including a reduction in the average area of medium (1,93%) and large (44%); and 41,73% increase in fragment density. Analyzing the circularity index, it was observed that the vast majority of the previous fragments were vulnerable to disturbances as a consequence of their shape and as a result of edge effects. The temporal dynamics of hotspots indicated greater concentration in 2017 (74,9%), in September (69,11%) and in spring (77,9%). Of this total, 14,84% occurred in at least one of the forest classes; under the spatial aspect, a greater density of outbreaks was observed in the surroundings and interior of conservation units, including the urbanized areas north of the study area. The metrics for a 5,0 m APP pointed to a 59,2% reduction in forest cover, with an increase of 26,5% in the number and density of fragments. It can be concluded that the expressive level of fragmentation and landscape disturbance is related to the fire activity in the period, influencing the depletion of ecosystem services, and compromising the environmental quality of conservation units and ecological corridors of indisputable importance for sustainable development of the sub-basins in the Atlantic Forest.

Keywords: landscape ecology; connectivity; ecological corridor; heat focus; atlantic forest.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Aspectos estruturantes da paisagem (adaptado de FORMAN e GODRON, 1986), p.24

Figura 2 – a) Localização da área de estudo em relação as unidades federativas do Brasil e Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. b) Municípios integrantes do território da área de estudo, p. 32

Figura 3 – Hidrografia e área de drenagem das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina, p. 33

Figura 4 – Mapa hipsiométrico da área de drenagem das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina, p. 34

Figura 5 – Formações florestais na área das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina, p.36

Figura 6 – Mapeamento das classes de uso e ocupação do solo na área de drenagem das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina (2018), p. 37

Figura 7 – Propriedades rurais mapeadas na área das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina a partir do banco de dados do Cadastro Ambiental Rural (SICAR, 2020), p. 38

Figura 8 – Evolução da área total de cobertura do solo por gramíneas nas sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina no período de 2016 a 2018, p. 39

Figura 9 – Unidades de conservação nos territórios das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina, p. 40

Figura 10 – Mapeamento de fragmentos de floresta nativa na área de drenagem das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina (2016, 2017 e 2018), p. 41

Figura 11 – Fluxograma de operações executadas para a obtenção dos mapas de fragmentação florestal na área das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina para o período de estudo, p. 42

Figura 12 – Dinâmica da área total dos fragmentos florestais mapeados nas sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina, entre 2016 e 2018, p. 50

Figura 13 – Área total (ha) por classes de fragmentos florestais nas sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina no período de 2016 a 2018. Legenda – Cf 01: pequenos ($A_f \leq 5,0$ ha);

Cf 02: médios ($5 < Af < 50$ ha); Cf 03 grandes ($50 \leq Af < 100$ ha); Cf 04: muito grandes ($Af \geq 100$ ha), p. 52

Figura 14 – Dinâmica da densidade do número de fragmentos florestais (Nf) por 100 ha da área total da paisagem de estudo (2016 a 2018), p. 55

Figura 15 – Frequência absoluta (Fa) de focos de calor detectados na área das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina (2016 a 2018), p. 61

Figura 16 – Dinâmica mensal da frequência absoluta (Fa) de focos de calor teledetectados nas áreas de drenagem das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina (2016 a 2018), p. 62

Figura 17 – Dinâmica sazonal de focos de calor na área das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina (2016 a 2018), p. 62

Figura 18 – Mapa de densidade de focos de calor para a área das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina (2016 a 2018), p. 64

Apêndice I Infográfico: Análise da Fragmentação Florestal nas sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina (2016, 2017 e 2018), p. 86

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Análise quantitativa do número de propriedades rurais e da totalidade de cobertura de suas áreas localizadas nas sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina, com base nos dados do Cadastro Ambiental Rural (SICAR, 2020), p. 38

Tabela 2 – Número de fragmentos relativos as classes de fragmentação nas sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina no período de estudo. Legenda: Cf: classe de fragmentação; Nf: número de fragmentos; Af: área do fragmento, p. 51

Tabela 3 – Área média de fragmentos florestais (MPS) na paisagem das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina de acordo com as classes de fragmentação (Cf 01: pequeno; Cf 02: médio; Cf 03: grande; Cf 04: muito grande) nos anos de 2016, 2017 e 2018, p.54

Tabela 4 – Índice (médio) de Circularidade (IC) para as classes de fragmentação florestal nas sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina (2016 a 2018), p. 56

Tabela 5 – Índice de relação entre o perímetro e a área de fragmentos florestais nas sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina (2016 a 2018), p. 57

Tabela 6 – Índice de diversidade Patton (IP) médio para as classes de fragmentos nas sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina no período de 2016, 2017 e 2018, p. 58

Tabela 7 – Dinâmica da cobertura florestal nas Áreas de Preservação Permanente (APPs) das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina, e os respectivos déficits de vegetação ripária, adotando-se o limite mínimo comum de 5,0 m (2016, 2017 e 2018), p. 59

Tabela 8 – Métricas de fragmentação da cobertura florestal das Áreas de Preservação Permanente (5,0 m) das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina (2016 a 2018), p. 59

Tabela 9 – Análise da dinâmica espaço-temporal de focos de calor em relação as classes de fragmentação da cobertura florestal das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina, p.65

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Métricas de análise da estrutura da paisagem utilizados na caracterização da fragmentação das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina. Adaptado de: CALLEGARI et al., 2010; SOUZA, C. G. et al. 2014; DARISI, 2018; MARTINS, 2019, p. 43

Quadro 2 – Classes de fragmentação florestal adotadas na análise da dinâmica da paisagem nas sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina (2016 a 2018), p. 46

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

CPTEC	Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos
CSN	Companhia Siderúrgica Nacional
DSR	Departamento de Sensoriamento Remoto
ha	Hectare
IC	Índice de Circularidade
ICMBio	Instituto Chico Mendes
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
MS	Mato Grosso
MPS	<i>Mean Patch Size</i>
m ²	Metro quadrado
PSA	Pagamento por Serviços Ambientais
PIB	Produto Interno Bruto
RJ	Rio de Janeiro
SP	São Paulo
SICAR	Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural
SIMA	Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente
shp	Shape file

SUMÁRIO

- 1 INTRODUÇÃO, p. 17
- 2 OBJETIVOS, p. 20
 - 2.1 OBJETIVOS GERAIS, p. 20
 - 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS, p. 20
- 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA, p. 21
 - 3.1 ECOLOGIA DA PAISAGEM, p. 21
 - 3.2 ASPECTOS ESTRUTURANTES DA PAISAGEM, p. 23
 - 3.3 FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM, p. 26
 - 3.4 FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM NO BIOMA MATA ATLÂNTICA, p. 27
 - 3.5 MÉTRICAS DA PAISAGEM, p. 28
 - 3.6 CORREDORES ECOLÓGICOS, p. 29
 - 3.7 DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DE FOCOS DE CALOR, p. 30
- 4.0 MATERIAL E MÉTODO, p. 31
 - 4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO, p. 31
 - 4.1.1 Localização, p. 31
 - 4.1.2 Hidrografia e área de drenagem, p. 32
 - 4.1.3 Topografia e relevo, p. 33
 - 4.1.4 Clima, p. 34
 - 4.1.5 Formas de uso e ocupação do solo, p. 35
 - 4.1.6 Unidades de conservação, p. 39
 - 4.2 MAPEAMENTO DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS, p. 40
 - 4.2.1 Análise da estrutura da paisagem, p. 42

4.2.1.1	Métricas de fragmentação florestal,	p. 42
4.2.1.1.1	Métricas de número, densidade e área,	p. 44
4.2.1.1.2	Classes de fragmentação,	p. 45
4.2.1.1.3	Índices de forma,	p. 46
4.2.1.1.4	Índice de diversidade,	p. 47
4.3	CORREDORES ECOLÓGICOS,	p. 47
4.4	FOCOS DE CALOR,	p. 48
4.4.1	Dinâmica anual, mensal e sazonal de focos de calor,	p. 49
4.4.2	Distribuição espacial de focos de calor,	p. 49
5	<u>RESULTADOS E DISCUSSÃO</u> ,	p. 50
6	<u>CONCLUSÃO</u> ,	p. 66
7	<u>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</u> ,	p. 67

1 INTRODUÇÃO

Cotidianamente, em diferentes partes do planeta, a ocorrência de diversos processos de degradação ambiental são observados, colocando em risco a sobrevivência da humanidade (FISCHLIN, 2007; STEFFEN, 2015). Nesse contexto, o avanço das sociedades sobre paisagens naturais vem contribuindo também para a redução da cobertura florestal nas regiões neotropicais, afetando a matriz de serviços ecossistêmicos, tais como: provisão de alimentos, ciclagem de nutrientes, sequestro de carbono, regulação do ciclo hidrológico, entre outros (CONSTANZA, 2017).

Nesse sentido, o processo de fragmentação florestal refere-se a ruptura na continuidade espacial de *habitats* naturais, que ocorrem à medida que grandes extensões de florestas são substituídas por porções menores, isoladas e, ainda, em divisão, separadas por diferentes tipos de uso da terra (COLLINGE, 2009; METZGER, 2012; COLLINS *et al.*, 2017). Essa perda de *habitat* causa mudanças profundas na composição da paisagem, devido à substituição de florestas por uma variedade de *habitats* planejados pelo homem, como pastagens e cidades (FOLEY, 2005; TRITSCH e LE TOURNEAU, 2016). Além disso, traz também reflexos diretos para a biota, promovendo alteração da estrutura das florestas, isolamento das formações vegetais; aumento da predação e da competição; perda de micro-*habitat* e, até mesmo, contribuindo com a extinção de espécies (BROADBENT *et al.*, 2008; METZGER, 2012; ZHANG *et al.*, 2017).

No Brasil, o processo de fragmentação florestal vem ocorrendo de forma acelerada, principalmente, a partir da década de 1970 (PRIMACK e RODRIGUES, 2001), afetando diretamente a biodiversidade de vários biomas (TABARELLI e GASCON, 2005), dentre estes a Mata Atlântica, que recobriu originalmente uma área estimada de 1,3 milhões de km² (TABARELLI *et al.*, 2005; RIBEIRO *et al.*, 2009), e atualmente, resguarda 12,4% de sua cobertura original, incluindo remanescentes de vegetação nativa com área acima de três hectares (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2021).

Metzger *et al.* (2000, 2009), Ribeiro *et al.* (2009) e Rezende *et al.* (2018) afirmam que grande parte desses remanescentes são representados por pequenos fragmentos, isolados e circundados por pastagens, áreas agrícolas e centros urbanos. Conforme Metzger (2009), este bioma é provavelmente um dos mais fragmentados do mundo, quando comparado com outros localizados em regiões tropicais.

Esse cenário possibilita a classificação da Mata Atlântica como um dos 35 *hotspots* mundiais de biodiversidade, devido a sua elevada riqueza biológica, alto grau de endemismo e, ao mesmo tempo, sob fortes ameaças antrópicas (MACHADO *et al.*, 2004; MYERS *et al.*, 2005; RIBEIRO *et al.*, 2009). Nesta região concentram-se mais de 60% da população brasileira, agrupando grande parte dos meios de produção do Brasil, e ainda participando de 70% do PIB nacional (MARTINELLI e MORAES, 2013; JOLY, METZGER e TABARELLI, 2014; SCARANO e CEOTTO, 2015).

Considerando que o homem é um dos principais agentes de mudança da paisagem (BRANDO *et al.*, 2014) e possivelmente do clima (COX *et al.*, 2000), é importante embasar a governança das atividades humanas visando uma gestão aprimorada dos recursos naturais e manutenção dos serviços ambientais (FEARNSIDE, 2008). Nesse contexto, deve-se considerar a influência das atividades antrópicas sobre a variação do albedo da superfície terrestre, parâmetro este responsável por grande parte dos processos de ordem física, fisiológica e bioquímica dos ecossistemas (QUERINO *et al.*, 2013). A compreensão da variação do albedo no espaço e no tempo é imprescindível no entendimento da dinâmica da vegetação (LUCHT *et al.*, 2000; KIRSCHBAUM *et al.*, 2011). Os albedos mais altos estão associados a superfícies suaves, secas e de coloração clara (CORREIA *et al.*, 2002), com destaque para a urbanização, industrialização e o desmatamento, considerados agentes que amplificam as chances da geração de focos de calor (FREITAS *et al.*, 2020).

De acordo com Santos *et al.* (2019), um detalhado monitoramento espacial e temporal desses focos em regiões extensas é facilitado através de informações obtidas por sensores a bordo de satélites ambientais. Com isso, e associado ao emprego do geoprocessamento de dados, que inclui a utilização de programas computacionais capazes de selecionar *pixels* (elementos de resolução) com temperatura elevada, é possível a identificação de focos de calor em uma determinada região (ANTUNES e RIBEIRO, 2000).

E é nesse contexto que as mudanças das formas de ocupação do solo impactam a estrutura das florestas favorecendo a detecção de focos de calor nas paisagens antropizadas (COCHRANE *et al.*, 1999; NOBRE *et al.*, 2007), onde a agricultura, pecuária, extração de madeira, transporte, ocupação urbana, entre outras atividades, são identificadas como aquelas responsáveis por essas alterações, impactando substancialmente as florestas, e não apenas a estrutura da paisagem (NEPSTAD *et al.*,

1999; COCHRANE, 2003). Deve-se destacar a ocorrência de queimadas originadas nas atividades de manejo de pastagem e cultivos agrícolas, realizadas por meio do uso do fogo (NEPSTAD; MOREIRA; ALENCAR, 1999; ALENCAR; SOLÓRZANO; NEPSTAD, 2004).

Visando uma ampla compreensão dos processos e impactos envolvidos na dinâmica da cobertura florestal, tem-se como referência tecnológica as ferramentas de quantificação dos padrões da estrutura florestal e detecção de focos de calor, reunidas no escopo do Sensoriamento Remoto (SR), ciência que oferece um conjunto de técnicas úteis na caracterização, tanto temporal quanto espacial, dos padrões de uso e cobertura do solo (VALENTE, 2001).

Segundo Souza *et al.* (2016), a melhoria nas características físicas de sensores instalados em satélites geoestacionários vem contribuindo para o progresso das análises ambientais, destacando-se a resolução espacial, radiométrica e espectral, aspectos estes que colaboram na demonstração da evolução dos produtos de imageamento, possibilitando uma maior discriminação de alvos em diferentes paisagens.

Neste contexto, as ferramentas de sistemas de informação geográfica (SIGs) têm sido empregadas com sucesso na representação geográfica do clima e dos dados de focos de calor, sendo consideradas simples e de baixo custo, concentrando técnicas eficientes (GOBBO *et al.*, 2016; WHITE e WHITE, 2016; CLEMENTE *et al.*, 2017).

O uso integrado dos SIGs e imagens de satélite de alta resolução é de extrema importância em estudos de Ecologia da Paisagem, pois permitem a detecção precisa de fragmentos remanescentes, seus estados de conservação e as áreas em que o uso da terra se encontra conflitante com a legislação ambiental vigente (BRITO *et al.*, 2007; OLIVEIRA *et al.*, 2008).

Para uma compreensão ampla e adequada da dinâmica da paisagem no bioma Mata Atlântica, o uso de métricas para interpretações vem se popularizando, possibilitando a medição e descrição da estrutura espacial dos fragmentos, de suas classes ou totalidade (BATISTA, 2014). Esses indicadores (ou índices) podem ser aplicados em diversas situações, como na avaliação da dinâmica de uso de solo, monitoramento de mudanças na paisagem, padrão de desmatamento, simulação de transformações futuras, incluindo investigações das condições das áreas com relação ao grau de fragmentação ou de conectividade (PÔÇAS *et al.*, 2011; YUAN e PAUDEL, 2012). Dessa forma, as métricas possibilitam diferentes análises potencialmente relevantes em estudos de áreas fragmentadas e de suas implicações para a biodiversidade (LELE *et al.*, 2008).

Diante dessa problemática, apreendeu-se aos objetivos deste estudo as áreas de drenagem das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina, que de forma unificada, apresentam em seu histórico de uso e ocupação do solo um intenso processo de fragmentação florestal. Neste cenário, onde remanescentes da Mata Atlântica preservaram-se intactos até meados do século XVIII, a chegada da cafeicultura gerou em seu processo de expansão um extenso desflorestamento, transformação inicial da paisagem que teve sua intensificação a partir dos ciclos econômicos que se sucederiam (BASTOS, 2007).

Dessa forma, analisar a paisagem, considerando aspectos relacionados à estrutura, diversidade, composição e efeitos abióticos (p.ex. ocorrência dos focos de calor), favorece a obtenção de informações válidas para nortear a escolha de alternativas de manejo e conservação (GAVIRIA e MONTEALEGRE, 2010; FREITAS, *et al.*, 2020).

Portanto, para a realização do presente estudo, foram realizadas três análises exploratórias. A primeira objetivando averiguar se a estrutura da paisagem na área de drenagem das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina sofreu alterações significativas, em termos espaciais e temporais, concentrando-se na dinâmica dos fragmentos florestais entre os anos de 2016 e 2018. Buscou-se também a identificação e seleção de regiões potenciais para a simulação de um cenário favorável a restauração da paisagem através de corredores ecológicos, considerando como parâmetros técnicos aqueles inerentes a legislação ambiental vigente no Brasil. A terceira e última busca verificar a existência de influência na ocorrência de focos de calor sobre a dinâmica da cobertura florestal diante da mesma abordagem espaço-temporal.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVOS GERAIS

Identificar e analisar as características do processo de fragmentação florestal com base na dinâmica da estrutura da paisagem, incluindo a distribuição espaço-temporal de focos de calor nas áreas de drenagem das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a fragmentação florestal na área de estudo a partir de métricas da paisagem no período de 2016 a 2018;

- Avaliar modelo de simulação da paisagem com foco no favorecimento da conectividade entre fragmentos, envolvendo cenários futuros destinados à restauração florestal;
- Analisar a influência da dinâmica espaço-temporal de focos de calor em relação a dinâmica da estrutura da paisagem de estudo.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 ECOLOGIA DA PAISAGEM

Para Ab'Saber (1977): “A paisagem é sempre uma herança. Na verdade, ela é uma herança em todo o sentido da palavra: herança de processos fisiográficos e biológicos, e patrimônio coletivo dos povos que historicamente as herdaram como território de atuação de suas comunidades.”

Diante da constante transformação dos costumes sociais de um determinado local, a paisagem evoluiu entre natureza e sociedade, caracterizando-se simultaneamente como natureza-objeto e natureza-sujeito, e nesse sentido, a paisagem revela uma dialética entre uma realidade de ordem física e ecológica enquanto construção social (BERTRAND, 1978).

A Paisagem, portanto, é uma categoria espacial distinta, heterogênea e mensurável, definida pelo padrão espacial e interação de agrupamentos ecológicos e geomorfológicos, influenciados por regimes de perturbação e pela própria evolução, sendo o tempo fator elementar no seu desenvolvimento (SOARES-FILHO, 1998; SCHIER, 2003).

De acordo com Metzger (2001), a sua definição deve considerar um mosaico espacial heterogêneo composto por partes interativas, considerando que esta heterogeneidade existe para pelo menos um fator, definido por um observador, para uma escala de observação.

A ideia de paisagem foi proposta pela primeira vez no início do século XIX, como conceito geográfico pelo naturalista alemão Alexander Von Humboldt, como “*Der 12 Totalcharakter einer Erdgegend*”, ou seja, o conjunto das características de uma região terrestre (SCHIER, 2003). Em 1939, o biogeógrafo Carl Troll lança o conceito da Ecologia da Paisagem apropriando-se de conceitos da geografia humana, fitossociologia,

biogeografia e arquitetura associada ao ordenamento territorial, com a premissa de se estudar as inter-relações entre a biota (incluindo o homem) com o seu ambiente (METZGER, 2001), e considerando a paisagem como entidade espacial e visual, composta pela geosfera, biosfera e noosfera (SOARES-FILHO, 1998). Segundo Morelli (2002), Troll convocou geógrafos e ecólogos para diversos trabalhos sob estreita colaboração, visando a fundação de uma nova “ecociência”, que teria como objetivo central o estudo da paisagem.

Nesse contexto, a Ecologia da Paisagem surge como uma ciência necessária ao desenvolvimento, manejo, conservação e planejamento da paisagem (TURNER, 1995), a partir da qual é possível o estudo da estrutura, da função e das mudanças que ali ocorrem (NAVEH e LIEBERMAN, 2013), incluindo a distribuição dos elementos da paisagem, dos processos ecológicos que afetam os padrões, e das alterações dos padrões com o passar do tempo (FORMAN e GODRON, 1986).

Segundo Bridgewater (1993), a Ecologia da Paisagem avalia a dinâmica e o desenvolvimento da diversidade espacial, as interações espaciais e temporais, e as mudanças na paisagem heterogênea, assim como as influências da heterogeneidade espacial nos processos bióticos e abióticos.

Historicamente, a Ecologia de Paisagens ganhou enorme popularidade na América do Norte, tornando-se amplamente conhecida a partir da década de 1980 (ROCHA, 2011), época de expressiva evolução tecnológica dos sistemas de aquisição de dados espaciais – como o Sensoriamento Remoto. Esse novo campo de geração de dados, para Ojoyi *et al.* (2016), apresentou ferramentas inovadoras, aplicáveis em estudos relacionados a fragmentação de *habitats* diante da crescente popularidade de estudos que visam a quantificação dos padrões espaço-temporais em diversas paisagens (NAGENDRA *et al.*, 2004; LUNG e SCHAAB, 2006). Dessa forma, seu uso possibilita a obtenção de maneira sistemática de informações da superfície terrestre, permitindo a análise de alguns processos dinâmicos, destacando-se o desmatamento e a fragmentação florestal (VALENTE, 2001; CEMIN e DUCATI, 2015).

Para Couto (2004), contempla o estudo de padrões da paisagem, a interação entre manchas no interior do mosaico, e a forma como padrões e interações mudam no tempo, analisando também o desenvolvimento e a dinâmica da heterogeneidade espacial e os seus efeitos nos processos ecológicos.

Na busca pela compreensão de padrões e processos, uma ampla variedade de modelos é utilizada na Ecologia de Paisagens (TURNER *et al.*, 2001; METZGER, *et al.*, 2007), desde os mais simples, como modelos determinísticos baseados em manchas, até os extremamente complexos, como os modelos espacialmente explícitos baseados em indivíduos.

Diante da consideração da perda de *habitat* como sendo a maior ameaça à biodiversidade terrestre (BROOKS *et al.*, 2002; PIMM, 2005), deve-se destacar como modelo determinístico (ou “modelo de equilíbrio”) de fundamental importância para estudos acerca da fragmentação florestal em grandes paisagens, a Teoria da Biogeografia de Ilhas (MACARTHUR e WILSON, 1967).

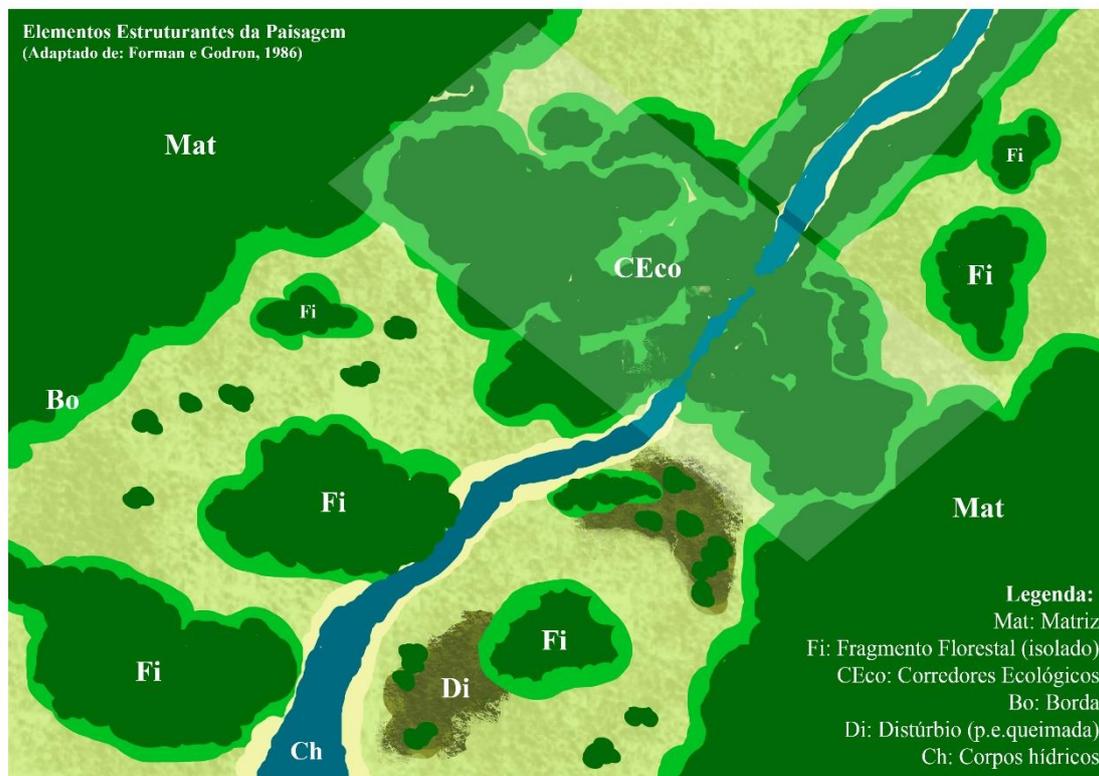
Esta importante teoria, foi aplicada inicialmente em estudos relacionados a ilhas verdadeiras, circundadas por uma matriz oceânica – intransponível para muitos organismos, servindo então para prever o impacto de uma fonte colonizadora sobre o número de espécies a partir do tamanho e da distância desses elementos. A modelagem proposta foi amplamente utilizada nos últimos 60 anos, alcançando expressiva funcionalidade de seu domínio para estudos em diferentes áreas do conhecimento (BROWN *et al.*, 2001; HAILA, 2002; NASCIMENTO *et al.*, 2012). Foi então a partir da busca por conhecimento ecológico sobre os fragmentos florestais de uma área (com base na distribuição e diversidade), que foi constatada sua possível aplicação na gestão ambiental relacionada ao manejo florestal, sendo empregada por meio da cartografia de uso e cobertura da superfície terrestre (CALLEGARI *et al.*, 2010).

3.2 ASPECTOS ESTRUTURANTES DA PAISAGEM

O maior desafio da análise espacial a partir da Ecologia da Paisagem está em captar a influência dos diferentes elementos que compõe o seu funcionamento. E é nesse sentido que alguns conceitos são fundamentais nos processos de investigação e interpretação da paisagem, tais como: unidade de paisagem; elemento da paisagem; parte; matriz; conectividade; corredores; mosaico; fronteira; borda; ecótone, ecóclina; ecótipos; distúrbio; e fragmentação (METZGER, 2001; GUIMARÃES, 2004). Nesse sentido, é importante destacar o estudo de Forman e Godron (1986), o qual afirma que as paisagens possuem uma estrutura comum e fundamental, formada por três elementos: matriz, manchas (ou fragmentos), e corredores (Figura 1). Somado a isso, Turner (1995) afirma

que deve-se considerar como propriedades fundamentais da paisagem o arranjo espacial, as funções, interações e alterações que ocorrem ao longo do tempo.

Figura 1 – Aspectos estruturantes da paisagem



Fonte: CARVALHO NETO, G. (autor) - adaptado de: FORMAN e GODRON, 1986

As manchas (do inglês “*patches*”) citadas anteriormente, aqui enquadram-se como fragmentos florestais, sendo as menores unidades identificáveis da paisagem, e consideradas como seu elemento espacial fundamental, ficando definidas como superfícies não lineares, inseridas em uma matriz da qual diferem pela aparência, variando de tamanho, forma e limites (FORMAN e GODRON, 1986), podendo ser naturais ou resultado da ação antrópica (FARINA, 2008).

Para Callegari *et al.* (2010), avaliar a estrutura da paisagem é um passo importante no diagnóstico de problemas atuais e serve para prever cenários e apontar mudanças necessárias para manter o equilíbrio natural. Portanto, o estudo da estrutura da paisagem é importante para que sejam desenvolvidos instrumentos de planejamento com o objetivo de promover o controle da sociedade sobre as paisagens, de maneira que a existência

desses mosaicos seja assegurada sem haver o comprometimento dos recursos naturais e da sustentabilidade social, econômica e ambiental (MARTINS *et al.*, 2014).

Diante disso, é possível quantificar, através de ferramentas de geoprocessamento, a estrutura da paisagem e sua alteração a partir de métricas, permitindo a sua descrição ao nível das manchas (métricas relativas a áreas, bordas, formas e núcleos), classes (métricas de vizinhança, proximidade e fragmentação), e da própria paisagem (medidas de diversidade, contágio e retalhamento) (SOARES-FILHO, 1998; LANG e BLASCHKE, 2008).

Estudos relacionados à estrutura da paisagem, que promovem o suporte ao entendimento de padrões e processos fundamentais para diversos organismos, são escassos, bem como trabalhos que caracterizam a conectividade e o tamanho dos fragmentos em escalas locais nos ecossistemas tropicais (LINDBORG e ERIKSSON, 2004; METZGER, 2008).

É importante destacar que vários estudos sobre a fragmentação da Floresta Atlântica foram realizados abrangendo parte ou a extensão total desse bioma. Entre eles, pode-se citar a pesquisa de Umetsu *et al.* (2008), que através do cálculo de índices de qualidade para diferentes *habitats* da paisagem do planalto de Ibiúna-SP, discutiram sobre a importância da matriz para a dinâmica de paisagens fragmentadas, sugerindo que índices relativamente simples podem melhorar nossa compreensão acerca da distribuição das espécies, concluindo que o uso de índices baseados na abundância ou ocorrência de espécies podem favorecer o entendimento sobre a importância da qualidade da matriz da paisagem.

Deve-se destacar também o estudo de Metzger (2009), que ao revisar trabalhos acerca da fragmentação da Floresta Atlântica, afirma que para estabelecer uma estrutura ecológica adequada é preciso ações imperativas de conservação e gestão frente ao declínio da cobertura florestal do bioma, incluindo o uso de índices de conservação (GALLETI *et al.*, 2009) e indicadores de espécie (UEHARA-PRADO *et al.*, 2009). Ainda nessa linha metodológica, Ribeiro *et al.* (2009) cita a importância de ações de restauração em grande escala, favorecendo processos ecológicos básicos, tais como a dispersão, polinização, e a herbivoria.

E entre aqueles que citam unidades de conservação como paisagens de interesse, destaca-se o trabalho de Martins (2019), que através do mapeamento dos fragmentos

florestais na Área de Proteção Ambiental da bacia do Rio São João/Mico-leão-dourado (RJ), analisou a estrutura da paisagem, antes e depois da criação da área protegida (AP), quantificando a fragmentação florestal utilizando-se de algumas métricas.

3.3 FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM

A consequência direta e inevitável do desmatamento é a fragmentação florestal, processo caracterizado como a ruptura na continuidade espacial de *habitats* naturais que ocorre à medida que grandes extensões de florestas são subdivididas e diminuem de tamanho (METZGER, 2012).

Esta fragmentação de *habitats* florestais é responsável pela redução de 13% a 75% da biodiversidade, resultando em prejuízos a processos ecossistêmicos fundamentais, como a ciclagem de nutrientes e diminuição da biomassa arbórea, perda da diversidade, devido, principalmente, à perda e isolamento de *habitats* entre outras (CERQUEIRA *et al.*, 2003; RAMBALDI e OLIVEIRA, 2003; HADDAD *et al.*, 2015).

De acordo com Tabarelli (2010), a fragmentação do componente florestal da paisagem é um evento motivado pela atividade desregrada de uso e ocupação da terra por meio de modelos econômicos que exploram os recursos naturais e pelos diferentes ciclos de crescimento e desenvolvimento humano, sendo o primeiro efeito visível a redução na riqueza das espécies instaladas nas regiões de borda, ou seja, nas áreas mais externas dos fragmentos florestais, afetadas de forma negativa pelas interações com outras espécies que vivem na matriz. Essas mudanças, chamadas “efeitos de borda” (MURCIA, 1995; PRIMACK e RODRIGUES, 2001), são causados por gradientes diferenciados de mudanças físicas e bióticas próximas aos limites dos fragmentos florestais e, portanto, são proporcionais à distância da borda mais próxima (LOVEJOY *et al.*, 1986).

Nesse contexto, a criação de fragmentos implica na formação de uma borda florestal, definida como uma região de contato entre a área ocupada (matriz antrópica) e o fragmento de vegetação natural (WILLIAMS-LINERA *et al.*, 1997; PRIMACK e RODRIGUES, 2001), promovendo alteração nos parâmetros físicos, químicos e biológicos do sistema, como disponibilidade energética e fluxo de organismos entre tais ambientes (WIENS *et al.*, 1993).

Dessa forma, o grau de fragmentação da paisagem indica sua integridade ou qualidade ambiental, permitindo evidenciar tanto a quantidade de área desflorestada como também a estrutura do ambiente, por meio de indicadores como tamanho, forma e conectividade entre manchas florestais (IRGANG *et al.*, 2007).

3.4 FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM NO BIOMA MATA ATLÂNTICA

O bioma Mata Atlântica representa uma região heterogênea, composta por formações distintas com elevada riqueza de espécies e diversidade florística, superando em alguns trechos, às observadas em florestas equatoriais amazônicas (JOLY *et al.*, 1991; THOMAS *et al.*, 1998; TABARELLI e MANTOVANI, 1999). Na sua área de cobertura nacional, concentram-se aproximadamente 125 milhões de pessoas, sendo esta denominada de “motor econômico do Brasil”, contribuindo com 70% do Produto Interno Bruto (PIB), 2/3 da economia industrial, reunindo alguns dos maiores centros urbanos da América do Sul (p.e. São Paulo e Rio de Janeiro), e algumas das terras mais produtivas do Brasil (MARTINELLI e MORAES, 2013; JOLY *et al.*, 2014; SCARANO e CEOTTO, 2015; REZENDE *et al.*, 2018).

A Mata Atlântica, que se estende ao longo da costa brasileira, alcançando os territórios da Argentina e Paraguai, no Brasil, tem seus remanescentes florestais em situação de isolamento uns dos outros, sendo estes constituídos por florestas secundárias em estágios iniciais e médios de regeneração, fatores reunidos que corroboram para que seja umas das florestas mais ameaçadas do planeta (METZGER, 2009; RIBEIRO *et al.*, 2009).

Banks-Leite *et al.* (2011), em seus estudos relacionados ao efeito da fragmentação da Mata Atlântica, obtiveram grande correlação dos impactos da modificação da paisagem na composição da comunidade, utilizando indicadores baseados na paisagem (i.e métricas ou índices) para avaliar a conservação nas áreas de ocorrência do bioma, incluindo estudos similares. De maneira aplicada, Souza *et al.* (2014) analisaram a fragmentação florestal da APA Coqueiral (MG), a partir de 04 métricas da paisagem, possibilitando a elaboração de modelos de simulação (cenários futuros) com foco na restauração ecológica.

3.5 MÉTRICAS DA PAISAGEM

Para estudar e verificar os padrões espaciais e processos naturais nas paisagens, faz-se necessária a descrição quantitativa de seus padrões e estruturas, para isso, foram desenvolvidos diferentes índices, conhecidos como métricas de paisagem (HARRIS, 1984; MCGARIGAL e MARKS, 1995).

As métricas citadas anteriormente podem ser utilizadas na análise dos padrões da fragmentação florestal de paisagens, sendo consideradas como base para análises que visam quantificar a sua estrutura, pois fornecem suporte científico para evidenciar quantidade e qualidade dos fragmentos, com base na Ecologia da Paisagem, considerando principalmente o tamanho, a área central, a forma e o grau de seu isolamento (SILVA e SOUZA, 2014).

De acordo com (MCGARIGAL e MARK, 1995), a grande variedade de índices existentes são agrupados nas seguintes categorias: índices de área, índices de diversidade, tamanho e variabilidade dos fragmentos; índices de forma; índices de borda; índices de área nuclear; índices métricos de vizinho mais próximo; índices de diversidade; e índices de contágio e espalhamento.

As métricas, ou índices espaciais, empregados no presente estudo configuram-se, portanto, como algoritmos que quantificam as características espaciais dos fragmentos, classes de fragmentos e a paisagem como um todo (COUTO, 2004). Conforme Metzger (2003), existem mais de uma centena de métricas, porém muitas delas medem a mesma coisa de formas diferentes.

Segundo Souza *et al.* (2014), devido à necessidade de estudar padrões espaciais e processos ecológicos, foram desenvolvidos diversos índices que caracterizam as paisagens naturais, permitindo a quantificação de sua estrutura e seus padrões espaciais, o que torna fundamental o uso dessas métricas nas análises de paisagens naturais (MCGARIGAL e MARKS, 1995; FORERO-MEDINA e VIEIRA, 2007).

Para Lang e Blaschke (2008), a utilização de apenas um determinado conjunto de métricas, dentre centenas de índices e medidas relatadas, é suficiente para se obter as interpretações ecológicas essenciais e mais relevantes na maior parte dos estudos, destacando-se: área das manchas, análise da área central (ou *core*), indicação da forma das manchas, distância entre as manchas do mesmo tipo de *habitat* e grau de agregação.

Segundo Pirovani *et al.* (2015), diversos estudos vêm sendo realizados visando reconhecer o padrão espacial de fragmentos florestais para estratégias de conservação, citando trabalhos similares realizados por Ferraz e Vettorazzi (2003) - no Estado de São Paulo.

3.6 CORREDORES ECOLÓGICOS

Os corredores ecológicos são elementos da paisagem que aumentam a habilidade dos organismos de se locomoverem entre manchas de seu *habitat* (HILTY *et al.*, 2006), sendo cada vez mais citados e adotados como ferramenta para o alcance da conectividade entre fragmentos (VIEIRA *et al.*, 2002; DAMASCHEN *et al.*, 2006; HILTY *et al.*, 2006).

Esses corredores, por sua vez, apresentam-se como estruturas lineares, associadas à circulação das espécies entre as manchas, e nos ambientes fragmentados, a sua implantação tem sido uma maneira de reduzir os impactos da fragmentação florestal, aumentando o fluxo gênico e atuando como refúgio para a fauna (METZGER, 1999).

De acordo com Schwaida *et al.* (2018), no Brasil, alguns estudos utilizam ferramentas de geoprocessamento em Sistemas de Informação Geográficos (SIGs) com o objetivo de identificar as melhores rotas ou áreas para implantação de Corredores Ecológicos, com distintos métodos para o bioma Mata Atlântica (OLIVEIRA *et al.*, 2015; SAITO *et al.*, 2016).

Para identificação e seleção dos corredores propostos para a Mata Atlântica e para a Amazônia são utilizados critérios como: a riqueza de espécies, a diversidade de comunidades e ecossistemas, o grau de conectividade, a integridade e a riqueza de espécies endêmicas (MMA, 2001). Nesse sentido, no estado de Minas Gerais, formou-se o Corredor Ecológico da Mantiqueira, iniciativa que promoveu a adoção de estratégias de estímulo a conectividade entre os remanescentes significativos de vegetação nativa, incluindo a criação de reservas naturais, adoção de técnicas sustentáveis de uso e ocupação do solo e recuperação de áreas degradadas (HERMAN, 2011).

Em estudo recente, Fernandes e Fernandes (2017) mapearam fragmentos florestais e analisaram o uso da terra e a estrutura da paisagem na Bacia Hidrográfica do Rio Ubá (RJ), sendo possível constatar o potencial de utilização dos fragmentos florestais muito pequenos como corredores ecológicos para interligação com fragmentos médios.

3.7 DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DE FOCOS DE CALOR

Para a identificação da ocorrência de focos de calor em uma determinada paisagem (espaço) e período (tempo), tem-se amplamente difundida a ciência do Sensoriamento Remoto, reunindo técnicas e tecnologias que possibilitam, através do cruzamento de informações georreferenciadas, levantamentos quantitativos e qualitativos (TOMZHINSKI; COURA; FERNANDES, 2011).

De acordo com Fernandes (2018), em países com grande extensão territorial como é o caso do Brasil, as técnicas de sensoriamento remoto são as mais rápidas e de menor custo, sendo de total eficiência para viabilizar o monitoramento de focos de calor, que podem comprometer grandes extensões de florestas. Desde a década de 1980, o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) tem desenvolvido e aprimorado o sistema operacional de detecção de queimadas que produz diariamente informações sobre focos de calor na vegetação na América do Sul a partir de sensores instalados em satélites orbitais (SETZER *et al.*, 2011).

Esses focos de calor são classificados como registros detectados por sensores acoplados a satélites orbitais ambientais, destinados ao monitoramento de calor na superfície do solo (INPE, 2016; CLEMENTE *et al.*, 2017). Aqui é válido destacar que que nem todo foco de calor é uma queimada (fogo ativo), sendo em alguns casos identificados como carvoarias, indústrias e ou diversas outras fontes de calor (ANTUNES e RIBEIRO, 2000; CAÚLA *et al.*, 2016).

Esse aspecto pode ser explicado por meio da compreensão do conceito de albedo, que é responsável por praticamente todos os processos físicos, fisiológicos e bioquímicos dos ecossistemas, podendo ser alterado por meio de ações antrópicas ou naturais (QUERINO *et al.*, 2013). Dessa forma, o conhecimento detalhado de como o albedo varia no espaço e no tempo é crucial para a compressão do balanço de radiação global, sua influência no clima e na dinâmica da vegetação (LUCHT *et al.*, 2000; KIRSCHBAUM *et al.*, 2011).

Nesse contexto, pode-se considera-se que as geotecnologias são ferramentas imprescindíveis para qualquer pesquisador e planejador que age no espaço, permitindo a visualização da distribuição de fenômenos, facilitando a tomada de decisões (PRUDENTE e ROSA, 2009). Segundo Caúla *et al.* (2015), os avanços recentes na meteorologia habilitaram a previsão de incêndios com base em conjuntos de dados em

tempo real aprimorados e dados históricos, que levaram também à uma melhor compreensão da variabilidade do clima nas escalas regional e global, especialmente em relação a sua interferência em regimes de fogo associados (HEYERDAHL *et al.*, 2008; TROUET *et al.*, 2009). Vale-se destacar por fim que alguns estudos (SKINNER *et al.*, 2002; SAHU *et al.*, 2015; RODRIGUES *et al.*, 2018) têm documentado a existência de uma relação entre o regime da precipitação e a ocorrência de focos de calor.

De acordo com Freitas *et al.* (2020), a distribuição espaço-temporal de focos de calor pode influenciar o padrão da cobertura vegetal, sendo assim, a sua detecção na superfície de paisagens específicas pode corroborar com a interpretação de informações geradas a partir do funcionamento de sensores espaciais remotos, favorecendo avaliações de diversos fenômenos, incluindo incêndios florestais (TOMZHINSKI *et al.*, 2011; CAÚLA *et al.*, 2016; SOARES-GOMES *et al.*, 2016; OLIVEIRA-JÚNIOR *et al.*, 2017).

4.0 MATERIAL E MÉTODO

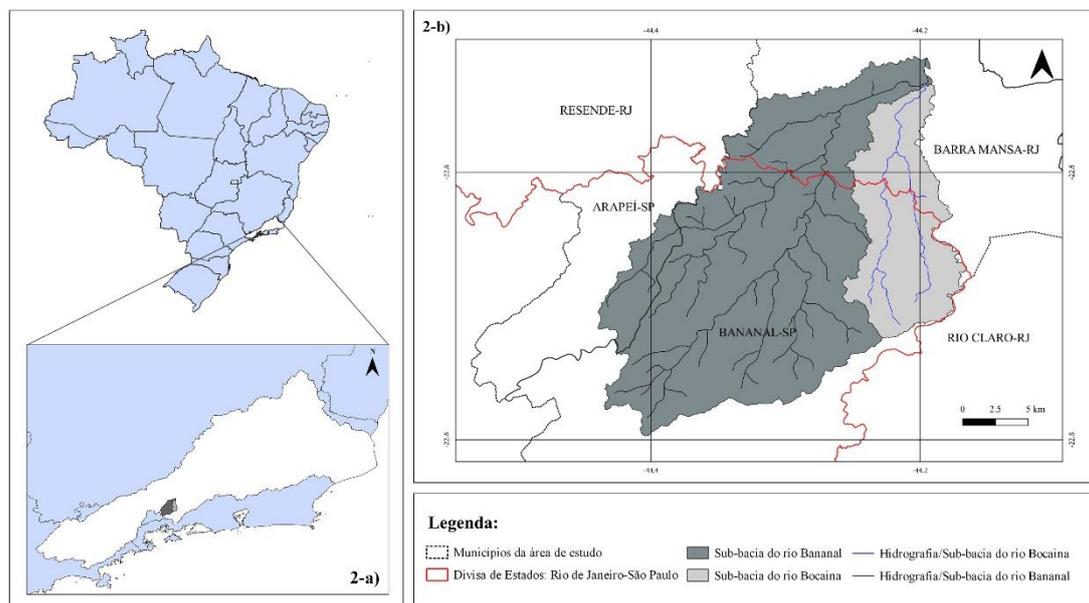
4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

4.1.1 Localização

De acordo com o mapa da área de aplicação da Lei Federal nº 11.428 de 22 de dezembro de 2006 (“Lei da Mata Atlântica”) (BRASIL, 2006), a área de estudo encontra-se inserida no bioma Mata Atlântica (MMA, 2020), sendo representada pela junção das áreas de drenagem das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina, tributários da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (BHRPS) (Figura 2-a).

A área de estudo localiza-se na região sudeste do Brasil, possuindo 75% do seu território posicionado no extremo norte do Estado de São Paulo, e 25% no Estado do Rio de Janeiro (região sul fluminense), englobando respectivamente os municípios de Bananal-SP e Areias-SP, Barra Mansa-RJ, Resende-RJ e Rio Claro-RJ (Figura 2-b).

Figura 2 – a) Localização da área de estudo em relação às unidades federativas do Brasil e Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. b) Municípios integrantes do território da área de estudo

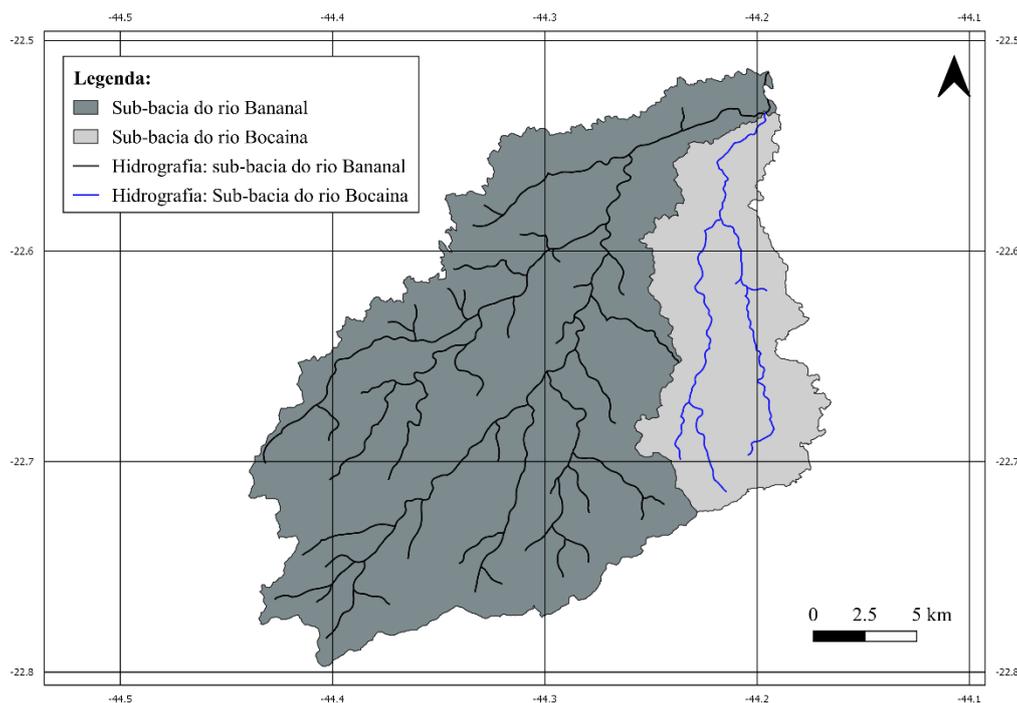


Autor: CARVALHO NETO, G. – fonte de dados: CEIVAP, 2019; IBGE, 2021

4.1.2 Hidrografia e área de drenagem

Com base no banco de dados geoespaciais disponibilizados pelo Comitê de Bacias do Médio Paraíba do Sul (extensão *shapefile*), os rios Bananal e Bocaina apresentam respectivamente 44 e 24 Km de extensão, recobrando 44.442 ha e 12.293 ha, totalizando aproximadamente 56.735 ha de área total de drenagem (área de estudo) (Figura 3).

Figura 3 – Hidrografia e área de drenagem das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina



Autor: CARVALHO NETO, G. – fonte de dados: CEIVAP, 2020

4.1.3 Topografia e relevo

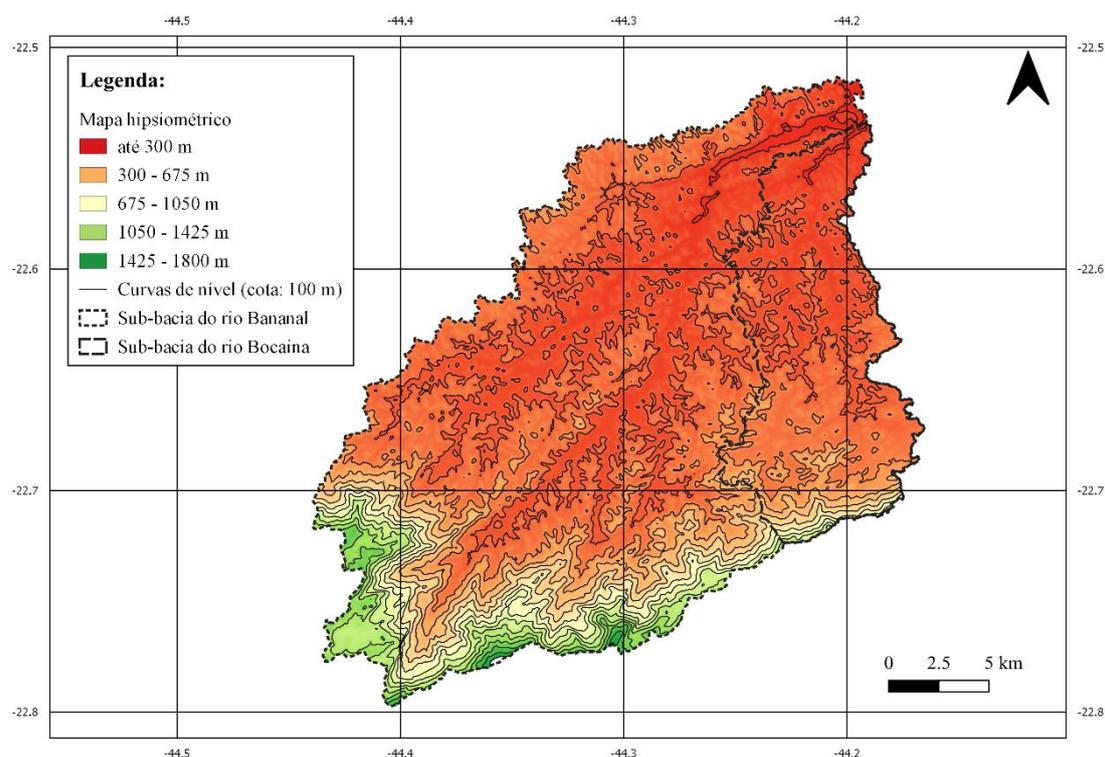
A área de estudo apresenta perfis de altitude média dos topos das colinas que decrescem em direção ao rio Paraíba do Sul e bacias tributárias, sendo previamente interpretados como remanescentes de uma superfície pedimentar mais antiga (KING, 1956; BIGARELLA *et al.*, 1965; FERNANDES, 1990).

A sub-bacia do rio Bananal, unidade da paisagem de maior área de cobertura (78,33%), de acordo com Fernandes (1990), drena duas principais zonas fisiográficas: uma montanhosa com desníveis topográficos superiores a 700 m de altitude, apresentando vertentes íngremes e fundos de vale estreitos, e uma zona de colinas convexo-côncavas com desníveis topográficos inferiores a 200 m, onde prevalecem fundos de vale extensos e suavemente inclinados.

Visando a complementação da caracterização dessas sub-bacias e, conseqüentemente das discussões acerca da dinâmica de sua cobertura florestal entre os anos de 2016 e 2018, foi elaborado o mapa hipsométrico, o qual possibilita a visualização das altitudes e cotas mínimas e máximas do terreno (SOARES e PIROLI, 2019). Para

isso, utilizou-se arquivos no formato *shapefile* obtidos no banco de dados TOPODATA (DSR/INPE, 2020), na escala 1:250.000, sendo realizado o *download* da pasta “altitude”, com localização no quadrante 22S45_SN (Figura 4).

Figura 4 – Mapa hipsiométrico da área de drenagem das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina



Autor: CARVALHO NETO, G. – fonte de dados: CPTEC/INPE, 2020

4.1.4 Clima

O clima da região da sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina, pelo sistema de classificação de Köppen, tendo o município de Bananal como referência, é do tipo mesotérmico, com precipitação média anual entre 1500 e 2000 mm, com verões brandos e sem estação seca (Cfb) (RIBEIRO *et al.*, 2013). A temperatura média anual é de 22,6 °C, com mínima de 18,9 °C no mês de julho, e máxima de 25,5 °C em fevereiro (ECA-USP, 2017). Considerando que a área de estudo localiza-se em uma região de transição de clima tropical e subtropical, destaca-se que entre junho e agosto as médias térmicas diminuem significativamente (GOIS *et al.*, 2019).

4.1.5 Formas de uso e ocupação do solo

De acordo com Reis (2013), a região da Serra da Bocaina (face sul da área de estudo) sofreu um processo de degradação bastante acentuado durante o ciclo do café (final do século XVIII – início do século XIX), período em que o município de Bananal-SP foi considerado um dos grandes centros produtores do grão no Brasil. Nesse período, importantes transformações ocorreram na paisagem da região, com reflexos na alteração no regime de distribuição de chuvas, que historicamente era representado por um padrão bem distribuído ao longo do ano (FIGUEIRÓ; COELHO NETTO, 1993).

Segundo Moreno (2015), a década de 1790 destacou-se como o período de chegada e estabelecimento dos primeiros cafezais na região de Bananal, produção que evoluiu de 9 arrobas (132,3 Kg) em 1799, para 64.822 arrobas (952.883,4 Kg) em 1836 (MOTTA, 1999), alcançando o maior volume de produção da região do vale do paraíba paulista em 1854 (554.600 arrobas – o equivalente a 8.152.620 Kg do grão) (RICCI, 2006). Ainda no século XVII, a região presenciou um ciclo de extração de argila para a produção de tijolos e cerâmicas (GAGLIARDI, 2017).

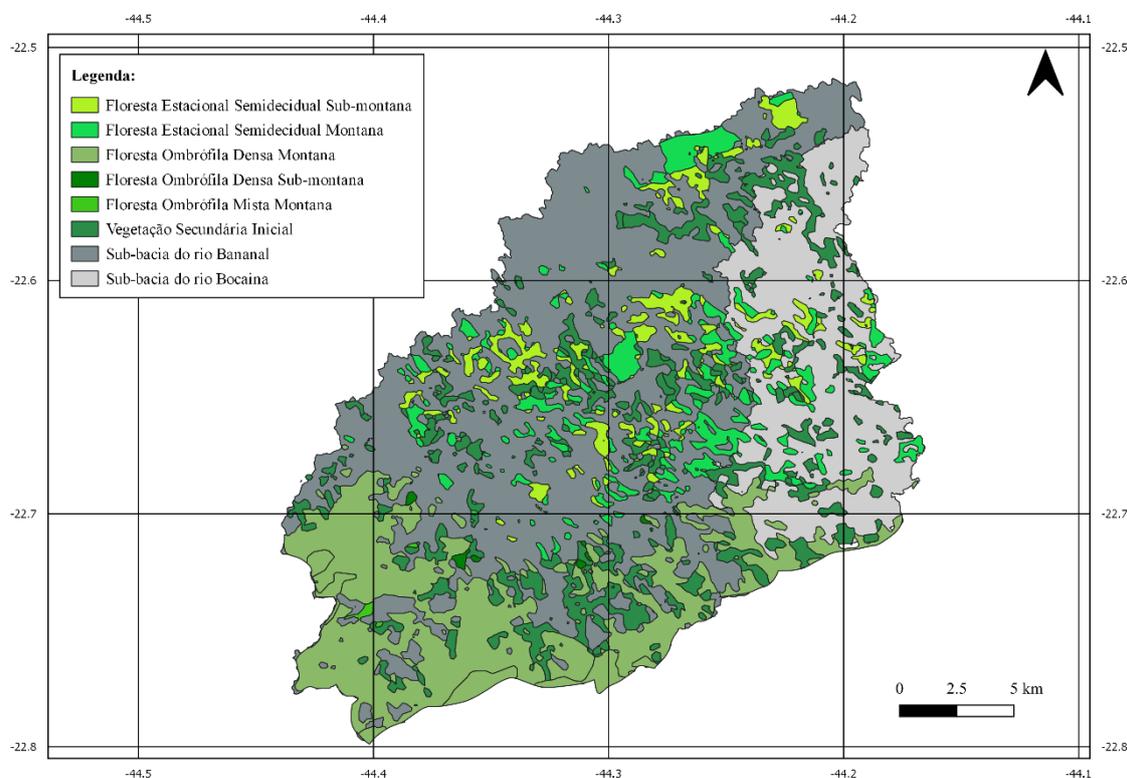
Em estudo sobre a dinâmica da paisagem no vale do rio Bananal, Bastos (2007) observou que durante a explosão econômica do café na região (1854), aproximadamente 40% da área de cobertura florestal havia sido suprimida, e deste total, 75% utilizado exclusivamente para o desenvolvimento da cafeicultura (alcançando 11.884 ha de área plantada) (MILLIET, 1982). De acordo com este último dado, conclui-se que no período, os cafezais ocupavam aproximadamente 21% da área de estudo.

Com base nos estudos do plano de manejo da Estação Ecológica de Bananal (SÃO PAULO, 2019), entre os fatores atribuídos à crise da cafeicultura na região do Vale do Rio Paraíba (final do século XIX) destaca-se o esgotamento dos nutrientes do solo, processo relacionando a consequente queda de produtividade do cafeeiro.

No século XX, o estabelecimento da pecuária extensiva na região promoveu a compactação do solo e a contaminação de córregos, além do desmatamento de grandes áreas (GOIS *et al.*, 2019). Na primeira metade, a cobertura florestal da região passou a ser explorada comercialmente, tendo como finalidade a produção de carvão vegetal, visando o abastecimento dos auto fornos de siderúrgicas na região sul fluminense, como a Siderúrgica Bárbara (Barra Mansa-RJ) (SÃO PAULO, 1998), e Companhia Siderúrgica

Nacional (CSN) (Volta Redonda-RJ), impactando diretamente sobre importantes formações florestais (Figura 5) (MMA, 2002).

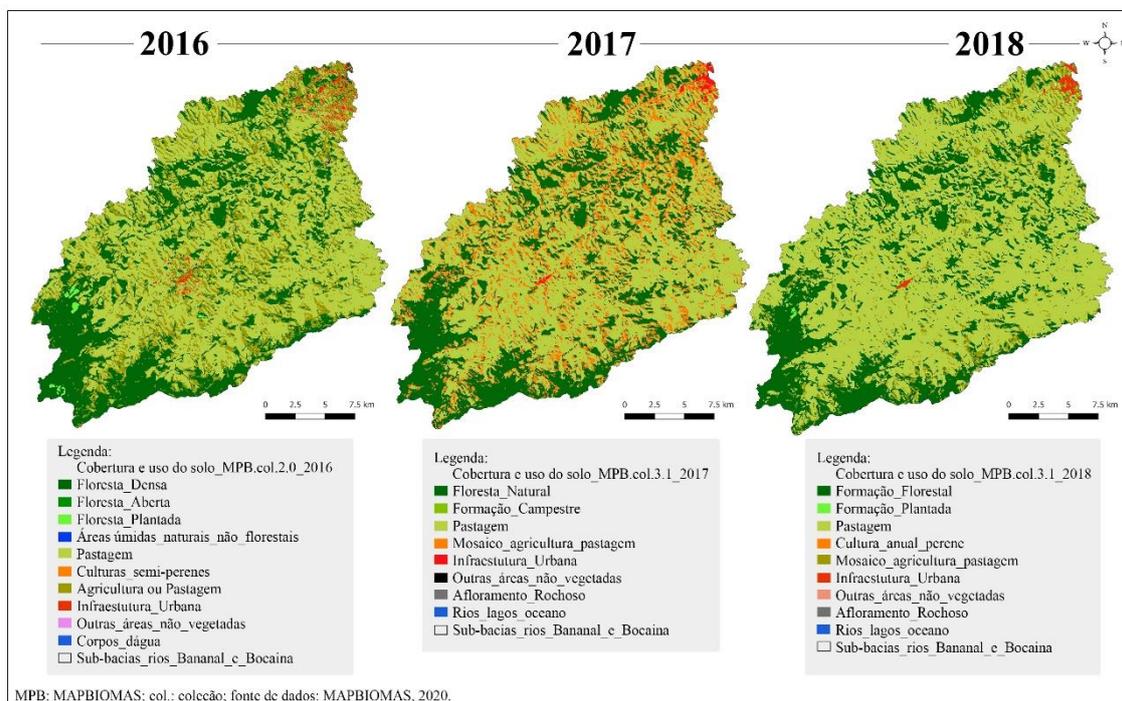
Figura 5 – Formações florestais na área das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina



Autor: CARVALHO NETO, G. – fonte de dados: MMA, 2002

De acordo com produtos de uso e cobertura do solo gerados pela plataforma multi institucional MapBiomias, referente ao último ano de análise (Coleção 4.0) (MAPBIOMAS, 2020), a área de estudo caracteriza-se por englobar 10 classes distintas de uso e ocupação da superfície (2018), destacando-se manchas relacionadas às formações florestais, áreas agrícolas, pastagem, incluindo áreas antropizadas (urbanizadas) (Figura 6).

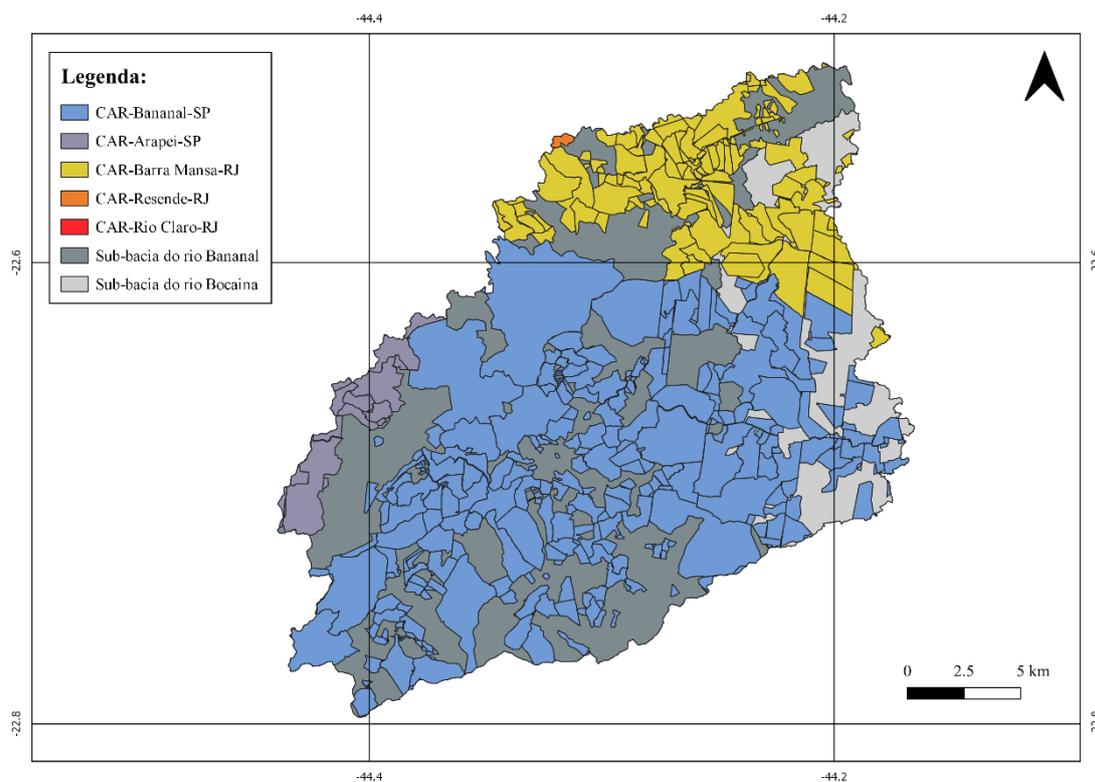
Figura 6 – Mapeamento das classes de uso e cobertura do solo na área de drenagem das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina (2018)



Autor: CARVALHO NETO, G. – fonte de dados: MAPBIOMAS, 2020

Objetivando ainda a caracterização da área de estudo, foram mapeadas as propriedades rurais a partir do banco de dados do Sistema Nacional de Cadastros Ambientais Rurais (SICAR, 2020). Nesse sentido, detectou-se um total de 447 imóveis rurais, onde suas áreas somam-se 36.764 ha de propriedades privadas, montante que recobre 64,8% das sub-bacias (Figura 7; Tabela 1). Vale destacar que os municípios de Bananal-SP (47,1%) e Barra Mansa-RJ (14,5%) são aqueles com maior extensão de propriedades rurais em seus respectivos territórios.

Figura 7 – Propriedades rurais mapeadas na área das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina a partir do banco de dados do Cadastro Ambiental Rural (SICAR, 2020)



Autor: CARVALHO NETO, G. – fonte de dados: SICAR, 2020; CEIVAP, 2020

Tabela 1 – Análise quantitativa do número de propriedades rurais e da totalidade de cobertura de suas áreas localizadas nas sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina, com base nos dados do Cadastro Ambiental Rural (SICAR, 2020)

Municípios-UF	Nº PRC	%	AT (ha)	% (AE)
Bananal-SP	297	66.4	26.740,1	47,1
Arapeí-SP	16	3.6	1.751,9	3.1
Barra Mansa-RJ	129	28.9	8.225,8	14.5
Resende	4	0.9	45,9	0.1
Rio Claro	1	0.2	0,1	0.0

UF: unidade federativa; PRC: propriedades rurais cadastradas; AT: área total (hectare); AE: área de estudo

Autor: CARVALHO NETO, G. – fonte de dados: SICAR, 2020

Vale-se ressaltar que durante o período de estudo, e com base nos produtos de cobertura do solo do MapBiomias (MAPBIOMAS, 2020), observou-se um crescimento das áreas de vegetação rasteira (gramíneas), ultrapassando mais da metade da totalidade das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina no ano de 2018 (61,11%) (Figura 8) - incluindo neste percentual áreas destinadas ao pastejo animal (pecuária intensiva e extensiva). É importante ressaltar ainda que no âmbito dos estudos da fragmentação florestal e efeitos de borda, as pastagens abandonadas são classificadas como matrizes antropogênicas que circundam fragmentos florestais (TABARELLI *et al.*, 2010; MELO *et al.*, 2013; SÁNCHEZ-TAPIA *et al.*, 2020), áreas onde são executadas práticas inadequadas de manejo, como o super pastejo, gerando a compactação, e conseqüentemente a exposição de solo (PIROVANI *et al.*, 2015).

Figura 8 – Evolução da área total de cobertura do solo por gramíneas nas sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina no período de 2016 a 2018

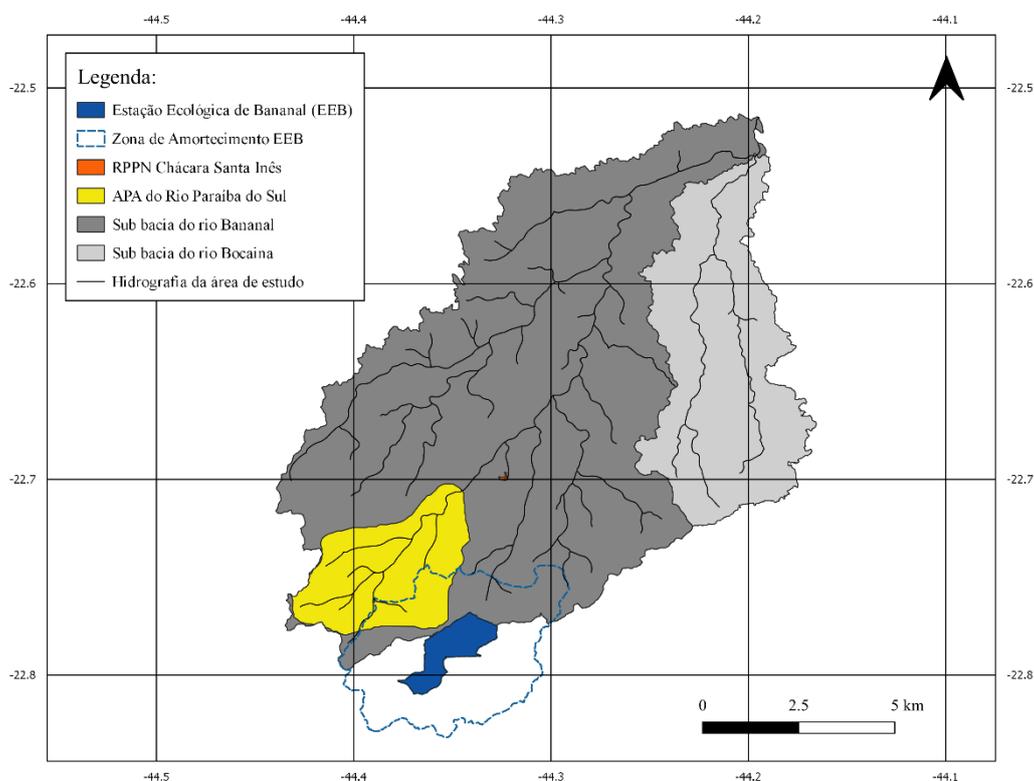


Autor: CARVALHO NETO, G. – fonte de dados: MAPBIOMAS, 2020

4.1.6 Unidades de conservação

Na área de estudo localizam-se territórios de importantes unidades de conservação da região sudeste do Brasil, incluindo parte do mosaico da Área de Proteção Ambiental do Rio Paraíba do Sul (Decreto nº 87.561 de 13 de setembro de 1982) – sob gestão federal (ICMBio); e parte da zona de amortecimento (SÃO PAULO, 2019) da Estação Ecológica Bananal (SÃO PAULO, 1998) – gerenciada pela Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo (SIMA-SP) / Fundação Florestal (Figura 9).

Figura 9 – Unidades de conservação nos territórios das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina

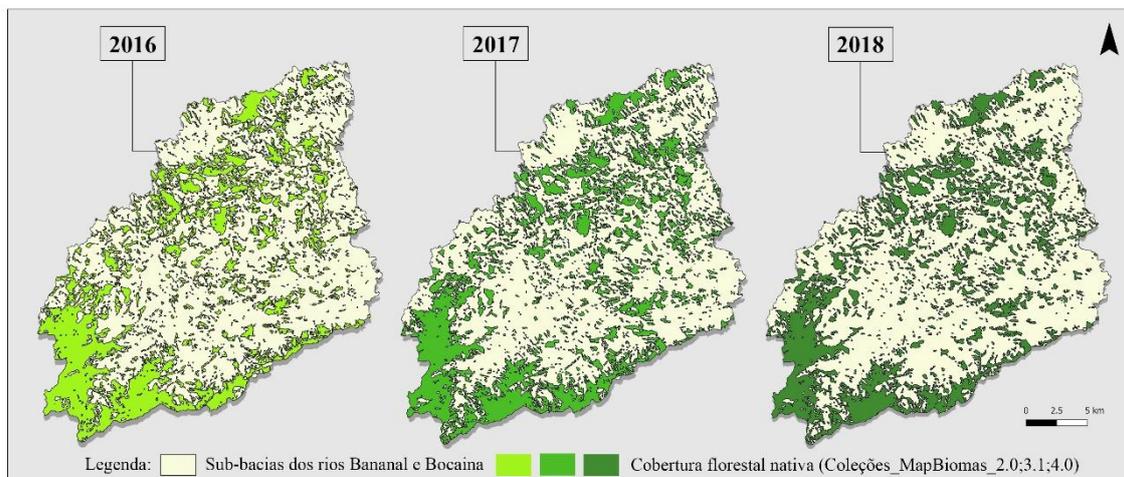


Autor: CARVALHO NETO, G. - fonte de dados: CEIVAP, 2019; SIMA, 2020

4.2 MAPEAMENTO DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS

O mapeamento dos fragmentos florestais na paisagem de estudo foi realizado através de produtos de cobertura do solo disponíveis na plataforma multi-institucional MapBiomas (MAPBIOMAS, 2020), obtidos originalmente no formato *geotiff*. Esses arquivos foram empregados para o cálculo das métricas de fragmentação através da extensão *shapefile* (.shp), isolando-se apenas as classes definidas para a cobertura florestal nativa, sendo estes originalmente extraídos das coleções 2.0, 3.1 e 4.0, datadas respectivamente para os anos de 2016, 2017 e 2018 – triênio relativo a escala temporal aplicada ao presente estudo (Figura 10).

Figura 10 – Mapeamento de fragmentos de floresta nativa na área de drenagem das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina (2016, 2017 e 2018)



Autor: CARVALHO NETO, G. - fonte de dados: MAPBIOMAS, 2020

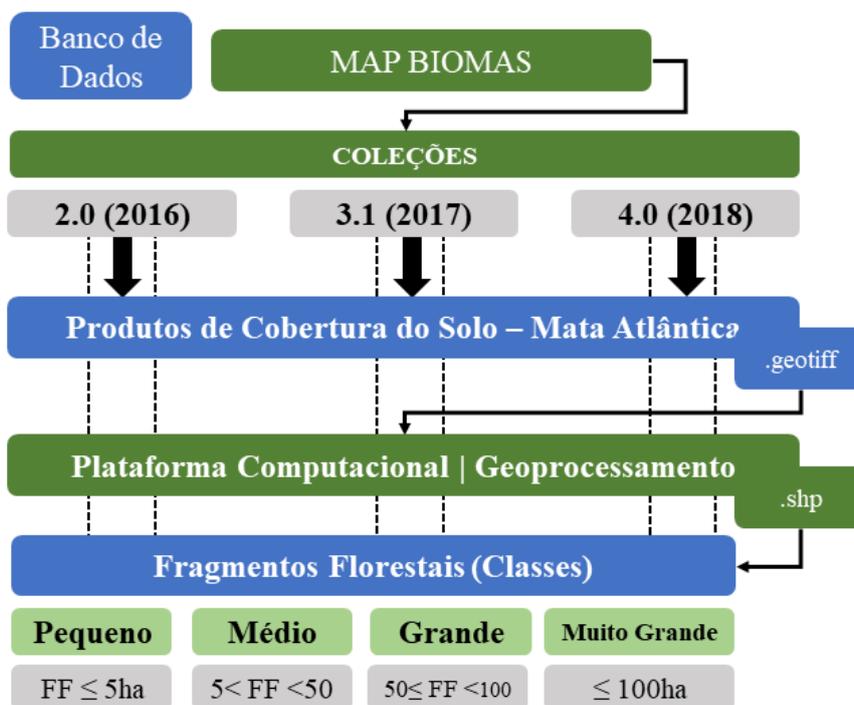
Deve-se destacar que o Projeto MapBiomias, criado pelo Sistema de Estimativa de Emissões de Gases de Efeito Estufa (SEEG) do Observatório do Clima, a partir do ano de 2015, vem realizando o mapeamento de todos os biomas brasileiros anualmente, gerando informações sobre a cobertura de desmatamento e floresta a partir de imagens obtidas pela missão Landsat com 30 m de resolução, possibilitando a definição de áreas de ocorrência de vegetação secundária, bem como suas respectivas idades (OLIVEIRA *et al.*, 2019). Segundo Rosa (2021), esta plataforma permite a longo prazo analisar de forma aprofundada a dinâmica anual da floresta em grandes escalas espaciais, não apenas melhorando nossa compreensão da estrutura espacial das florestas em regiões tropicais.

Vale ressaltar que esses produtos têm como objetivo contribuir com o desenvolvimento de uma metodologia rápida e confiável no processamento conjunto de dados em grande escala, gerando séries históricas de mapas de cobertura terrestre e uso do solo a baixo custo (SOUZA, 2017).

Nesse contexto, a seleção e o isolamento de dados geoespaciais referentes a cobertura florestal nativa, bem como os mapas gerados, foram realizados através das funções de geoprocessamento do *software Quantum Gis* (QGIS, 2019), possibilitando então as análises da estrutura da paisagem por meio de métricas (índices), referenciadas

nas áreas totais de fragmentos e paisagem, bem como para as classes florestais adotadas neste estudo (Figura 11).

Figura 11 – Fluxograma de operações executadas para a obtenção dos mapas de fragmentação florestal na área das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina para o período de estudo



Autor: CARVALHO NETO, G.

4.2.1 Análise da estrutura da paisagem

4.2.1.1 Métricas de fragmentação florestal

Os cálculos relativos a área total (AT) e classes florestais (Cfs) foram realizados através da calculadora de campo do *software Quantum Gis* (QGis, 2019), destacando-se as métricas consideradas de maior relevância nas discussões previstas, e adotando-se aquelas inerentes aos grupos: número, densidade e área, forma e diversidade (Quadro 1).

Quadro 1 – Métricas de análise da estrutura da paisagem utilizados na caracterização da fragmentação das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina

Métricas (ou Índices)	Unidade	Descrição
<i>Número, densidade e área</i>		
Número de manchas (ou fragmentos) (<i>Number of Patch – NP</i>)	Adimensional	Número de fragmentos de classe particular
Densidade de Fragmentos Florestais (<i>Patch Density – PD</i>)	PD > 0 (número por 100 ha)	Número de fragmentos da classe em 100 hectares da paisagem. A interpretação de PD é a mesma descrita para NP.
Área da Paisagem (<i>Total Area – TA</i>)	Hectare (ha)	Área total da paisagem (área de estudo)
Área de Classe (<i>Class Area - CA</i>)	CA > 0 (ha)	Somatório da área dos fragmentos da classe
Área Média da Mancha (<i>Mean Patch Space-MPS</i>)	MPS > 0 (ha)	Indicativo do grau de fragmentação por função do número de fragmentos e da área total ocupada por determinada classe.
<i>Forma</i>		
Perímetro-Área (PAREA)	PAREA > 0 (m ⁻¹)	Índice representado pelo quociente entre o perímetro da mancha e sua respectiva área.
Índice de Circularidade (IC)	Adimensional	É a relação borda/interior, onde se observa a tendência em relação à forma de um fragmento
<i>Diversidade</i>		
Índice de Diversidade de Patton	Adimensional	Quanto maior o valor do índice de diversidade, maior a probabilidade de ocorrência de microambientes e maior a complexidade dos fragmentos.

Autor: CARVALHO NETO, G. - adaptado de: CALEGARI *et al.*, 2010; SOUZA *et al.*, 2014; DARISI, 2018; MARTINS, 2019

4.2.1.1.1 Métricas de número, densidade e área

O número de fragmentos florestais mapeados na paisagem indica o grau de fragmentação da cobertura florestal na área de estudo conforme análises similares em trabalhos correlatos, onde um maior número de fragmentos pequenos indica que a paisagem está mais fragmentada (MCGARIGAL, 2002).

De acordo com Darissi (2018), os índices de densidade, tamanho e variabilidade métrica são medidas da configuração da paisagem, mesmo não sendo considerados uma medida espacial, permitem representar a composição da paisagem.

Segundo MCGARIGAL, CUSCHMAN e ENE (2012), a Densidade de Fragmentos Florestais (termo em inglês: *Forest Patch Density*; sigla: PD) é dada pelo número de fragmentos na paisagem total, e pode ser usado como um índice para expressar o grau de fragmentação da paisagem se apenas o número de fragmentos florestais for considerado, e não suas áreas ou distribuição espacial (Equação 01):

$$PD = \frac{ni}{A} \times 100 \text{ [número por 100 ha]} \quad (\text{Equação 01})$$

onde: i indica a classe temática; n o número de fragmentos (polígonos) da classe i ; A a área total da paisagem. A unidade é em número de fragmentos por 100 hectares (1.000.000 m²).

Segundo Almeida (2008), os índices de áreas são métricas utilizadas por várias outras métricas, sendo que do seu valor baseiam-se os resultados de outros índices, sendo úteis para estudos ecológicos. Como índices de área têm-se: área de cada fragmento; índice de similaridade da paisagem; área da classe; porcentagem da paisagem, e índice do maior fragmento (TURNER e GARDNER, 1990).

De acordo com Ferreira *et al.*, (2018), a área central total (termos em inglês: *Total Core ou Area Core*; sigla: AC) é dada pela soma das áreas centrais de cada fragmento na paisagem considerando-se um valor de *buffer* pré-definido (Equação 02):

$$AC = a_{ij}^c \times \frac{1}{10.000} \quad (\text{Equação 02})$$

onde: “AC” (Área Central Total ou *Area Core*); a_{ij}^c é área em m² do núcleo da mancha.

Para McGarigal *et al.*, (1995) e Rutledge (2003), uma grande área central pode ser indicativa de boa qualidade de fragmentos e baixa perturbação, pois preserva as condições bióticas e abióticas originais de um fragmento antes da fragmentação. Dessa forma, as

paisagens com alto valor de área central estão relacionadas à presença de grandes fragmentos com baixa irregularidade de forma, portanto, menores efeitos de borda.

A área de um fragmento configura-se, portanto, como uma informação de grande valor para a análise da paisagem, pois além de ser utilizada como base para o cálculo de outros índices (FORMAN e GORDON, 1986; VALENTE, 2001), qualquer alteração que possa ocorrer na área de um fragmento pode levar a redução do tamanho populacional, e regeneração de espécies, alterando os processos ecológicos, comprometendo a biodiversidade (HARRIS, 1984; VALENTE e VETTORAZZI, 2002).

A métrica para a área média dos fragmentos (sigla em inglês MPS - *Mean Patch Size*) é calculada a partir da área total de uma determinada classe, dividido pelo número de fragmentos, função que permite estimar o tamanho médio para seus fragmentos (MCGARIGAL e MARKS, 1995; WU *et al.*, 2003; REMPEL *et al.*, 2012) (Equação 03):

$$MPS = \frac{\sum_{j=i}^n a_{ij}}{n_i} \times \left(\frac{1}{10000} \right) \quad (\text{Equação 03})$$

onde: a_{ij} = área do fragmento “i” na classe “j”; n_i = número de fragmentos da classe; unidade em ha.

4.2.1.1.2 Classes de fragmentação

De acordo com Costa (2012), as métricas ao nível de classes são um desdobramento das métricas de mancha (ou fragmentos), já que resultam da integração das mesmas por uma determinada classe, e auxiliam na reflexão a respeito das propriedades das manchas em nível agregado.

As métricas de fragmentação, ou índices de configuração da paisagem (REZENDE, 2011), empregadas para uma maior compreensão do *status* de conservação e tamanho dos fragmentos florestais mapeados, é realizada a partir da definição de classes de tamanho para todos os fragmentos, sem distinção de área, com a finalidade de obtenção de valores absolutos e médios dos índices para todos os remanescentes da paisagem, conforme estudos similares no bioma Mata Atlântica (PIROVANI *et al.*, 2014; HENTZ *et al.*, 2015; FERNANDES *et al.*, 2017; MARTINS, 2019) (Quadro 2).

Quadro 2 – Classes de fragmentação florestal adotadas na análise da dinâmica da paisagem nas sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina (2016 a 2018)

Pequenos	Médios	Grandes	Muito Grandes
$Af \leq 5,0$	$5,0 < Af < 50,0$	$50,0 \leq Af < 100,0$	$Af \geq 100,0$

Af: área do fragmento (unidade: ha – hectares)

Autor: CARVALHO NETO, G.

3.2.1.1.3 Índices de forma

Assim como o tamanho, a forma dos fragmentos também influencia no grau de impacto do efeito de borda (FARINA, 1998). Dessa maneira, a análise da forma reflete diretamente na relação entre área e a borda, onde fragmentos de formatos mais regulares têm a razão borda/área minimizada e, portanto, o centro da área está mais distante das bordas (PIROVANI *et al.*, 2014), sendo as áreas mais protegidas dos efeitos negativos da borda.

De acordo com Faria *et al.* (2017), para verificar o formato dos fragmentos e determinar seu efeito de borda, deve-se analisar o gráfico derivado do quociente entre o perímetro e a área dos fragmentos florestais (PAREA) (Equação 04):

$$PAREA = Bf/Af \quad (\text{Equação 04})$$

onde: Bf: perímetro (ou borda) do fragmento; Af: área do fragmento; unidades iguais (m² ou ha).

A menor relação perímetro-área encontrada refere-se ao maior fragmento, já que sua forma se distancia de um círculo. Assim, mesmo possuindo a maior área, a unidade assume um efeito negativo para a conservação do meio, o que resulta em uma menor área de núcleo e, conseqüentemente, maiores efeitos de borda. Em contrapartida, o menor fragmento possui a maior relação perímetro-área (IRGANG *et al.*, 2007).

Outro índice funcional para a análise da estrutura da paisagem, de acordo com Hentz *et al.* (2015), é o índice de circularidade (IC) ou de relação borda/interior, sendo determinado com a finalidade de constatação da tendência da forma de um fragmento (Equação 05):

$$IC = \frac{(40000 \times \pi \times A)}{P^2} \quad (\text{Equação 05})$$

onde: A = área do fragmento em hectares (ha); P = perímetro do fragmento em metros (m).

Para Bleich e Silva (2013), o fragmento apresentará tendência à forma arredondada quando o valor do índice de circularidade (IC) for próximo a 1,0, e a medida que este se aproxima de 0,0, tem-se um fragmento alongado. Dessa forma, fragmentos com valores de IC acima de 0,850 apresentam tendências de formas arredondadas; com valores de IC entre 0,219 e 0,650 têm tendência de forma alongada; e valores de IC entre 0,650 e 0,850 possuem uma tendência moderadamente alongada (NASCIMENTO *et al.*, 2006).

4.2.1.1.4 Índice de diversidade

Para a avaliação da susceptibilidade das manchas florestais frente ao efeito de borda, emprega-se o Índice de Diversidade de Patton (PATTON, 1975), que considera a área e o perímetro dos fragmentos florestais como parâmetros, avaliando a complexidade da forma de um fragmento em relação a um círculo (a forma geométrica com a menor relação área/perímetro) para quantificar o efeito de borda. Para Callegari *et al.* (2010), este índice tem grande relevância para estudos relacionados a ecologia de paisagens, uma vez que pode ser associado aos efeitos de borda e às dimensões da área central (*Total Core*) preservada.

Segundo Ferreira *et al.* (2018), quanto maior o valor do Índice de Patton, mais complexa é a forma do fragmento, resultando na vulnerabilidade decorrente do efeito de borda e a ocorrência de micro-*habitats* diversos. Para os cálculos desta métrica utiliza-se a seguinte fórmula (Equação 06):

$$DI = \frac{P}{2\sqrt{\pi \cdot AREA}} \quad (\text{Equação 06})$$

onde: “DI” é o índice de diversidade de Patton; “P” é o perímetro total de um fragmento florestal (m); e “AREA” é a área de um fragmento florestal (m²).

Quanto mais próximo o Índice de Patton estiver de um (1,0), maior a tendência circular do fragmento. Assim, o maior valor obtido representa a área mais complexa, ou seja, a parcela mais negativamente afetada por sua forma. Para os fragmentos com maior

grau de complexidade de forma são esperadas influências diretas geradas pelo efeito de borda, o que pode impactar na dinâmica da biodiversidade local por oferecer melhores condições para o estabelecimento de espécies especialistas de borda (LAURENCE *et al.*, 2002; RICKLEFS, 2010; LAURANCE *et al.*, 2007).

4.3 CORREDORES ECOLÓGICO

A partir do banco de dados de cobertura do solo disponíveis na plataforma multi-institucional MapBiomas (MAPBIOMAS, 2020), utilizou-se as coleções 2.0, 3.1 e 4.0, para os respectivos anos do período de análise, onde os fragmentos florestais foram mapeados através do software *Quantum Gis* (QGIS, 2019) por meio da calculadora de campo e da ferramenta *buffer*, sendo então selecionados os dados referentes a vegetação ripária relativa aos corpos hídricos das respectivas sub-bacias. Feito isso, procedeu-se com o cálculo das métricas para a cobertura das APPs no triênio de estudo, incluindo: área total, média e número de fragmentos; densidade; e perímetro. É necessário ressaltar por fim que a classe de floresta plantada não foi incluída no grupo de fragmentos selecionados e isolados.

Para a identificação das APPs nos cursos hídricos a partir da criação *buffers* (GONÇALVES, 2009), adotou-se como referencial legal o Artigo 61-A da Lei Federal 12.851 de 25 de maio de 2012 (o "Novo Código Florestal") (BRASIL, 2012), que dispõe sobre a recomposição da vegetação nativa conforme o tamanho da propriedade rural, sendo amplamente conhecido como "regra da escadinha", e que normatiza o estabelecimento de diferentes metragens para recomposição de APPs úmidas, podendo variar de 5 a 15 metros (a depender do tamanho do imóvel), e de 20 a 100 m (conforme determinado pelo Programa de Regularização Ambiental) (GONTIJO, 2019). Com isso, optou-se pela adoção da metragem mínima (5,0 metros) para toda a extensão hidrográfica das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina, não considerando a dimensão (em módulos rurais) dos imóveis identificados nas áreas de cobertura.

4.4 FOCOS DE CALOR

Os produtos de sensoriamento remoto referentes aos focos de calor captados na superfície da área das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina, detectados entre 01/01/2016 a 31/12/2018, foram obtidos a partir do banco de dados da plataforma computacional do

Programa Queimadas, gerenciado pelo Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC)/Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) (CPTEC/INPE, 2020). Esses dados foram então selecionados e analisados nas escalas temporal e espacial do estudo, sem separação por tipo de sensor orbital (MODIS ou AVHRR) ou por satélite (órbita polar ou geostacionário), conforme estudos similares no bioma Mata Atlântica (COSTA, 2014; SANTOS, 2017; CLEMENTE *et al.*, 2017; FREITAS *et al.*, 2020).

4.4.1 Dinâmica anual, mensal e sazonal de focos de calor

A partir de ferramentas de geoprocessamento de dados disponíveis no *software Quantum Gis* (QGIS, 2019), foram identificados e isolados dados de focos de calor detectados na paisagem no período de estudo. Com isso, realizou-se o levantamento anual, mensal e sazonal do número absoluto de focos, possibilitando também analisar a partir do número médio e respectivos desvios padrão.

4.4.2 Distribuição espacial de focos de calor

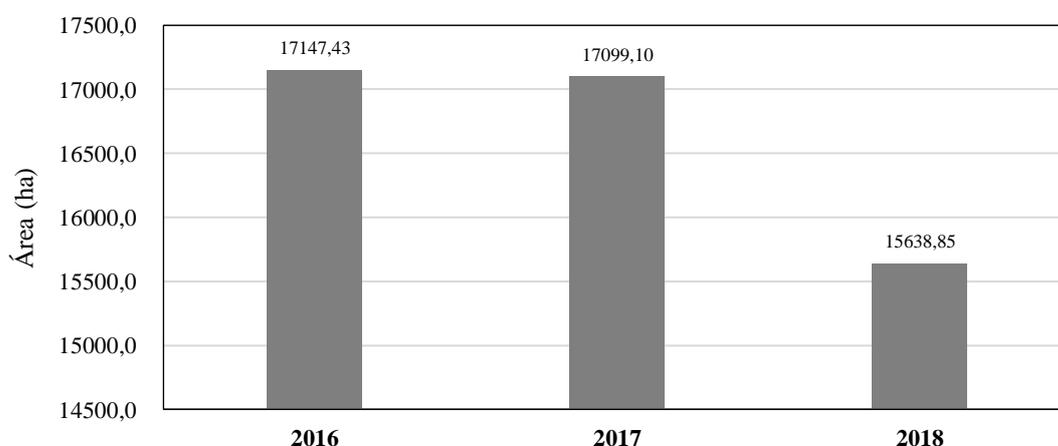
Visando a identificação das áreas de maior concentração de focos de calor no período de estudo (2016 a 2018), empregou-se o *plugging* mapas de calor (*heatmap*) do *software Quantum Gis* (QGIS, 2019), que relaciona-se ao conceito fundamental em estudos que utilizam-se de ferramentas da geoestatística na compreensão de eventos na superfície terrestre, conhecido como método (estimador) de densidade de Kernel (CABRAL e SOUZA, 2008), utilizado também em uma série de estudos recentes no bioma Mata Atlântica (CHEN *et al.*, 2015; CAÚLA *et al.*, 2017; CLEMENTE *et al.*, 2017; SANTOS *et al.*, 2017; FREITAS *et al.*, 2020).

De acordo com Silva *et al.* (2013), este estimador é comumente utilizado para gerar uma superfície contínua por meio da interpolação de dados amostrais. Essa contagem é ponderada pela distância de cada evento ao ponto de referência dentro de um dado raio, uma propriedade de relevância para a análise da tendência de um processo estocástico espacial (SILVA *et al.*, 2009). O valor para a célula é a soma dos valores de Kernel sobrepostos, e divididos pela área de cada raio de pesquisa segundo Silverman (1986). Dessa forma, para o presente estudo, empregou-se o raio de 500 metros como parâmetro adequado a escala espacial da área de estudo e sua configuração topográfica.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com os resultados do mapeamento para a área total de fragmentos florestais na paisagem de estudo, observou-se redução de 2,66% entre os anos de 2016 (30,22%) e 2018 (27,56%), o que representa a supressão de 1.508,58 ha de florestas – montante este que representa a perda (média) de 502,86 ha por ano no período (Figura 12).

Figura 12 – Dinâmica da área total dos fragmentos florestais mapeados nas sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina, entre 2016 e 2018



Fonte: CARVALHO NETO, G. (autor) – fonte de dados: MAPBIOMAS, 2020

De acordo com Greggio *et al.* (2009), que observaram a diminuição considerável na área total de cobertura florestal no município de Jaboticabal-SP (1971 a 2000), esse comportamento similar da estrutura da paisagem na área de estudo pode ser explicado pela redução da área dos fragmentos, mantendo-se sua quantidade praticamente igual.

Essa dinâmica que aponta para a redução de área florestal nas sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina, não foi observada para a totalidade de área de cobertura do bioma entre 2017 e 2018, de acordo com relatório da Fundação S.O.S Mata Atlântica (2019). Segundo esta organização, o percentual de cobertura florestal foi elevado de 11 para 16% no período, conflagrando a redução do desflorestamento das áreas de cobertura da Floresta Atlântica.

Nesse sentido, Rosa (2021), em estudo recente acerca da dinâmica espaço-temporal da cobertura florestal do bioma, afirma que as áreas onde ocorreu a supressão da floresta nativa foram ocupadas principalmente por pastagens (36%), tendência que

pode ser associada aos dados obtidos previamente na caracterização da área de estudo – onde constatou-se o aumento da área de pastejo animal de 27,5% entre 2016 e 2018.

Para o número de fragmentos mapeados na área de estudo em relação a área total da paisagem, constatou-se a redução de 58,27% entre 2016 (3.173) e 2018 (1.324). Este índice, quando avaliado de acordo com as classes de fragmentação empregadas, apontam para a predominância de pequenos fragmentos (Cf 01), representados respectivamente nos anos de estudo por 92,15%, 89,19% e 78,70% do total de manchas mapeadas, indicando a diminuição da frequência absoluta desta classe na ordem de 25,6% no período (Tabela 2).

Tabela 2 – Número de fragmentos relativos as classes de fragmentação nas sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina no período de estudo. Legenda: Cf: classe de fragmentação;

Nf: número de fragmentos; Af: área do fragmento

Classes de Fragmentação (ha)		2016		2017		2018	
		Nf	%	Nf	%	Nf	%
Cf 01	$\leq 5,0$	2.924	92,15	2334	89,19	1042	78,70
Cf 02	$5,0 < Af < 50,0$	222	7,00	250	9,55	247	18,66
Cf 03	$50,0 \leq Af < 100,0$	11	0,35	17	0,65	16	1,21
Cf 04	$\geq 100,0$	16	0,50	16	0,61	19	1,44
Total de Fragmentos		3173	100	2617	100	1324	100

Autor: CARVALHO NETO, G. – fonte de dados: MAPBIOMAS, 2020

Com base na dinâmica de redução do número dos menores fragmentos (Cf 01), e observando-se comparativamente o aumento do número de fragmentos das classes Cf 02, Cf 03, e Cf 04 (maiores fragmentos), pode-se inferir que essas manchas foram integradas às respectivas classes, reduzindo o nível de fragmentação do componente florestal da paisagem.

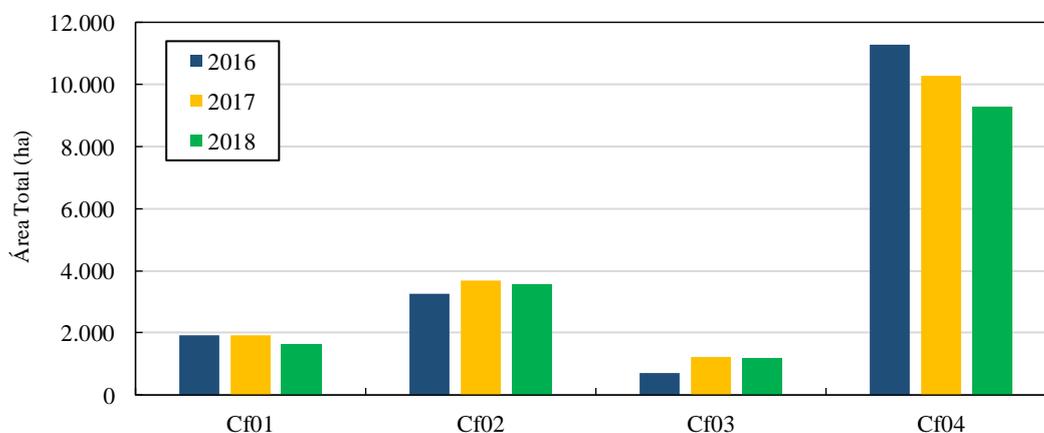
Diante disso, deve-se ressaltar que o número de fragmentos de determinada classe é de fundamental importância para a avaliação de aspectos dos padrões da paisagem, uma

vez que é constituída como medida do seu grau de subdivisão ou fragmentação (CALLEGARI *et al.*, 2010).

Diante do observado, é preciso destacar a ocorrência predominante de pequenos fragmentos, com área inferior a 50,0 ha, ocorrendo de forma similar em diversos estudos acerca da fragmentação florestal no bioma Mata Atlântica (ALBANEZ, 2000; ALMEIDA, 2008; RIBEIRO *et al.*, 2009; CALLEGARI *et al.*, 2010; JUVANHOL *et al.*, 2011; PIROVANI *et al.*, 2015; ABDALLA e CRUZ, 2015; SANTOS *et al.*, 2017; FERREIRA *et al.*, 2018), destacando-se o estudo de Freitas *et al.* (2020), que classifica o processo de fragmentação florestal no *hotspot* como o responsável pela origem de um padrão de florestas remanescentes cercadas por uma matriz de terras agrícolas, pastagens, florestas artificiais (Eucalipto ou Pinus) e áreas urbanas, onde mais de 80% dos fragmentos são menores do que 50 ha (RIBEIRO *et al.*, 2009; SCARANO e CEOTTO, 2015).

Nos cálculos relativos as métricas de área total das classes de fragmentação (Cf), observou-se a redução de 15,96% para a área dos menores (Cf 01) e 17,54% para os maiores fragmentos (Cf 04). Por outro lado, constatou-se o aumento de 9,16% de área para as classes dos médios (Cf 02) e 66,10% para os grandes fragmentos (Cf 03) (Figura 13).

Figura 13 – Área total (ha) por classes de fragmentos florestais nas sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina no período de 2016 a 2018. Legenda – Cf 01: pequenos ($Af \leq 5,0$ ha); Cf 02: médios ($5 < Af < 50$ ha); Cf 03 grandes ($50 \leq Af < 100$ ha); Cf 04: muito grandes ($Af \geq 100$ ha)



Autor: CARVALHO NETO, G. – fonte de dados: MAPBIOMAS, 2020

De acordo com Zanella *et al.* (2012), fragmentos florestais pequenos, especialmente aqueles próximos a grandes centros de biodiversidade, têm funções importantes na paisagem a longo prazo. Ou seja, esses menores remanescentes florestais podem funcionar como *stepping stones*, que são pequenas áreas de *habitats* dispersas pela matriz que podem, para algumas espécies, facilitar os fluxos entre fragmentos, aumentando o nível de heterogeneidade da matriz, e atuando como refúgio para espécies que demandam ambientes particulares que só ocorrem nessas áreas (ALMEIDA, 2008; FARIA *et al.*, 2017; FERREIRA *et al.*, 2018).

Em contrapartida, os fragmentos maiores, denominados por alguns autores como “fragmentos-matriz”, podem ser considerados como principal fonte de recursos e material genético às manchas menores, destacando-se também a sua importância no contexto da paisagem (DE CASTRO e FERREIRA, 2009; PARDINI *et al.*, 2010). Nesse sentido, observa-se que a cobertura da área de estudo, com base na dinâmica da área de classes florestais, tem suas funções ecológicas de retro-alimentação comprometidas, configurando um cenário não favorável para a conservação da biodiversidade, destacando-se associado a isto a depleção de uma ampla rede de serviços ecossistêmicos (p.ex. fornecimento e regulação de água; ciclagem de matéria orgânica; fixação de carbono, etc).

No levantamento das áreas médias dos fragmentos (MPS) por classe de fragmentação observou-se o aumento dos índices relativos aos pequenos (Cf 01: 57,59%) e grandes fragmentos (Cf 03: 12,42%). Em contrapartida, as manchas de tamanho médio (Cf 02) e muito grande (Cf 04) apresentaram redução de 1,93% e 44,0% respectivamente (Tabela 3).

Tabela 3 – Área média de fragmentos florestais (MPS) na paisagem das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina de acordo com as classes de fragmentação (Cf 01: pequeno; Cf 02: médio; Cf 03: grande; Cf 04: muito grande) nos anos de 2016, 2017 e 2018

Área Média de Fragmentos (MPS)	Cf 01	Cf 02	Cf 03	Cf 04
2016	0,66	14,64	65,32	703,97
2017	0,82	14,72	72,66	641,89
2018	1,55	14,36	74,58	488,86
Variação (%)	57,59	-1,93	12,42	-44,00

Autor: CARVALHO NETO, G. – fonte de dados: MAPBIOMAS, 2020

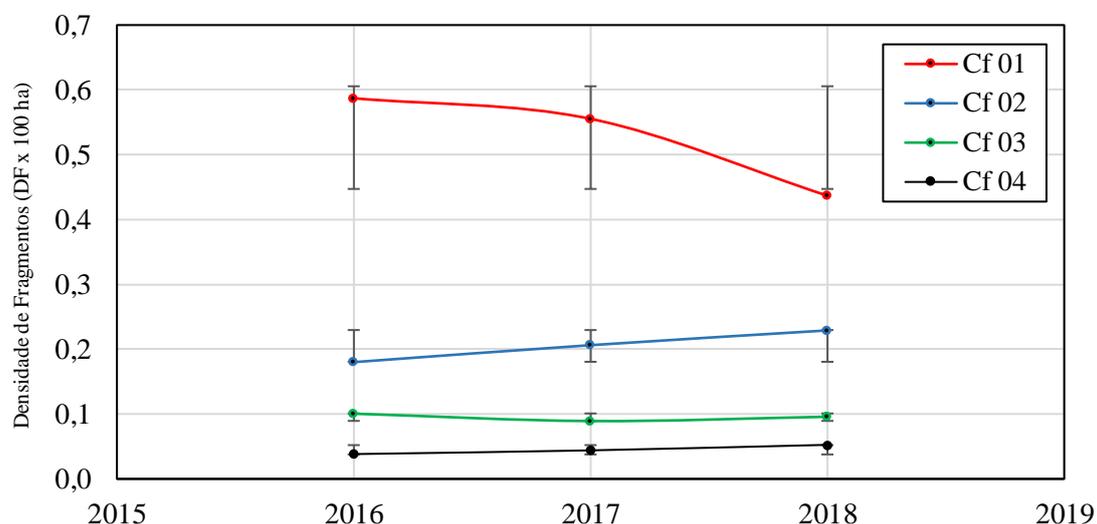
Relacionado a este comportamento da dinâmica da estrutura da paisagem, quando a maior parte dos fragmentos apresentam uma área média superior ao mínimo de cada classe, a justificativa encontra-se relacionada à topografia declivosa da região (FERNANDES e FERNANDES, 2017), fato que impede o estabelecimento de pastagens, condição esta não observada para a classe dos menores fragmentos (Cf 01). Diante disso, pode-se constatar que mesmo observado o aumento da área média dos fragmentos menores no período, a tendência para as formas de uso e ocupação na área de estudo concentra-se na expansão de áreas destinadas a pecuária nas proximidades dos fragmentos mapeados.

Ao contrário do que foi observado para os pequenos e grandes fragmentos, as classes que apresentam menores valores para tamanho médio devem ser consideradas como as mais fragmentadas (MCGARIGAL e MARKS, 1995). Diante disso, pode-se constatar que a classe dos pequenos fragmentos representa os elementos da paisagem com maior grau de fragmentação, seguida pelas classes florestais maiores.

Em relação a densidade de fragmentos florestais para a área total de estudo, os resultados apontaram para um aumento de 41,73% entre 2016 (2,334 x 100 ha) e 2018 (5,593 x 100 ha), o que corresponde a evolução de um processo de fragmentação da cobertura florestal no período. Já os resultados considerando as classes de fragmentação, observou-se considerável declínio da densidade dos pequenos fragmentos (Cf 01: -

64,36%), acarretado pela diminuição da dispersão dessa classe florestal na paisagem, em decorrência da redução (já mencionada) do número de seus fragmentos (Figura 14).

Figura 14 – Dinâmica da densidade do número de fragmentos florestais (Nf) por 100 ha da área total da paisagem de estudo (2016 a 2018)



Autor: CARVALHO NETO, G. – fonte de dados: MAPBIOMAS, 2020

De acordo com Fletcher *et al.* (2018), a fragmentação é muitas vezes inversamente correlacionada com quantidade de *habitat* em paisagens selecionadas aleatoriamente; se esta correlação é alta, então as paisagens devem ser selecionadas para minimizar essa correlação em todo o conjunto de paisagens da amostra.

Os resultados para o período de estudo relativos ao índice que avalia a circularidade da forma de fragmentos florestais (IC) apontaram a redução para as classes Cf 01 (pequenos) (25,6%) e Cf 03 (grandes) (4,77%), e para a área total de cobertura florestal no triênio (2016: 0,550; 2018: 0,389) (Tabela 4).

Tabela 4 – Índice (médio) de Circularidade (IC) para as classes de fragmentação florestal nas sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina (2016 a 2018)

IC	Cf 01	Cf 02	Cf 03	Cf 04
2016	0,587	0,180	0,101	0,038
2017	0,555	0,206	0,089	0,044
2018	0,437	0,229	0,096	0,053
Média	0,526	0,205	0,095	0,045
Desvio Padrão	0,079	0,025	0,006	0,007
Variação (%)	-25,60	27,19	-4,77	37,31

IC: Índice de Circularidade

Autor: CARVALHO NETO, G. – fonte de dados: MAPBIOMAS, 2020

De acordo com Nascimento *et al.* (2006), fragmentos com valores de IC acima de 0,850 apresentam tendências de formas arredondadas; com valores de IC entre 0,219 e 0,650 têm tendência de forma alongada e valores de IC entre 0,650 e 0,850 possuem uma tendência moderadamente alongada.

A partir dos resultados, observou-se, com exceção da classe florestal Cf 03, que a grande maioria dos fragmentos mapeados apresentam baixo índice de circularidade, acometendo esses elementos a um *status* de vulnerabilidade frente as consequências do efeito de borda, estando, portanto, sujeitos a um maior grau de perturbação.

Observa-se no geral que fragmentos maiores apresentam-se mais irregulares, assim como observado por Juvanhol *et al.* (2011) em estudos no Estado do Espírito Santo, os quais destacam que apesar de apresentarem os formatos mais irregulares, os fragmentos maiores estão sob menor efeito de borda do que os menores.

No presente estudo observou-se a redução do índice representado pela relação entre perímetro e área do fragmento, para todas as classes de fragmentação, destacando-se: Cf 04 (69,12%) e Cf 01 (31,25%), seguidas por Cf 02 (12,58%) e Cf 03 (4,48%) (Tabela 5).

Tabela 5 – Índice de relação entre o perímetro e a área de fragmentos florestais nas sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina (2016 a 2018)

PAREA	Cf 01	Cf 02	Cf 03	Cf 04
2016	0,091	0,027	0,015	0,036
2017	0,083	0,025	0,015	0,012
2018	0,055	0,023	0,015	0,011
Média	0,076333	0,025	0,015	0,019667
Desvio Padrão	0,019	0,002	0,000	0,014
Variação (%)	-39,56	-14,81	0,00	-69,44

Autor: CARVALHO NETO, G. – fonte de dados: MAPBIOMAS, 2020

Este índice classifica como melhor a menor relação, favorecendo a conservação, pois os fragmentos circulares apresentam a razão borda/interior baixa, enquanto fragmentos alongados e irregulares apresentam esta razão alta (DITT, 2002).

De acordo com Fahrig (2003), estudos em florestas tropicais mostraram vários tipos efeitos de borda, como alteração no microclima local condições, aumentando a mortalidade das árvores, dificultando a sobrevivência recrutamento de espécies vegetais nativas e interrupção de interações mutualísticas entre plantas e animais, incluindo polinização e dispersão de sementes.

Na análise da distribuição do índice de Patton para a totalidade dos fragmentos mapeados na área de estudo, observou-se a redução de 51,31% do valor médio desta métrica ao longo do período. Em relação as classes de fragmentação, Cf 01 e Cf 03 apresentaram aumento respectivamente de 14,42% e 2,62%; Cf 02 e Cf 04 apresentaram a redução do IP na ordem de 12,72% e 71,34% (Tabela 6).

Tabela 6 – Índice de diversidade Patton (IP) médio para as classes de fragmentos nas sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina no período de 2016, 2017 e 2018

IP	Cf 01	Cf 02	Cf 03	Cf 04
2016	2,756	5,157	6,871	37,481
2017	2,830	4,797	7,456	12,443
2018	3,153	4,501	7,053	10,741
Média	2,913	4,818	7,127	20,222
Desvio Padrão	0,211	0,329	0,299	14,971
Variação (%)	14,40	-12,72	2,65	-71,34

Autor: CARVALHO NETO, G. – fonte de dados: MAPBIOMAS, 2020

Conforme Souza *et al.* (2008) quanto maior o valor do índice de diversidade de Patton, maior a probabilidade de ocorrência de microambientes e maior a complexidade dos fragmentos; entretanto, maior será a proporção de biota em relação à área do fragmento, resultando num maior efeito de borda. Tais índices se mostraram melhores do que aqueles encontrados em estudos similares sobre o efeito da fragmentação na bacia no rio Alonzo, Paraná, realizado por Ferreira *et al.* (2018).

No entanto, os mesmos fragmentos apresentam a redução de suas áreas médias, o que para este caso, segundo Ferreira *et al.* (2016), pode influenciar diretamente em sua funcionalidade ecológica, sendo responsável por interagir de forma negativa com outros fatores como a área de núcleo e complexidade de forma e produzir maior efeito borda.

Para uma análise prévia da estrutura da paisagem nas APPs de 5,0 m de largura, a área de cobertura florestal ripária apresentou redução de 59,6% (29,2 ha) entre 2016 e 2018. Neste mapeamento dos fragmentos florestais, identificou-se a redução de 43 para 42 no número de corpos hídricos apresentando cobertura florestal nessa faixa marginal da malha hidrográfica. Além disso, observou-se o aumento do déficit florestal ao longo do período de estudo, alcançando a demanda por 206,74 ha de cobertura na APP de 5,0 m no último ano de análise (2018) (Tabela 7).

Tabela 7 – Dinâmica da cobertura florestal nas Áreas de Preservação Permanente (APPs) das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina, e os respectivos déficits de vegetação ripária, adotando-se o limite mínimo comum de 5,0 m (2016, 2017 e 2018)

APPs (5,0 m)	2016	2017	2018
Número de cursos d'água com cobertura florestal	43	43	42
Número de cursos d'água sem cobertura florestal	5,00	5,00	6,00
Déficit de Cobertura Florestal – APPs 5,0 m (ha)	184,01	199,50	206,74

Autor: CARVALHO NETO, G. – fonte de dados: MAPBIOMAS, 2020

O cálculo das métricas adotadas na avaliação das APPs como áreas estratégicas para a implantação de corredores ecológicos na paisagem de estudo, apontaram para um aumento de 26,5% o número de fragmentos florestais, variação percentual semelhante observada para densidade. Além disso, observou-se a redução da área média (53,9%) e do aumento do perímetro (27,2%) das machas mapeadas (Tabela 8).

Tabela 8 – Métricas de fragmentação da cobertura florestal das Áreas de Preservação Permanente (5,0 m) das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina (2016 a 2018)

Métricas de Fragmentação (APP - 5,0 m)	2016	2017	2018
Número de Fragmentos	247	187	336
Densidade de Fragmentos	1,01	0,76	1,37
Área total de Fragmentos (ha)	60,84	45,36	38,12
Área Média de Fragmentos (ha)	0,25	0,24	0,11
Perímetro (m)	553,6	552,9	760,5

Autor: CARVALHO NETO, G. – fonte de dados: MAPBIOMAS, 2020

A partir dos resultados dos índices adotados para a análise da estrutura da cobertura florestal das APPs de 5,0 m na área de estudo, constata-se um aumento considerável do nível de fragmentação, caracterizado pela variação da área e da forma dos fragmentos que

compõem essa sessão, fatores que encontram-se atrelados ao potencial deletério dos efeitos de borda sobre as meta populações.

Considerando-se que nos pequenos fragmentos florestais, classe majoritária nas áreas de APPs mapeadas, as populações de plantas, principalmente espécies arbóreas, são constituídas por poucos indivíduos da mesma espécie, gerando percentual considerável de endogamia (cruzamento entre parentes) e alta probabilidade de extinção das espécies no local (COSTA, 2003), esta constatação traz à luz a importância por maiores esforços no cumprimento da legislação ambiental vigente, sobretudo no que tange a recomposição da mata ciliar consoante ao artigo 61-A do “Novo Código Florestal”.

Deve-se ressaltar ainda, que no caso de paisagens fragmentadas, a análise para a implantação dos corredores deve estar pautada na percepção da complexidade das formas provenientes, principalmente, dos diferentes usos da terra, oriundos da dinâmica de ocupação, alteração e exploração humana na matriz da paisagem preexistente (MORAIS, 2019). Portanto, o uso de métricas na análise dos padrões espaciais de fragmentação florestal pode fundamentar propostas de corredores ecológicos e/ou outras estratégias de conectividade, a partir dos fragmentos prioritários para conservação ambiental que podem fazer parte de futuros corredores ecológicos de Mata Atlântica, em especial os fragmentos maiores e aqueles que fazem parte das APPs (SILVA e SOUZA, 2014).

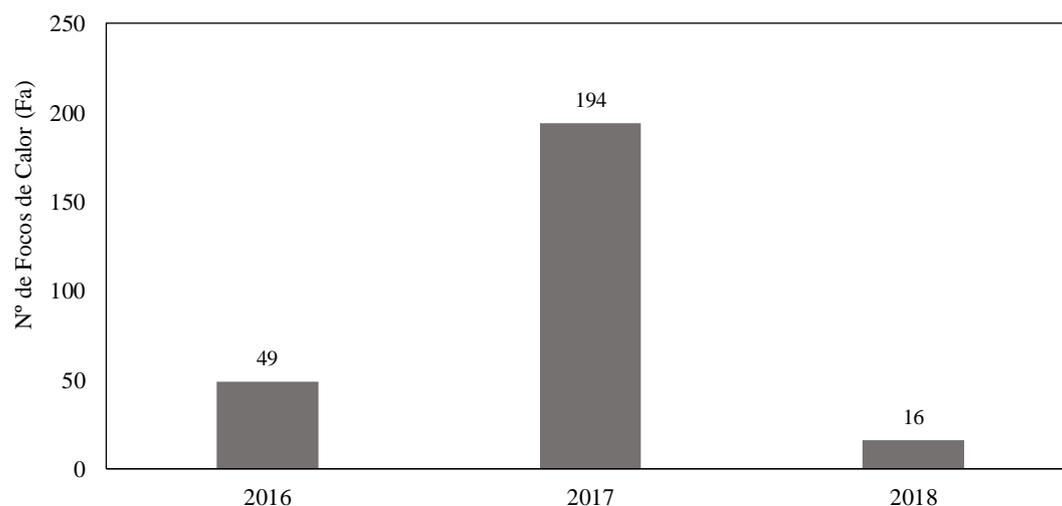
Para Brito (2012), percebe-se que apenas a criação de unidades de conservação, de forma isolada não é suficiente para manter populações geneticamente viáveis, em pouco tempo, elas sofreriam os danos dos efeitos de bordas, e muitas espécies viáveis estariam fadadas à extinção. Segundo o autor, é necessário que as áreas do entorno das áreas protegidas sejam manejadas e geridas paisagens capazes de contribuir para a manutenção dos processos naturais que promovam a sustentabilidade ecológica às espécies da fauna silvestre, desempenhando seu papel de mantenedoras da integridade biológica dos diferentes ecossistemas e biomas brasileiros.

Segundo De Souza e Coelho (2015), além das tradicionais políticas baseadas no princípio poluidor-pagador, as entidades responsáveis pela gestão dos recursos hídricos vêm adotando políticas que incentivam a adoção de práticas capazes de contribuir para a recuperação e a preservação ambiental baseadas no princípio conservador-recebedor, permitindo que, por meio da ação humana, possam ser maximizadas as externalidades positivas e minimizadas as externalidades negativas geradas ao meio ambiente. Nesse

contexto, em parte do território da área de estudo, tem-se em execução desde 2017, no entorno direto da Estação Ecológica Bananal (zona de amortecimento), o Projeto Conexão Mata Atlântica (SIMA, 2021), que além de promover práticas sustentáveis, estimula a cadeia produtiva, através do pagamento por serviços ambientais (PSA), a proteção e restauração de áreas de preservação permanente, incluindo a recomposição de zonas prioritárias para a potencialização de serviços ecossistêmicos em parte das sub-bacias dos rios Bananal e rio Bocaina.

Os resultados relativos a dinâmica espaço-temporal de focos de calor na área de estudo, com base nos produtos de sensoriamento remoto empregados, apresentaram uma frequência absoluta de 256 focos ao longo do triênio, observando-se a maior concentração para o ano de 2017 (194; 74,9%), seguido por 2016 (49; 18,9%) e 2018 (16; 6,2%) (Figura 15).

Figura 15 – Frequência absoluta (Fa) de focos de calor detectados na área das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina (2016 a 2018)

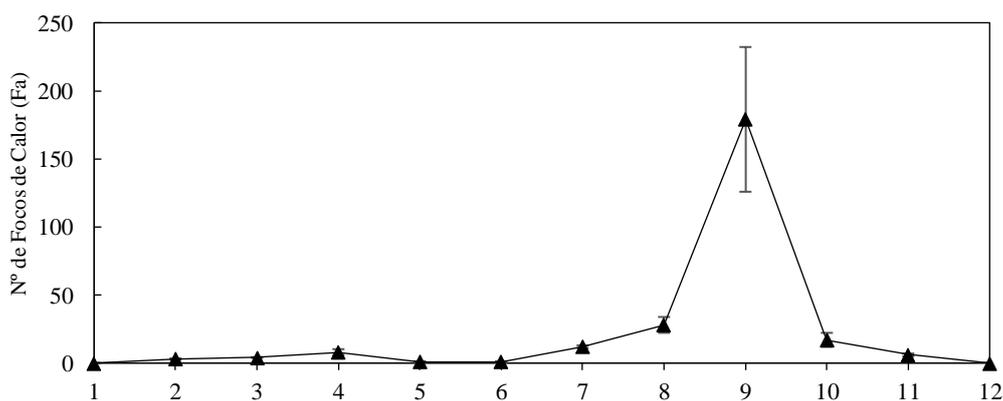


Autor: CARVALHO NETO, G. – fonte de dados: CPTEC/INPE, 2020

De acordo com Clemente *et al.* (2017), as características que contribuem para a elevação do número de focos de calor incluem o tipo de relevo e a ocupação urbana de forma desordenada (FERNANDES *et al.*, 2017), incluindo a queima de resíduos sólidos, e qualquer outra atividade humana que possa emitir temperaturas acima de 47 °C que são captadas pelos sensores orbitais dos satélites ambientais (CAÚLA *et al.*, 2016).

Ainda sob o aspecto quantitativo-temporal, a distribuição mensal de focos de calor na paisagem de estudo aponta para o mês de setembro (09) (69,11%) como o período de maior concentração dos dados geoprocessados para o triênio, seguido pelos meses de agosto (08) (10,81%) e outubro (10) (6,56%) (Figura 16).

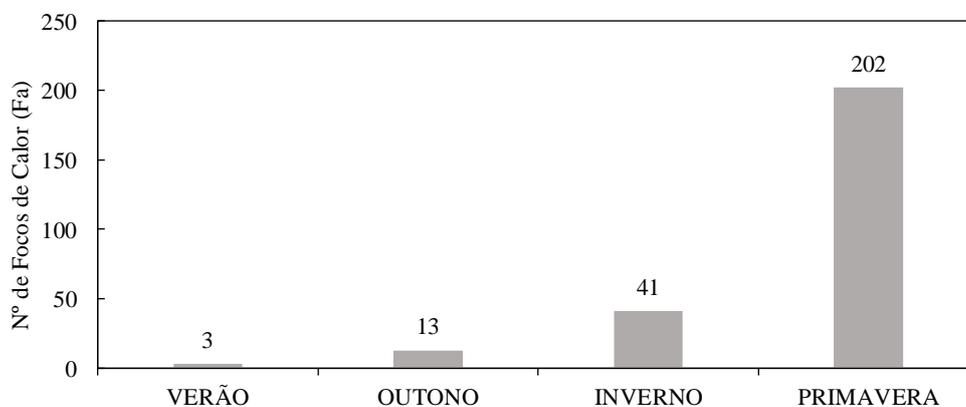
Figura 16 – Dinâmica mensal da frequência absoluta (Fa) de focos de calor teledetectados nas áreas de drenagem das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina (2016 a 2018)



Autor: CARVALHO NETO, G. – fonte de dados: CPTEC/INPE, 2020

A análise da distribuição sazonal de focos de calor, com base nas estações do ano, aponta maior concentração no período da primavera (77,9%), seguido pelo inverno (15,8%) e outono (5,0%) (Figura 17).

Figura 17 – Dinâmica sazonal de focos de calor na área das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina (2016 a 2018)



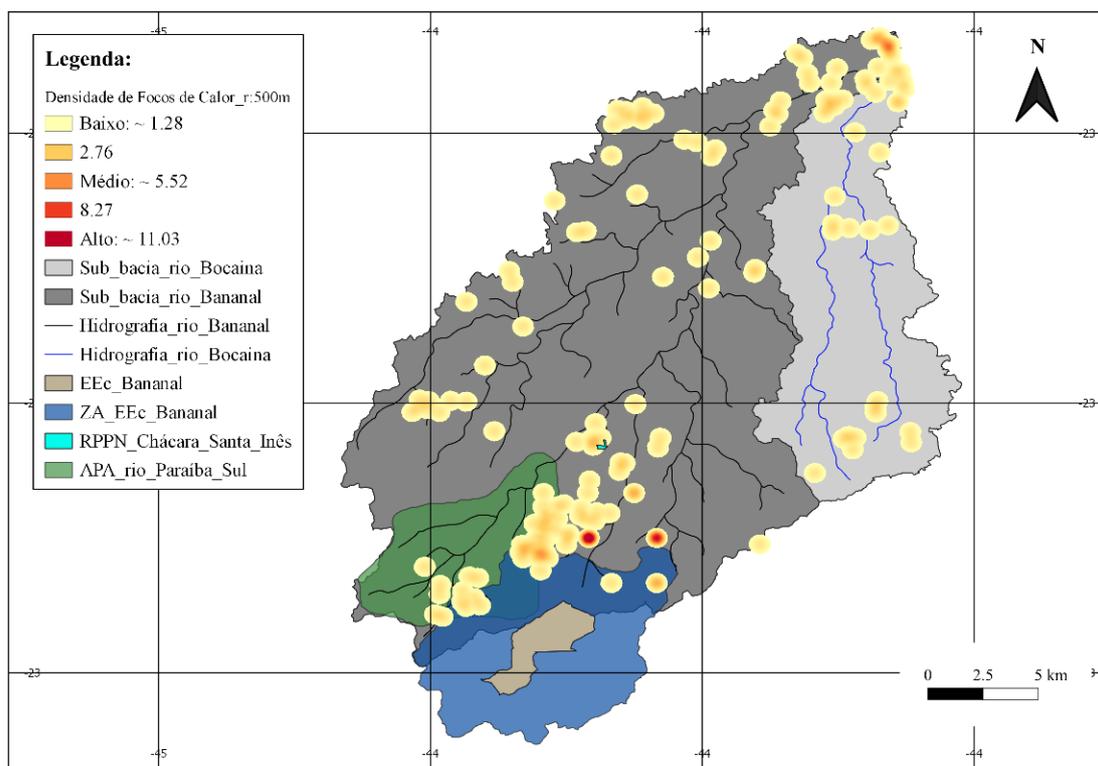
Autor: CARVALHO NETO, G. – fonte de dados: CPTEC/INPE, 2020

Diante desses resultados, observou-se que o trimestre de maior ocorrência dos focos de calor para cada ano da série, corresponde ao período de transição entre o inverno e a primavera. Normalmente estas estações têm como características a ocorrência de veranicos (períodos longos de estiagens), baixa umidade do ar associada a atuação de uma massa de ar seco na região Sudeste (GRIMM, 2003; REBOITA *et al.*, 2010; BRITO *et al.*, 2016).

Deve-se ressaltar aqui os resultados de um estudo recente acerca da variabilidade da temperatura do ar e precipitação na região do município de Resende-RJ – parte integrante da área de estudo, realizado a partir de dados disponibilizados pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) (1995 a 2017), no qual Gois *et al.* (2019) observaram elevados valores de chuva acumulada para o ano de 2016, e temperatura anual abaixo da média, como o ano de 2017, que integrou a série dos períodos mais secos. Nesse contexto, e considerando a influência climática a nível regional, pode-se inferir que o déficit pluviométrico e as baixas temperaturas coincidem com a elevada taxa de teledetecção de focos de calor na paisagem de estudo neste último ano.

A análise da dinâmica espacial de ocorrência de focos de calor na paisagem de estudo, observada a partir da função “mapas de calor” (Densidade – estimador - de Kernel) do *software* de geoprocessamento utilizado, aponta que as regiões de alta e média densidade de focos foram detectadas na área da sub-bacia do rio Bananal, especialmente na porção sul e no seu extremo norte (município de Barra Mansa-RJ) (Figura 18).

Figura 18 – Mapa de densidade de focos de calor para a área das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina (2016 a 2018)



Autor: CARVALHO NETO, G. – fonte de dados: CPTEC/INPE, 2020

Observou-se a partir deste resultado que as áreas de alta e média densidade de focos de calor ocorrem no interior ou próximo as regiões limítrofes das unidades de conservação de uso sustentável (APA do Rio Paraíba do Sul e RPPN Chácara Santa Inês) e de proteção integral (Estação Ecológica Bananal). Além disso constatou-se alta densidade no extremo norte da sub-bacia do rio Bananal, região integrante do município de Barra Mansa-RJ, onde observa-se um processo intenso e continuado de urbanização, envolvendo atividades antropogênicas que podem estar relacionadas a detecção dos focos de calor observado na série temporal de estudo.

Ainda com base na análise espacial, a partir da seleção dos focos de calor relacionados diretamente as classes florestais, pode-se constatar que 14,84% (38) foram detectados em pelo menos uma das quatro classes, sendo que desse total, 47,37% (25) concentraram-se no ano de 2017 (Tabela 9).

Tabela 9 – Análise da dinâmica espaço-temporal de focos de calor em relação as classes de fragmentação da cobertura florestal das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina

CF	2016	2017	2018	TOTAL
Cf 01	0	4	1	5
Cf 02	0	3	1	4
Cf 03	0	0	1	1
Cf 04	10	18	0	28
Total	10	25	3	38
%	2,32	47,37	7,89	100,0

Autor: CARVALHO NETO, G. – fonte de dados: CPTEC/INPE, 2020; MAPBIOMAS, 2020

De posse desses resultados, pode-se inferir que a atividade do fogo na área de estudo apresenta influência direta sob a dinâmica da estrutura da paisagem no triênio, sobretudo no que concerne ao comportamento das métricas relacionadas a classe florestal Cf 04 (maiores fragmentos), para qual observou-se o maior número de focos detectados, em paralela a constatação da redução de sua área média (44%) e área total (17,54%), incluindo o aumento da irregularidade de suas bordas identificado a partir do aumento do índice de circularidade (IC) na ordem de 37,31%.

Nesse contexto, é preciso ressaltar finalmente que o desmatamento responde pelo processo de fragmentação florestal e o conseqüente aumento das bordas em decorrência à redução da área, o que resulta em efeitos negativos, entre eles, o aumento da suscetibilidade da floresta e a ocorrência de queimadas (ARAGÃO e SHIMABUKURO, 2010; BERENGUER *et al.*, 2014).

6 CONCLUSÃO

A partir dos resultados de aplicação das métricas de fragmentação constatou-se a redução de 2,66% (1.508,88 ha) da área total de cobertura do componente florestal da área de drenagem das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina no período de estudo. Frente a esta dinâmica estrutural, constatou-se a redução do número de fragmentos em 58,27%, com destaque para a redução do número (13,45%) e da área total (15,96%) dos pequenos fragmentos (Cf 01). A variabilidade da forma dos fragmentos apontou para um status de vulnerabilidade de grande parte das manchas florestais mapeadas, indicando a potencialização da ocorrência de efeitos de borda deletérios à biodiversidade a nível regional.

Com base no mapeamento de fragmentos e a análise da dinâmica da cobertura florestal ao longo da APP de 5,0 metros, constatou-se um aumento do número de fragmentos e da densidade na ordem de 26,5%, além do aumento da área média (53,9%) e do perímetro (27,2%). Pode-se concluir ainda a redução de 59,6% da área total de cobertura florestal, alcançando um déficit de 206,74 ha no último ano de estudo (2018). Diante do resultado de aplicação das métricas, é possível, portanto, fundamentar um planejamento inicial de ações dirigidas à adequação do uso e ocupação das APPs, incluindo investimentos em restauração e na implementação de corredores ecológicos. O delineamento de uma estratégia nesse sentido pode mitigar os efeitos de borda e conectar pequenos e médios fragmentos aos remanescentes florestais sob pressão antrópica na paisagem de estudo.

De acordo com a dinâmica espaço-temporal de focos de calor na paisagem, constatou-se que 74,9% foram teledetectados no ano de 2017, com destaque para o mês de setembro (69,11%) e a estação da primavera (77,9%) como os períodos de maior quantitativo. A análise dos resultados apontou que a região de maior adensamento urbano (ao norte), e o entorno das unidades de conservação localizadas na região, como as áreas de maior concentração de focos. A partir do cruzamento desses dados, foi possível constatar que a maioria dos focos captados em áreas de fragmentos ocorreram na borda e interior dos maiores fragmentos florestais (Cf 04), os quais integram-se as áreas de unidades de conservação localizadas na sub-bacia do rio Bananal. Por fim, observou-se a existência de uma potencial relação entre a teledetecção de focos de calor nos maiores fragmentos, e a dinâmica das métricas de área e forma calculadas a partir do seu mapeamento na série temporal de estudo.

Por fim, pode-se concluir que o nível de fragmentação florestal na região das sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina se deve, principalmente, como observado na revisão e descrição da área, ao histórico de uso (café, extração de madeira, pecuária). Apesar do fogo possivelmente ter sido amplamente utilizado também no passado, os dados de queimadas se referem apenas ao presente, sendo necessária à amplificação das análises em estudos futuros.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDALLA, L. S.; CRUZ, C. B. M. Análise de fragmentação florestal no município de Silva Jardim, APA do Rio São João, RJ. *Revista Brasileira de Cartografia*, Monte Carmelo, v. 67, n. 1, p. 169-184, 2015.

AB'SABER, A. N. Potencialidades paisagísticas brasileiras. *Boletim Geomorfologia*, São Paulo, Inst. de Geografia da USP, n. 55, 1977.

ALBANEZ, A. C. M. P. et al. Caracterização dos fragmentos florestais a partir de estudos de ecologia da paisagem para o município de Ponte Nova, Minas Gerais, 2000. 160 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2000.

ALENCAR, A. A. C.; SOLÓRZANO, L. A.; NEPSTAD, D. C. Modeling forest understory fires in an eastern Amazonian landscape. *Ecological Applications*, v. 14, n. sp4, p. 139-149, 2004.

ALMEIDA, C. G. Análise espacial dos fragmentos florestais na área do Parque Nacional dos Campos Gerais, Paraná. 74 f. Dissertação (Mestrado em Gestão do Território) - Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2008.

ANTUNES, M. A. H. e RIBEIRO, J. C. Uso de satélites para detecção de queimadas e para avaliação do risco de fogo. *Ação Ambiental*, 12: 24-27, 2000.

ARAGÃO, L.; SHIMABUKURO, Y. E. The incidence of fire in Amazonian forests with implications for REDD. *Science*, v. 328, n. 5983, p. 1275-1278, 2010.

BALDÍ, G.; GUERSCHMAN, J. P.; PARUELO, J. M. Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Amsterdam, v. 116, n. 3-4, p. 197-208, 2006.

BANKS-LEITE, C. et al. Comparing species and measures of landscape structure as indicators of conservation importance. *Journal of Applied Ecology*, v. 48, n. 3, p. 706-714, 2011.

BASTOS, J. S.; CRONEMBERGER, F. M.; DE ATHAYDE BOHRER, C. B. A dinâmica da paisagem da bacia do rio Bananal, no Vale do Paraíba do Sul: contribuição

para a construção da paisagem sustentável. Dissertação – Universidade Federal Fluminense, Niterói (RJ). 2007.

BATISTA, M. T. F. Modelação Geográfica em Processos de Caracterização e Avaliação da Paisagem numa Perspectiva Transfronteiriça. 2014. 264 f. Tese (Doutorado em Ciências do Ambiente) – Universidade de Évora, Évora, 2014.

BERTRAND, G. Le paysage entre la nature et la société. *Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, v. 49, p. 16-26, 1978.

BERENGUER, E. et al. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. *Global Change Biology*, v. 20, n. 12, p. 3713–3726, dez. 2014.

BIERREGAARD J. R. et al. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *BioScience*, p. 859-866, 1992.

BIGARELLA, J. J.; MOUSINHO, M. R.; SILVA, J. X. Considerações a respeito da evolução das vertentes. *Boletim Paranaense de Geografia*, v. 16, n. 17, p. 85-116, 1965.

BLEICH, M. E.; SILVA, C. J. Caracterização dos fragmentos florestais amazônicos remanescentes na microbacia hidrográfica do rio Taxidermista I em Alta Floresta, MT. *Biotemas*, v. 26, n. 4, p. 45-51, 2013.

BOND, W. J.; WOODWARD, F. I.; MIDGLEY, G. F. The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist*, Cambridge, v. 165, n.2, p. 525–538, 2005.

BRANDO, P. M. et al. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought–fire interactions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 111, n. 17, p. 6347-6352, 2014.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Presidência da República, Brasília, DF, 2000. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9985.htm. Acessado em: 23 out. 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Lei n. 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Presidência da República, Casa Civil, Subchefia para Assuntos Jurídicos, Brasília, DF, 2006. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/11428.htm. Acesso em: 12 dez. 2020.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Instituiu o Novo Código Florestal Brasileiro. Brasília, DF, 2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/12651.htm. Acessado em: 15 jul. 2019.

BRITO, E. R. et al. Identification of degraded areas and classes of vegetal cover through geographical information system, for environmental adequacy. In: RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V.; GANDOLFI, S. (Eds.). High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil. New York: Nova Science Publishers, p.247-260, 2007.

BRITO, F. Corredores ecológicos: uma estratégia integradora na gestão de ecossistemas. Editora da UFSC, 2012.

BRITO, T. T.; OLIVEIRA JÚNIOR J. F.; LYRA G. B.; GOIS, G.; ZERI, M. Multivariate analysis applied to monthly rainfall over Rio de Janeiro state, Brazil. Meteorology and Atmospheric Physics (Print), Viena, v. 129, n. 5, p. 469-478, 2016

BROOKS, T. M. et al. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. Conservation biology, v. 16, n. 4, p. 909-923, 2002.

BROWN, J. H.; ERNEST, S. K. M.; PARODY, J. M. & HASKELL, J. P. Regulation of diversity: maintenance of species richness in changing environments. Oecologia, 126: 321-332, 2001.

CABRAL, A. P. S.; SOUZA, W. V. Serviço de Atendimento Móvel de Urgência (SAMU): análise da demanda e sua distribuição espacial em uma cidade do Nordeste brasileiro. Revista Brasileira de Epidemiologia, v. 11, p. 530-540, 2008.

CALEGARI, L. et al. Análise da Dinâmica de Fragmentos Florestais no Município de Carandaí, MG, para Fins de Restauração Florestal. Revista Árvore, v. 34, n. 5, p. 871-880, 2010.

CATHARINO, E. L. M.; MARCUS A. N. C. Uma espécie nova de *Anthurium schott* (Araceae), endêmica na Serra da Bocaina, município de Bananal, São Paulo, Brasil. Rodriguésia, p. 69-72, 2010.

CAÚLA, R. H. et al. Overview of fire foci causes and locations in Brazil based on meteorological satellite data from 1998 to 2011. Environmental Earth Sciences, v. 74, n. 2, p. 1497-1508, 2015.

CAÚLA, R.H.; OLIVEIRA JÚNIOR, J.F.; GOIS, G.; DELGADO, R.C.; PIMENTEL, L.C.G.; TEODORO, P.E. Nonparametric statistics applied to fire foci obtained by meteorological satellites and their relationship to the MCD12Q1 product in the state of Rio de Janeiro, Southeast - Brazil. Land Degradation & Development, Reino Unido, v. 28, n. 3, p. 1056-1067, 2016.

CEIVAP. Laboratório de Hidrologia e Estudos de Meio Ambiente. Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul (Diagnóstico dos Recursos Hídricos). Relatório Técnico. AGEVAP, Resende, Rio de Janeiro, 2006.

CEIVAP/SIGWEB – Sistema de Informações Geográficas e Geoambientais da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. Disponível em: <<http://sigaceivap.org.br/map>>. Acesso em: 27 fev. 2020.

CEMIN, G.; DUCATI, J. R. ANÁLISE TEMPORAL DAS MUDANÇAS NA PAISAGEM DE MATA ATLÂNTICA DO MUNICÍPIO DE CAXIAS DO SUL-RS. *Revista Brasileira de Cartografia*, v. 67, n. 7, p. 1341-1355, 2015.

CERQUEIRA, R. et al. Fragmentação: alguns conceitos. Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA/SBF, p. 23-40, 2003.

CHEN, G. et al. Spatiotemporal patterns of tropical deforestation and forest degradation in response to the operation of the Tucuruí hydroelectric dam in the Amazon basin. *Applied Geography*, v. 63, p. 1-8, 2015.

CLEMENTE, S. S. et al. Focos de calor do bioma Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro: uma abordagem de gestão e legislação ambiental. *Revista Ciência Agroambiental*, v. 15, n. 2, 2017.

CPTEC/INPE. CENTRO DE PREVISÃO DO TEMPO E ESTUDOS CLIMÁTICOS/INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. BD Queimadas. Disponível em: <https://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/bdqueimadas>. Acessado em: 10 mar. 2020.

COCHRANE, M. A. et al. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. *Science*, v. 284, n. 5421, p. 1832-1835, 1999.

COCHRANE, M. A. Fire science for rainforests. *Nature*, v. 421, n. 6926, p. 913-919, 2003.

CONCEIÇÃO, A. A. B.; SANTOS, A. P. O café no Vale do Paraíba: origem e decadência. III Congresso Internacional de Ciência, Tecnologia e Desenvolvimento Social. Taubaté, 2014.

CONSTANZA, R. et al. Twenty years of ecosystem services: how far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services*, v. 28, p. 1-16, 2017.

COSTA, R. B. Fragmentação florestal e alternativas de desenvolvimento rural na região Centro-Oeste. Campo Grande, Editora UCDB, p. 246, 2003.

COSTA, A. Evolução uso e cobertura do solo e fragmentação da paisagem na Serra do Gandarela (MG): análise a partir de métricas de paisagem. Editora da UFMG, 2012.

COSTA, B. L.; MARINS, L. S.; FARIA, R. A. M. Geração de mapa de uso e cobertura de solo utilizando imagens de satélite Landsat 8 para o suporte ao planejamento municipal do município de Niterói-RJ. In: VII Congresso Brasileiro de Geógrafos. 2014.

COUTO, P. Análise factorial aplicada a métricas da paisagem definidas em FRAGSTATS. *Investigação Operacional*, v. 24, n. 1, p. 109-137, 2004.

COLLINGE, S. K. Ecology of fragmented landscapes. JHU Press, 2009.

COX, P. M. et al. Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. *Nature*, v. 408, n. 6809, p. 184-187, 2000.

DA CUNHA, D. C. et al. Identificação de áreas com perda de solo acima do tolerável usando NDVI para o cálculo do fator C da USLE. *Raega-O Espaço Geográfico e Análise*, v. 42, p. 72-85, 2017.

DAMASCHEN, E. I. et al. Corridors increase plant species richness at large scales. *Science*. v. 313, n.5791, p.1284-1286, 2006.

DARISSI, B. F. Caracterização da fragmentação florestal do Parque Nacional do Caparaó e seu entorno, Brasil. 2018. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Florestal) – Centro de Ciências Agrárias e Engenharias, Universidade Federal do Espírito Santo, Espírito Santo, 2018.

DE CASTRO, E. C.; FERREIRA, N. C. Diagnóstico do padrão de paisagem com métricas dos remanescentes de vegetação em Goiânia. *Revista do Instituto Goiano de Pré-História e Antropologia (Revista Habitus)*, v. 7, n. 1, 2009.

DE SOUZA, R. F. P.; COELHO, R. C. O Programa Produtor de Água e Floresta de Rio Claro/RJ enquanto ferramenta de gestão ambiental: o perfil e a percepção ambiental dos produtores inscritos. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 2015.

DSR/INPE. Departamento de Sensoriamento Remoto/Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Topodata: banco de dados geomorfométricos do Brasil. Variáveis geomorfométricas locais. São José dos Campos, 2008. Disponível em: <http://www.dsr.inpe.br/topodata/> Acessado em: 20 mai. 2020.

DI BELLA, C. M., et al. Continental fire density patterns in South America. *Global Ecology and Biogeography*, v. 15, p. 192–199, 2006.

DITT, E. H. Fragmentos florestais no Pontal do Paranapanema. *Annablume*, 2002.

DIXO, M.; METZGER, J. P. Are corridors, fragment size and forest structure importante for the conservation of leaf-litter lizards in a fragmented landscape? *Fauna & Flora International*, Cambridge, v. 43, n. 3, p. 435-442, 2009.

ECA-USP. Escola de Comunicações e Artes da Universidade de São Paulo. Desenvolvimento Turístico do município de Bananal-SP. Disponível em: <http://www2.eca.usp.br/nucleos/turismo/index.php/2018/01/31/pdtm-bananal/>. Acessado em: 20 dez. 2020.

ETTO T. L. et al. Ecologia da paisagem de remanescentes florestais na Bacia Hidrográfica do Ribeirão das Pedras-Campinas-SP. *Revista Árvore*, v. 37, n. 6, p. 1063-1071, 2013.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, v. 34, n. 1, p. 487-515, 2003.

FARIA, L. F. et al. A Síndrome das florestas vazias e a importância dos pequenos fragmentos para a conservação dos anfíbios. 2017.

FARINA, A. Principles and methods in landscape ecology. Chapman & Hall. London, 1998.

FARINA, A. Principles and methods in landscape ecology: towards a science of the landscape. Springer Science & Business Media, 2008.

FEARNSIDE, P. M. The roles and movements of actors in the deforestation of Brazilian Amazonia. *Ecology and society*, v. 13, n. 1, 2008.

FERNANDES, M. et al. Ecologia da Paisagem de uma Bacia Hidrográfica dos Tabuleiros Costeiros do Brasil. *Floresta e Ambiente*, v.25, 2017.

FERNANDES, M. M; FERNANDES, M. R. M. Análise espacial da fragmentação florestal da bacia do rio Ubá -RJ. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 27, n. 4, p. 1429-1439, 2017.

FERNANDES, N. F. Hidrologia Subsuperficial e propriedades físico-mecânicas dos “Complexos de Rampa” – Bananal (SP). Dissertação (Mestrado em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1990.

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

FERREIRA, T. S. et al. Composição florístico-estrutural ao longo de um gradiente de borda em fragmentos de floresta ombrófila mista alto-montana em Santa Catarina. *Ciência Florestal*, v. 26, n. 1, p. 123-134, 2016.

FERREIRA, I. J. M. et al. Spatial dimension landscape metrics of Atlantic Forest remnants in Paraná State, Brazil. *Acta Scientiarum. Technology*, v. 40, e36503, 2018.

FISCHLIN, A. et al. Ecosystems, their properties, goods and services. In: Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J. & Hanson, C.E. (eds.). *Climate change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC)*. Cambridge University Press, Cambridge, UK. p. 211–272, 2007.

FIGUEIRÓ, A. S.; COELHO NETTO, A. L. Climatic variability and pluviometric trends in a humid tropical environment at Resende municipality- middle Paraíba do Sul river valley (Rio de Janeiro- Brazil). *Geographical Journal: Geosciences and Humanities research medium*, v.2, n.2, p.256-273, 2011.

FLETCHER J. R.; REICHERT, B. E.; HOLMES, K. The negative effects of habitat fragmentation operate at the scale of dispersal. *Ecology*, v. 99, n. 10, p. 2176-2186, 2018.

FOLEY, J. A. et al. Global consequences of land use. *Science*, v. 309, n. 5734, p. 570-574, 2005.

FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. *Oecologia Brasiliensis*, Rio de Janeiro, v. 11, n. 4, p. 493-502, 2007.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. *Landscape ecology*. New York: J. Wiley, p. 619, 1986.

FRAGSTATS. Department of Environmental Conservation. University of Massachusetts. Amherst, MA. Disponível em: https://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/downloads/fragstats_downloads.html. Acesso em: 10 abr. 2019.

FREITAS, W. K. et al. Influence of fire foci on forest cover in the Atlantic Forest in Rio de Janeiro, Brazil. *Ecological Indicators*, v. 115, p. 106340, 2020.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, Período 2012-2013. Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica/INPE, 2014.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, Período 2017-2018. Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica/INPE, 2019.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2019/2020. Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica/INPE, 2021.

GAGLIARDI, C. M. R. Plano Diretor de Desenvolvimento Turístico de Bananal. São Paulo: ECA-USP e Prefeitura Municipal de Bananal. 2017.

GALETTI, M. et al. Priority areas for conservation of Atlantic Forest large mammals. *Biological Conservation*, v.142, p.1229-1241, 2009.

GATRELL, A. C. et al. Spatial point pattern analysis and its application in geographical epidemiology. *Transactions of the Institute of British Geographers*, v. 21, p. 256-274, 1996.

GAVIRIA, A. C.; MONTEALEGRE, R. O. Analysis of landscape patterns and their relationship with oak (*Quercus humboldtii* Bonpl.) regeneration in the municipality of Popayan, Cauca. *Colombia Forestal*, v. 13, n. 2, p. 189-200, 2010.

GOBBO, S. et al. Uso da terra no entorno do PARNA-Caparaó: preocupação com incêndios florestais. *Floresta e Ambiente*, v. 23, n. 3, p. 350-361, 2016.

GOERL, R. F. et al. Elaboração e Aplicação de índices de fragmentação e conectividade da paisagem para análise de bacias hidrográficas. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.5, n.1, p.1000-1012, 2011.

GOIS, G.; FREITAS, W. K.; TERASSI, P. M. B.; OLIVEIRA-JÚNIOR, J. F.; PORTZ, A. Variabilidade anual e mensal da chuva e da temperatura do ar no município de Resende, Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Climatologia*. Ano 15 – Vol. 24, 2019.

GONÇALVES, A. B. Delimitação automática das áreas de preservação permanente e identificação dos conflitos de uso da terra na sub-bacia hidrográfica do rio Camapuã/Brumado. 2009. 58f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009.

GONTIJO, G. A. B. et al. Análise do atendimento ao Código Florestal e a regularização ambiental por unidades de bacias hidrográficas. *Ciência Florestal*, v. 29, p. 1538-1550, 2019.

GREGGIO, T. C.; PISSARRA, T. C. T.; RODRIGUES, F. M. Avaliação dos fragmentos florestais do município de Jaboticabal-SP. *Revista Árvore*, v. 33, p. 117-124, 2009.

GRIMM, A. M. The El Niño impact on the summer monsoon in Brazil: regional processes vs. remote influences. *Journal of Climate*, Washington, v. 16, n. 2, p. 263-280, 2003.

GUIMARÃES, R. M. Seleção de geoindicadores para determinação de áreas de fragilidade face às pressões antrópicas: contribuição da análise geossistêmica e da ecologia da paisagem no espinhaço meridional. Dissertação de Mestrado-Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais-UFMG, 183 f. 2004.

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, Washington, v. 1, p. 1-9, 2015.

HAILA, Y. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications*, 12: 321-334, 2002.

HARRIS, L. D.; HARRIS, L. D. The fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. University of Chicago press, p.229, 1984.

HEENAN, R. J. et al. Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment. *Forest Ecology and Management*, v. 352, p. 9–20, 2015.

HERMAN, A. B. Princípio da proibição de retrocesso ambiental. BRASIL. Consumidor e Fiscalização e Controle. O princípio da proibição do retrocesso ambiental. Brasília, DF: Senado Federal, p. 55-73, 2011.

HEYERDAHL, E. K. et al. Climate drivers of regionally synchronous fires in the inland Northwest (1651–1900). *International Journal of Wildland Fire*, v. 17, n. 1, p. 40-49, 2008.

HENTZ, A. M. et al. Avaliação da fragmentação dos remanescentes florestais da Bacia hidrográfica do rio Iguaçu-PR, Brasil. *Enciclopédia Biosfera*, v. 11, n. 21, 2015.

HILTY, L. M. et al. The relevance of information and communication technologies for environmental sustainability—a prospective simulation study. *Environmental Modelling & Software*, v. 21, n. 11, p. 1618-1629, 2006.

HILTY, J. A.; LIDICKER JR, W. Z.; MERENLENDER, A. M. Corridor ecology: the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation. Island Press, p. 325, 2012.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Sala de imprensa. Disponível em: <http://saladeimprensa.ibge.gov.br/noticias.html?view=noticia&id=1&idnoticia=3220&busca=1&t=ibge-mapeiacobertura-uso-terra-estado-rio-janeiro> Acessado em: 10 jun. 2019.

IRGANG, G. V.; MICOL, L.; SANTOS, R. R. Análise da fragmentação da paisagem e mapeamento do valor para a conservação: exemplo de aplicação na Amazônia Matogrossense. Cuiabá, Mato Grosso: Instituto Centro da Vida, p.24, 2007.

JOLY, C. A.; LEITÃO FILHO, H. F.; SILVA, S. M. O patrimônio florístico – The floristic heritage. In Mata Atlântica - atlantic rain forest (G.I. Câmara, coord.). Ed. Index Ltda. e Fundação S.O.S. Mata Atlântica, São Paulo, 1991.

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

JORGE, L. A. B.; GARCIA, G. J. A study of habitat fragmentation in Southeastern Brazil using remote sensing and geographic information systems (GIS). *Forest Ecology and Management*. Amsterdam, v. 98, n. 1, p. 35-47, 1997.

JUVANHOL, R. S. Análise Espacial De Fragmentos Florestais No Corredor Ecológico Entre Os Parques Estaduais De Forno Grande e Pedra Azul. Monografia, Universidade Federal do Espírito Santo-UFES, 2011.

KING, L. C. A Geomorfologia do Brasil Oriental. *Revista Brasileira de Geografia*, v. 18, n. 2, p. 147-266. 1956.

LANG, S.; BLASCHKE, T. Análise da paisagem com SIG. São Paulo: Editora Senac, São Paulo, 283 p., 2008.

LAURANCE, W. F. et al. Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. *Conservation Biology*, v. 16, n. 3, p. 605-618, 2002.

LAURANCE, W. F. Forest destruction in tropical Asia. *Current science*, p. 1544-1550, 2007.

LAURANCE, W. F.; GOOSEM, M.; LAURANCE, S. G. W. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in ecology & evolution*, v. 24, n. 12, p. 659-669, 2009.

LELE, N.; JOSHI, P. K.; AGRAWAL, S. P. Assessing forest fragmentation in northeastern region (NER) of India using landscape matrices. *Ecological indicators*, v. 8, n. 5, p. 657-663, 2008.

LINDBORG, R.; ERIKSSON, O. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology*, Durham, v. 85, n. 7, p. 1840-1845, 2004.

LINDENMAYER, D. B.; FRANKLIN, J. F. *Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach*. Island Press, 2002.

LINDENMAYER, D. B. et al. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology Letters*, Oxford, v. 11, n. 1, p. 78-91, 2008.

LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD, R. O.; RYLANDS, A. B.; MALCOM, J. R.; QUINTELA, C. E.; HARPER, L. H.; BROWN, K. S.; POWELL, A. H.; POWELL, G. V. N.; SCHUBART, H. O. R.; HAYS, M. B. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: Soulé, M. E. (Ed.). *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, USA. p. 257- 285, 1986.

LUCHT, W.; SCHAAF, C. B.; STRAHLER, A. H. An algorithm for the retrieval of albedo from space using semiempirical BRDF models. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote sensing*, v. 38, n. 2, p. 977-998, 2000.

LUNG, T.; SCHAAB, G. Assessing fragmentation and disturbance of west Kenyan rainforests by means of remotely sensed time series data and landscape metrics. *African Journal of Ecology*, v. 44, n. 4, p. 491-506, 2006.

MACHADO, E. L.M. et al. Análise comparativa da estrutura e flora do compartimento arbóreo-arbustivo de um remanescente florestal na fazenda Beira Lago, Lavras, MG. *Revista Árvore*, v. 28, n. 4, p. 499-516, 2004.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, 1967.

MAPBIOMAS. ATBD_R - Algorithm Theoretical Basis Document & Results: Amazon Biome. v. 2, 2017. Disponível em: <https://bit.ly/2YHkvq3> . Acessado em: 20 jun. 2019.

MAPBIOMAS. Projeto MapBiomias – Coleções 2.0; 3.1; 4.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil, 2020. Disponível em: <http://mapbiomas.org/> Acessado em: 17 abr. 2019.

MARTINELLI, G.; MORAES, M. A. *Livro vermelho da flora do Brasil*, 2013.

MARTINS, E. S. et al. *Ecologia de Paisagem: conceitos e aplicações potenciais no Brasil*. Planaltina: Embrapa Cerrados, p. 35, 2004.

MARTINS, M. S. *Fragmentação e estrutura da paisagem da Área de Proteção Ambiental do Rio São João/Mico-leão-dourado – Rio de Janeiro*. Dissertação. Universidade Federal Rural do Estado do Rio de Janeiro (UFRRJ) – Seropédica (RJ), 2019.

MELO, F. P. L. et al. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, 2013.

MCCLAIN, Michael E. et al. Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecosystems*, p. 301-312, 2003.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological applications*, v. 12, n. 2, p. 335-345, 2002.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. *Fragstats: spatial patterns analysis program for quantifying landscape structure*. Portland: Pacific Northwest Research Station, p. 122, 1995.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; ENE, E. *FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps*. Computer Software Program Produced by the Authors at the University of Massachusetts, Amherst, 2012.

METZGER, J. P. Como restaurar a conectividade em paisagens fragmentadas. In: KAGEYAMA, P. Y. et al. *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. Botucatu: FEPAF, p. 49-76, 2012.

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

METZGER, J. P., et al. O uso de modelos em ecologia de paisagens. *Megadiversidade*. Belo Horizonte, v. 3, n. 1-2, p. 64-73, 2007.

METZGER, J. P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird Community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. *Biological Conservation*, Boston, v. 141, n. 9, p. 2184-2192, 2008.

METZGER, J. P. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological Applications*, v. 10, n. 4, p. 1147-1161, 2000.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). Mapa de cobertura vegetal nativa da Mata Atlântica, 2002. Disponível em: <https://bit.ly/39LrAMH>. Acesso em: 23/06/2020.

MCKINNEY, M. L. Urbanization, Biodiversity, and Conservation - The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. *Bioscience*, v. 52, n. 10, p. 883-890, 2002.

MILLIET, S. *Roteiro do Café e Outros Ensaios: contribuição para o estudo da história econômica e social do Brasil*. 4ed. Ver.aum. São Paulo: HUCITEC – Estudos Rurais. 1982.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). Governo Federal-Brasil. Dados Georreferenciados de Unidades de Conservação no Brasil. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs/dados-georreferenciados>. Acesso em: 16 set. 2020.

MISTRY, J.; BERARDI, A. Assessing Fire Potential in a Brazilian Savanna Nature Reserve 1. *Biotropica: The Journal of Biology and Conservation*, v. 37, n. 3, p. 439-451, 2005.

MORAIS, Priscila do Prado. Fragmentação da paisagem e corredores ecológicos na região do MATOPIBA. 2019.

MORENO, B. S. A formação da cafeicultura em Bananal, 1790 – c. 1830. In.: MUAZE, M.; SALLES, R. (Orgs.). O Vale do Paraíba e o Império do Brasil nos quadros da Segunda Escravidão. Rio de Janeiro: 7 Letras, p.328-350, 2015.

MORELLI, A. F. et al. Representação espacial da transformação da paisagem no município de São José dos Campos (SP) no período de 1500 a 1950. Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, v. 11, p. 5-10, 2003.

MOTTA, J. F. Corpos escravos, vontades livres posse de cativos e família escrava em Bananal (1801-1829). São Paulo, Anna Blume, 425 p, 1999.

MURCIA, Carolina. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. Trends in ecology & evolution, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.

MYERS, N. The biodiversity challenge: expanded hot-spots analysis. Environmentalist, v. 10, n. 4, p. 243-256, 1990.

MYERS, K. K. A burning desire: Assimilation into a fire department. Management Communication Quarterly, v. 18, n. 3, p. 344-384, 2005.

NAGENDRA, H.; MUNROE, D. K.; SOUTHWORTH, J. From pattern to process: landscape fragmentation and the analysis of land use/land cover change. 2004.

NASCIMENTO, M. et al. Mapeamento dos fragmentos de vegetação florestal nativa da bacia hidrográfica do Rio Alegre, Espírito Santo, a partir de imagens do satélite IKONOS II. Revista Árvore, v. 30, n. 3, p. 389-398, 2006.

NASCIMENTO, Alexandre Túlio Amaral et al. Conservação da biodiversidade e dinâmica ecológica espacial: evolução da teoria. v. 60020, p. 181, 2012.

NAVEH, Z.; LIEBERMAN, A. S. Landscape ecology: theory and application. Springer Science & Business Media, 2013.

NEPSTAD, D. C. et al. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. Nature, v. 398, n. 6727, p. 505-508, 1999.

NEPSTAD, D. C.; MOREIRA, A. G.; ALENCAR, A. A. A floresta em chamas: origens, impactos e prevenção de fogo na Amazônia. Brasília, DF, Brazil: Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais do Brasil, 1999.

NOBRE, C. A.; SAMPAIO, G.; SALAZAR, L. Mudanças climáticas e Amazônia. Ciência e Cultura, v. 59, n. 3, p. 22-27, 2007.

NOSS, R. F. Corridos in real landscape: a riply to Simberloff & Cox. Conservation Biology. v.1, n.11, p. 154-164, 1987.

OJOYI, M. M. et al. Analysing fragmentation in vulnerable biodiversity hotspots in Tanzania from 1975 to 2012 using remote sensing and fragstats. *Nature Conservation*, v. 16, p. 19, 2016.

OLIVEIRA, F. S.; SOARES, V. P.; PEZZOPANE, J. E. M. et al. Identificação de conflito de uso da terra em áreas de preservação permanente no entorno do Parque Nacional do Caparaó, estado de Minas Gerais. *Revista Árvore*, v. 32, n. 5, p. 899-908, 2008.

OLIVEIRA, J. L. et al. Análise comparativa do mapeamento de vegetação secundária dos projetos Terraclass e Mapbiomas. *Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. INPE - Santos-SP, 2019.

PARDINI, R. et al. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PloS one*, v. 5, n. 10, p. e13666, 2010.

PATTON, D. R. A diversity index for quantifying habitat "edge". *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, v. 3, n. 4, p. 171-173, 1975.

PEREIRA, J. A. R. Monitoramento dos incêndios florestais e queimadas no Brasil. *Floresta*, v. 34, n. 2, 2004.

PEREIRA, J. A. V.; SILVA, J. B. Detecção de Focos de Calor no Estado da Paraíba: um estudo sobre as queimadas. *Revista Geográfica Acadêmica*, v. 10, n. 1, p. 5-16, 2016.

PIMM, S. L. *Terras da Terra: o que sabemos sobre o nosso planeta*. Editora Planta, 2005.

PIROVANI, D. B. Fragmentação Florestal, dinâmica e ecologia da paisagem na Bacia Hidrográfica do Rio Itapemirim, ES. Dissertação (mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Espírito Santo, 2010.

PIROVANI, D. B. et al. Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. *Revista Árvore*, v. 38, p. 271-281, 2014.

PIROVANI, D. B.; SILVA, A. G.; SANTOS, A. R. Análise da paisagem e mudanças no uso da terra no entorno da RPPN Cafundó, ES. *Cerne*, v. 21, n. 1, p. 27-35, 2015.

PÔÇAS, I.; CUNHA, M.; PEREIRA, L. S. Remote sensing based indicators of changes in a mountain rural landscape of Northeast Portugal. *Applied Geography*, v.31, n.1, p.871-880, 2011.

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

PRUDENTE, T. D.; ROSA, R. Geotecnologias aplicadas à análise de incêndios florestais no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros. *Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, p. 2951-2958, 2009.

QGIS Development Team. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Disponível em: https://qgis.org/pt_BR/site/ Acessado em: 17 mar. 2019.

QUERINO, C. A. S.; MOURA, M. A. L.; QUERINO, J. K. A. S. Impacto do desmatamento de uma área de mangue no albedo superficial. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 28, p. 401-408, 2013.

RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2003.

REBOITA, M. S. et al. Regimes de precipitação na América do Sul: uma revisão bibliográfica. *Revista brasileira de meteorologia*, v. 25, n. 2, p. 185-204, 2010.

REIS, A. F. Planejamento e gestão da estação ecológica de Bananal/SP: implantação do plano de gestão ambiental e elaboração do plano de manejo. Sorocaba, 2013.

REMPEL, C. et al. Proposta metodológica de avaliação da sustentabilidade ambiental de propriedades produtoras de leite. *Tecno-Lógica*, v. 16, n. 1, p. 48-55, 2012.

REZENDE, R. A. A fragmentação da flora nativa como instrumento de análise da sustentabilidade ecológica de áreas protegidas—Espinhaço Sul (MG). 2011.

REZENDE, C. L. et al. From hotspot to hotspot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in ecology and conservation*, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological conservation*, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RIBEIRO, T. M. et al. Fitossociologia de uma Floresta Secundária com *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze na Estação Ecológica de Bananal, Bananal-SP. *Floresta e Ambiente*, v. 20, n. 2, p. 159-172, 2013.

RICCI, F. A economia cafeeira e as bases do desenvolvimento no Vale do Paraíba Paulista. *Revista de História Econômica & Economia Regional Aplicada*, 1(1), 21-34, 2006.

RICKLEFS, R. E. A Economia da Natureza. Guanabara Koogan, ed. 6. Rio de Janeiro, 2010.

RODRIGUES, J. A.; LIBONATI, R.; PERES, L. F, e SETZER, A. Mapeamento de áreas queimadas em unidades de conservação da região serrana do Rio de Janeiro utilizando o satélite Landsat-8 durante a Seca de 2014. *Anuário do Instituto de Geociências*, 41: 318-327, 2018.

ROSA, M. R. et al. Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. *Science advances*, v. 7, n. 4, p. eabc4547, 2021.

RUTLEDGE, D. Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process? *DOC Science Internal Series* 98. v. 98, 2003.

SAITO, N. S. et al. Geotecnologia e ecologia da paisagem no monitoramento da fragmentação florestal. *Floresta e Ambiente*, v. 23, p. 201-210, 2016.

SAHU, L. K.; SHEEL, V.; PANDEY, K.; YADAV, R.; SAXENA, P.; GUNTHER, S. Regional biomass burning trends in India: Analysis of satellite fire data. *Journal of Earth System Science*, 124(7): 1377-1387, 2015.

SAMPAIO, A. B.; SCHMIDT, I. B. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. *Biodiversidade Brasileira-Bio Brasil*, n. 2, p. 32-49, 2013.

SÃO PAULO (Estado). Planos de Manejo das Unidades de Conservação: Estação Ecológica de Bananal – Fase 1 – Plano de Gestão Ambiental. Série: Projeto de Preservação da Mata Atlântica. Secretaria do Meio Ambiente/ Coordenadoria de Informações Técnicas, Documentação e Pesquisa Ambiental, Instituto Florestal, Fundação Florestal. SMA: 1998.

SÃO PAULO (Estado). SIGAM – Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente. Plano de Manejo da Estação Ecológica de Bananal – Consulta Pública (2019). Disponível em: <https://www.sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/Default.aspx?idPagina=16418> Acesso em: 17 mar. 2020.

SANTOS, J. F. C. Dinâmica florestal e detecção de ocorrências de fogo em área do domínio de Mata Atlântica. 2017. 99 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2017.

SANTOS, João Flávio Costa et al. Fragmentação florestal na Mata Atlântica: o caso do município de Paraíba do Sul, RJ, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*, v. 15, n. 3, 2017.

SANTOS, Diego Spinoza dos; HINO, Adriano Akira Ferreira; HÖFELMANN, Doroteia Aparecida. Iniquities in the built environment related to physical activity in public school neighborhoods in Curitiba, Paraná State, Brazil. *Cadernos de saúde pública*, v. 35, 2019.

SÁNCHEZ-TAPIA, A. et al. Glass Half-Full or Half-Empty? A Fire-Resistant Species Triggers Divergent Regeneration in Low-Resilience Pastures. *Frontiers in Forests and Global Change*, v. 3, p. e1-e14, 2020.

SANTOS, B. A. et al. Distribuição Espaço-Temporal dos Focos de Calor no Estado de Minas Gerais. *Anuário do Instituto de Geociências*, v. 42, n. 3, p. 64-84, 2020.

SCARANO, F.; CEOTTO, P. Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. *Biodiversity and Conservation*, v. 24, n. 9, p. 2319-2331, 2015.

SCHIER, R. A. Trajetórias do conceito de paisagem na geografia. *Raega-O Espaço Geográfico em Análise*, n. 7, p. 79-85, 2003.

SCHWAIDA, S. F. et al. Challenges and strategies on implementing an ecological corridor between protected areas in cerrado biome. *Revista Árvore*, v. 41, 2018.

SETZER, S. Operator splittings, Bregman methods and frame shrinkage in image processing. *International Journal of Computer Vision*, v. 92, n. 3, p. 265-280, 2011.

SKINNER, W. R.; FLANNIGAN, M.D.; STOCKS, B. J.; MARTELL, D. L.; WOTTON, J. B.; TODD, J. B.; MASON, J. A.; LOGAN, K. A. & BOSCH, E. M. A 500 hPa synoptic wild land fire climatology for large Canadian forest fires, 1959-1996. *Theoretical and Applied Climatology*, 71: 157-169, 2002.

SICAR. Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural. Relatório 2019. Disponível em: <https://www.car.gov.br>. Acesso em: 23 nov. 2020.

SILVA, W. G. S. et al. Relief influence on the spatial distribution of the Atlantic Forest cover at the Ibiúna Plateau, SP. *Brazilian Journal of Biology*, Rio de Janeiro, v. 67, n. 3, p. 403-411, 2007.

SILVA, E. B. F.; TELES, L. J. S.; SANTOS, L. A. N. Ocorrências de focos de calor no Estado de Rondônia em 2007. *Sociedade & Natureza*, v. 21, n. 2, p. 123-140, 2009.

SILVA DE SOUZA, L.; et al. Air quality photochemical study over Amazonia Area, Brazil. *International Journal of Environment and Pollution*, v. 48, n. 1-2, p. 194-202, 2012.

SILVA, T. B.; ROCHA, W. J. S. F.; ANGELO, M. F. Quantificação e análise espacial dos focos de calor no Parque Nacional da Chapada Diamantina - BA. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 16. (SBSR), 2013, Foz do Iguaçu. Anais... São José dos Campos: INPE, 2013.

SILVA, M. S. F.; SOUZA, R. M. Spatial patterns of forest fragmentation in the Flona Ibura - Sergipe. *Mercator (Fortaleza)*, v. 13, n. 3, p. 121-137, 2014.

SILVERMAN, B. W. Density estimation for statistics and data analysis. CRC press, 1986.

SIMA. SECRETARIA DE INFRAESTRUTURA E MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO. Projeto Conexão Mata Atlântica. Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2021. Disponível em: <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/conexao/>. Acesso em: 20 jan. 2021.

SOARES-FILHO, B. S. Modelagem da dinâmica de paisagem de uma região de fronteira de colonização amazônica. Tese (Doutorado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de Transportes. São Paulo, 299 p., 1998.

SOARES-GOMES, Abilio et al. An environmental overview of Guanabara Bay, Rio de Janeiro. *Regional Studies in Marine Science*, v. 8, p. 319-330, 2016.

SOARES, F. B.; PIROLI, E. L. Análise da hipsometria e da declividade da bacia hidrográfica do rio Pardo (São Paulo, Brasil) como subsídio para o planejamento ambiental da área. In: Anais. XVIII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA, SBGFA, Fortaleza, Ceará, 2019.

SOUZA, B.; COSTA, R. I. F.; LOUZADA J. N. C. Influência do tamanho e da forma de fragmentos florestais na composição da taxocenose de crisopídeos (neuroptera: chrysopidae). *Arquivos do Instituto Biológico*, v. 75, n. 3, p. 351-358 2008.

SOUZA, C. G. et al. Análise da fragmentação florestal da Área de Proteção Ambiental Coqueiral, Coqueiral-MG. *Ciência Florestal* v. 24, n. 3, p. 631-644, 2014.

SOUZA, G. F. et al. Uso de Diferentes Sensores de Satélite na Discriminação de Alvos Naturais. *Anuário do Instituto de Geociências*, v. 39, n. 1, p. 13-22, 2016.

SOUZA JUNIOR, C. *Map Biomas General "Handbook"*. MapBiomas: São Paulo, Brasil, p. 1-23, 2017. Disponível em: <https://bit.ly/39KPwja>. Acesso em: 15 jun. 2019.

SOUZA, C. M. et al. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. *Remote Sensing*, v. 12, n. 17, p. 2735, 2020.

STEFFEN, W. et al. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*. v. 347, Feb. 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.1259855> . Acesso em: 10 mar. 2020.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A riqueza de espécies arbóreas na floresta atlântica de encosta no estado de São Paulo (Brasil). *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo, V.22, n.2, p.217-223, 1999.

TABARELLI, M.; SANTOS, A. M. M. Uma breve descrição sobre a história natural dos brejos nordestinos. *Brejos de Altitude em Pernambuco e Paraíba, História Natural, Ecologia e Conservação*, v. 9, p. 17-24, 2004.

TABARELLI, M.; GASCON, C. Lições da pesquisa sobre fragmentação aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. *Megadiversidade*, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p. 181-188, 2005.

TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation*, v. 143, n. 10, p. 2328-2340, 2010.

THOMAS, W. W. et al. Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brazil. *Biodiversity & Conservation*, v. 7, n. 3, p. 311-322, 1998.

TOMZHINSKI, G. W. T.; COURA, P. H. F.; DO COUTO FERNANDES, M. Avaliação da detecção de focos de calor por sensoriamento remoto para o Parque Nacional do Itatiaia. *Biodiversidade Brasileira-BioBrasil*, n. 2, p. 201-211, 2011.

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

TRITSCH, I.; LE TOURNEAU, F. M. Population densities and deforestation in the Brazilian Amazon: New insights on the current human settlement patterns. *Applied geography*, v. 76, p. 163-172, 2016.

TROUET, Valerie et al. Interannual variations in fire weather, fire extent, and synoptic-scale circulation patterns in northern California and Oregon. *Theoretical and Applied Climatology*, v. 95, n. 3, p. 349-360, 2009.

TURNER, M. G. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecology*, v. 4, n. 1, p. 21-30, 1990.

TURNER, Billie L. et al. Land-use and land-cover change: science/research plan. [No source information available], 1995.

TURNER, M.G. et al. *Landscape ecology in theory and practice: pattern and process*. Springer New York, v. 401, 2001.

UEHARA-PRADO, M.; FREITAS, A. V. The effect of rainforest fragmentation on species diversity and mimicry ring composition of ithomiine butterflies. *Insect Conservation and Diversity*, v. 2, n. 1, p. 23-28, 2009.

UMETSU, F.; METZGER, J. P.; PARDINI, R. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. *Ecography*, Copenhagen, v. 31, n. 3, p. 359-370, 2008.

VALENTE, M. A. et al. Solos e avaliação da aptidão agrícola das terras do município de Castanhal, Estado do Pará. Embrapa Amazônia Oriental (INFOTECA-E), 2001.

VALENTE, R. O. A.; VETTORAZZI, C. A. Análise da estrutura da paisagem na Bacia do Rio Corumbataí, SP. *Análise*, n. 62, p. 114-129, 2002.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. *Série técnica IPEF*, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

VIEIRA, M. W.; CARAUTA, J. P. P.; DELGADO, W. A. Restauração de áreas semi-degradadas através da implantação de corredores ecológicos. In: *Simpósio Nacional de Áreas Degradadas*, 5., Lavras, Anais. Lavras: UFLA, p.160-164, 2002.

WILLIAMS-LINERA, G. Phenology of deciduous and broadleaved-evergreen tree species in a Mexican tropical lower montane forest. *Global Ecology and Biogeography Letters*, p. 115-127, 1997.

WIENS, J. A. et al. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos*, p. 369-380, 1993.

WHITE, B. L. A. et al. Development of a fire danger index for eucalypt plantations on the northern coast of Bahia, Brazil. *Floresta*, v. 43, n. 4, p. 601-610, 2013.

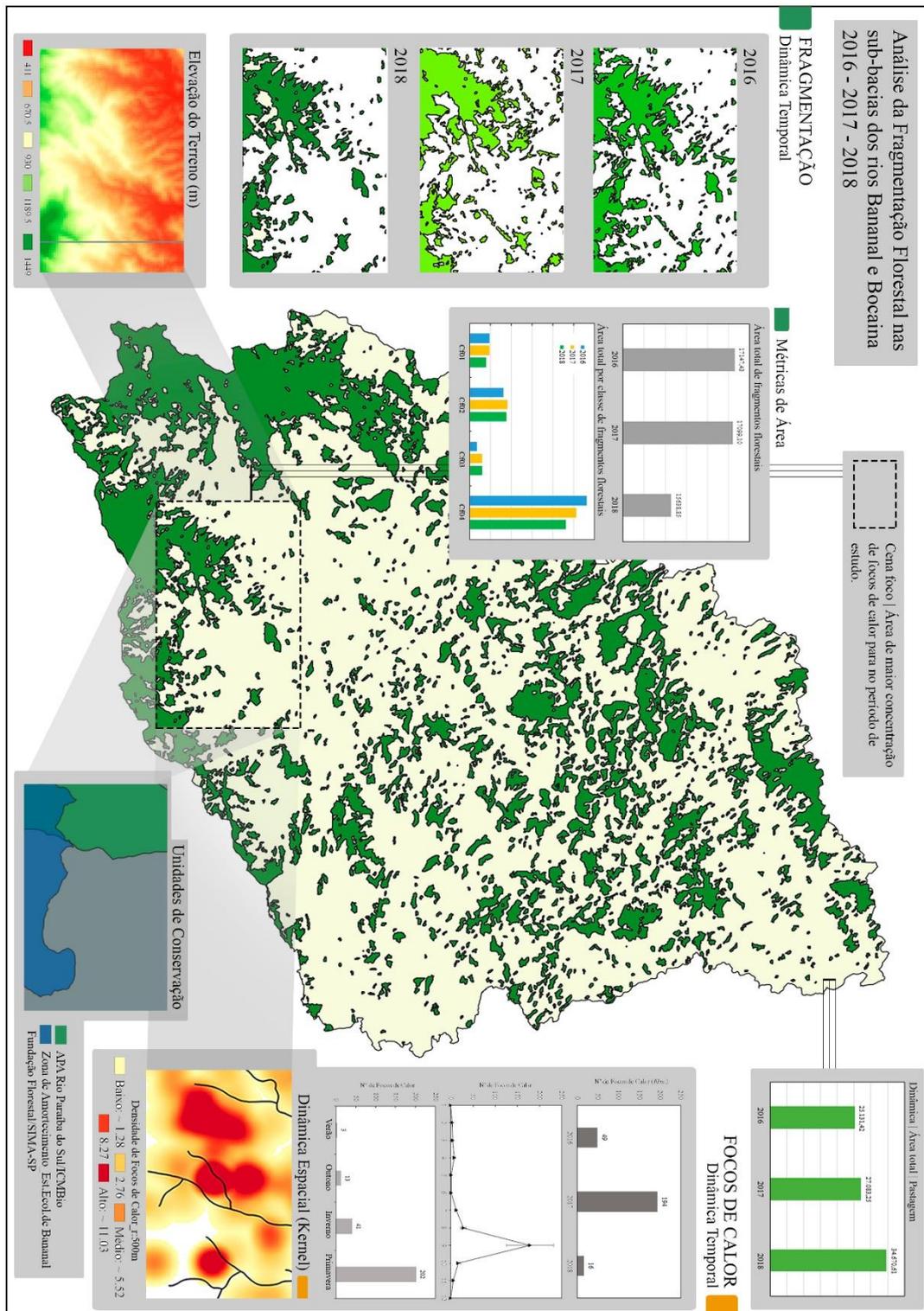
WU, J., et al. Three-Gorges dam-experiment in habitat fragmentation? *Science*, v. 300, 2003.

YUAN, F.; PAUDEL, S. Assessing landscape changes and dynamics using patch analysis and GIS modeling. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, v.16, n.1, p.66-76, 2012.

ZANELLA, L. et al. Atlantic Forest fragmentation analysis and landscape restoration management scenarios. *Natureza & Conservação*, v. 10, n. 1, p. 57-63, 2012.

ZHANG, Q. et al. Wildland forest fire smoke detection based on faster R-CNN using synthetic smoke images. *Procedia engineering*, v. 211, p. 441-446, 2018.

Apêndice 1 – Infográfico: Análise da Fragmentação Florestal nas sub-bacias dos rios Bananal e Bocaina (2016, 2017 e 2018)



Fonte: CARVALHO, G. C. (autor)