

ANÁLISE DA EFETIVIDADE DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO  
PARA PROTEÇÃO DE ECOSSISTEMAS LOCALIZADOS EM  
PAISAGENS FRAGMENTADAS E SOB INTENSA PRESSÃO  
ANTRÓPICA NO BIOMA DA MATA ATLÂNTICA

**VINICIUS ROCHA LEITE**

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY  
RIBEIRO–UENF

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

MAIO - 2015

ANÁLISE DA EFETIVIDADE DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO  
PARA PROTEÇÃO DE ECOSSISTEMAS LOCALIZADOS EM  
PAISAGENS FRAGMENTADAS E SOB INTENSA PRESSÃO  
ANTRÓPICA NO BIOMA DA MATA ATLÂNTICA

**VINICIUS ROCHA LEITE**

“Tese apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Ecologia e Recursos Naturais”

Orientador: Prof. Marcos A. Pedlowski

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

MAIO - 2015

FICHA CATALOGRÁFICA

Preparada pela Biblioteca do Centro de Biociências e Biotecnologia  
da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro

605 / 2015

Leite, Vinicius Rocha

Análise da efetividade de unidades de conservação para proteção de ecossistemas localizados em paisagens fragmentadas e sob intensa pressão antrópica no bioma da Mata Atlântica. / Vinicius Rocha Leite -- Campos dos Goytacazes, 2015.

xviii, 155, [5] f. : il.

Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Centro de Biociências e Biotecnologia. Laboratório de Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ecologia de Organismos

Orientador: Pedlowski, Marcos Antonio

Bibliografia: f. 126-155

1. Mata Atlântica 2. Unidades de Conservação 3. Fragmentação Florestal 4. Incêndios 5. Gerenciamento I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro II. Título

580  
L533a

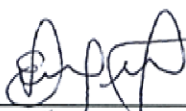
ANÁLISE DA EFETIVIDADE DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO  
PARA PROTEÇÃO DE ECOSSISTEMAS LOCALIZADOS EM  
PAISAGENS FRAGMENTADAS E SOB INTENSA PRESSÃO  
ANTRÓPICA NO BIOMA DA MATA ATLÂNTICA

VINICIUS ROCHA LEITE

“Tese apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Ecologia e Recursos Naturais.”

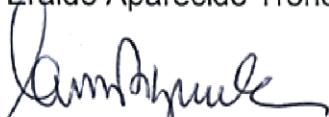
Aprovada em 18 de maio de 2015.

Comissão Examinadora:



---

Prof. Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi (Ph.D., Geografia) – UNB



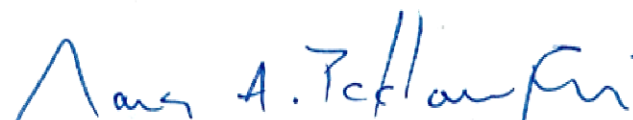
---

Prof. Carlos Eduardo de Rezende (D.Sc., Ciências Biológicas) – UENF



---

Prof. Carlos Ramon Ruiz-Miranda (Ph.D., Comportamento Animal) – UENF



---

Prof. Marcos A. Pedlowski (Ph.D., Planejamento regional) – UENF  
(Orientador)

*Dedico este trabalho a todos os atores que tem lutado pela preservação dos ecossistemas ameaçados constituídos para assegurar o bem estar das comunidades humanas.*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela confiança e força de vida concedida para realização deste trabalho, por fazer minha vida sempre trilhar no caminho reto. Sou grato a toda minha família pela paz de vida proporcionada, em especial a minha esposa Tatiana Lopes, pessoa fundamental nos momentos de felicidade e também nas horas de tristeza passageira, por toda força do amor que me concede.

Ao meu orientador, o professor Marcos Pedlowski, pela influência incomensurável exercida em meu aprendizado profissional, acadêmico e científico. Agradeço também por ele ter sido um exemplo que contribuiu efetivamente com a minha evolução no âmbito pessoal.

Ao professor Eraldo Matricardi pelo tempo despendido com auxílio na minha formação. Apesar do pouco tempo de convívio, o professor Eraldo apoiou com ensinamentos metodológicos e conceituais que tornaram exequível grande parte desta pesquisa.

Aos professores Carlos Rezende e Carlos Ruiz, pelos momentos de experiência em pesquisa e atuação na comissão coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPGERN). Aos demais professores do PPGERN pela formação promovida com valiosos ensinamentos. Ao professor Emmanoel Vieira da Silva Filho da Universidade Federal Fluminense pela revisão desta tese de doutoramento.

Agradeço a todos os colegas do Laboratório de Estudos do Espaço Antrópico (LEEA / SESMA) e do Laboratório de Ciências Ambientais (LCA), pessoas que contribuíram diretamente para amenizar dificuldades enfrentadas nas horas intensas de dedicação e estudo.

À Elizabete Costa pela amizade, pelas dicas e pelos alertas ao acompanhamento e ao cumprimento das normas e dos prazos relacionados aos requisitos exigidos pelo PPGERN para conclusão do Doutorado.

À Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy (UENF) Ribeiro pela excelência na formação, mesmo perante aos entraves políticos e de gerência enfrentados. À Fundação de Amparo à Pesquisa do Rio de Janeiro (FAPERJ) pela concessão da bolsa de estudos, sem a qual teria sido impossível a dedicação exclusiva e os consequentes desenvolvimentos profissional, técnico e científico alcançados durante esta jornada acadêmica enriquecedora.

## SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS .....	viii
LISTA DE FIGURAS .....	x
LISTA DE EQUAÇÕES .....	xiv
LISTA DE SIGLAS .....	xv
RESUMO.....	xvii
ABSTRACT .....	xviii
1. INTRODUÇÃO GERAL .....	1
2. ESTRUTURA DA TESE .....	3
2.1 Objetivo Geral .....	4
2.2 Objetivos Específicos .....	4
<b>CAPÍTULO 1.0: TEORIAS DA BIOLOGIA DA CONSERVAÇÃO E ECOLOGIA DA PAISAGEM .....</b>	<b>6</b>
1.1 INTRODUÇÃO .....	6
1.2 DIFERENTES TEORIAS DA BIOLOGIA DA CONSERVAÇÃO E ECOLOGIA DA PAISAGEM.....	8
1.2.1 Teoria da Percolação e sua Aplicação nos Estudos sobre a Ecologia de Paisagens .....	8
1.2.2 Teoria da Biogeografia de Ilhas e a Importância da Abundância e do Isolamento dos Habitats na Dinâmica de Paisagens.....	10
1.2.3 Teoria dos Limites Ecológicos (Efeito de Borda) e a Questão da Vulnerabilidade Frente a Distúrbios Causados por Agentes Antrópicos.....	12
1.2.4 Teoria da Geometria de Fractais e o Estudo de Padrões e Processos em Paisagens Fragmentadas .....	16
1.2.5 A Teoria Hierárquica e a Importância da Interação por Múltiplas Escalas.	18
1.3 SÍNTESE DO CAPÍTULO.....	20
<b>CAPÍTULO 2.0: ÁREAS PROTEGIDAS E A CONSERVAÇÃO DE ECOSISTEMAS FRAGMENTADOS: IMPACTOS AMBIENTAIS, FORMATO E ANÁLISE DA EFETIVIDADE.....</b>	<b>22</b>
2.1 INTRODUÇÃO .....	22
2.2 IMPACTOS AMBIENTAIS NAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO .....	24
2.3 FORMATO DAS ÁREAS PROTEGIDAS: MAXIMIZAÇÃO DA EFETIVIDADE ...	29

2.4 ABORDAGENS PARA ANÁLISE DA EFETIVIDADE DA CONSERVAÇÃO EM ÁREAS PROTEGIDAS.....	33
2.4.1 Modelos Neutros de Paisagens e de Dinâmica da Cobertura Vegetal .....	40
2.5 SÍNTESE DO CAPÍTULO.....	43
<b>CAPÍTULO 3.0: DINÂMICA ESPACIAL E TEMPORAL DA COBERTURA FLORESTAL E DOS FOCOS DE CALOR EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DE PROTEÇÃO INTEGRAL NO ESTADO DO RIO DE JANEIRO .....</b>	<b>45</b>
3.1 INTRODUÇÃO .....	45
3.2 METODOLOGIA.....	46
3.2.1 Área de Estudo .....	46
3.2.2 Mapeamento da Cobertura Florestal.....	47
3.2.2.1 <i>Aquisição de imagens de satélite.....</i>	<i>47</i>
3.2.2.2 <i>Correção geométrica de imagens de satélite.....</i>	<i>48</i>
3.2.2.3 <i>Classificação semiautomática de imagens de satélite.....</i>	<i>49</i>
3.2.2.4 <i>Testes da acurácia da classificação da cobertura florestal.....</i>	<i>49</i>
3.2.3 Detecção de Mudanças na Cobertura Florestal e no Número de Focos de Calor .....	50
3.2.3.1 <i>Cálculo de métricas da paisagem.....</i>	<i>50</i>
3.2.3.2 <i>Taxas de incremento e decremento da proporção de áreas florestais e do número de fragmentos.....</i>	<i>52</i>
3.2.3.3 <i>Aquisição de dados do monitoramento de queimadas e incêndios florestais (focos de calor).....</i>	<i>53</i>
3.2.3.4 <i>Análises estatísticas das métricas da cobertura florestal e dos números de focos de calor .....</i>	<i>53</i>
3.3.1 Dinâmica Espacial e Temporal da Cobertura Florestal .....	54
3.3.2 Dinâmica da Ocorrência de Focos de Calor .....	79
<b>CAPÍTULO 4.0: ANÁLISE DAS LIMITAÇÕES E DO PLANEJAMENTO DO GERENCIAMENTO EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NO ESTADO DO RIO DE JANEIRO .....</b>	<b>89</b>
4.1 INTRODUÇÃO .....	89
4.2 METODOLOGIA.....	90
4.2.1 Estratégias de Coletas de Dados.....	90
4.2.2 Procedimentos Analíticos.....	91
4.2.2.1 <i>Entrevistas .....</i>	<i>91</i>



4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	92
4.3.1 Processo de Criação e Estabelecimento das UCs.....	92
4.3.2 A Situação Fundiária das UCs .....	94
4.3.3 A Condição da Infraestrutura e de Pessoal e seus Impactos na Consolidação das UCs .....	96
4.3.4 Atividades Antrópicas Predominantes no Entorno das UCs .....	100
4.3.4.1 <i>Queimadas e incêndios da cobertura vegetal</i> .....	102
4.3.5 As Espécies Exóticas e os Riscos da Invasão Biológica nas UCs.....	104
4.3.6 O Envolvimento Institucional na Resolução de Problemas Existentes nas UCs.....	109
4.3.6.1 <i>Universidades e o desenvolvimento da pesquisa científica</i> .....	109
4.3.6.2 <i>O envolvimento das comunidades humanas nos esforços de conservação</i> .....	112
4.3.6.3 <i>Integração com as ONGs ambientalistas</i> .....	115
4.3.7 Os impactos Resultantes da Forma e do Isolamento das UCs na Paisagem .....	117
4.3.8 Uso dos Planos de Manejo na Gestão .....	119
4.4 SÍNTESE DO CAPÍTULO.....	121
4. CONCLUSÕES FINAIS.....	122
5. REFERÊNCIAS.....	126
APÊNDICE A.....	156
ANEXO A .....	159

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Elementos críticos propostos pela Comissão Mundial de Áreas Protegidas (CMAP) empregados na análise Rápida e Priorização do Manejo de Áreas Protegidas (RAPPAM).....	36
Tabela 2. Série temporal de imagens do satélite Landsat-5 TM e Landsat-8 OLI.....	48
Tabela 3. Matriz de confusão com os resultados dos testes de acurácia das classificações das imagens de satélite.....	54
Tabela 4. Áreas das UCs e do entorno analisado e parâmetros estatísticos de tendência central e dispersão do número total de fragmentos na série temporal (1987 a 2014).....	55
Tabela 5. Resultados obtidos com as métricas da paisagem da cobertura vegetal de entorno das unidades de conservação da Mata Atlântica. ....	61
Tabela 6. Resultados do teste Kruskal-Wallis ( $\alpha=0,05$ ) para dinâmica temporal da área dos fragmentos e parâmetros estatísticos estimados. ....	69
Tabela 7. Resultados do teste Kruskal-Wallis para dinâmica temporal do total de bordas (TE) dos fragmentos e parâmetros estatísticos estimados.....	73
Tabela 8. Resultados do teste Kruskal-Wallis para dinâmica temporal do índice de forma média (MSI) dos fragmentos de Mata Atlântica e parâmetros estatísticos estimados.....	76
Tabela 9. Estatísticas do número de focos de calor total no interior e entorno das unidades de conservação entre 1998 e 2014. ....	81
Tabela 10. Ano de criação, extensão, esfera administrativa e motivo de criação das unidades de conservação. ....	92

Tabela 11. Condição atual e dificuldades enfrentadas no processo da regularização fundiária no território das unidades de conservação. ....	94
Tabela 12. Recursos humanos e infraestruturas para administração, fiscalização e pesquisa científica nas unidades de conservação. ....	96
Tabela 13. Condições do aparato de demarcação e sinalização das unidades de conservação. ....	99
Tabela 14. Atividades agropecuárias predominantes e principais ameaças advindas da zona rural de entorno das unidades de conservação. ....	101
Tabela 15. Dificuldades enfrentadas para combater queimadas e incêndios na vegetação do entorno das unidades de conservação. ....	103
Tabela 16. Espécies exóticas e introduzidas, efeitos para biodiversidade e ações de combate realizadas nas unidades de conservação. ....	105
Tabela 17. Problemas envolvidos na aplicação prática dos resultados das pesquisas científicas no manejo das unidades de conservação e ações realizadas para melhoria. ....	109
Tabela 18. Aspectos do envolvimento das comunidades humanas do entorno com as atividades das unidades de conservação. ....	113
Tabela 19. Aspectos que dificultam a integração das ONGs ambientalistas com as atividades desenvolvidas nas unidades de conservação. ....	116
Tabela 20. Padrões de forma e isolamento identificados nas unidades de conservação. ....	117
Tabela 21. Aspectos referentes aos planos de manejo das unidades de conservação. ....	119

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ilustração de um modelo neutro clássico. Fonte: traduzido de Rosindell <i>et al.</i> (2011). .....	8
Figura 2. Função de distribuição insular (linha tracejada) que pode servir como nível fundamental de uma abordagem integrada e hierarquizada para a Teoria da Biogeografia de Ilhas. Fonte: traduzido de Losos e Ricklefs (2010). .....	12
Figura 3. Exemplo de estruturação hierárquica empregada na modelagem da vulnerabilidade florestal frente ao efeito de borda causado por agentes antrópicos. Fonte: do autor (2015). .....	14
Figura 4. Exemplos de paisagens neutras aleatórias e fractais que diferem em termos de intensidade de fragmentação. Fonte: traduzido de With e King (1999). .....	17
Figura 5. Exemplo de estruturação hierárquica para projetos de planejamento de ampla escala. Fonte: traduzido de Hobbs (1998) apud Pulliam e Johnson (2002). ..	19
Figura 6. Modelo conceitual para os efeitos do uso da terra sobre a função dos ecossistemas no âmbito de áreas protegidas. Fonte: traduzido de Hansen e DeFries (2007). .....	25
Figura 7. Exemplos de distribuições de atributos para modelar regimes de incidência de fogo nas paisagens. Fonte: Baker (1992). .....	26
Figura 8. Princípios geométricos sugeridos derivados da Teoria da Biogeografia de Ilhas para o formato de áreas protegidas. Fonte: traduzido de Primack (1993). .....	29
Figura 9. Modelos de zona tampão de área padrão (a) e área similar (b) proposto para o entorno da Reserva de Calakmul, México. Fonte: Mas (2005). .....	35
Figura 10. Proposta conceitual de zoneamento para Reservas da Biosfera. Fonte: Chape <i>et al.</i> (2008). .....	39

Figura 11. Métricas baseadas em fragmentos para paisagens neutras fractais e aleatórias. Fonte: With e King (1999). .....	41
Figura 12. Localização das unidades de conservação estudadas no estado do Rio de Janeiro, Região Sudeste, Brasil. ....	47
Figura 13. Cobertura de cenas do satélite Landsat 5 e 8 e folhas da articulação do ortofotomosaico.....	48
Figura 14. Dinâmica espaço-temporal dos fragmentos florestais de Mata Atlântica remanescente no entorno (10km) da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba (EEEG).....	56
Figura 15. Dinâmica espaço-temporal dos fragmentos florestais de Mata Atlântica remanescente no entorno (10km) do Parque Estadual do Desengano (PED). ....	57
Figura 16. Dinâmica espaço-temporal dos fragmentos florestais de Mata Atlântica remanescente no entorno (10km) do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PNRJ). ....	58
Figura 17. Dinâmica espaço-temporal dos fragmentos florestais de Mata Atlântica remanescente no entorno (10km) da Reserva Biológica União (RBU). ....	59
Figura 18. Dinâmica espaço-temporal dos fragmentos florestais de Mata Atlântica remanescente no entorno (10km) da Reserva Biológica de Poço das Antas (RBPA). ....	60
Figura 19. Distribuição do número médio de fragmentos no entorno das UCs por classes de tamanho. ....	62
Figura 20. Proporção média de florestas, mudança líquida do número de fragmentos e da área florestal (NET %), e mudança na proporção da cobertura florestal (NET*%) no entorno das unidades de conservação entre 1987 a 2014. ....	65

Figura 21. Dinâmica temporal do número de fragmentos e da proporção de cobertura florestal de Mata Atlântica no entorno das unidades de conservação.....	67
Figura 22. Aspectos da regeneração da vegetação na paisagem do Parque Estadual do Desengano (PED). .....	68
Figura 23. Diagramas Box Plot da variabilidade da área dos fragmentos de Mata Atlântica.....	70
Figura 24. Dinâmica temporal da densidade de bordas (ED) e do total de bordas (TE) dos fragmentos florestais de Mata Atlântica no entorno das unidades de conservação.....	71
Figura 25. Diagramas Box Plot do total de bordas (TE) dos fragmentos de Mata Atlântica.....	74
Figura 26. Dinâmica temporal do índice de forma média (MSI) e dimensão fractal (FD) dos fragmentos no entorno das unidades de conservação.....	75
Figura 27. Diagramas Box Plot do índice de forma média (MSI) dos fragmentos de Mata Atlântica.....	77
Figura 28. Ocorrência mensal de focos de calor no interior e entorno das unidades de conservação estudadas entre 1998 e 2014.....	80
Figura 29. Incidência de focos de calor nas paisagens de interior e entorno das unidades de conservação entre 1998 e 2014. ....	81
Figura 30. Análise anual do número de focos de calor nas paisagens de interior e entorno das unidades de conservação.....	82
Figura 31. Diagrama Box Plot do número total de focos de calor anual em cada Unidade de Conservação entre 1998 e 2014. ....	83

Figura 32. Mapa com estimativas de densidade de Kernel espacializadas para o número de focos de calor no interior e entorno das unidades de conservação entre 1998 e 2014. ....	84
Figura 33. Aspectos de queimadas pontuais e incêndios florestais de grandes proporções ocorridos no interior e entorno das UCs estudadas.....	86
Figura 34. Infraestruturas para administração, alojamento e pesquisa na sede da Reserva Biológica União (RBU). ....	98
Figura 35. Pastoreio do gado no interior do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PNRJ) e disseminação de espécies exóticas.....	105

## LISTA DE EQUAÇÕES

1. Área total da paisagem de entorno (km <sup>2</sup> ) .....	50
2. Número de fragmentos (>1) .....	50
3. Área do fragmento em hectares (ha).....	50
4. Proporção de áreas florestais (%) .....	51
5. Perímetro (m) .....	51
6. Total de bordas (m) .....	51
8. Dimensão fractal ( $1 \leq FD \leq 2$ ) .....	51
9. Índice de Forma Média (>1) .....	51
10. Tamanho médio do fragmento (ha) .....	52
11 Área núcleo (ha).....	52
12. Número de áreas núcleo (>1).....	52
13 Índice de áreas núcleo (%).....	52
14. Mudança líquida da área de cobertura florestal .....	53
15. Mudança líquida da proporção de cobertura florestal .....	53
16. Mudança líquida do número de fragmentos .....	53



## LISTA DE SIGLAS

- AMLD – Associação Mico-Leão-Dourado
- ASL – Assentamento Sebastião Lan
- AVHRR – *Advanced Very High Resolution Radiometer*
- AZB – Assentamento Zumbi dos Palmares
- BC – Biologia da Conservação
- CAR – Cadastro Ambiental Rural
- CMAP – Comissão Mundial de Áreas Protegidas
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
- DF – Dimensão Fractal
- EB – Efeito de Borda
- EEEG – Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba
- EP – Ecologia da Paisagem
- ESEC – Estação Ecológica
- e-SIC – Sistema Eletrônico do Serviço de Informação ao Cidadão
- FUNBIO – Fundo Brasileiro para Biodiversidade
- GF – Geometria de Fractais
- GA – *Gap analysis*
- GPS – Sistema de Posicionamento Global
- IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
- ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
- IFRI – *International Forestry Resources and Institutions*
- INEA – Instituto Estadual do Ambiente
- INCRA – Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária
- INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
- MAB – Programa do Homem e da Biosfera
- MMA – Ministério do Meio Ambiente
- MODIS – *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*
- NOAA - *National Oceanic and Atmospheric Administration*
- ONG – Organização Não Governamental
- PAs – *Protected Areas*
- PAR - Radiação Fotossinteticamente Ativa
- PARNA – Parque Nacional

PE – Parque Estadual  
PED – Parque Estadual do Desengano  
PELD – Pesquisas Ecológicas de Longa Duração  
PNRJ – Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba  
QCA – *Quantitative Comparative analysis*  
RAPPAM – Análise Rápida e Priorização do Manejo de Áreas Protegidas  
RB – Reserva da Biosfera  
RBMA – Reserva da Biosfera da Mata Atlântica  
RBPA – Reserva Biológica de Poço das Antas  
RBU – Reserva Biológica União  
REBIO – Reserva Biológica  
RPPN – Reserva Particular do Patrimônio Natural  
SESMA – Setor de Estudos Sobre Sociedade e Ambiente  
SISBIO – Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade  
SLOSS – *Single large or Several Small*  
SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação  
TBI – Teoria de Biogeografia de Ilhas  
TF – Teoria da Geometria de Fractais  
TH – Teoria Hierárquica  
TNC – *The Nature Conservancy*  
TNU – Teoria Neutra Unificada  
TP – Teoria da Percolação  
UCs – Unidades de conservação  
UENF – Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro  
UFF – Universidade Federal Fluminense  
WWF – *World Wide Fund for Nature*  
ZEE – Zoneamento Ecológico Econômico

## RESUMO

### **Análise da efetividade de unidades de conservação para proteção de ecossistemas localizados em paisagens fragmentadas e sob intensa pressão antrópica no bioma da Mata Atlântica.**

A criação de unidades de conservação é uma das ferramentas utilizadas para a conservação da diversidade biológica e dos serviços ecossistêmicos. Entretanto, a predominância de paisagens fragmentadas e a recorrência de espalhamento de distúrbios do entorno para o interior das UCs apontam para limitações do uso desta ferramenta. O presente estudo objetivou investigar a estrutura espacial e temporal da cobertura florestal e limitações no gerenciamento em cinco UCs de proteção integral dentro do território fluminense. Uma revisão teórica sobre ciência da conservação e processos de impacto nos ecossistemas protegidos foi realizada. Posteriormente, métricas da ecologia da paisagem da cobertura florestal (1987 a 2014) e do número de focos de calor (1998 a 2014) no interior e entorno das UCs foram analisadas para identificar padrões referentes às áreas, bordas, formas e núcleos dos fragmentos florestais e prever a dinâmica espacial e temporal de eventos de distúrbios ao longo da paisagem. Aspectos relacionados às limitações enfrentadas no manejo da conservação foram analisados com base em dados sobre situação fundiária, infraestruturas disponíveis, atividades antrópicas predominantes, ocorrência e controle de espécies exóticas, formatação e isolamento, planos de manejo, e a situação institucional das UCs. Os resultados obtidos mostram que nas paisagens de entorno os fragmentos pequenos são predominantes. Além disso, uma diminuição temporal linear do número de fragmentos foi observada para a vizinhança de determinadas UCs, o que indica a prevalência do processo de fragmentação. Esta investigação também mostrou que a recorrência do fogo e o uso da terra afetam diretamente os ecossistemas de interior e entorno. Apesar do reconhecimento pelos gestores dos principais problemas enfrentados, o gerenciamento das UCs ainda carece de maior aporte de recursos e uso de abordagens analíticas emergentes no processo de decisão, de modo a contribuir com o incremento da efetividade na manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos.

**Palavras-chave:** Mata Atlântica; Unidades de Conservação; Ecologia da Paisagem; Fragmentos; Incêndios; Ecossistemas.

## ABSTRACT

**Analysis of the effectiveness of conservation units for the protection of ecosystems located in fragmented landscapes under intense anthropogenic pressure in the Atlantic Forest biome.**

The creation of conservation units is one of the tools used for biological diversity and ecosystems services conservation. However, the existence of highly fragmented landscapes challenges the effectiveness of protected areas. In the state of Rio de Janeiro, the structure of the landscape and the recurrence of disturbances to the interior of PAs indicate the existence limitations for effective use of this tool. This study was aimed at estimating the ecological and managerial limitations faced in five strictly protected conservation units in the Rio de Janeiro state territory. A theoretical review of the main theories related to conservation and the impact of processes in protected ecosystems was conducted. In addition, metrics of landscape ecology were used to assess the vegetation cover and the occurrence of hot spots in and around the protected areas between 1987 and 2014 and between 1988 and 2014. The goal of this assessment was to identify possible spatial structural patterns related to area border shape and core fragments under preservation, and to predict the temporal spreading of fire events across the landscape. Aspects related to the limitations faced in the management of conservation were also analyzed based on data on land tenure, available infrastructure, predominant human activities, occurrence of exotic species, design situation and isolation, management plans, and the institutional situation of the PAs. The results of this study show that in the surrounding landscapes of PAs, small fragments are predominant. Furthermore, a significant decrease in the number temporal linear fragments has been observed for most studied Conservation Units (CUs), a fact that indicates the occurrence of a strong fragmentation process. This research also showed that the recurrence of fires and land use directly affect interior ecosystems and environment. Finally, despite the recognition by the managers of the main problems facing the management of CUs, this study also identified a persistence of a weak capability to increase the effectiveness of the conservation units to maintain high levels of biodiversity and ecosystem services.

**Keywords:** Atlantic Forest; Conservation units; Landscape ecology; Forest fragments; Fires; Ecosystems

## 1. INTRODUÇÃO GERAL

O desenvolvimento econômico do Brasil foi marcado desde o período de colonização europeia pelo extrativismo dos recursos naturais e pela ocupação desordenada das terras (Dean, 1996; Morellato e Haddad, 2000; Pádua, 2004). Uma devastação, no entanto, ocorrida principalmente a partir da década de 1920 com os impulsos da indústria madeireira devido à difusão de equipamentos e modernização de meios de transporte na época do Brasil contemporâneo (Cabral e Cesco, 2008). Em que pese as transformações ocorridas na economia brasileira, práticas que implicam na remoção da cobertura vegetal permanecem para garantir a expansão da agricultura, o avanço da malha urbana e a difusão dos empreendimentos industriais (Baptista, 2009). No tocante ao bioma da Mata Atlântica, cuja cobertura original total já está reduzida no presente a menos de 9 %, as taxas de desflorestamento persistem num processo que afeta tanto as áreas florestais remanescentes quanto aos demais ecossistemas a elas associados (Hirota, 2005; SOS Mata Atlântica e INPE, 2014; Haddad *et al.*, 2015).

Em um esforço para responder às alterações ambientais recorrentes nos biomas terrestres e marinhos, como é o caso explícito da Mata Atlântica, diferentes medidas de planejamento da conservação têm sido desenvolvidas ao longo do tempo. Nesse sentido, o estabelecimento de áreas protegidas constitui uma das ferramentas principais que têm sido empregadas em escala mundial para reduzir os impactos continuados dos agentes antrópicos sobre os ambientes naturais (Chape *et al.*, 2005; Monzón *et al.*, 2011). Apesar das inúmeras potencialidades desta ferramenta para promover a mitigação da degradação ambiental, as alterações continuadas na cobertura e estrutura dos habitats remanescentes no entorno e no interior de Unidades de Conservação (UCs) ameaçam ecossistemas inteiros devido aos usos predominantes da terra (DeFries *et al.*, 2005; Hansen e DeFries, 2007).

Os impactos oriundos da remoção ou degradação da cobertura florestal estão refletidos no incremento das taxas anuais de desmatamento, na caça de grandes dispersores de sementes, e carnívoros no interior das UCs (Woodroffe e Ginsberg, 1998; Galetti, 2001). Esta situação ameaça os esforços voltados para a conservação biológica das populações de espécies nativas componentes da biodiversidade remanescente e ameaçada, bem como os serviços ecossistêmicos prestados pelas áreas sob algum grau de preservação.

Um fato que agrava esse cenário é que, apesar da constante evolução das teorias e metodologias relacionadas à manutenção de áreas protegidas, o desafio da atualidade ainda permeia a realização de análises integradas e da aplicação de resultados na formulação de estratégias de conservação ambiental, de maneira a aperfeiçoar as decisões de planejamento ambiental, especialmente quando as mesmas ocorrem em cenários ambiental e socialmente complexos. Nesse sentido, o apoio à decisão por meio das ferramentas metodológicas associadas ao uso das geotecnologias têm aumentado as possibilidades de busca constante por soluções mais efetivas para os esforços em torno da manutenção da biodiversidade em áreas protegidas (Prendergast *et al.*, 1999; Goparaju *et al.*, 2005; Knight *et al.*, 2008; Downs e Horner, 2012).

Além disso, outro nível de análise da efetividade pode ser relacionado à identificação de problemas na escala local de gerenciamento, o que pode contribuir para o aperfeiçoamento dos processos de planejamento, de modo que os principais entraves existentes para o manejo e conservação possam ser reconhecidos e comunicados (Leverington *et al.*, 2010). Esse terceiro nível tem sido aplicado de forma repetida no sistema nacional de unidades de conservação (IBAMA e WWF-Brasil, 2007). Entretanto, apesar do potencial para revelar os principais pontos críticos do gerenciamento ambiental, os resultados obtidos com estas abordagens não possibilitam uma análise mais apurada das características intrínsecas dos problemas enfrentados ao nível local de gestão em cada unidade de conservação analisada.

Diante desse cenário, a presente pesquisa teve como objetivo central realizar a aplicação conjunta de métodos qualitativos e quantitativos de análise para identificar como se dão as mudanças espaciais e temporais decorrentes do processo de fragmentação, bem como identificar as limitações intrínsecas ao processo de gerenciamento das unidades de conservação.

A partir disso, buscar também oferecer contribuição aplicada para os esforços em curso para aperfeiçoar o processo de planejamento, implantação e gestão de unidades de conservação. De forma específica, esta pesquisa foi desenvolvida com o intuito de investigar os fatores que determinam a viabilidade ou não da implantação de unidades de conservação em regiões fragmentadas do ponto de vista da cobertura florestal, de modo a discutir políticas de gerenciamento na escala da paisagem.

Deste modo, o conhecimento adquirido a partir da revisão da literatura foi aplicado para o desenvolvimento de um modelo analítico que possa ser empregado nos esforços que sejam realizados para formular alternativas voltadas para incrementar a efetividade da conservação ambiental. Finalmente, o modelo geral de estudo incorporou estratégias analíticas que podem ser aplicadas diretamente ao diagnóstico dos impactos sobre paisagens já protegidas ou, também naquelas que sejam consideradas como prioritárias para conservação, de modo a obter informações sobre viabilidade e limitações para conservação da biodiversidade.

## **2. ESTRUTURA DA TESE**

A presente tese de doutoramento foi dividida quatro capítulos, sendo dois teóricos, dois experimentais, e em conclusões finais.

A Introdução Geral abarca uma breve discussão sobre o processo de fragmentação da Mata Atlântica e os efeitos nos ecossistemas, ilustrando a situação das ameaças aos ambientes naturais em paisagens de unidades de conservação. Além disso, incorpora abordagens experimentais a serem utilizadas na análise da efetividade da conservação em áreas protegidas e o potencial do uso dos resultados destas para mitigar a degradação ambiental.

O Capítulo 1 apresenta uma discussão geral baseada no surgimento e desenvolvimento das disciplinas da Biologia da Conservação e Ecologia da Paisagem, sob a luz da unificação de diferentes teorias, que quando integradas e utilizadas sob o conceito de múltiplas escalas espaciais e temporais, são importantes preditoras da viabilidade e da manutenção da biodiversidade nos ecossistemas.

O Capítulo 2 remonta uma discussão apoiada no reconhecimento dos efeitos do espalhamento de distúrbios em áreas protegidas, além de um debate a respeito do planejamento do formato das UCs para maximizar a conservação. Contempla ainda uma discussão sobre a análise da efetividade da proteção ambiental, com alusão a conceitos e abordagens que são relacionadas aos modelos neutros de paisagem e de dinâmicas da cobertura vegetal.

No Capítulo 3, um estudo sobre a dinâmica espacial e temporal da cobertura florestal e a ocorrência de focos de calor foi realizado em paisagens de interior e entorno das áreas protegidas. O delineamento e a abordagem de Ecologia da Paisagem foram realizados com base nas teorias da ciência da conservação

estudadas, por meio das quais, inferências sobre os efeitos da qualidade das paisagens e do espalhamento de distúrbios na manutenção da conservação da biodiversidade foram realizadas.

Já no Capítulo 4, um estudo sobre diferentes pontos críticos na escala do gerenciamento do manejo da conservação foi desenvolvido. Com base na visão dos gestores e em aspectos da realidade ambiental das paisagens das UCs, limitações da gestão da conservação e impactos ambientais foram discutidas e algumas estratégias foram traçadas como proposta para incrementar o manejo e reduzir a degradação ambiental.

Finalmente, as questões de pesquisa e os objetivos foram revisitados numa seção com conclusões finais, no sentido de buscar respostas mais refinadas para a atual situação da conservação enfrentada no âmbito das UCs, e reconhecer mais detalhadamente a capacidade das variáveis deste estudo em fornecer um modelo metodológico para ser empregado diretamente no estudo da efetividade da conservação em áreas protegidas.

De modo a orientar a realização da presente pesquisa, uma série de objetivos foi formulada. Esses objetivos foram então usados no sentido de direcionar os esforços teóricos e metodológicos, que permitissem atender o objetivo geral dessa tese de doutoramento, os quais são elencados abaixo:

## **2.1 Objetivo Geral**

- Investigar a dinâmica espacial e temporal da pressão antrópica sobre as unidades de conservação em áreas fragmentadas, e limitações relativas ao processo de gerenciamento para formular estratégias para incrementar a efetividade dos esforços de conservação ambiental.

## **2.2 Objetivos Específicos**

- Analisar a dinâmica espacial e temporal da fragmentação da paisagem no entorno das UCs;
- Avaliar a ocorrência de focos de calor no interior e entorno das UCs;
- Identificar a condição de terreno em que se encontram os ecossistemas naturais que formam as paisagens no entorno das UCs;



- Estudar a gestão das UCs baseado nos recursos e nas ações de controle dos impactos antrópico se no envolvimento institucional de partes interessadas no problema da conservação.

Por outro lado, de forma a orientar o processo de coleta e análise dos dados, as seguintes questões de pesquisa foram formuladas:

- Qual o nível de pressão antrópica sobre as áreas protegidas? A pressão exercida tem aumentado ao longo do tempo?
- Até que ponto a dinâmica da cobertura florestal, o uso da terra e os incêndios determinam padrões de efetividade da conservação das áreas protegidas?
- O atual modelo de implantação e gerenciamento de áreas protegida se o envolvimento institucional promovem condições suficientes para garantir a efetividade de conservação das áreas naturais?
- As áreas protegidas têm sido efetivas no cumprimento dos objetivos a que foram criadas?

## **CAPÍTULO 1.0: TEORIAS DA BIOLOGIA DA CONSERVAÇÃO E ECOLOGIA DA PAISAGEM**

### **1.1 INTRODUÇÃO**

O desenvolvimento das diferentes disciplinas voltadas à conservação da natureza em pesquisa e aplicação tem entre os principais motores o processo de fragmentação que afeta os ecossistemas em escala global (Meffe e Carroll, 1997). Sob o cenário da degradação, e por consideração das largas mudanças ambientais e biogeográficas, a Biologia da Conservação (BC) e a Ecologia da Paisagem (EP) foram consolidadas conforme Saunders *et al.* (1991), por meio da apropriação de teorias oriundas sob um cunho multidisciplinar. O estudo da fragmentação foi sendo realizado a partir de teorias provenientes da Ecologia e de disciplinas relacionadas (Simberloff e Abele, 1982).

ABC como disciplina emergente teve um surgimento marcado por três acontecimentos básicos segundo Hunter e Gibbs (2007). Estes eventos se sucederam a partir da realização da Primeira Conferência Internacional em Conservação Biológica, seguido pela publicação do livro de Michael Soulé e Bruce Wilcox em 1980, e pela criação da Sociedade para Conservação Biológica. Apesar da expansão de uma crise orientada, em função das pressões para solucionar problemas ambientais, a BC foi edificada e consolidada sob um formato multidisciplinar, com a promoção de princípios e de ferramentas para aplicação direta em conservação da biodiversidade (Soulé, 1985).

Uma característica marcante ao desenvolvimento da BC e EP é o importante papel dos debates teóricos e conceituais para expansão científica plena (Hubbell, 2002; O'Neill, 2005). Desde o final da década de 1970, as aplicações conjuntas destas disciplinas foram ampliadas para estudar padrões e processos dinâmicos nas paisagens. Na década de 1980, métodos quantitativos surgiram da necessidade de analisar a heterogeneidade ambiental. Conforme o avanço teórico e computacional, modelos de estimativa de padrões espaciais constituíram recursos metodológicos para avaliar o relacionamento e a interação das paisagens com os processos ecológicos nos ecossistemas (Gardner e Turner, 1991; Cardille e Turner, 2002).

Em paralelo ao desenvolvimento da BC e da EP, problemas de aplicação do conhecimento adquirido em gerenciamento da conservação biológica ocorreram essencialmente pela escassez de informação sobre a biodiversidade. De modo adaptativo, os biólogos da conservação têm compensado essa lacuna com técnicas

e generalizações empíricas, com apoio superficial do conjunto teórico potencial (Doak e Mills, 1994). Um fato comprobatório disto é a alta proporção de estudos científicos nas áreas da BC e EP com uso da pesquisa descritiva (With, 1997).

Outros indicativos de pouco uso de teorias e métodos pelos conservacionistas em 2001, segundo Fazey *et al.* (2005), foram à desconsideração da multidisciplinaridade nas pesquisas, poucos estudos sobre a redução da cobertura vegetal e desuso de múltiplas escalas na concepção de uma Teoria Hierárquica. Além disso, em relação às pesquisas realizadas no Brasil que envolvem temas da BC, Grelle *et al.* (2009) ilustram que apenas cerca de 20% dos artigos científicos produzidos entre 1998 e 2007 contém um viés conceitual e teórico.

Um aspecto marcante é o desenvolvimento desconexo que ocorreu entre a BC e as disciplinas de gerenciamento de recursos naturais. Apesar do formato fragmentado, formas de integração entre estas vertentes contribuíram gradativamente para adaptação conjunta (Kessler e Thomas, 2006). Lindenmayer e Hunter (2010) apresentaram o estado da arte do processo de unificação da BC com a Ecologia, Economia e Ciência Social. Três conceitos norteadores apontam que deve haver consenso do âmbito social entre objetivos e ganhos da conservação. Adicionalmente, a orientação para uma abordagem espaço-temporal e de escalas múltiplas emerge para o desenvolvimento da BC em associação com a EP.

Assim, uma suficiência em longo prazo de programas de conservação pode ser obtida com a integração de teorias e técnicas, aplicáveis num estado da arte da ciência da conservação desenvolvido concomitantemente ao processo integrativo entre a BC e EP por meio das disciplinas relacionadas (With, 1997; Hubbell, 2002; Gutzwiller, 2002). Portanto, para o incremento da efetividade na conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas, será necessário que estas mesmas teorias e estratégias metodológicas continuem a serem discutidas para o processo pleno de desenvolvimento (Doak e Mills, 1994).

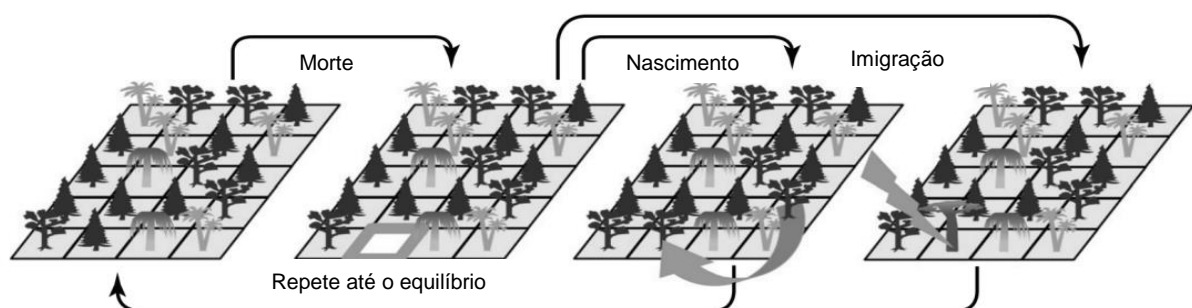
Nesse sentido, a presente revisão teórica teve como objetivo analisar diferentes teorias e a aplicação nos estudos relacionados à conservação da natureza através do gerenciamento ambiental por meio das disciplinas da BC e EP. Dentre estas teorias em discussão nesta revisão, estão inclusas a teoria da percolação, teoria de biogeografia de ilhas, teoria dos limites ecológicos (efeito de borda), teoria da geometria de fractais e teoria hierárquica.

## 1.2 DIFERENTES TEORIAS DA BIOLOGIA DA CONSERVAÇÃO E ECOLOGIA DA PAISAGEM

### 1.2.1 Teoria da Percolação e sua Aplicação nos Estudos sobre a Ecologia de Paisagens

A Teoria da Percolação (TP) foi inicialmente desenvolvida na década de 1940 para avaliação de processos moleculares, e foi posteriormente empregada nos estudos relacionados à Física, sendo inicialmente proposta por Broadbent e Hammersley (1957) para investigar a propagação de fluidos em meios desordenados (Li, 2001). No final da década de 1980, os pressupostos desta teoria, juntamente com a abordagem desenvolvida por Caswell em 1976, sobre modelos neutros e teorias de ecologia de comunidades, foram usados por Robert H. Gardner e colaboradores para elaboração de uma abordagem de aplicação em Ecologia da Paisagem (Gardner, 2011). Assim, estudos primários foram desenvolvidos com uso de modelos neutros de foco nas respostas ao nível de populações em escalas espaciais com extensão ampliada (Gardner e Urban, 2007).

A Figura 1 contempla um exemplo de modelo neutro clássico. Conforme Rosindell *et al.* (2011), a ilustração representa uma comunidade vegetal que contém  $J$  indivíduos que são substituídos aleatoriamente a cada etapa de tempo, onde a probabilidade de imigração é considerada similar para ambas as espécies de uma comunidade.



**Figura 1. Ilustração de um modelo neutro clássico.** Fonte: traduzido de Rosindell *et al.* (2011).

Segundo Farina (2006), um pressuposto da TP é a consideração de uma determinada unidade de paisagem (*clusters*) como função probabilística de  $p$ . Farina afirma que o comportamento destes clusters varia entorno do limiar crítico estabelecido ( $p_c = 0,5928$ ). Este limiar regula a extensão de agrupamentos em toda

paisagem para manter fluxo genético, constituindo uma variável preditora da conectividade funcional dos habitats para diferentes níveis de hierarquias ecológicas (Delcourt e Delcourt, 2004; Burel e Baudry, 2004).

Um problema do uso de um limiar de percolação (59%) é que este pode não coincidir com outros limiares ecológicos desconhecidos. Dentro da TP, o conceito de conectividade funcional pode ser reconhecido como sendo o fluxo contínuo pela extensão de habitats disponíveis, já o conceito de conectividade estrutural, é marcado pela existência de rotas permeáveis entre as camadas de habitats distribuídas espacialmente (With, 2002), como é o caso das rotas formadas pelos corredores ecológicos naturais ou que foram estabelecidos por meio de recuperação ambiental. Outro viés relacionado aos processos de percolação condiz com a existência das faixas de transição entre diferentes comunidades ou ecossistemas que são denominadas de ecótonos (Li, 2001), as quais ocorrem em escalas distintas de heterogeneidade ambiental e podem ter papel fundamental na conectividade funcional e na contenção de conjuntos de biodiversidade diferenciados.

O'Neill (2005) aponta que a aplicabilidade da TP no âmbito de paisagens constituiu um desenvolvimento teórico e empírico, o que amplificou as finalidades práticas. Uma revisão que foi realizada por Metzger (1999) revelou a carência de pesquisas que incorporam dados obtidos *in situ* para estudos com uso da TP. Portanto, uma ênfase é dada aos modelos neutros por meio de simulações por computador para explorar a conectividade em paisagens mais amplas (Williams & Snyder, 2005). Entretanto, apesar das potencialidades da TP apresentadas, segundo With (2002), as aplicações diretas desta teoria no gerenciamento ambiental ainda vinham sendo pouco exploradas.

Recentemente, Barry (2014) propõe um novo limiar planetário com base na TP, por meio do qual estipula através de diferentes escalas que o limite de 60% dos ecossistemas terrestres deva permanecer protegido, de modo que processos biogeoquímicos fundamentais que sustentam a biosfera possam ser mantidos. Assim, os limiares que vem sendo estipulados constituem de fato as contribuições principais da TP para orientar o gerenciamento ambiental para conservação da diversidade biológica e que tem aplicação no âmbito das áreas protegidas.

### **1.2.2 Teoria da Biogeografia de Ilhas e a Importância da Abundância e do Isolamento dos Habitats na Dinâmica de Paisagens**

Um aspecto significativo relacionado aos estudos científicos voltados à conservação da natureza e ao gerenciamento de recursos naturais é o processo de apropriação, integração e desenvolvimento de diferentes teorias. Como exemplo desta forma de integração parcial, a Teoria de Biogeografia de Ilhas (TBI) pode ser considerada como um marco para o desenvolvimento da BC e da EP (Lomolino, 2000; Steiner, 2002). A TBI incorpora conceitos e fundamentos de outra disciplina emergente, a Biogeografia.

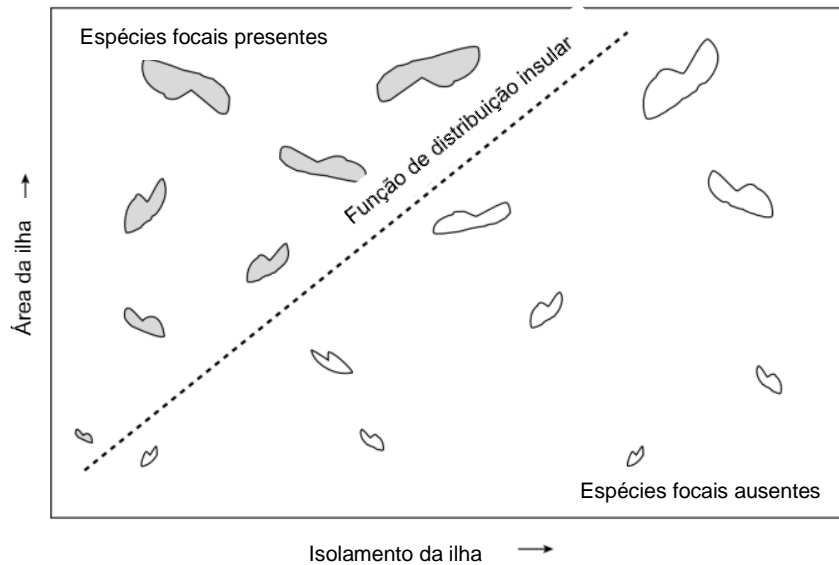
As bases teóricas da Biogeografia foram lançadas a partir do século XVIII com os trabalhos de exploração e catalogação da biodiversidade, os quais foram iniciados pelo cientista e naturalista Alexandre Von Humboldt. Concomitante ao surgimento da Biogeografia, contribuições científicas significativas incluíram o avanço nos sistemas de enquadramento dos ecossistemas em regiões biogeográficas e províncias fitogeográficas, associado às definições de regiões climáticas em escala global. No final da década de 1940, a Biogeografia era dominada por abordagens descritivas e taxonômicas, sendo um tempo propício para incorporar teoria da Matemática no conceitual ecológico segundo Powledge (2003). Na atualidade, a Biogeografia tem como pauta a possibilidade de evidenciar uma grande diversidade de padrões em amplas ou médias escalas, o que envolve geralmente os desdobramentos dos efeitos das condições ambientais sobre as distribuições e as respostas das espécies (Channell, 2000; Lomolino, 2000).

A TBI foi consolidada em 1967 principalmente pelo trabalho de Robert H. MacArthur e Edward O. Wilson. Um conceito de base da TBI é o pressuposto sobre as correlações existentes entre a abundância de espécies e a área geométrica e isolamento de ilhas. Adicionalmente, a “Teoria do Equilíbrio” surgiu a partir da consideração de um balanço entre imigração e extinção. Embora amplamente reconhecida, a TBI foi alvo de intensos debates científicos em torno de sua validade, debates iniciados, por exemplo, por Simberloff e Abele (1976) e Gilbert (1980). Tais autores apontaram inicialmente uma concepção prematura desta teoria em relação às aplicações práticas devido à possibilidade de incoerência do fato de as áreas de refúgio sempre consistirem nas maiores áreas possíveis perante uma variedade de condições biológicas existentes, e pelo pouco suporte científico para afirmar sobre a Teoria de Equilíbrio na Biogeografia de Ilhas.

Com os avanços na compreensão da complexidade da natureza e ampliação de estudos ecológicos para um amplo conjunto de escalas, a utilidade da TBI para uma Ecologia moderna tem sido ainda debatida, e emerge para um novo paradigma adaptativo. Nesse sentido, três limitações práticas para aplicação da TBI são apontadas por Lomolino (2000). Primeiro o fato de que diferente da pressuposição de equilíbrio da TBI, os sistemas podem estar raramente em equilíbrio, influenciados também pelos efeitos ambientais causados pelas ações antrópicas que são pouco conhecidos. Outras deficiências da TBI incluem a desconsideração do papel dos filtros ambientais na interferência a imigração e nas interações interespecíficas, já que o pressuposto da de neutralidade na TBI prevê as espécies como equivalentes e independentes. Em respostas a estas deficiências, novos estudos são realizados, como exemplo os de Chen *et al.* (2011), que desenvolveram um modelo para incorporar o processo da especiação não embutido a TBI inicial.

Por outro lado, uma revisão sobre trabalhos que analisam descritores da biodiversidade com base na TBI é apresentada por Akatov (2012). Segundo o autor, os resultados de múltiplos estudos realizados corroboram com a pressuposição de equilíbrio, o que contraria aos questionamentos do raro equilíbrio dos sistemas que foram apresentados por Lomolino (2000). Em paralelo, uma abordagem que integra um modelo que incorpora a Teoria Neutra Unificada (TNU) e a TBI revela fortes semelhanças da TNU com as principais pressuposições da TBI, as quais não devem ser então negligenciadas, como é o caso da importância da abundância de espécies como indicadores das taxas de imigração e extinção (Rosindell e Harmon, 2013).

De forma adicional, Dobson (1996) coloca que a riqueza de espécies aumenta não somente devido ao aumento do tamanho das ilhas, mas também como uma função do incremento de diversidade de ambientes formados entre os habitats. Esta conclusão evidencia a importância conceitual da heterogeneidade espacial empregada na TBI. Nesse caso, a ocorrência de espécies focais em uma paisagem fragmentada é mais propensa onde haja maior possibilidade de imigração e colonização dado o condicionamento da estrutura espacial dos habitats remanescentes (Figura 2).



**Figura 2. Função de distribuição insular (linha tracejada) que pode servir como nível fundamental de uma abordagem integrada e hierarquizada para a Teoria da Biogeografia de Ilhas.** Fonte: traduzido de Losos e Ricklefs (2010).

Apesar das críticas dirigidas à TBI e de acordo com Powledge (2003), a consistência teórica e aplicativa pode ser comprovada mesmo com as modificações continuadas para acompanhar o desenvolvimento científico em plena transformação. Logo em seguida a iniciação da TBI, os conceitos oriundos dos pressupostos permitiram formalizar orientações básicas essenciais e iniciar uma abordagem consistente para a formatação de áreas protegidas (Diamond, 1975). Um avanço paulatino no entendimento de processos que acarretam em extinção também foi construído, e por tudo isto, a TBI deve ser considerada uma importante teoria em um ciclo científico continuado (Lomolino, 2000). Assim, a TBI constitui um profundo impacto sobre o desenvolvimento da BC e da EP até os dias atuais.

### **1.2.3 Teoria dos Limites Ecológicos (Efeito de Borda) e a Questão da Vulnerabilidade Frente a Distúrbios Causados por Agentes Antrópicos**

Aldo Leopold, o fundador do modelo de gerenciamento da vida selvagem nos EUA, utilizou pela primeira vez em 1933 o termo “*edge effect*”. A partir deste limite ecológico reconhecido Leopold propunha que muitas espécies se adaptam aos ambientes de bordas, enquanto outras oportunistas podem colonizar as florestas a partir dos ambientes cultivados vizinhos. O Efeito de Borda (EB) atua diretamente sobre o meio e a regeneração de vegetação, quando ocorre estabelecimento de biodiversidade generalista. Além disso, processos físicos, biológicos e



ecofisiológicos sofrem interferência, como é o caso da evapotranspiração e dos fluxos de nutrientes e de energia (Laurance, 1997; Kapos *et al.*, 1997).

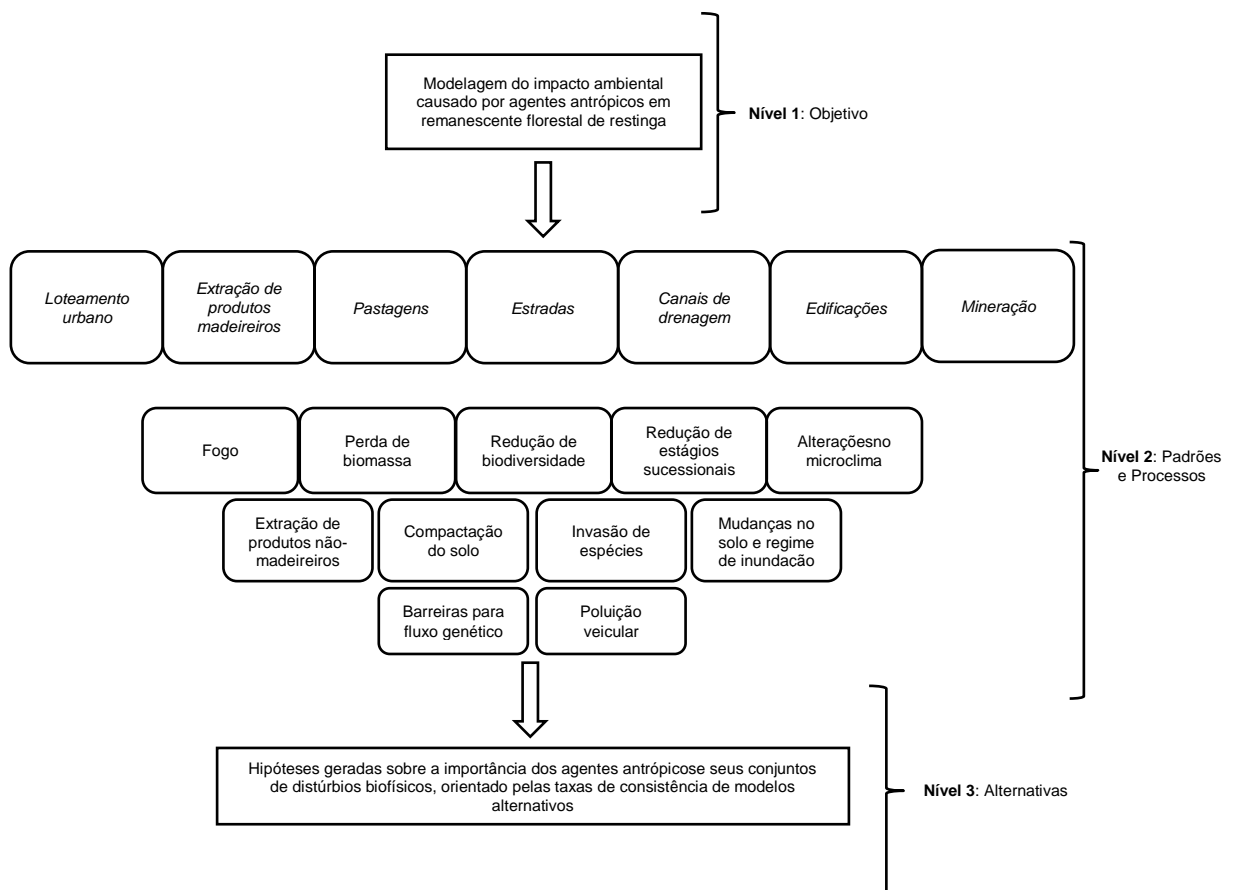
Dentre os principais agentes envolvidos na expansão das bordas nos trópicos estão o desmatamento e a incidência de incêndios florestais (Cochrane e Laurance, 2002). Este processo pode ser intensificado onde predomina um desmatamento inicial de exploração seletiva de madeira com conseqüente uso de fogo (Matricardi *et al.*, 2013). Segundo Broadbent *et al.* (2008), na Amazônia brasileira, a expansão das bordas florestais ocorre em largas escalas e amplifica a vulnerabilidade e a extensão dos distúrbios causados pelos demais agentes antrópicos. Por outro lado, no bioma da Mata Atlântica, a prevalência de fragmentos com áreas extremamente reduzidas faz com que praticamente não exista mais área viável após dois mil metros de distância das bordas, posição aonde a maior proporção de cobertura florestal na Amazônia é encontrada (Haddad *et al.*, 2015).

Um viés do EB é o conceito sobre a idade de criação da borda, a qual pode resultar em distintos tipos de bordas que devem ser analisadas com a seleção e uso de métodos adequados para obter um entendimento mais detalhado. Em paralelo, tipos de EB reversos ocorrem devido à matriz circundante que pode reduzir o tamanho funcional de um determinado fragmento florestal, e contribuir com a colonização de espécies oportunistas (Lindenmayer e Brugman, 2005). As bordas florestais podem ainda ser caracterizadas como inerentes ou induzidas, ou mesmo de contínuas ou abruptas (Voller, 1998). Outra forma de enquadramento descrita em Kremsater e Bunnell (1999) sugere uma divisão entre bordas naturais, permanentes, de sucessão natural a distúrbios, e de sucessão a influência antrópica. Com tais informações é possível concluir que em uma determinada paisagem poderia existir um variado conjunto de diferentes tipos de bordas ou não. Um processo de divisão e classificação dos tipos de EB que necessita dos resultados dos estudos com aferição de variáveis abióticas e bióticas no âmbito de paisagens.

Uma medida básica que pode ser associada a outras inferências é à distância de penetração do EB no interior florestal (Murcia, 1995). A análise das distâncias de penetração do EB tem sido dificultada pelas fontes de variabilidade dos fatores biofísicos como a temperatura e a umidade que podem ser de difícil controle experimental (Voller, 1998). Os microclimas florestais podem ser mensurados com medidas físicas como é o caso do déficit de pressão de vapor, da radiação fotossinteticamente ativa (PAR) e do fluxo de calor no solo (Pezzopane *et al.*,

2010). Conforme Turton e Freiburger (1997) uma variação da espessura da folhagem ocorre nos estratos verticais da floresta devido ao EB. Isto indica que a cobertura do dossel representa mais uma variável para quantificar os EB, pois reflete a integridade física e nutricional de um ambiente florestal e pode estar correlacionada com outras variáveis abióticas e bióticas.

Outra forma de modelar o EB pode ser realizada com o uso da variável distância espacial linear. Nesse caso, é considerado, por exemplo, que o EB causado por cada agente antrópico sobre um ambiente florestal remanescente pode alcançar profundidades variáveis. Um exemplo de estrutura hierárquica ilustrada na Figura 3 permite estabelecer um processo analítico para prever o EB, com base na inserção espacial de fragmentos florestais sem meio à uma dada matriz antrópica de diferentes agentes motores de degradação ambiental.



**Figura 3. Exemplo de estruturação hierárquica empregada na modelagem da vulnerabilidade florestal frente ao efeito de borda causado por agentes antrópicos.** Fonte: do autor (2015).

Em um dado momento da evolução do conhecimento científico em torno do EB, um reconhecimento inicial do incremento de espécies que ocorre nas bordas

florestais resultou na decisão da elaboração de planos para criação de bordas. Entretanto, o erro da criação de bordas foi reconhecido posteriormente devido aos malefícios causados para conservação de populações de espécies especialistas que sobrevivem no interior do corpo florestal (Voller, 1998). Esses estudos ao nível da ecologia de comunidades podem envolver o reconhecimento de respostas das espécies perante o processo de criação de bordas (Krebs, 2008). Nesse sentido, por meio de medidas de área basal e de riqueza de espécies da vegetação é possível conceber modelos para prever o condicionamento das bordas. López-Barrera *et al.* (2007) denotam que o EB antrópico cause significativa alteração na regeneração florestal em escalas espaciais e temporais de extensões reduzidas. Isto ocorre nas porções de bordas que são afetadas pela invasão e a colonização de espécies e pelas alterações no microclima. Assim, os processos moduladores do EB podem ser correlacionados conforme a orientação da borda, tempo de criação e com as respostas específicas das espécies, fatores estes que interferem na contenção de fluxos bióticos e abióticos.

Cabe ressaltar a aplicação dos pressupostos do EB como ferramentas teóricas para apoiar o planejamento do formato de áreas protegidas (Laurance, 1991). Para pequenas populações isoladas de grandes carnívoros, Woodroffe e Ginsberg (1998) estimam que as bordas das áreas protegidas sejam locais de maior risco ao declínio destas populações de animais, pelo contato e/ou morte intencional ou acidental causada por indivíduos das comunidades humana sem contato direto com as fronteiras das áreas protegidas, o que arremete também uma preocupação com os fragmentos florestais de área reduzida, devido a maior contenção de faixas de bordas quando comparado aos ambientes de interior.

Um aspecto importante na predição dos impactos sobre os ambientes florestais se refere à existência de uma área núcleo no interior dos fragmentos que, teoricamente, permanece sem influência do EB. Estas considerações sobre as áreas preservadas no interior também podem ser úteis na predição de um formato ótimo para áreas protegidas (Laurance, 1991). Assim, o conceito de área núcleo pode ser usado na orientação ao manejo e conservação de fragmentos pequenos com núcleos de tamanho reduzido, ou remanescentes maiores com áreas interiores que sustentam populações de espécies raras ou ameaçadas.

No caso das estimativas desta área núcleo, um modelo inicial (*core-area model*) foi desenvolvido por Laurance e Yensen (1991), e um teste de sensibilidade

foi realizado por Didham e Ewers (2012) com base em dados ecológicos realísticos, para prever a sensibilidade do modelo inicial. Por meio de uma função exponencial corrigida para a forma específica dos fragmentos individualmente, o poder de predição estatístico e ecológico do modelo inicial foi incrementado. Nesse sentido, embora haja esse desenvolvimento inferencial, a distância de cem metros ainda é adotada como um padrão geral comum em estudos relacionados ao EB.

#### **1.2.4 Teoria da Geometria de Fractais e o Estudo de Padrões e Processos em Paisagens Fragmentadas**

A Teoria de Fractais (TF) possui um ramo de aplicações diversas incluindo as Ciências Naturais. Esta teoria em Ecologia teve como parte do início de seu desenvolvimento a realização de estudos voltados ao dimensionamento dos recifes de corais (Bradbury e Reichelt, 1983; Bradbury *et al.*, 1984). Segundo Collinge (2009) a análise por meio da geometria de fractais (GF) como processo técnico embutido a TF, vem sendo também utilizada como uma via fundamental para investigar padrões e processos em paisagens fragmentadas. A GF é útil na compreensão da complexidade dimensional que envolve o tamanho, os formatos e perímetros de agrupamentos de habitats numa paisagem. Esse dimensionamento dos habitats tem implicações na persistência das espécies, e também sobre os desdobramentos do processo de conectividade (Burel e Baudry, 2004).

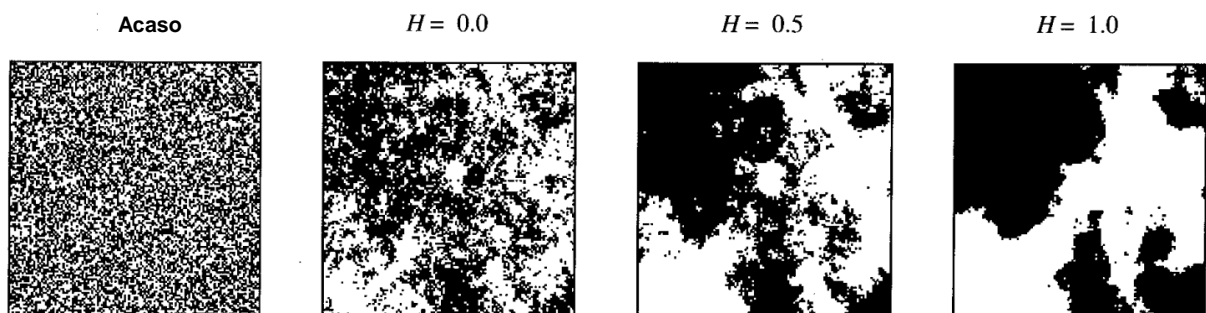
A partir do uso dos métodos de análise da TF, por meio da métrica de dimensão fractal (DF) ou outra métrica como o índice de forma média (MSI), é possível descrever o comportamento de padrões na paisagem, como uma perfeita linearidade, irregularidade ou alta complexidade na formatação dos habitats. A DF muitas vezes tem sido associada como independente da escala, apesar de Leduc *et al.* (1994) apontarem múltiplas fontes de variabilidade da dimensão fractal com a mudança de escala espacial. Por outro lado conforme Imre e Bogaert (2004), com relação à tendência temporal, um decréscimo do índice da dimensão fractal pode representar o desencadeamento dos efeitos antrópicos na paisagem, já que as áreas de ocupação e desenvolvimento humano apresentam uma tendência a formatos mais regulares devido ao seu formato geral de linearidade e homogeneidade pelo controle mais evidente dos usos da terra.

Deste modo, a DF é considerada como uma medida de qualidade dos habitats com alto poder de aferição da heterogeneidade ou homogeneidade de

sistemas, e também pode refletir diferentes padrões de transição entre tipos de vegetação (Palmer, 1988; Alados *et al.*, 2005). Considerando o potencial desta ferramenta de dimensionamento de formatos, Kenkel e Walker (1993) alertam sobre a necessidade de usá-la em conjunto com outras medidas.

Uma simples definição para dinâmica de populações na TF é a quantidade e a configuração espacial dos habitats disponíveis na paisagem. Já o comportamento das populações de espécies pode ser fortemente influenciado pelos parâmetros preditos pela GF (Andersen, 2004). O índice que infere sobre o contágio espacial ( $H$ ) numa paisagem, por exemplo, corresponde a uma medida adicional no propósito do estudo de fractais. A Figura 4 ilustra o efeito da distribuição aleatória fractal de quatro conjuntos de habitats teóricos simulados sobre o contágio espacial, todos com abundância relativa igual a 50%.

Segundo Ritchie (1997), com o emprego dos índices incorporados a TF, uma avaliação dos efeitos de densidade e da configuração da paisagem permite incorporar decisões de escala dentro de modelos ecológicos populacionais. Com isto é possível prever sobre respostas das espécies ao ambiente dinâmico, ou explorar os efeitos das escalas no gerenciamento ambiental e na conservação da biodiversidade. Em adição, diversas revisões teóricas ilustram formas de aplicação de algoritmos como conjuntos de medidas de fractais para condução de estudos ecológicos multitemporais e multiescalares (Milne, 1988; Kenkel e Walker, 1993).



**Figura 4. Exemplos de paisagens neutras aleatórias e fractais que diferem em termos de intensidade de fragmentação.** Fonte: traduzido de With e King (1999).

Complementarmente, Halley *et al.* (2004), discutem os problemas e armadilhas da aplicação metodológica das medidas relacionadas a TF. No início do desenvolvimento da ecologia fractal, Milne (1988) já ilustrara importantes conceitos, com o emprego da Matemática e da Estatística na estimação de processos ecológicos. O autor também relata que no caso do uso prático da TF, a

consideração das relações de escala podem orientar políticas de gerenciamento ambiental.

Por fim, com base nas aplicações da TF, é possível um reconhecimento organizacional das paisagens, já que as heterogeneidades ou a homogeneização podem ser mensuradas a partir de ferramentas que se preceituam pelas bases teóricas. Com estes apontamentos, é possível concluir que a TF possui utilidades práticas para estudo, manejo e conservação ambiental nas paisagens naturais protegidas por unidades de conservação.

### **1.2.5 A Teoria Hierárquica e a Importância da Interação por Múltiplas Escalas**

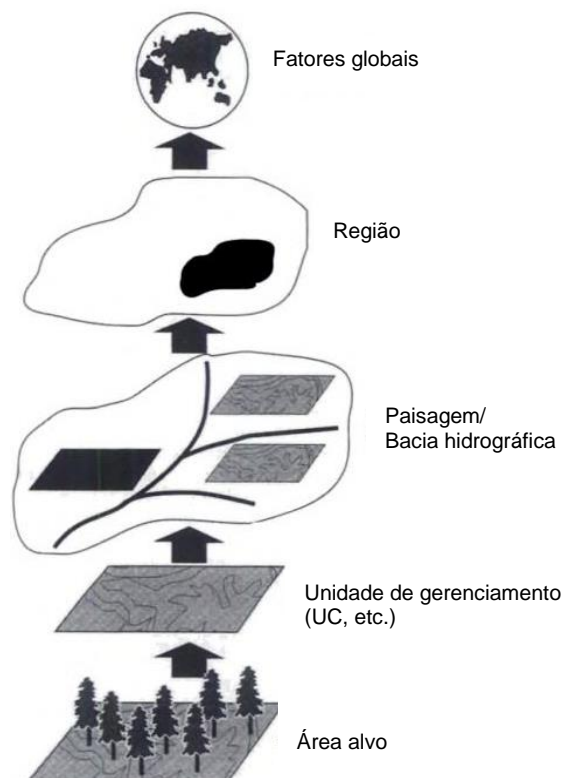
A Teoria Hierárquica (TH) é uma abordagem ecológica que tem tido aproveitamento nos estudos de BC e EP. Porém, a TH surgiu das disciplinas de Economia e Administração e, posteriormente na Física. De acordo com Allen (2009), na Ecologia, o uso da TH está interligado ao conceito de escala com precedência à Teoria de Redes, e postula que os processos naturais são multiescalados (Collinge, 2009). Esta pressuposição permite gerar conjuntos de hierarquias, abrindo caminho para a formulação de hipóteses baseadas na relação de padrões e processos entre escalas.

A partir dos postulados da TH, a escala pode ser medida por dois fatores: nível mais fino de resolução disponível (grão) e a área amostrada (extensão). Por estes conceitos a TH permite examinar a variação nos processos decorrentes das mudanças de escala, fazendo com que sejam possíveis às observações e as extrapolações sobre processos inerentes ao sistema ecológico inteiro (O'Neill e Smith, 2002). Este exame por múltiplas escalas para entendimento da relação entre padrões e processos é suportado pela consideração intrínseca da organização dos sistemas ecológicos em diferentes níveis. Segundo Chen e Saunders (2006) as escalas podem ser usadas em conjuntos para o entendimento de um nível em específico. Dessa forma, princípios da TH e dos postulados organizacionais de níveis discretos são guias para escolha de resolução e extensão adequadas para observação de um dado sistema ecológico (O'Neill e Smith, 2002). Isto auxilia conceitualmente a construção de modelos para prever o funcionamento dos sistemas ecológicos (King 1997).

Lévêque (2003) afirma ainda que a TH é uma abordagem reducionista que visa à identificação e delimitação de conjuntos simples para estudo. A TH facilita a

identificação de processos para entendimento do funcionamento de um ecossistema no nível hierárquico focal selecionado. Dessa forma a aplicação teórico-metodológica da TH necessita conforme Eng (1998), de uma divisão inicial conceitual do mundo real que será modelado. Esta é uma fase crítica da contextualização da TH, principalmente devido ao fato de os fenômenos naturais não serem perfeitamente decompostos.

Segundo Turner *et al.* (2001), na Ecologia da Paisagem três níveis devem ser considerados numa hierarquia definida: o focal principal; um nível acima que proporciona restrição (fronteiras); um nível abaixo que fornece o mecanismo determinador por comportamento e interações. Uma segunda perspectiva de hierarquia, proposta por Urban *et al.* (1987), considera quatro níveis envolvendo a estrutura e a dinâmica vegetal de áreas pontuais (clareiras) em florestas, as posições topográficas onde distúrbios podem ser observados em fragmentos florestais, as bacias hidrográficas, e por último as paisagens de províncias fisiográficas. Num sentido mais prático, Pulliam e Johnson (2002) apresentam que a estruturação de uma hierarquia é condição necessária para um planejamento efetivo de projetos ambientais em escalas amplas ou finas (Figura 5).



**Figura 5. Exemplo de estruturação hierárquica para projetos de planejamento de ampla escala.** Fonte: traduzido de Hobbs (1998) apud Pulliam e Johnson (2002).

Estes autores postulam que a estrutura espacial de uma paisagem é um elemento possível de ser caracterizado como nível individual de organização numa hierarquia pré-determinada. De acordo com a ilustração é possível concluir que uma forma de hierarquia prática para estudar os efeitos das dinâmicas da cobertura e do uso da terra sobre áreas protegidas (nível focal), seria considerar como nível acima, a paisagem da zona de amortecimento (ampla ou fina escala) e, como nível abaixo, a estrutura espacial (padrões) dos fragmentos de habitats remanescentes.

Em relação ao conceito de biodiversidade e seu uso prático para monitoramento das mudanças ambientais, a TH considera ainda a complexidade espaço-temporal da Natureza e os atributos primários definidos em termos composicionais, estruturais e funcionais, que podem ter comportamento integrado. Noss (1997) afirma que para possibilitar o monitoramento da biodiversidade por meio de hipóteses relevantes, a TH incorpora níveis de organização no espaço e no tempo, correspondentes aos atributos da paisagem regional e aos ecossistemas no âmbito das comunidades biológicas às populações das espécies, e finalmente aos seus desenvolvimentos genéticos. A lógica do delineamento do processo de monitoramento da biodiversidade com a TH segue geralmente a abordagem *top down*, pois reconhece de cima para baixo as paisagens. Um desenvolvimento diretamente à TH foi apresentado por Wu e Loucks (1995) e está relacionado a um paradigma em mudança em Ecologia (*hierarchical patch dynamics paradigm*), numa ligação entre a perspectiva de dinâmica de fragmentos e a TH. Assim, o surgimento deste novo paradigma ocorreu em contraposição ao paradigma clássico de equilíbrio em Ecologia, como um caminho para unificação das perspectivas de equilíbrio e não equilíbrio, de maneira a interligar padrões, processos e escalas em ecossistemas.

### **1.3 SÍNTESE DO CAPÍTULO**

Neste capítulo um esforço foi feito para apontar as principais características e potenciais aplicações de cinco teorias da BC e EP, segundo o período de surgimento e desdobramentos ao longo do tempo. Na TP a preservação dos habitats com qualidade funcional foi compreendida como estratégia mais eficiente de gerenciamento quando comparado ao aumento da conectividade estrutural (corredores ecológicos), a considerar áreas críticas de interligação e a heterogeneidade ambiental, por induzirem diferentes respostas das espécies numa paisagem fragmentada. Em relação à TBI uma evolução paulatina foi mostrada e



que, apesar das modificações, a consistência teórica e aplicativa é ainda evidente. No tocante ao EB, o fato de que a identificação de classes de bordas é útil na predição de impactos foi um aspecto enfatizado, e ainda há uma dificuldade para delimitar a distância de penetração dos efeitos de borda, o que pode interferir na predição das áreas núcleo. Já no concernente à TF uma estratégia fundamental para sua aplicação foi mostrada e consiste na delimitação de paisagens homogêneas sob o ponto de vista estatístico para explorar a estrutura espacial e delinear hierarquias. Acerca da TH, a necessidade de redução em níveis de organização discretos foi apontada como estratégia para que seja possível obter um modelo explicativo mais realístico da dinâmica das paisagens. Um aspecto importante que foi incluído na revisão teórica feita neste capítulo é de que há um efetivo desenvolvimento conceitual e teórico e integrativo continuado em torno das diferentes teorias relacionadas às disciplinas de BC e EP, na busca constante por ampliar a explicação acerca de padrões e processos ecológicos nos ecossistemas, que resultam em informações de aplicação direta para o gerenciamento nas escalas de paisagens, e que é particularmente importante em paisagens de áreas protegidas.

## **CAPÍTULO 2.0: ÁREAS PROTEGIDAS E A CONSERVAÇÃO DE ECOSISTEMAS FRAGMENTADOS: IMPACTOS AMBIENTAIS, FORMATO E ANÁLISE DA EFETIVIDADE**

### **2.1 INTRODUÇÃO**

O ordenamento aos usos da terra desenvolvidos pelas comunidades humanas constitui um dos principais fatores que podem influenciar o cumprimento dos objetivos das áreas protegidas. No México, por exemplo, unidades de conservação têm tido baixa ou negativa eficácia em prevenir mudanças de uso e cobertura da terra no entorno (Figueroa e Sánchez-Cordero, 2008). A avaliação das mudanças na cobertura e no uso da terra no entorno de áreas protegidas pode ser utilizada para predição de impactos sobre os ecossistemas (Nacoulma *et al.*, 2011; Piquer-Rodríguez *et al.*, 2012). A partir do reconhecimento das mudanças é possível propor modelos de reordenamento territorial, e zoneamento (Hull *et al.*, 2011), e planejar a provisão de pagamentos por serviços ambientais para resolver conflitos de uso da terra e incentivar a conservação (Cortina-Villar *et al.*, 2012).

Sob um sentido mais amplo, as iniciativas de proposição de áreas para conservação devem estar relacionadas ao desenvolvimento socioeconômico local e regional. Com este propósito, as medidas para reduzir a pobreza no interior e entorno das unidades de conservação podem ser desenvolvidas (Canavire-Bacarreza e Hanauer, 2013). Isto é aplicável diretamente aos casos de incentivo a produção, extração e comercialização de recursos não madeireiros, ou ao desenvolvimento do ecoturismo com a participação das comunidades locais (Naughton-Treves *et al.*, 2005).

Segundo Korman (2003) multidisciplinaridade deveria ser aplicada ao estudo de padrões de paisagem gerados no entorno de Ucas, como isolamento, desenvolvimento urbano-industrial, expansão agrícola e poluição. O fato das análises para criação e gerenciamento de áreas protegidas não utilizarem as ferramentas metodológicas de forma integrada impossibilita que os ecossistemas a serem protegidos passem por uma avaliação integrada das suas particularidades mais fundamentais. Nesse propósito, as ferramentas metodológicas associadas e às tecnologias atuais e as teorias tornam possível à busca constante por melhores soluções aos problemas de formato e conexão de áreas protegidas (Prendergast *et al.*, 1999; Goparaju *et al.*, 2005).

Uma proposta para avaliar a efetividade das áreas protegidas foi cunhada a partir da 7ª Conferência das Partes (CoP7) na Convenção de Diversidade Biológica (CBD) realizada no ano de 2004. Durante esse evento, o grau de cobertura dos diferentes ecossistemas pelas áreas protegidas foi considerado como indicador básico e imediato de eficácia, já que está relacionado à extensão da biodiversidade representada (Chape *et al.*, 2005; Leverington *et al.*, 2010). Um debate importante para a formatação (*design*) de áreas protegidas é designado SLOSS (*single large ou several small*), que se refere a dois modelos mais básicos de configuração de formatos. Este debate em torno da seleção de estratégias de conservação mais eficiente pode ser resolvido com modelos descritores de biodiversidade segundo Tjørve (2010).

Outro obstáculo que marca a dificuldade de investigação da eficácia das áreas protegidas é a ausência de informações sobre distribuição geográfica de espécies e limites ocupados nos ecossistemas numa escala mais refinada (Burley, 1997). Nesse sentido, a carência de bases cartográficas concisas sobre a cobertura vegetal nos espaços antrópicos existentes, também é um fator que tem restringido avanços mais concretos no planejamento da conservação de áreas protegidas. Uma estratégia para a escassez de informação científica consiste no *World Database on Protected Areas* (WDPA), um banco de dados estatístico e analítico criado em 2002, que é uma ferramenta para avaliar o progresso da conservação por meio das áreas protegidas (Chape *et al.*, 2005; Schmitt *et al.*, 2009; Takem *et al.*, 2010; McDonald e Boucher, 2011; Canavire-Bacarreza e Hanauer, 2012).

No Brasil, por meio de iniciativa do *World Wide Fund for Nature* (WWF) e instituições em parceria, um banco de dados designado “Observatório de Unidades de Conservação” foi criado como forma de divulgar informações, documentos, mapas e relatórios resultantes da aplicação de metodologia de Avaliação Rápida e Priorização da Gestão de Unidades de Conservação (RAPPAM). Uma proposta metodológica difundida e aplicada em áreas protegidas de diferentes regiões brasileiras (IBAMA e WWF-Brasil, 2007). Essa técnica pode ter sucesso caso os resultados por um monitoramento contínuo sejam aplicados aos sistemas de planejamento e gestão das áreas protegidas.

De forma geral, o número crescente de unidades de conservação acentua a necessidade de alternativas viáveis para aperfeiçoar a eficácia da conservação. Nesse sentido, a discussão de processos de distúrbios, de formatos metodológicos e

de resultados de aplicação das análises de viabilidade de áreas protegidas é uma estratégia para identificar as medidas ideais para explicar a eficácia das áreas protegidas. Nesse sentido teórico, metodológico e aplicativo, a presente revisão tem como intuito estudar o desenvolvimento de perspectivas metodológicas voltadas para análise, estabelecimento e maximização da eficácia das áreas protegidas na conservação da biodiversidade.

## **2.2 IMPACTOS AMBIENTAIS NAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO**

As queimadas apresentam um efeito direto sobre o declínio da biodiversidade nos habitats remanescentes (Cochrane, 2001). Este processo de distúrbio aparentemente incontrolável tem afetado o interior e o entorno das unidades de conservação. Somado a isso, as faixas de bordas florestais que se associam à paisagem circundante estão sendo ampliadas. Isto tem resultado na redução da resiliência biológica, na perda de serviços ecossistêmicos e do potencial econômico atrelado à utilização de recursos naturais (Cochrane, 2003).

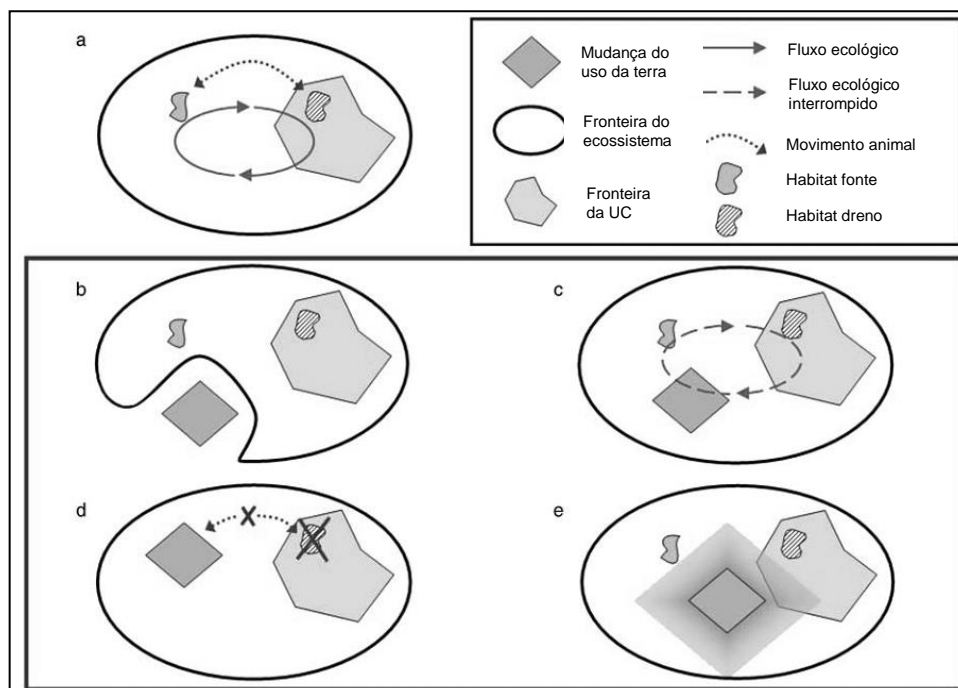
As unidades de conservação de proteção integral podem fornecer ganhos em conservação da biodiversidade e em redução das emissões de CO<sub>2</sub> que são causadas pelas queimadas. Entretanto, conforme apontam Nepstad *et al.* (2006) e Nelson e Chomitz (2011), as unidades de Uso Sustentável ou Terras Indígenas podem ser mais efetivas em ganho ambiental e social, ganhos que ocorrem principalmente quando um suporte direto é fornecido às comunidades locais pelas agências governamentais por meio de cooperação institucional.

Na Mesoamérica, apenas em algumas reservas de proteção integral a entrada das pessoas é controlada de forma eficiente, o que resulta em aumento da probabilidade da incidência do fogo de causa intencional e acidental (Román-Cuesta e Martínez-Vilalta, 2006). Nessa região, o fogo ocorre em maior frequência no interior das áreas protegidas em relação às suas zonas de amortecimento. Por outro lado, em locais onde é característica a predominância de um regime natural de fogo, as áreas protegidas podem favorecer a manutenção deste processo natural estruturante de ecossistemas (Fulé e Covington, 1999). O uso de incêndios controlados tem sido proposto como medida de reintrodução de regimes naturais de fogo em áreas protegidas onde este processo possa ter sido interrompido erroneamente com vistas à conservação da biodiversidade (Pereira *et al.*, 2012). Uma avaliação sobre um incêndio extensivo ocorrido no ano de 1988, no Parque

Nacional de Yellowstone, aborda sobre a necessidade do avanço nos métodos ecológicos para predição de distúrbios gerados pelas queimadas. Segundo Romme *et al.* (2011), esta seria a melhor forma de compreender possíveis regimes naturais de fogo na complexidade espacial e temporal de paisagens, e prever as casualidades e influências da interação entre agentes motores múltiplos.

A partir da criação de um projeto colaborativo no ano de 2002 por instituições internacionais voltadas a conservação da natureza (*Global Fire Partnership*), ações para prevenção dos impactos do fogo sobre a biodiversidade foram propostas. Dentre as ações a serem realizadas por cientistas, era destacada a necessidade de investigar relações entre as queimadas e o uso da terra para uso na tomada de decisão (Hardesty *et al.*, 2005).

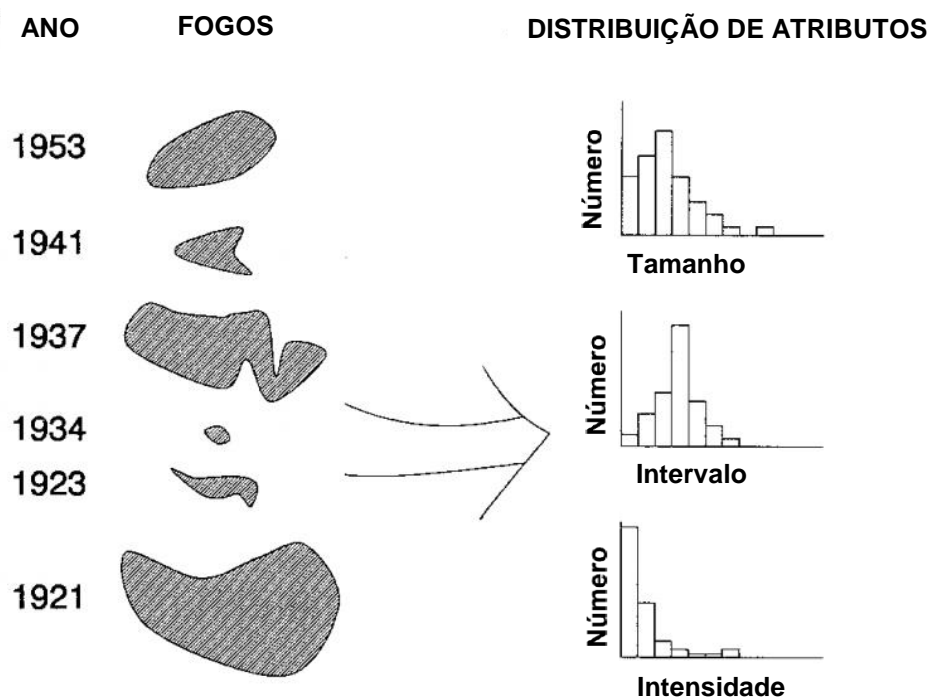
Um modelo conceitual proposto por Hansen e DeFries (2007) aponta que as paisagens circundantes no entorno de áreas protegidas podem fornecer habitats funcionais. Caso haja alteração desses habitats, as funções do ecossistema e da biodiversidade podem ser degradadas no interior das áreas protegidas. Esta concepção deriva para o conceito de gestão de ecossistemas inteiros que permeiam o desafio da seleção das escalas adequadas para implantar áreas protegidas (Figura 6).



**Figura 6. Modelo conceitual para os efeitos do uso da terra sobre a função dos ecossistemas no âmbito de áreas protegidas.** Fonte: traduzido de Hansen e DeFries (2007).

Esta proposta primária que foi acompanhada pelo desenvolvimento teórico, tem hoje destaque nos estudos de paisagem e nas medidas do processo sucessional pós-distúrbios nos ecossistemas (Perry e Enright, 2006). Os resultados obtidos com a modelagem do risco de incêndios são vistos como tendo importância para mitigar impactos negativos do fogo principalmente por meio de prevenção. Os efeitos deletérios deste agente ocasionam ampla homogeneização física nas paisagens, degradação dos solos e da qualidade do ar, assim como a redução da resiliência da biodiversidade remanescente. Deste modo, o emprego de variáveis em modelos de risco de incêndios objetiva um processo de incorporação mais completo da influência exercida pelos agentes antrópicos na geração de queimadas e incêndios (Perry e Enright, 2006; Rodríguez y Silva *et al.*, 2007).

Informações para modelagem de incêndios podem ser extraídas de atributos da paisagem, variáveis socioeconômicas e regionais (Chuvieco *et al.*, 2010). Entretanto, a análise de atributos relacionados com a incidência e espalhamento do distúrbio do fogo são de vital importância para caracterização, diagnóstico e manejo da ocorrência, ou mesmo prevenção pelo desenvolvimento de modelos preditivos (Figura 7).



**Figura 7. Exemplos de distribuições de atributos para modelar regimes de incidência de fogo nas paisagens.** Fonte: Baker (1992).

O problema é que quando os incêndios são iniciados, caso não combatidos, podem causar espalhamento para outros habitats não afetados. As causas mais significativas de incêndios são desencadeadas principalmente nas áreas rurais, seguido das empresas florestais e das causas acidentais. A persistência do uso fogo na agropecuária indica desconhecimento pelos produtores rurais de leis ambientais e de técnicas de manejo dos solos. (Bonfim *et al.*, 2003; Medeiros e Fiedler, 2004). Um estudo realizado no estado do Espírito Santo mostra que existe um déficit operacional de 75% na contenção de equipamentos voltados ao combate do fogo no interior das unidades de conservação (Tebaldi *et al.*, 2012).

Em áreas rurais brasileiras, povoamentos puros formados por Eucaliptos representam os sítios florestais mais afetados por incêndios, em função da disponibilidade de madeira (desrama natural), depósito de serapilheira formando sub-bosque como material combustível (Soares, 1992; Santos *et al.*, 2006; Borges *et al.*, 2011). Outro agravante ao uso deste tipo de monocultivo é a implantação no entorno de corpos hídricos e em terras abandonadas numa interrupção do processo sucessional. Assim, a implantação de monocultivos de eucalipto tem ocorrido em conflito de uso da terra com áreas de preservação permanente (Silva *et al.*, 2010), que podem estar localizadas em zonas de amortecimento de unidades de conservação. No Rio de Janeiro, os eucaliptais constituem 98% das áreas reflorestadas, o que gera um equivalente a dois milhões de metros cúbicos de madeira produzida (Amorim *et al.*, 2012).

Na região Noroeste Fluminense o avanço dos monocultivos poderá afetar novas áreas rurais, numa lógica a inserção de mercados para produção de celulose, papel e comercialização de madeira para múltiplos usos (Pedlowski *et al.*, 2012). O plantio de florestas comerciais no Rio de Janeiro tem sido recomendado pelas agências governamentais através do Zoneamento Ecológico Econômico (ZEE). Nesse caso, a baixa capacidade científica e de decisão dos governos fica evidente na desconsideração do estado de degradação ambiental em que se encontram algumas regiões do estado do Rio de Janeiro.

De outro lado, um importante debate tem sido travado entorno do estabelecimento de corredores de conexão na paisagem embasado na teoria dos distúrbios, já que diferente da visão inicial, estes podem acarretar em possíveis custos para conservação ao invés de promoção de benefícios. Simberloff e Cox (1987) com base na Teoria da Biogeografia de Ilhas argumentam que os corredores

podem ser fontes de transmissão de doenças, de espalhamento de fogo, e de exposição aos predadores naturais e aos seres humanos. Os refúgios no interior dos corredores poderiam atuar aumentando a emigração a partir das áreas protegidas ou fragmentos de vegetação, e ocasionar reduções populacionais ou extinções no interior dos próprios corredores ecológicos estabelecidos pelo homem na tentativa de ampliar a conectividade estrutural dos habitats.

Uma crítica à interligação de áreas protegidas com corredores é referente aos possíveis danos que podem ser causados para a biodiversidade. Danos que segundo With (2002) são incrementados se rotas simples de conexão forem estabelecidas. Tais modelos de rotas simples desconsideram como exemplo as demais rotas de movimento das populações animais ao longo dos ambientes numa paisagem, os quais podem ser preditos pelas medidas relacionadas à teoria da percolação. Corredores ecológicos mal dimensionados poderiam provocar incremento de processos de distúrbios e de extinção como discutido por Simberloff e Cox (1987).

Embora os possíveis custos para biodiversidade tenham sido sugeridos, a contraposição de Noss (1987) as pressuposições de Simberloff e Cox (1987) se refere principalmente sobre possíveis inaplicabilidades das analogias com ilhas. Assim, contraditoriamente aos achados primários, Noss (1987) afirma que os corredores ecológicos possam ser usados para contenção de distúrbios por funcionarem como zonas tampão (amortecimento). Assim, o planejamento e a implantação de corredores devem constituir não apenas uma justificativa para ampliação das reservas naturais de área reduzida, mas uma estratégia para incrementar conjuntos dos habitats nas paisagens e aumentar o fluxo e conectividade funcional entre redes de áreas protegidas em paisagens ainda não totalmente interligadas fisicamente.

De acordo com as informações levantadas, fica claro que o processo de planejamento de áreas protegidas deva compreender a análise da dinâmica da cobertura vegetal e do desenvolvimento das atividades de uso da terra com vista ao espalhamento de distúrbios causados pelas ações antrópicas. Adicionalmente, como medida de gerenciamento continuado, propostas de modelos de uso da terra que possam prevenir ou controlar as queimadas no entorno das áreas protegidas são urgentes principalmente no Brasil, onde isto não é uma realidade. Além disso, o suporte financeiro e técnico para as comunidades locais é uma alternativa mais

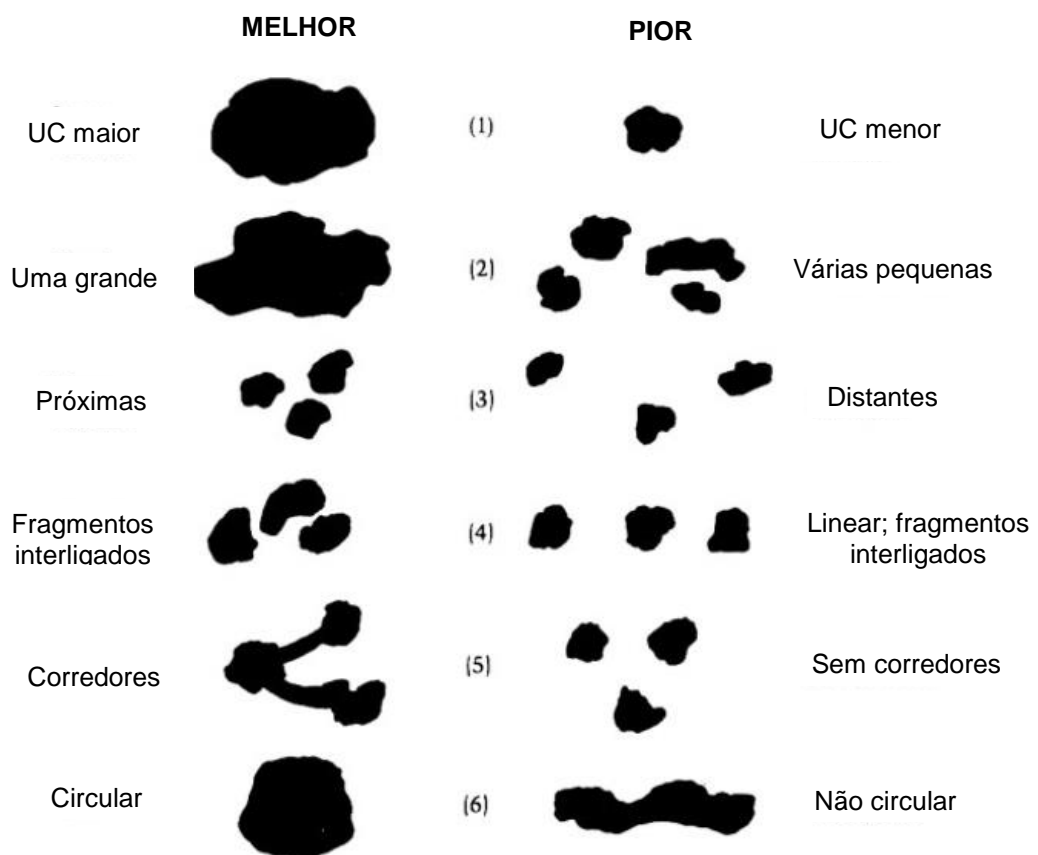


viável para desenvolver atividades sustentáveis no meio rural como é o caso dos sistemas agroflorestais.

### 2.3 FORMATO DAS ÁREAS PROTEGIDAS: MAXIMIZAÇÃO DA EFETIVIDADE

O processo de priorização e a formatação de áreas para proteção da biodiversidade tem constituído um problema amplo devido principalmente a não consideração de elementos críticos orientadores (Krugman, 1996). Nesse caso, embora os avanços teóricos e metodológicos se processem embutidos funcionalmente as principais disciplinas aplicadas à conservação, o cenário de desuso científico por parte das agências governamentais compromete a eficácia das áreas protegidas.

A partir da década de 1970, um desenvolvimento paulatino relacionado ao planejamento de áreas protegidas foi obtido, tendo como principal marco o trabalho pioneiro de Jared Diamond, com proposta de princípios geométricos básicos e conceitos para orientar o formato de áreas protegidas (Figura 8).



**Figura 8. Princípios geométricos sugeridos derivados da Teoria da Biogeografia de Ilhas para o formato de áreas protegidas.** Fonte: traduzido de Primack (1993).

Os princípios propostos orientam para o debate sobre o tamanho, isolamento, dispersão espacial, conectividade e efeito de borda de acordo com diferentes formatos, o que trouxe maior clareza para compreensão de aspectos de base relacionados à eficácia das áreas protegidas. Na década seguinte a instituição da Teoria da Biogeografia de Ilhas (TBI), e um ano após o trabalho de Diamond (1975), Simberloff e Abele (1976) e Diamond *et al.* (1976) já discutiam a validade de pressupostos da TBI nos esforços de conservação. Tais autores debatiam principalmente controvérsias relacionadas ao tamanho das áreas naturais e o potencial como refúgio para biodiversidade.

Apesar das deficiências e dos desdobramentos entorno da TBI, os principais pressupostos foram e vem sendo incluídos em pesquisas científicas até os dias atuais. Isto é feito na tentativa de formular modelos mais eficientes como meio para planejar áreas prioritárias para conservação com formato mais adequado para manutenção da biodiversidade (Kushlan, 1979; Margules *et al.* 1982; Simberloff e Abele, 1982; Boecklen, 1997). De modo complementar a iniciação científica da TBI no propósito da seleção de formatos de UCs mais adequados para conservação da biodiversidade, a abordagem da “área dinâmica mínima” foi proposta por Pickett e Thompson (1978) pela quantificação de ilhas de habitats como fonte potencial de espécies para recolonização da paisagem. Esta consideração poderia garantir uma maior frequência de imigração e menores taxas de extinção. Essa pesquisa contribuiu com a introdução do uso de métodos da Ecologia da Paisagem no propósito da formatação de áreas protegidas.

Paralelamente ao uso inicial da TBI, a Teoria dos Grafos foi proposta para combinar requerimentos da estrutura espacial pelas espécies na formatação de redes de reservas naturais (James *et al.* 2005). Uma abordagem sólida para estabelecer áreas protegidas (Rothley e Rae, 2005; Crouzeilles *et al.* 2011), com base na espacialização e orientação ao processo de conexão entre redes de habitats remanescentes (Wang e Önal, 2011). Uma abordagem de amplo desenvolvimento desde a década de 1980 está relacionada aos modelos de decisão para formatação de unidades de conservação com base em algoritmos por meio de programação matemática (Cocks e Baird, 1989; Jiang *et al.*, 2007). Essa perspectiva tem sido usada com o objetivo de selecionar áreas que possam maximizar a representatividade de diversidade de espécies e manutenção de processos ecológicos (Fischer e Church, 2005; Williams *et al.* 2005).

Áreas protegidas podem ser consideradas como atividades de uso da terra com ação de conservação (Van Der Ploeg e Vlijm, 1978). Nas paisagens onde são estabelecidas, outras atividades de uso da terra podem predominar como a agricultura, urbanização e industrialização. Segundo Hansen e DeFries (2007) os efeitos dos diferentes usos da terra sobre a manutenção dos processos ecológicos ainda são pouco conhecidos. Van Der Ploeg e Vlijm (1978) discutem resultados de pesquisas ecológicas amplas e seu uso em planejamento do uso da terra. Estes autores citaram nove passos no procedimento do planejamento do uso da terra que foram definidos por Zooneveld (1976), os quais incluem etapas de diagnóstico, pesquisa de qualidade e de impacto ambiental, recomendações, objetivos, controle social e avaliação de padrões da conservação.

Um problema no planejamento do uso da terra é a carência de dados sobre distribuições de espécies para orientar a seleção de áreas protegidas (Polasky *et al.* 2000). Uma alternativa a este problema é o estudo de unidades da paisagem com padrões uniformes que possam auxiliar o processo da conservação. Por meio do estudo de Wessels *et al.* (1999), é possível observar que fatores biofísicos como a orientação dos terrenos, os tipos de solos e as condições hidrológicas, podem estar correlacionados a ocorrência de assembleias de espécies. A seleção de áreas prioritárias também pode ser orientada pela distribuição de espécies de plantas raras em relação aos usos da terra conflitantes (Nantel *et al.* 1998).

Os estudos que consideram a biodiversidade na seleção e no formato de Ucas aplicam geralmente algoritmos heurísticos por meio de abordagens com espécies múltiplas para obter soluções próximas ao ótimo como demonstra Csuti *et al.* (1997). A alternativa de empregar dados de distribuição de espécies focais na seleção de sítios para conservação é proposta por Van Langeveld *et al.* (2000) como exemplo. Van Langeveld e colaboradores demonstram a aplicação de um modelo espacial de otimização em paisagens dominadas por atividades humanas (MENTOR). Este modelo pode identificar sítios para estabelecer reservas que contenham maior densidade de trampolins ecológicos (*stepping stones*), maior proporção de florestas e riqueza de espécies mais elevada. Além disso, por meio do MENTOR sítios com maior probabilidade de colonização dos fragmentos e taxas de extinção menores podem ser simulados, sem que haja redução elevada de área ocupada pelas terras de posse privada.

O avanço das técnicas computacionais tem possibilitado o surgimento de novas ferramentas na forma de softwares livres ou registrados, numa contribuição à aplicação das principais teorias da conservação. Outro exemplo marcante disto é o software MARXAN proposto por Ian Ball em 2000 (Ball *et al.*, 2009), que constitui uma plataforma utilizada na atualidade para solucionar problemas de conservação complexos. Uma extensão mais recente deste software, designada *Marxan with Zones* e apresentada por Watts *et al.* (2009), permite que um modelo com diferentes tipos de zonas possa ser gerado, para alocar diferentes intervalos de uso entre ações de gestão. Com esta extensão é possível planejar não apenas zonas com ou sem reservas naturais. Outro exemplo de sistema de suporte a decisão (FOCALIZE) foi demonstrado por Fandiño-Lozano e Wyngaarden (2012), baseado em requerimentos de espécies, mas que pode também prever onde possa haver conflito entre os objetivos ambientais e sociais.

A economia do valor da terra ou a ameaça de conversão podem ser usadas para prever benefícios ou impactos futuros causados pelos diferentes tipos de uso da terra em uma região alvo de regulamentação (Ando *et al.*, 1998; Newburn *et al.*, 2005; Newburn *et al.*, 2006). Um exemplo deste formato de planejamento consiste no uso de um modelo biológico com requerimentos das espécies ou diversidade, combinado a um modelo econômico de produção de mercadorias. Quando integrados estes dois tipos de modelos podem viabilizar funções objetivo para aliar a conservação florestal e o desenvolvimento da agropecuária, sem maiores perdas para ambas as formas de utilização da terra (Polasky *et al.*, 2005).

No Brasil, um instrumento de lei atualizado pelo Ministério do Meio Ambiente preconiza as áreas prioritárias para conservação (MMA, 2007). A Portaria MMA nº 9 de 23 de janeiro de 2007 é atualmente a principal base nacional para o processo de seleção de áreas de interesse ecológico a serem protegidas. Um problema desta abordagem é que apenas a experiência de especialistas e entidades ligadas à conservação foi considerada no desenvolvimento metodológico rápido, sem conjunto de dados da biodiversidade por meio da realização de workshops técnicos, caindo num desuso às estratégias científicas voltadas para a formatação de áreas protegidas.

No caso do estado do Rio de Janeiro os estudos sobre formatos de áreas protegidas são ainda escassos. Grelle *et al.* (2010) propuseram um modelo de decisão por algoritmo baseando-se nos dezenove tipos de ecossistemas vegetais

reconhecidos para o estado. O aplicativo computacional designado SITES que foi empregado tem tido uma aplicação crescente desde sua introdução no final da década de noventa por Andelman *et al.* (1999). O modelo resultante sugere a necessidade de proteger quatro tipos de vegetação, ainda não representados nas atuais unidades de conservação de proteção integral propostas até o ano de 2010 pelos governos federal e estadual. Adicionalmente, a pesquisa de Crouzeilles *et al.* (2011) foi consolidada com uso da teoria dos grafos com enfoque para a estrutura da paisagem. Nesse estudo a variável básica de distância entre fragmentos revelou eficiência e aplicabilidade para elaborar propostas de interligação de reservas ainda não conectadas no território do Rio de Janeiro.

## **2.4 ABORDAGENS PARA ANÁLISE DA EFETIVIDADE DA CONSERVAÇÃO EM ÁREAS PROTEGIDAS**

O processo de análise da eficácia de áreas protegidas pode ser definido em quatro diferentes níveis complementares. Segundo Leverington *et al.* (2010), em primeira instância a cobertura da biodiversidade ou dos ecossistemas protegidos pode ser mensurada. Em segundo nível, os estudos sobre impactos ambientais da supressão temporal da vegetação estão enquadrados. O terceiro nível designado como Análise da Efetividade do Gerenciamento de Áreas Protegidas consiste numa abordagem diferenciada, desenvolvida no formato participativo desde a década de 1990 para avaliar eficácia da gestão. O quarto nível engloba valores específicos como monitoramento de fauna, estudos sobre as condições estruturais das florestas e impactos socioeconômicos no entorno das unidades de conservação.

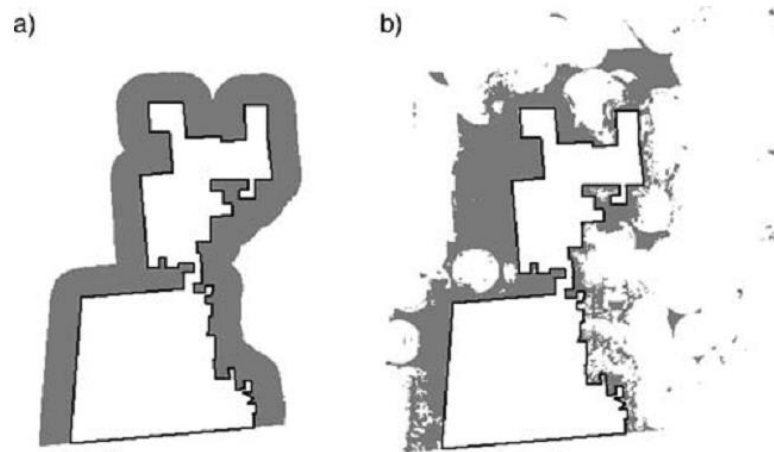
Outro processo de estudo da efetividade está relacionado diretamente ao monitoramento da ocorrência do fogo no interior e entorno das áreas protegidas (Nelson e Chomitz, 2011). Dentre as estratégias utilizadas, o mapeamento das cicatrizes de queimadas e o monitoramento das paisagens por meio da ocorrência de focos de calor tem ganhado destaque nesse sentido (Silva *et al.*, 2009; Tomzhinski *et al.*, 2011; Vallejo, 2012; Alves *et al.*, 2013). Outro formato de estudo pode ser realizado por meio de consultas a registros coletados sistematicamente no processo do gerenciamento de unidades de conservação com destaque para o sistema PREVFOGO/IBAMA (Medeiros e Fiedler, 2004; Fiedler *et al.*, 2006), embora tal tipo de abordagem seja de difícil aplicação para escalas amplas e/ou múltiplas, já que inexistem dados relevantes para todas as UCs do sistema brasileiro. Nesta

década, os avanços convergem para o uso de modelos espaciais preditivos dos efeitos do fogo na geração de distúrbios ambientais sobre a biodiversidade e os ecossistemas. Uma classificação destes tipos de modelos emprega variáveis para estimar a capacidade de ignição, o espalhamento e os efeitos do fogo sobre a manutenção do processo sucessional das comunidades vegetais afetadas (Keane *et al.*, 2004).

De fato, uma primeira barreira que dificulta a formatação e os estudos sobre eficácia de áreas protegidas é a etapa de seleção das escalas pertinentes. Essa influência do problema da escala em análises de efetividade é reconhecida no trabalho de Barber *et al.* (2012), que consideraram a extensa rede amazônica de áreas protegidas. Os resultados desse estudo revelam que padrões distintos de eficácia na contenção ao desmatamento podem vir a ocorrer.

No primeiro nível, um método para identificar a representatividade da biodiversidade no interior de áreas protegidas de aplicação ampla é a análise de lacunas (*gap analysis*) (GA). Por meio dela podem ser identificadas, por exemplo, falhas na inclusão de espécies de aves em sistemas de áreas protegidas como ocorre na Itália, onde existe lacuna de proteção para espécies de pássaros que sobrevivem em meio aos sistemas agrícolas (Campedelli *et al.*, 2010). Um questionamento que permeia a GA é o tamanho mínimo de áreas que possam proteger de forma eficiente os ecossistemas de modo a representar as dinâmicas populacionais em longo prazo.

No segundo nível de análise da eficácia, Bruner *et al.* (2001) afirmaram sobre o sucesso na contenção ao desmatamento no interior de parques em relação ao entorno desprotegido. Esses resultados foram em seguida contrastados por Vanclay (2001), que considerava incompatibilidades das características ambientais para comparação entre os dois ambientes. Uma alternativa para esta incompatibilidade tem sido sugerida por Mas (2005) por meio de zonas tampão (*buffers*) de áreas similares que geralmente possuem área não contínua em relação às zonas tampão de área padrão (Figura 9).



**Figura 9. Modelos de zona tampão de área padrão (a) e área similar (b) proposto para o entorno da Reserva de Calakmul, México.** Fonte: Mas (2005).

Essa proposta tem como objetivo modelar ambientes de entorno e interior as áreas protegidas com características ambientais similares, que possam melhor viabilizar comparações a respeito da eficácia na contenção ao desmatamento. Ewers e Rodrigues (2008) inferem os impactos de distúrbios humanos de origem política por concessões florestais causados pela extração seletiva de madeira, e reconhecem sobre a necessidade dos estudos que incluam tanto o interior quanto a vizinhança das áreas protegidas. A partir do reconhecimento da distinção de padrões existentes, apenas avaliações temporais mais abrangentes, com uso de escalas coerentes aos distúrbios de origem humana, podem assegurar um monitoramento adequado e o planejamento da contenção a degradação.

No terceiro nível de análise da eficácia de áreas protegidas a metodologia de Análise Rápida e Priorização do Manejo de Áreas Protegidas (RAPPAM) representa uma das ferramentas de aplicação mais frequente. Uma análise a partir deste método em 110 áreas protegidas na África do Sul denota problemas com a forma das UCs, de disponibilidade de pessoal, recursos, espécies invasoras e isolamento (Goodman, 2003). Em nível global, segundo Ervin (2003a), o método RAPPAM aponta que a caça furtiva, as invasões biológicas, o turismo, a extração de madeira e as invasões constituem efeitos da carência de cinco pontos no gerenciamento sendo: financiamento; recursos humanos; pesquisa; monitoramento e relações com a comunidade. No caso brasileiro, segundo relatório do IBAMA e WWF-Brasil (2007), é possível constatar nas recomendações a urgência da melhoria dos insumos referentes a recursos humanos e financeiros, assim como a necessidade de incrementar o planejamento da gestão e o amparo legal das UCs.

Quantitativamente, o estudo de Leverington *et al.* (2010) aponta que os métodos neste terceiro nível de análise de efetividade resultam em achados similares sobre os pontos críticos no manejo das áreas protegidas. Já Hockings (2003) descreve uma abordagem metodológica genérica proposta pela Comissão Mundial de Áreas Protegidas (CMAP) que contém seis elementos críticos sendo: contexto; planejamento; insumos; processos; produtos e resultados (Tabela 1).

**Tabela 1. Elementos críticos propostos pela Comissão Mundial de Áreas Protegidas (CMAP) empregados na análise Rápida e Priorização do Manejo de Áreas Protegidas (RAPPAM).**

Contexto	Planejamento e desenho da UC	Insumos	Processos do Manejo	Produtos do Manejo	Resultados
<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Ameaças</li> <li>▪ Importância biológica</li> <li>▪ Importância socioeconômica</li> <li>▪ Vulnerabilidade</li> <li>▪ Políticas relativas a unidades de conservação</li> <li>▪ Contexto político</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Objetivos da UC</li> <li>▪ Amparo legal</li> <li>▪ Planejamento e desenho da UC</li> <li>▪ Desenho do sistema de UCs</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Recursos Humanos</li> <li>▪ Comunicação e Informação</li> <li>▪ Infra-estrutura</li> <li>▪ Finanças</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Planejamento do manejo</li> <li>▪ Práticas de manejo</li> <li>▪ Pesquisa, monitoramento e avaliação</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Prevenção de ameaças</li> <li>▪ Restauração da UC</li> <li>▪ Manejo da vida silvestre</li> <li>▪ Divulgação na comunidade</li> <li>▪ Controle de visitantes</li> <li>▪ Infraestrutura</li> <li>▪ Produtos do planejamento</li> <li>▪ Monitoramento</li> <li>▪ Treinamento</li> <li>▪ Pesquisa</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Pressões</li> </ul>

Fonte: adaptado e traduzido de Ervin (2003b).

Apesar da existência de um quadro de 27 metodologias até 2003 segundo Ervin (2003a), poucos métodos cobrem todos os seis elementos críticos propostos pela CMAP. Esses métodos são compostos por dados quantitativos por meio de monitoramento, e qualitativos por pontuação pelos gestores e *stakeholders*. Por meio da proposta da CMAP, a estrutura da metodologia pode ser adaptada, ou uma nova metodologia pode ser concebida.

Stoll-Kleemann (2010) afirma que diferentes ferramentas de análise de eficácia podem levar a resultados, ou fatores de sucesso e fracasso parcialmente contraditórios. Assim como para o desenvolvimento em outras áreas da ciência, o



surgimento de novos aparatos metodológicos e computacionais pode vir a constituir um problema científico comparativo para ilustrar padrões de ampla escala.

Saterson *et al.* (2004) refletem sobre as desconexões na avaliação comparativa da efetividade das áreas protegidas e traça estratégias. Para eles, as medidas de efetividade devem focar nos objetivos e abordagens da conservação para o bem estar humano. Deste modo, as mesmas devem ser usadas para aferir sobre custos e benefícios, e podem ser integradas por meio de meta análises.

Em relação à rede mundial de unidades de conservação, uma estimativa aponta que apenas 12% do total de espécies e 20% das espécies ameaçadas de vertebrados se encontram fora dos limites das áreas protegidas (Rodrigues *et al.*, 2004). A fauna pode ser influenciada por fatores como a heterogeneidade dos habitats, distúrbios locais, estrutura espacial e efeitos climáticos regionais (Moreno-Rueda e Pizarro, 2009). A influência desses fatores evidencia a necessidade de estudos de grande complexidade para empregar estas informações na seleção das prioridades para conservação (Araújo *et al.*, 2007).

O Reino Unido é um dos locais no mundo com maior quantidade de informações referentes à análise da eficácia de áreas protegidas (Gaston *et al.*, 2006). Apesar disso, um fator contraditório a quantidade de informações disponíveis, é que a viabilidade populacional esteja sendo mal monitorada, analisada e validada, salvo notáveis exceções de pesquisas mais completas. Nesse sentido, um cenário ideal seria alcançado por meio da aferição contínua da eficácia, de maneira a incorporar resultados nas políticas e práticas de manejo.

O estudo de Araújo *et al.* (2007), realizado na Península Ibérica, investiga a representação de diversos grupos taxonômicos no interior de áreas protegidas. Para proteção total dos vertebrados e plantas, Araújo e colaboradores recomendam a criação de apenas 36 reservas adicionais. Com relação ao território compreendido na região ocupada pela Mata Atlântica, informações empíricas apontam uma reduzida porção coberta pelas áreas protegidas, num total de apenas 1.62% da área do Bioma (Ribeiro *et al.*, 2009), o que faz com que haja uma necessidade imediata de proteger os remanescentes nativos (Morallete e Haddad, 2000; MMA, 2000; Schiavetti *et al.*, 2012). Segundo Barr *et al.* (2011), estratégias distintas se aplicam a inferência da cobertura pelas áreas protegidas. Uma adaptação do Índice de Gini, por exemplo, que mede desigualdade da economia revelou que, em nível global, 73% dos países apresentam desigual nível de proteção.

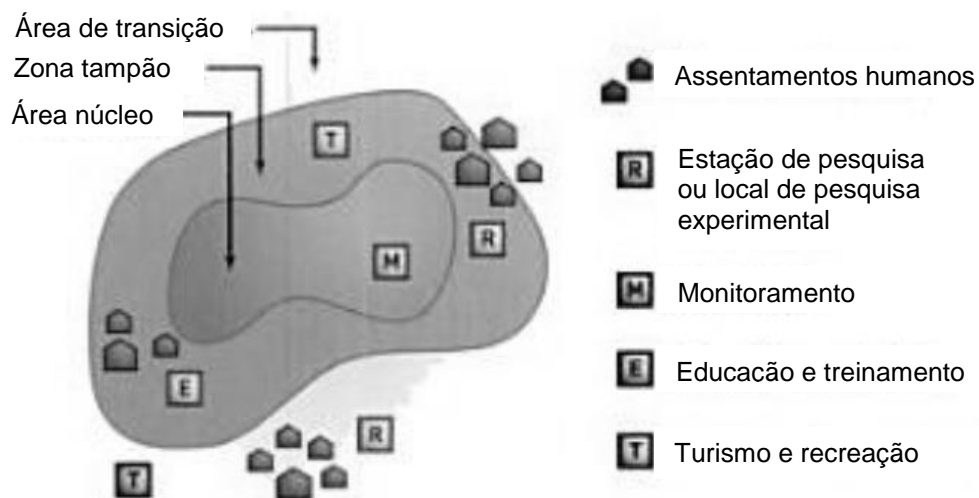
O turismo permitido nas áreas protegidas principalmente nos parques nacionais tem representado um desafio ao gerenciamento. As formas de avaliar os impactos do turismo sobre as áreas protegidas poderiam ser consideradas até mesmo de um nível metodológico a parte de análise da efetividade. Nesse sentido, uma abordagem de cunho mais técnico consiste no controle da visitação e no manejo de trilhas que são importantes instrumentos para reduzir os danos à biodiversidade e ao ambiente físico no interior das áreas protegidas. A pesquisa conduzida por Reed e Merenlender (2008), como exemplo, identifica o turismo como motor principal da redução da densidade de carnívoros nativos e de chegada de espécies exóticas. Portanto, o controle desta atividade deve ser alvo de um intenso planejamento.

Embora haja contínuo avanço científico para avaliar a conservação, as abordagens que integram diferentes propostas metodológicas para medir eficácia das áreas protegidas ainda são escassas. Um caso de inovação nesse sentido é dado por Oestreicher *et al.* (2009), que incorporam entrevistas e dados secundários para avaliar recursos, capacidade de governança, nível de envolvimento da comunidade, e taxas de desmatamento. Oestreicher e colaboradores realizaram uma análise qualitativa comparativa (*qualitative comparative analysis*) (QCA), para determinar condições envolvidas com as questões institucionais que contribuam eficazmente com a proteção das unidades de conservação. Deste modo a QCA tem sido uma abordagem inovadora nos estudos sobre eficácia da conservação. A partir do emprego desta técnica Porter-Bolland *et al.* (2012), mostraram que florestas manejadas apresentam taxas mais baixas de desmatamento em relação às florestas no interior das áreas protegidas ao longo dos trópicos.

De uma forma complementar, um instrumento de grande importância foi desenvolvido pelo *International Forestry Resources and Institutions* (IFRI). O IFRI é um protocolo para analisar a governança no uso dos recursos florestais e as questões institucionais entre áreas protegidas e não protegidas. Uma análise global em treze países realizada por Hayes (2006), por meio do protocolo do IFRI, revela que não existem diferenças significativas entre as condições das florestas em áreas protegidas ou em locais onde os usuários estabelecem regras florestais.

Em paralelo ao desenvolvimento de diferentes abordagens metodológicas, alguns programas advindos de mecanismos de cooperação internacional têm sido criados como medidas de incentivo para aumentar a eficácia da conservação da

biodiversidade. Inicialmente em 1974, o Programa do Homem e da Biosfera (MAB) foi lançado pela UNESCO, num esforço governamental cujos objetivos principais eram o estabelecimento de uma rede global de Reservas da Biosfera (RB). Os objetivos visam à conservação *in situ*, o desenvolvimento de pesquisas, a educação e o treinamento científico e técnico. No momento em que o MAB era inserido como medida de incentivo, uma necessidade de realizar pesquisas ecológicas de longa duração foi verificada. Em paralelo, as RB incorporam conceitualmente a necessidade das ações de zoneamento (Figura 10).



**Figura 10. Proposta conceitual de zoneamento para Reservas da Biosfera.**  
Fonte: Chape *et al.* (2008).

Apesar do potencial para orientar a conservação, a proposta de zoneamento ainda está longe de ser alcançada especialmente no Brasil, que possui a Reserva da Biosfera da Mata Atlântica (RBMA), com grande parte da biodiversidade remanescente fadada a extinção (Brooks *et al.*, 1999; Leão *et al.*, 2014). No caso dos Estados Unidos, apesar de os objetivos da conservação pelas RB terem sido trabalhados, há ainda uma carência de suporte e logística adequada para pesquisa e educação científica, o que contraria os objetivos definidos pelo MAB (Joly *et al.*, 2014).

As lacunas de implantação dos objetivos das RB apontam para a necessidade de realização de novas pesquisas que possam aferir sobre a eficácia das áreas protegidas associadas à RBMA, por meio da integração das teorias e estratégias metodológicas avançadas que foram discutidas. Assim, a definição de um quadro adequado de gerenciamento nas RB deve ser realizada numa busca ao equilíbrio

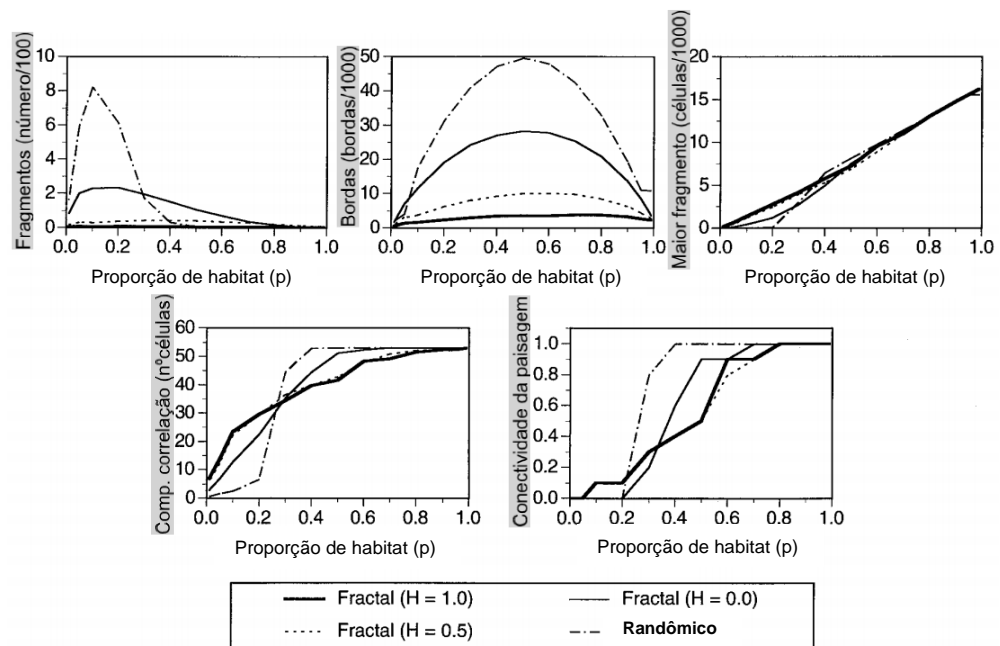
entre a presença humana e a manutenção biológica dos ecossistemas naturais (Turner e Gregg Jr., 1983; Gregg Jr. e Goigel, 1984).

#### **2.4.1 Modelos Neutros de Paisagens e de Dinâmica da Cobertura Vegetal**

Os modelos neutros de paisagens foram construídos com base na teoria da percolação (Gardner *et al.*, 1987). A geração de novos modelos neutros para desenvolvimento neste campo veio em conjunto com a teoria hierárquica sob a perspectiva da análise por escalas múltiplas (O'Neill *et al.*, 2002). Segundo Pearson e Gardner (1997), a relação entre processos e padrões observados numa paisagem pode ser rigorosamente testada se um padrão esperado na ausência de processos for reconhecido. Assim as paisagens reais podem ser comparadas com modelos neutros, seguido de teste de hipóteses relacionadas aos mecanismos que controlam abundância de habitats e o padrão espacial como exemplo.

Dentre as aplicações diretas em conservação dos modelos neutros de paisagens de acordo com With (1997) estão a formatação de reservas e o gerenciamento de ecossistemas, que pode ser feito com modelos de manejo de regimes de incêndios de baixa severidade como exemplo (McKenzie *et al.*, 2006). Este é um tipo de queimada que pode predominar em trechos da Floresta Atlântica brasileira, como nas paisagens com maior grau de supressão da vegetação e dominada por monoculturas extensivas. Outra possibilidade no gerenciamento de ecossistemas é a modelagem de paisagens irregulares por meio da avaliação de suas composições, o que abre caminho para o estudo e manejo das paisagens antropizadas (Gaucherel *et al.*, 2006; Gaucherel, 2008). A Figura 11 ilustra uma simulação para do índice de contágio (H) para paisagem neutra e fractal, o que abre caminho para elaboração de hipótese sobre o comportamento das paisagens.

Por esse caminho, os avanços apontam que modelos neutros podem ser úteis não apenas para estimar paisagens binárias, mas também fornecer bases de comparação com mapas reais de cobertura e uso da terra (Riitters *et al.*, 2007). Assim, Hangen-Zanker e Lajoie (2008) identificam uma nova classe de modelos neutros de mudança na paisagem, que contém a vantagem de modificar uma paisagem inicial até satisfazer as restrições do modelo proposto, de acordo com a necessidade de inferir mudanças da cobertura e do uso da terra.



**Figura 11. Métricas baseadas em fragmentos para paisagens neutras fractais e aleatórias.** Fonte: With e King (1999).

Os processos de distúrbios inerentes naturalmente aos ecossistemas, ou que são causados pelas atividades humanas têm interferido diretamente na manutenção das áreas destinadas a conservação da biodiversidade. Nesse sentido, o processo de fragmentação é caracterizado pela formação de fragmentos de habitats geralmente isolados em uma dada paisagem. Uma abordagem fundamental para prever e mitigar os efeitos dos distúrbios sobre a biodiversidade nesse cenário consiste no estudo dos padrões e processos decorrentes da modificação da estrutura dos habitats, e que hoje podem ser mais bem representados pelas inferências sobre a dinâmica dos habitats remanescentes após o processo de degradação das paisagens.

Por outro lado, pesquisas sobre dinâmicas de fragmentos em equilíbrio (ou não) nas paisagens são desenvolvidas paulatinamente desde a década de 1970, por influência das disciplinas de Ecologia, Ecologia da Paisagem, Biologia da Conservação e de Gerenciamento de Recursos Naturais. Arelado ao estudo das mudanças em fragmentos está à teoria dos distúrbios ecológicos (Pickett e White, 1985). Segundo Zurlini *et al.* (2006), em sistemas ecológicos que não estão em equilíbrio, há uma necessidade de compreender as escalas da magnitude dos efeitos de sistemas sócioecológicos para gerenciar distúrbios previstos sobre a paisagem.

O processo de mitigação de distúrbios também representa um grande desafio atualmente para o planejamento, estabelecimento e gerenciamentos de áreas protegidas terrestres (Laidlaw, 2000; Zeng *et al.*, 2005; Müller e Job, 2009) ou marinhas (Deepananda e Macusi, 2012). Nesse caso o reconhecimento das fontes de recolonização e de uma área dinâmica mínima mantendo distúrbios naturais destacava bases iniciais para uso prático dos estudos de fragmentos na conservação (Pickett e Thompson, 1978).

Uma ferramenta metodológica com base conceitual em padrões e processos e que é de essencial utilidade no estudo de dinâmica de fragmentos é a aplicação de métricas da paisagem. Esta aplicação encontra bases na teoria Matemática sobre a geometria de fractais. Li (2000) coloca o uso da análise fractal na descrição e análise de padrões e dinâmicas de fragmentos. Este propósito metodológico tem contribuído para o estudo dos efeitos das atividades humanas sobre fragmentos de vegetação remanescente (Rex e Malanson, 1990).

Conjuntamente aos estudos iniciais aferindo implicações da dinâmica de fragmentos surgiram os primeiros modelos matemáticos de simulação das mudanças baseados em dispersão e conectividade de espécies. A conectividade dos habitats é um aspecto de grande relevância e um desafio para a viabilidade da biodiversidade associada aos ecossistemas em paisagens antropizadas. O experimento de Fahrig e Merriam (1985) revela menores taxas de crescimento populacional e maiores taxas de extinção em fragmentos mais isolados na paisagem. O arranjo espacial e o tamanho da rede de conexão também podem influenciar a probabilidade de sobrevivência e os tamanhos populacionais de espécies (Lefkovitch e Fahrig, 1985; Fahrig e Paloheimo, 1988).

Já o processo de desenvolvimento dos modelos de dinâmica da cobertura vegetal está pautado essencialmente na incorporação de dados empíricos sobre a biodiversidade. Uma crítica que poderia ser feita a esta tipo de abordagem é o fato de que, na grande maioria das pesquisas científicas realizadas, prevalece um enfoque em espécies únicas ou conjuntos de poucas espécies, devido a impossibilidade de adquirir dados ou elaborar modelos individuais para todas as espécies (With, 1997). Deste modo, os modelos apesar de mais realistas no nível das comunidades, expressam apenas as histórias de vida, padrões de dispersão e exigências de habitats das espécies focais que são avaliadas (With, 2002).

Apesar da grande importância da investigação da biodiversidade e seu uso em modelos dinâmico, os resultados possuem aplicação garantida somente para conservação destas espécies únicas e em áreas reduzidas. Com o surgimento dos modelos neutros da paisagem, que pressupõe propriedades semelhantes para as espécies (Hubbell, 2005), inferências sobre padrões em paisagens de grande extensão que acarretam em processos ecológicos vêm sendo possíveis (Chave e Norden, 2007), num caminho para análise e seleção de áreas em que haja maior garantia de manutenção de processos ecológicos. Finalmente, a modelagem das mudanças decorrentes das ações humanas sobre as paisagens tem tido um desenvolvimento marcado pela ampla difusão de diferentes abordagens estatísticas, conceituais e de inferência espaço-temporal. De fato, segundo Moreira *et al.* (2009), um único modelo ou única escala de análise não poderão capturar totalmente as mudanças terrestres.

## **2.5 SÍNTESE DO CAPÍTULO**

A revisão crítica das diferentes estratégias metodológicas que tem tido emprego direto na avaliação da efetividade da conservação em áreas protegidas permitiu evidenciar distintos níveis de análise para elucidar pontos críticos do manejo e orientar a tomada de decisão no gerenciamento. Apesar das oportunidades, a escassez de pesquisas faz com que os efeitos deletérios continuados sobre a biodiversidade das UCs ainda sejam pouco conhecidos, apesar de representar ameaças diretas aos ecossistemas protegidos, mesmo após a criação das UCs. No caso brasileiro ficou demonstrado que na fase do processo de formatação dos limites protegidos, pesquisas acerca da realidade da estrutura espacial da cobertura vegetal nas paisagens remanescentes não são realizadas, o que impede uma reflexão mais apurada sobre a viabilidade da conservação de cada UC e do nível de pressão exercido por diferentes agentes antrópicos nas áreas protegidas. Tais análises deveriam envolver escalas e tempos múltiplos de modo que seja possível elaborar modelos de risco e zoneamento. Uma necessidade para subsidiar um controle efetivo das ações antrópicas nas zonas de entorno por meio do incentivo ao desenvolvimento de processos agropecuários produtivos com enfoque agroecológico pelas comunidades locais. Uma última instância de conhecimento cujos esforços de conservação deveriam priorizar é referente ao monitoramento da biodiversidade em UCs por estudos ecológicos de longa duração

para prever as exigências de habitats e as histórias de vida das espécies para manejar a biota. O uso de ambos os níveis de análise da efetividade da conservação será fundamental para fomentar o cumprimento do papel da rede de UCs já existentes estabelecidas pelo modelo básico “*single large*”. Por fim, a análise da efetividade nesses diferentes níveis possibilitará alavancar o debate a respeito da importância de um planejamento mais eficiente de modo a garantir o cumprimento dos objetivos ecológicos, sociais e econômicos desta importante ferramenta de conservação da natureza.



## **CAPÍTULO 3.0: DINÂMICA ESPACIAL E TEMPORAL DA COBERTURA FLORESTAL E DOS FOCOS DE CALOR EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DE PROTEÇÃO INTEGRAL NO ESTADO DO RIO DE JANEIRO**

### **3.1 INTRODUÇÃO**

Os distúrbios e a destruição dos ecossistemas naturais têm causado o declínio direto da biodiversidade em todo o planeta (Lefkovitch e Fahrig, 1985; Bender *et al.*, 1998; Laidlaw, 2000). Uma lógica teórica alicerçada ao estudo do processo de fragmentação aponta que em paisagens formadas por fragmentos de vegetação dispersos, a biodiversidade esteja fadada às alterações genéticas e as extinções (Ehrlich, 1997; Dixo *et al.*, 2009). Nesse cenário danoso para biodiversidade e para os serviços ecossistêmicos, as áreas protegidas possuem um papel fundamental de proteger áreas remanescentes contra os efeitos causados pelos agentes antrópicos.

O controle da supressão da vegetação nativa, de fato vem sendo bem sucedido no interior de diversas áreas protegidas (Bruner *et al.*, 2001; Mas, 2005; Andam *et al.*, 2008; Figueroa e Sánchez-Cordero, 2008). Entretanto, o desmatamento continuado no entorno resulta na perda e interrupção da conexão funcional e estrutural como ocorre em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica (DeFries *et al.*, 2005; Hansen e DeFries, 2007; Joppa *et al.*, 2008). Uma alteração na arquitetura das paisagens que deve ser diagnosticada para possibilitar o planejamento do processo de conservação (Collinge, 1996; Langpap e Wu, 2008).

A análise da dinâmica espacial e temporal de padrões da cobertura vegetal e do uso da terra pode permitir ainda a formulação de modelos para relacionar a interação da paisagem com os processos ecológicos nos ecossistemas (Gardner e Turner, 1991; Cardille e Turner, 2002). Nesse intuito, processos naturais inerentes às alterações de padrões da cobertura vegetal podem ser investigados (Burel e Baudry, 2004). Tal abordagem é também aplicável para subsidiar estratégias para planejamento do gerenciamento ambiental em UCs (Wallace *et al.*, 2005).

No território do estado do Rio de Janeiro, que possui áreas prioritárias para conservação da Mata Atlântica, os estudos científicos relacionados aos padrões da cobertura florestal sob efeito da fragmentação e ocorrência de queimadas e incêndios florestais em paisagens de áreas protegidas ainda são pouco numerosos (Rocha *et al.*, 2007; Joppa *et al.*, 2008; Cintra *et al.*, 2011; Moraes, 2012). Essa carência investigativa tem impossibilitado um diagnóstico mais apurado a respeito da

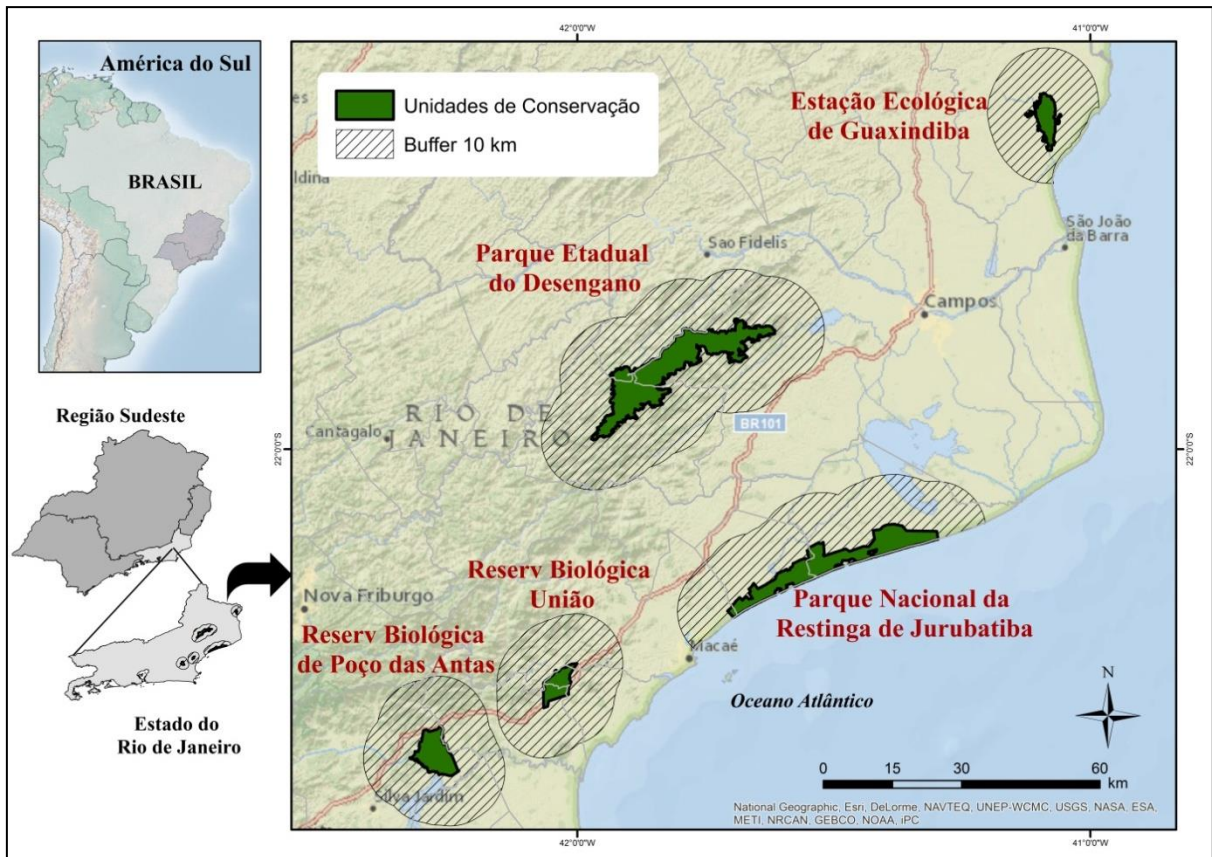
estrutura das paisagens a serem protegidas e de modelos de formatação e manejo das UCs que sejam mais adequados para incrementar a efetividade da conservação. O objetivo do presente estudo foi analisar os efeitos espaciais e temporais da fragmentação da cobertura florestal sobre a estrutura dos fragmentos remanescentes, em paisagens localizadas no entorno de unidades de conservação de Proteção Integral do estado do Rio de Janeiro.

## **3.2 METODOLOGIA**

### **3.2.1 Área de Estudo**

As paisagens de cinco unidades de conservação de proteção integral foram selecionadas como alvo do presente estudo (Figura 12). As UCs estão localizadas nas regiões norte, serrana e das baixadas litorâneas do estado do Rio de Janeiro, dispersas a diferentes distâncias do oceano. Estas áreas protegidas apresentam uma diversidade de paisagens marcadas pelo processo de uso e ocupação territorial e pela variação das características geomorfológicas dos climas que limitam os ecossistemas de inserção no bioma da Mata Atlântica. Tais UCs possuem relevância ecológica por resguardarem áreas naturais representativas de ecossistemas remanescentes do bioma em meio a paisagens com cobertura vegetal fragmentada.

A Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba (EEEG) abrange o maior remanescente florestal de Mata de Tabuleiro na porção norte do território fluminense (Silva e Nascimento, 2001). O Parque Estadual do Desengano (PED) é responsável pela proteção de uma ampla faixa de vegetação sobre a Serra do Mar, abrangendo formações de Floresta Ombrófila Densa Submontana e Montana e Campos de Altitude (Modesto *et al.*, 2008). O Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PNRJ) resguarda uma faixa extensa de Mata Atlântica litorânea com comunidades vegetais do ecossistema de Restinga e lagoas costeiras (Rocha *et al.*, 2004). Na região das Baixadas Litorâneas, a Reserva Biológica União (RBU) e a Reserva Biológica de Poço das Antas (RBPA) possuem relevância ecológica principalmente por abrigarem populações de espécies ameaçadas como o Mico-Leão-Dourado (*Leontopithecus rosalia*, Linnaeus, 1766) e também uma vegetação característica denominada como Mata Atlântica de baixada (Kierulff *et al.*, 2005).



**Figura 12. Localização das unidades de conservação estudadas no estado do Rio de Janeiro, Região Sudeste, Brasil.**

### 3.2.2 Mapeamento da Cobertura Florestal

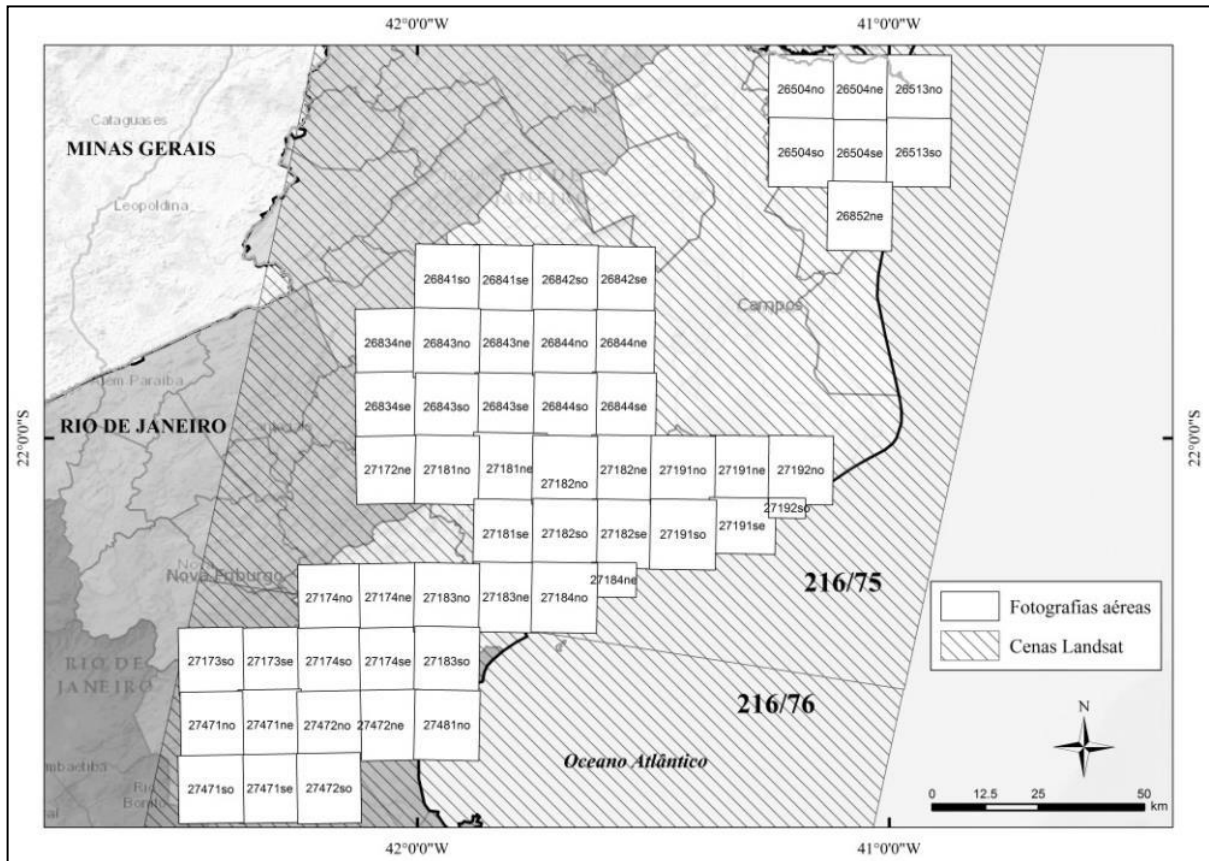
#### 3.2.2.1 Aquisição de imagens de satélite

Como entrada de dados para modelagem da cobertura florestal remanescente uma série temporal de duas cenas (órbita/ponto) de imagens do satélite Landsat-5 TM e Landsat-8 OLI foi empregada por cobrirem a área de paisagem gerada pelas zonas tampão (10km) de área padrão no entorno das UCs de proteção integral estudadas.

As bandas 1-5 e 7 do Landsat 5 e bandas 2-7 do Landsat 8 foram utilizadas por possuírem faixas espectrais equivalentes (Tabela 2). Em adição, fotografias aéreas do ano de 2005 coloridas e ortorretificadas, com resolução espacial de um metro, cedidas pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), pertencentes ao ortofotomosaico 1:25.000 que integra o Projeto RJ-25, auxiliaram o reconhecimento das feições terrestres em campo e o processo de validação da acurácia das classificações obtidas com as imagens de satélite (Figura 13).

**Tabela 2. Série temporal de imagens do satélite Landsat-5 TM e Landsat-8 OLI.**  
SATÉLITE / DATA

Órbita/ponto	SATÉLITE / DATA			
	Landsat 5		Landsat 8	
	1987	1996	2005	2014
<b>216/75</b>	04/ago	27/jul	04/jul	17/out
<b>216/76</b>	04/ago	31/out	05/ago	15/set



**Figura 13. Cobertura de cenas do satélite Landsat 5 e 8 e folhas da articulação do ortofotomosaico.**

### 3.2.2.2 Correção geométrica de imagens de satélite

A correção geométrica das imagens dos satélites Landsat foi realizada por meio do aplicativo computacional ERDAS IMAGINE 9.1®, com base na metodologia proposta por Silva *et al.* (2012). Inicialmente, duas imagens de referência ortoretificadas de cada órbita/ponto foram adquiridas no portal Landsat.org ([www.landsat.org/ortho](http://www.landsat.org/ortho)). Estas imagens registradas foram reprojetaadas para o hemisfério sul no sistema de projeção UTM, zona 24S e datum WGS-84. As imagens foram corrigidas geometricamente com base na ferramenta de pontos controle por

meio de um modelo polinomial. Trinta pontos controle foram selecionados e com base nos valores mais elevados do Erro Quadrático Médio (RMS) de cada ponto individual, uma eliminação foi feita de modo a obter um RMS menor que 10 metros.

### 3.2.2.3 *Classificação semiautomática de imagens de satélite*

O sensoriamento remoto da vegetação nativa foi realizado a partir de uma metodologia híbrida com auxílio dos softwares ERDAS IMAGINE 9.1® e do ArcGIS 10.1®. As classificações das imagens foram feitas pelo método *clustering* denominado “*Iterative Self-Organizing Data Analysis Technique*” (ISODATA) (Ball e Hall, 1965). Segundo Meneses e Sano (2012), este método de classificação possui grande potencial para revelar os agrupamentos espectrais inerentes aos dados. Pelo ISODATA, a classificação das imagens foi feita com quinze classes prévias, dez interações e limiar de convergência de 95%, considerando a extensão das zonas tampão (10km) de área padrão no entorno das fronteiras das unidades de conservação.

Uma inspeção visual das classes sobre as imagens de satélites e as fotografias aéreas foi feita de modo a identificar as classes referentes à cobertura florestal. Nos arquivos em formato matricial, uma reclassificação foi feita de modo a obter duas classes de floresta e não floresta. Posteriormente, o filtro *Majority* foi aplicado com grade de oito pixels para homogeneizar as imagens classificadas. Em seguida, as imagens classificadas em formato matricial foram convertidas para o formato vetorial. Nestes arquivos contendo as feições vetoriais, correções manuais com as ortofotos de referência via tela foram realizadas de modo a remover erros oriundos do processo de classificação automática, bem como excluir os fragmentos com área inferior a um hectare.

### 3.2.2.4 *Testes da acurácia da classificação da cobertura florestal*

A acurácia da classificação foi testada por meio da utilização de uma matriz de confusão. A verdade terrestre foi obtida tendo como base fotografias aéreas do ano de 2005 com resolução espacial de um metro. Cinquenta pontos foram aleatorizados sobre as classes de floresta e não floresta, sendo as imagens

analisadas de modo a verificar a concordância da classificação dos pixels da imagem.

De modo complementar, excursões a campo foram realizadas para reconhecimento das feições terrestres em campo, por meio de observações e registro fotográficos referentes às fisionomias da cobertura vegetal remanescente e aos usos da terra, com registro de localização por meio de um Sistema de Posicionamento Global (GPS) modelo Garmin GPSMAP® 62sc.

### **3.2.3 Detecção de Mudanças na Cobertura Florestal e no Número de Focos de Calor**

#### *3.2.3.1 Cálculo de métricas da paisagem*

De posse do mapeamento da dinâmica da cobertura florestal, uma análise das feições vetoriais representativas dos fragmentos florestais remanescentes foi feita por meio de métricas da paisagem (área, borda, forma e núcleo). Os cálculos foram realizados com auxílio da extensão V-LATE 2.0 beta (*Vector-based Landscape Analysis Tools Extension*) incorporada ao aplicativo ArcGIS 10.1®. As métricas utilizadas foram detalhadas a seguir conforme a descrição de McGarigal e Marks (1994).

#### **Área total da paisagem de entorno(km<sup>2</sup>)**

$$TA = A \left( \frac{1}{1000000} \right)$$

**Equação 01**

Onde A é a área total da paisagem em m<sup>2</sup>.

#### **Número de fragmentos(>1)**

$$NP = n_i$$

**Equação 02**

Onde n<sub>i</sub> é o número de fragmentos da classe i na área total da paisagem.

#### **Área do fragmento em hectares(ha)**

$$CA = a_{ij} \left( \frac{1}{10000} \right)$$

**Equação 03**

Onde a<sub>ij</sub> é a área do fragmento j da classe i em m<sup>2</sup>.

**Proporção de áreas florestais(%)**

$$\%FLORESTA = p_i = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} (100) \quad \text{Equação 04}$$

Onde  $p_i$  é a proporção de paisagem ocupada por florestada classe  $i$  e consiste no somatório das áreas dos fragmentos ( $a_{ij}$ ) dividido pela área total da paisagem ( $A$ ).

**Perímetro (m)**

$$PERIM = p_{ij} \quad \text{Equação 05}$$

Onde  $p_{ij}$  é o perímetro do fragmento  $j$  da classe  $i$  em metros.

**Total de bordas (m)**

$$TE = \sum_{k=1}^m e_{ik} \quad \text{Equação 06}$$

Onde  $e_{ik}$  é o comprimento total da borda de fragmentos da classe  $i$

**Densidade de bordas (m/ha)**

$$ED = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{A} (10000) \quad \text{Equação 07}$$

Onde  $e_{ik}$  é o comprimento total da borda de fragmentos da classe  $i$  e  $A$  é a área total da paisagem em  $m^2$ .

**Dimensão fractal ( $1 \leq FD \leq 2$ )**

$$FD = \frac{2 \ln p_{ij}}{\ln a_{ij}} \quad \text{Equação 08}$$

Onde  $\ln p_{ij}$  é o logaritmo do perímetro do fragmento e  $\ln a_{ij}$  a área do fragmento.

**Índice de Forma Média (>1)**

$$MSI = \frac{\sum_{j=1}^n \left( \frac{p_{ij}}{2\sqrt{\pi a_{ij}}} \right)}{n_i} \quad \text{Equação 09}$$

Onde  $p_{ij}$  é o perímetro do fragmento  $j$  da classe  $i$  em metros,  $a_{ij}$  é a área do fragmento  $j$  da classe  $i$  em  $m^2$  e  $n_i$  é o número de fragmentos da classe  $i$  na área total da paisagem.

**Tamanho médio do fragmento(ha)**

$$MPS = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \left( \frac{1}{10000} \right) \quad \text{Equação 10}$$

Onde  $a_{ij}$  é a área do fragmento  $j$  da classe  $i$  em  $m^2$  e  $n_i$  é o número de fragmentos da classe  $i$  na área total da paisagem.

**Área núcleo (ha)**

$$CORE = a_{ij}^c \left( \frac{1}{10000} \right) \quad \text{Equação 11}$$

Onde  $a_{ij}^c$  é a área núcleo do fragmento  $ij$  baseado no tamanho do *buffer* (m).

**Número de áreas núcleo (>1)**

$$NCA = n_{ij}^c \quad \text{Equação 12}$$

Onde  $n_{ij}^c$  é o número de áreas núcleo disjuntas não fragmento baseado no tamanho do *buffer*(m).

**Índice de áreas núcleo (%)**

$$CAI = \frac{a_{ij}^c}{a_{ij}} (100) \quad \text{Equação 13}$$

Onde  $a_{ij}^c$  é a área núcleo do fragmento  $ij$  baseado em tamanho do *buffer* (m) e  $a_{ij}$  é a área do fragmento  $j$  da classe  $i$ .

### 3.2.3.2 Taxas de incremento e decremento da proporção de áreas florestais e do número de fragmentos

Como medida para quantificar as transformações ocorridas ente o período inicial e final de análise (1987-2014), duas equações para estimar o ganho ou perda de cobertura florestal foram utilizadas conforme descrição de Kallimanis *et al.* (2015). O índice NET% representa a magnitude de mudança para área de floresta, enquanto o NET\* % reflete o efeito da transformação da cobertura florestal como proporção da área total da paisagem de entorno de cada Unidade de Conservação.



**Mudança líquida da área de cobertura florestal**

$$\text{NET}\% = \frac{\text{Área de floresta em 2014} - \text{Área de floresta em 1987}}{\text{Área de floresta em 1987}} \times 100 \quad \text{Equação 14}$$

**Mudança líquida da proporção de cobertura florestal**

$$\text{NET}^*\% = \frac{\text{Área de floresta em 2014} - \text{Área de floresta em 1987}}{\text{Área total do entorno}} \times 100 \quad \text{Equação 15}$$

**Mudança líquida do número de fragmentos**

$$\text{NET}\% = \frac{\text{N}^\circ \text{ de fragmentos em 2014} - \text{N}^\circ \text{ de fragmentos em 1987}}{\text{N}^\circ \text{ de fragmentos em 1987}} \times 100 \quad \text{Equação 16}$$

### 3.2.3.3 *Aquisição de dados do monitoramento de queimadas e incêndios florestais (focos de calor)*

Os dados referentes ao monitoramento de focos de calor (queimadas e incêndios) no interior e entorno das unidades de conservação foram adquiridos do portal eletrônico do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) ([www.inpe.br](http://www.inpe.br)). Para esta análise os focos foram representados na forma de pontos extraídos de imagens dos satélites de referência com base numa série temporal entre 1998 a 2014.

O satélite de órbita polar NOAA-12 (sensor AVHRR) foi empregado pelo INPE até agosto de 2007, e a partir desta data, o AQUA\_M-T (sensor MODIS) é o satélite referência atual. Tais satélites empregam o mesmo método de imageamento e padrão de amostragem temporal, possuem resolução espacial de 1 x 1 km e detectam frentes de fogo com cerca de trinta metros de extensão por um metro de largura.

### 3.2.3.4 *Análises estatísticas das métricas da cobertura florestal e dos números de focos de calor*

De posse dos resultados das métricas de área, borda, forma e núcleo ao nível individual dos fragmentos florestais e da paisagem circundante as UCs na série temporal, assim como dos números de focos calor, uma análise exploratória dos dados foi realizada inicialmente por meio de estatísticas e de gráficos descritivos com base em valores absolutos, relativos, ponderados e médios das variáveis

obtidas. Medidas de tendência central, dispersão e associação foram empregadas, como foi o caso da média aritmética ( $\bar{X}$ ), erro padrão da estimativa ( $S_x$ ), desvio padrão ( $\sigma$ ), coeficiente de variação ( $c_v\%$ ), coeficiente de correlação de Pearson ( $r$ ), distribuição dos percentis (25-75%) e também os valores mínimos e máximos.

Para identificar equivalências ou diferenças entre as medianas das métricas dos fragmentos florestais, testes de análise de variância Kruskal-Wallis foram aplicados para realizar comparações na série temporal entre UCs. Este teste estatístico designado *H*-teste é usado para comparar três ou mais populações independentes não pareadas, onde a hipótese pode ser de igualdade ou existência de diferenças. Os testes estatísticos e os diagramas Box Plot para comparação das medianas das métricas e das médias dos números de focos de calor foram realizados com o auxílio de pacote analítico incorporado ao aplicativo computacional Statistica® versão12.

### 3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.3.1 Dinâmica Espacial e Temporal da Cobertura Florestal

Os resultados dos testes de acurácia da classificação da cobertura florestal podem ser visualizados na Tabela 3.

**Tabela 3. Matriz de confusão com os resultados dos testes de acurácia das classificações das imagens de satélite.**

UC	Kappa (K)	ACURÁCIA CLASSIFICAÇÃO				
		Geral	do Produtor		do Usuário	
			Floresta	Não floresta	Floresta	Não floresta
<b>EEEG</b>	82%	91%	94%	89%	88%	94%
<b>PED</b>	80%	90%	90%	90%	90%	90%
<b>PNRJ</b>	80%	90%	92%	88%	88%	92%
<b>RBU</b>	74%	87%	85%	89%	90%	84%
<b>RBPA</b>	80%	90%	92%	88%	88%	92%

Os valores obtidos para o índice Kappa (K) indicam resultados com qualidade da classificação variando de muito bom a excelente. Com isso, estima-se que entre 74% a 82% das áreas ocupadas por fragmentos florestais no entorno das UCs foram corretamente classificadas. A acurácia geral da classificação também apresentou valores satisfatórios. A acurácia do produtor e do usuário para as duas classes apresentaram também valores maiores ou iguais a 88%.

Os resultados de parâmetros estatísticos sumarizados com base no número de fragmentos por Unidade de Conservação podem ser observados na Tabela 4.

**Tabela 4. Áreas das UCs e do entorno analisado e parâmetros estatísticos de tendência central e dispersão do número total de fragmentos na série temporal (1987 a 2014).**

UC	Área da UC (km <sup>2</sup> )	Entorno analisado (km <sup>2</sup> )	Nº de fragmentos			
			$\bar{X} \pm S_x$	$\bar{X}$ (500 km <sup>2</sup> )	DP	CV%
<b>EEEG</b>	32,6	393	54 ± 1,3	69	2,7	5
<b>PED</b>	214,3	1354	1444 ± 116,7	533	233,4	16,2
<b>PNRJ</b>	148,8	724	308 ± 31,2	212	64,4	20,9
<b>RBU</b>	29,3	535	439 ± 24,6	410	49,2	11,2
<b>RBPA</b>	50,7	591	504 ± 33,9	427	67,9	13,5

$\bar{X}$  = Média aritmética;  $S_x$  = Erro padrão; DP = Desvio padrão; CV% = coeficiente de variação.

A média mais elevada do número total de fragmentos encontrada no entorno do Parque Estadual do Desengano (PED) possui relação com a extensão ampla do parque que ocasionou em um território de entorno mais extenso. Entretanto, com base na média ponderada (500 km<sup>2</sup>) do número de fragmentos, uma similaridade das paisagens vizinhas ao PED, a Reserva Biológica União (RBU) e a Reserva Biológica de Poço das Antas (RBPA) foi observada, com diferenças em torno de cem fragmentos. O entorno da EEEG apresentou uma média mais baixa de número de fragmentos. Já a paisagem vizinha ao PNRJ, mesmo apesar de possuir a segunda maior área depois da do PED, um número médio também baixo de fragmentos foi encontrado. Poucos fragmentos poderiam indicar uma cobertura florestal de maior continuidade em determinados casos sendo um fator positivo para conservação, entretanto, estes números reduzidos de fragmentos para o entorno da EEEG e do PNRJ indicam a baixa qualidade destas paisagens circundantes em função da reduzida proporção de cobertura florestal.

Com base na modelagem temporal espacialmente explícita da dinâmica da cobertura florestal remanescente localizada no entorno (10 km) das UCs analisadas, mapas com as feições dos fragmentos remanescentes na paisagem foram elaborados (Figuras 14 a 18). De posse desse mapeamento da dinâmica da cobertura florestal, as métricas de paisagem foram calculadas sendo inicialmente computadas como descritoras da fragmentação ao nível da paisagem conforme sumarização na tabela 5.

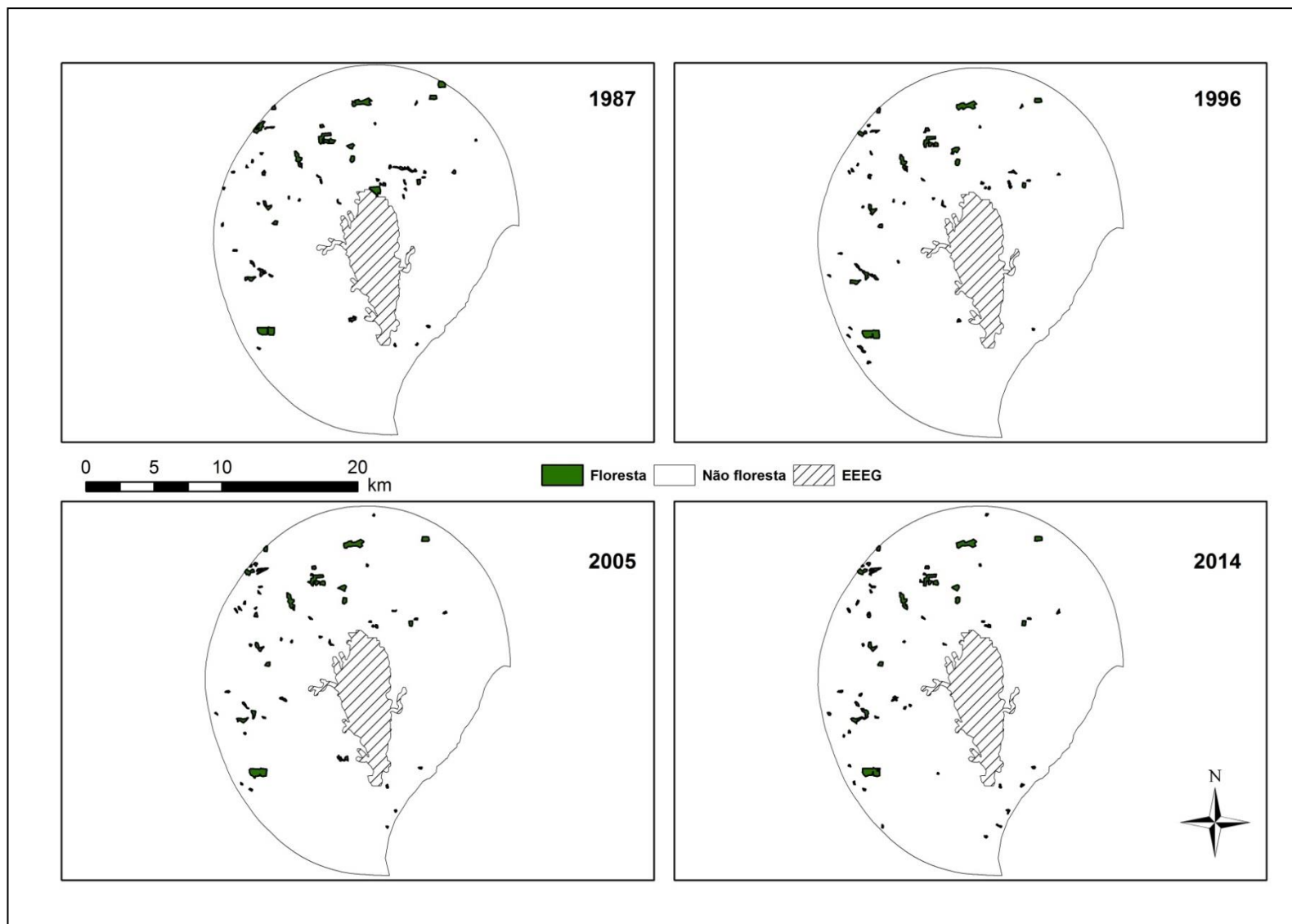


Figura 14. Dinâmica espaço-temporal dos fragmentos florestais de Mata Atlântica remanescente no entorno (10km) da Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba (EEEG).

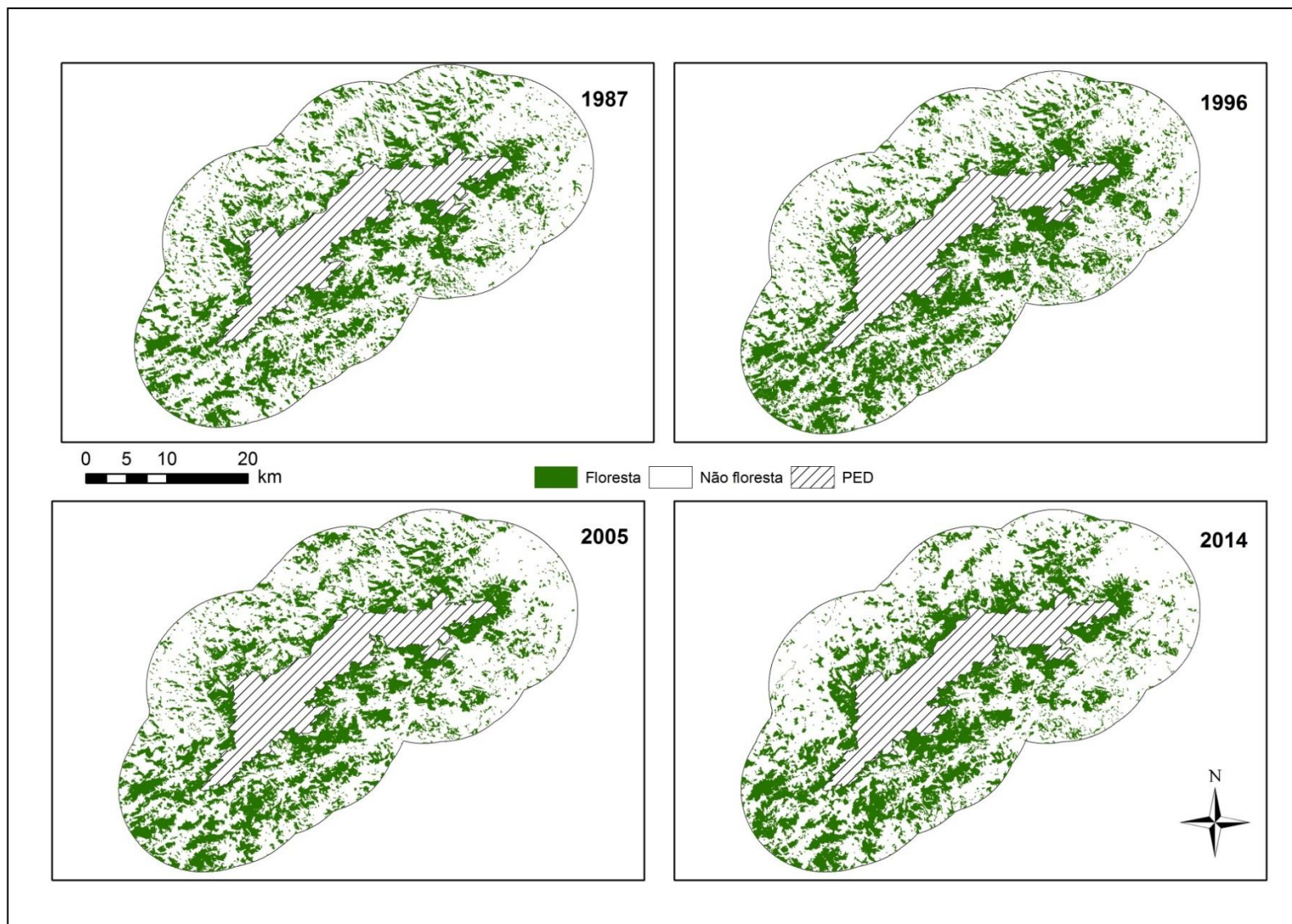


Figura 15. Dinâmica espaço-temporal dos fragmentos florestais de Mata Atlântica remanescente no entorno (10km) do Parque Estadual do Desengano (PED).

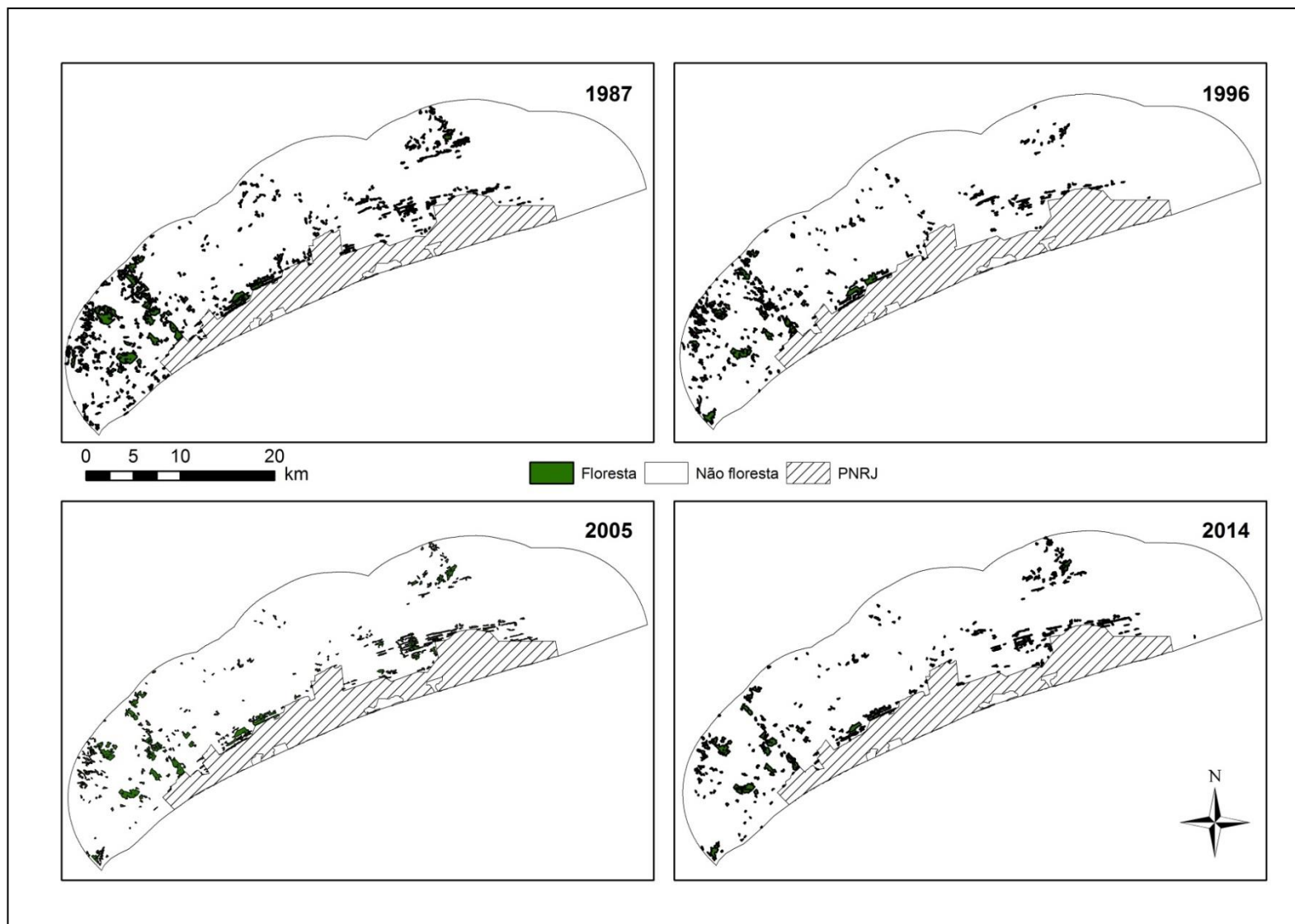


Figura 16. Dinâmica espaço-temporal dos fragmentos florestais de Mata Atlântica remanescente no entorno (10km) do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PNRJ).

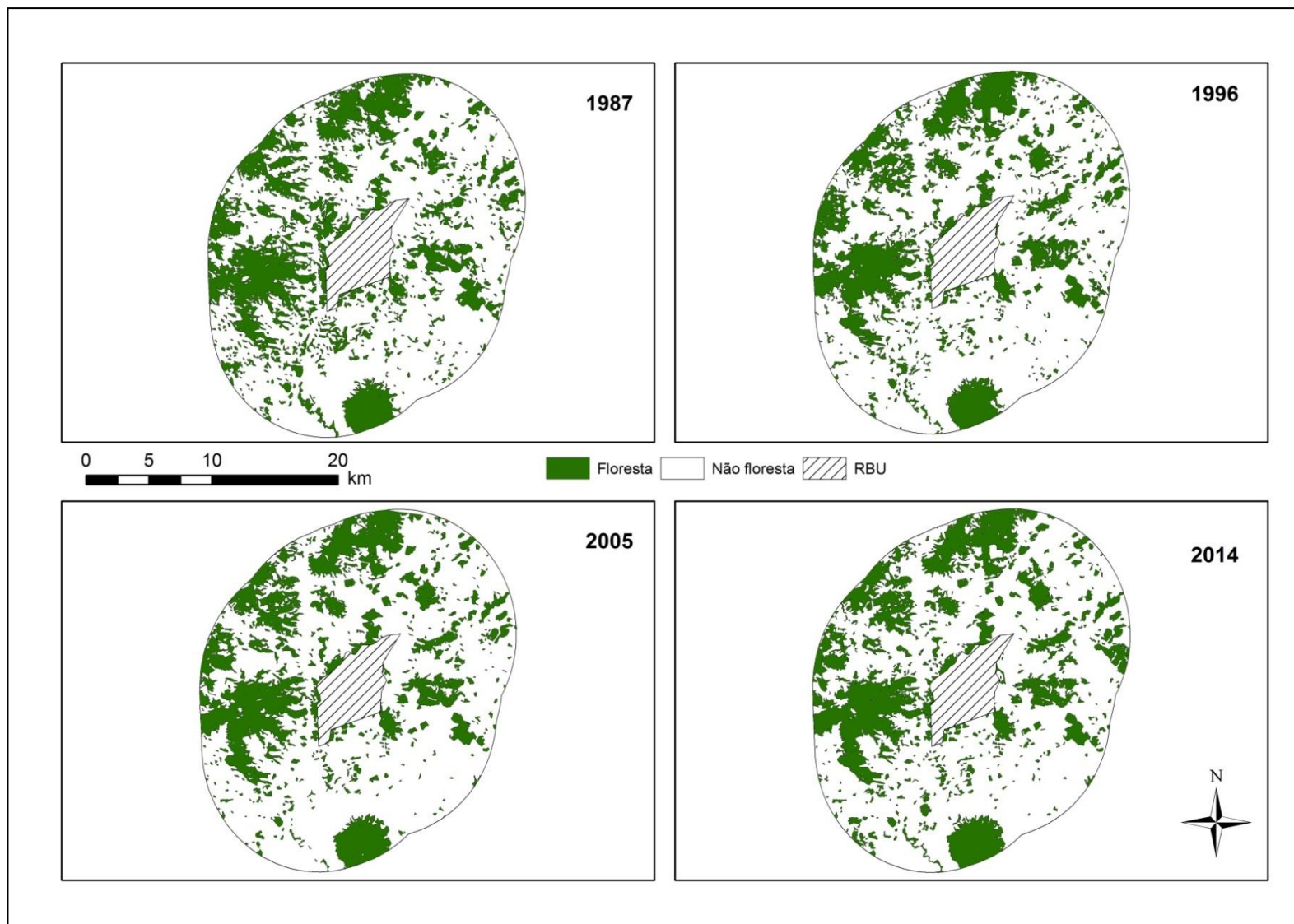


Figura 17. Dinâmica espaço-temporal dos fragmentos florestais de Mata Atlântica remanescente no entorno (10km) da Reserva Biológica União (RBU).

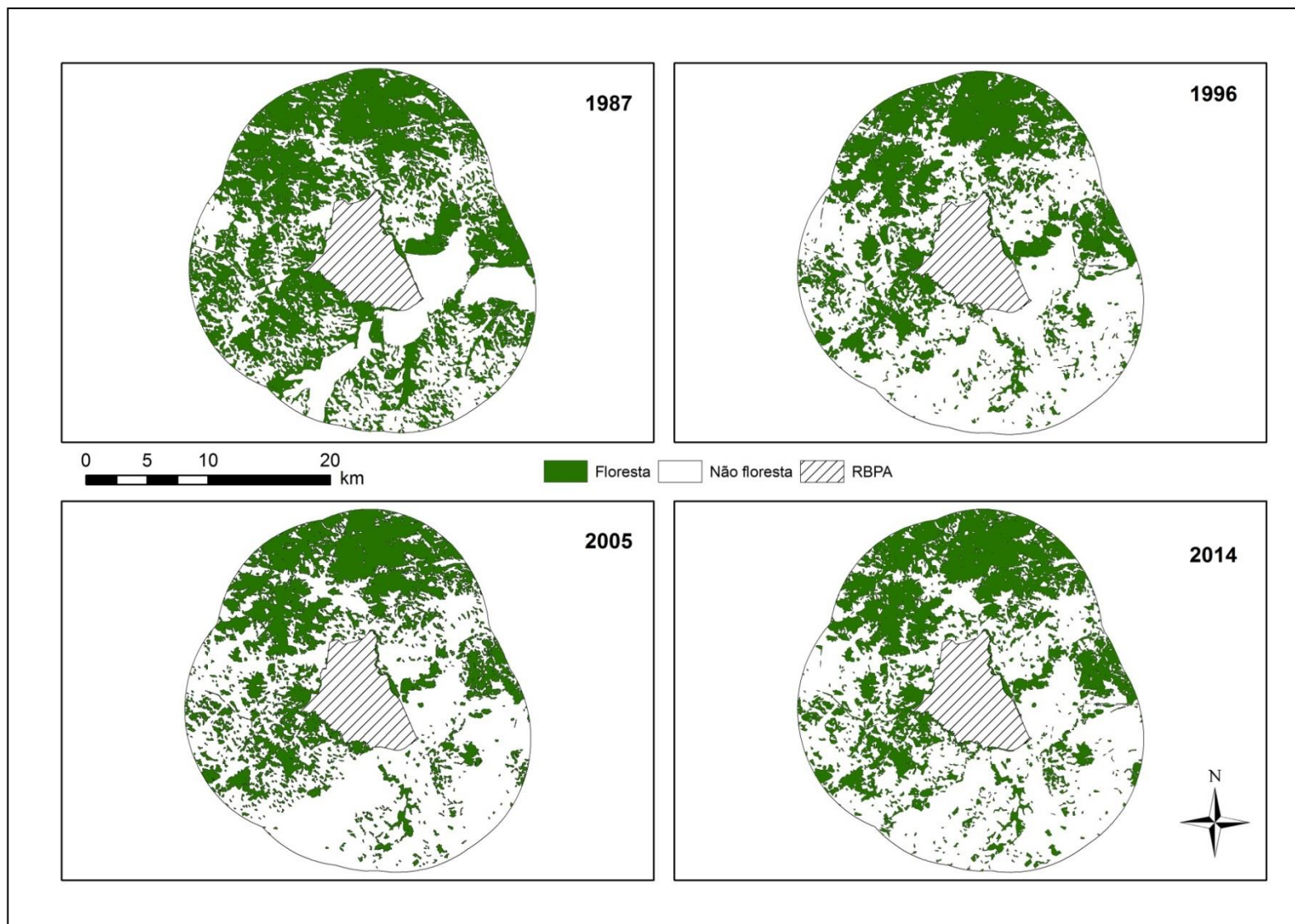


Figura 18. Dinâmica espaço-temporal dos fragmentos florestais de Mata Atlântica remanescente no entorno (10km) da Reserva Biológica de Poço das Antas (RBPA).



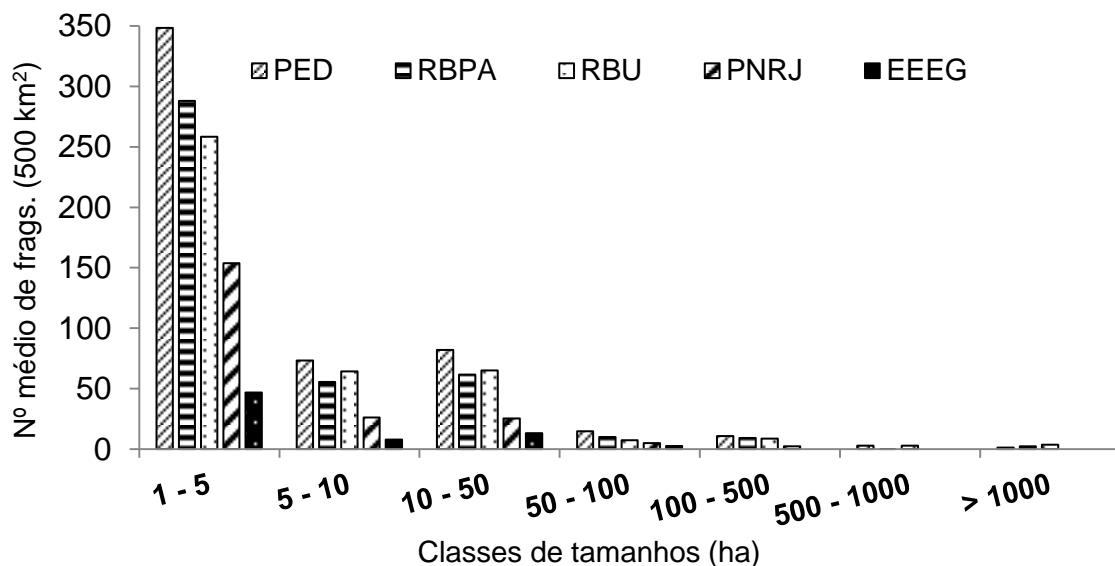
**Tabela 5. Resultados obtidos com as métricas da paisagem da cobertura vegetal de entorno das unidades de conservação da Mata Atlântica.**

ANO	UCs	CA	TE	ED	MPE	MSI	MPAR	MFRACT	TCA	CAI
1987	EEEG	475	70809	149	1311	1,41	0,027	1,30	675202	14,2
	PED	42838	4174922	97	2596	1,53	0,027	1,30	141396385	33,0
	PNRJ	3390	589435	174	1438	1,54	0,031	1,32	4271805	12,6
	RBU	16438	1332549	81	2654	1,49	0,027	1,30	69251315	42,1
	RBPA	29204	2144989	73	4897	1,57	0,028	1,30	123276620	42,2
1996	EEEG	394	60335	153	1160	1,37	0,028	1,3	543812	13,8
	PED	48325	4668629	97	2811	1,55	0,029	1,31	160421657	33,2
	PNRJ	2144	388857	181	1345	1,53	0,03	1,31	2031289	9,5
	RBU	14911	1141207	76	2449	1,52	0,028	1,30	69516840	46,6
	RBPA	20995	1538052	73	3293	1,58	0,029	1,31	96889224	46,2
2005	EEEG	434	65084	150	1122	1,36	0,028	1,30	682617	15,8
	PED	46841	4175031	89	3059	1,55	0,028	1,31	170954851	36,5
	PNRJ	2604	483766	186	1715	1,7	0,031	1,32	2260412	8,7
	RBU	14953	1025127	69	2642	1,46	0,027	1,30	74176748	49,6
	RBPA	20350	1964439	96	3324	1,83	0,033	1,34	86378479	42,5
2014	EEEG	451	70196	156	1170	1,37	0,03	1,30	604020	13,4
	PED	46562	3890993	84	3383	1,59	0,028	1,31	184723279	39,7
	PNRJ	1987	367484	185	1322	1,55	0,031	1,32	2008446	10,1
	RBU	15719	1102408	70	2695	1,50	0,027	1,30	77533569	49,3
	RBPA	21294	1597925	75	3032	1,57	0,029	1,31	96582398	45,4

CA = Área dos fragmentos (ha); TE = Total de bordas (m); ED = Densidade de bordas (m/ha); MPE = Média de bordas dos fragmentos (m); MSI = Índice de forma média (>1); MPAR = Razão perímetro médio pela área dos fragmentos; MFRACT = Dimensão Fractal Média ( $1 \leq \text{MFRACT} \leq 2$ ); TCA = Total de áreas núcleo (m); CAI = Índice de áreas núcleo (%).

Os resultados da comparação entre o número de fragmentos com a área total de cada paisagem de entorno indicam alto grau de correlação estatística ( $r=0,95$ ;  $\alpha=0,05$ ). Do mesmo modo, o número de fragmentos e a área total de cada UC estão correlacionados ( $r=0,96$ ;  $\alpha=0,05$ ). Leitão *et al.* (2006) sugere que o número de fragmentos geralmente é proporcional à extensão da paisagem analisada. Uma divergência a este padrão geral é mais evidente no entorno do PNRJ, que possui a segunda maior área de paisagem estudada e ocupa a penúltima posição em número de fragmentos dentre as UCs. Este padrão é mais um indicativo para o grau crítico de conectividade e percolação da biodiversidade entre o interior e o entorno do PNRJ, mesmo apesar da presença de áreas naturalmente sem cobertura florestal que são ocupadas pelas comunidades vegetais abertas do ecossistema de restinga.

Como medida para reconhecer padrões relacionados à distribuição de classes de tamanhos dos fragmentos florestais, o que pode ser um indicativo da qualidade ambiental das paisagens, um enquadramento fragmentos florestais remanescentes no entorno das UCs foi feito em sete classes de tamanho expressas em hectares, os resultados podem ser observados na Figura 19.



**Figura 19. Distribuição do número médio de fragmentos no entorno das UCs por classes de tamanho.**

Nas paisagens no entorno das UCs predominam fragmentos pequenos, com enquadramento na classe de tamanho de um a cinco hectares (66,9%), seguido dos fragmentos com dez a cinquenta hectares (15,2%). Nos ecossistemas florestais de Mata Atlântica este é um padrão comum detectado tanto no interior quanto no entorno de UCs. Apesar do tamanho reduzido, tais fragmentos menores possuem

funções importantes na redução do isolamento geral entre a cobertura florestal (Calegari *et al.*, 2010; Juvanhol *et al.*, 2011; Zanella *et al.*, 2012; Pirovani *et al.*, 2014; Souza *et al.*, 2014; Pirovani *et al.*, 2015). Além disso, por estarem geralmente em locais com índices elevados de desmatamento, eles resguardam importantes espécies arbóreas na diversidade alfa (Liu e Silk, 2014).

Conforme as pressuposições da teoria da biogeografia de ilhas, o menor isolamento entre fragmentos contribui com os fluxos de imigração e colonização de espécies em geral. Além disso, favorece fluxos de espécies focais facilitadoras e enfermeiras, que são fundamentais nos ecossistemas para estruturação continuada pela sucessão natural (Dobson, 1996). Tais espécies nas paisagens do PNRJ e da RBPA ocorrem em ecossistemas considerados periféricos a Floresta Atlântica *strictu sensu* (Scarano, 2009). A constatação e o estudo destas espécies são de grande relevância para manutenção de áreas protegidas, com enfoque especial para o manejo *ex situ* e *in situ* de populações de espécies facilitadoras da sucessão ecológica e spp. raras regional ou localmente.

No que concerne à biodiversidade faunística associada, os fragmentos pequenos podem ter grande contribuição na conservação de insetos, apesar de geralmente não suportarem alta riqueza de espécies (Turner, 1996; Tschardtke *et al.*, 2002). Nas paisagens vizinhas desprotegidas no entorno da EEEG, Aguiar e Gagliagone (2012) apontam também para importância destes remanescentes de área reduzida ( $4 \leq \text{fragmentos} \leq 18 \text{ha}$ ) como mantenedores de habitats funcionais para manutenção de comunidades de abelhas Euglossina. Com a proteção destes remanescentes, é possível garantir o incremento da polinização em áreas florestais e agrícolas, e reduzir a predação natural de espécies oportunistas sobre as culturas (Sousa *et al.*, 2011), resguardando serviços ecossistêmicos de grande relevância para a sociedade pela manutenção da produção agrícola.

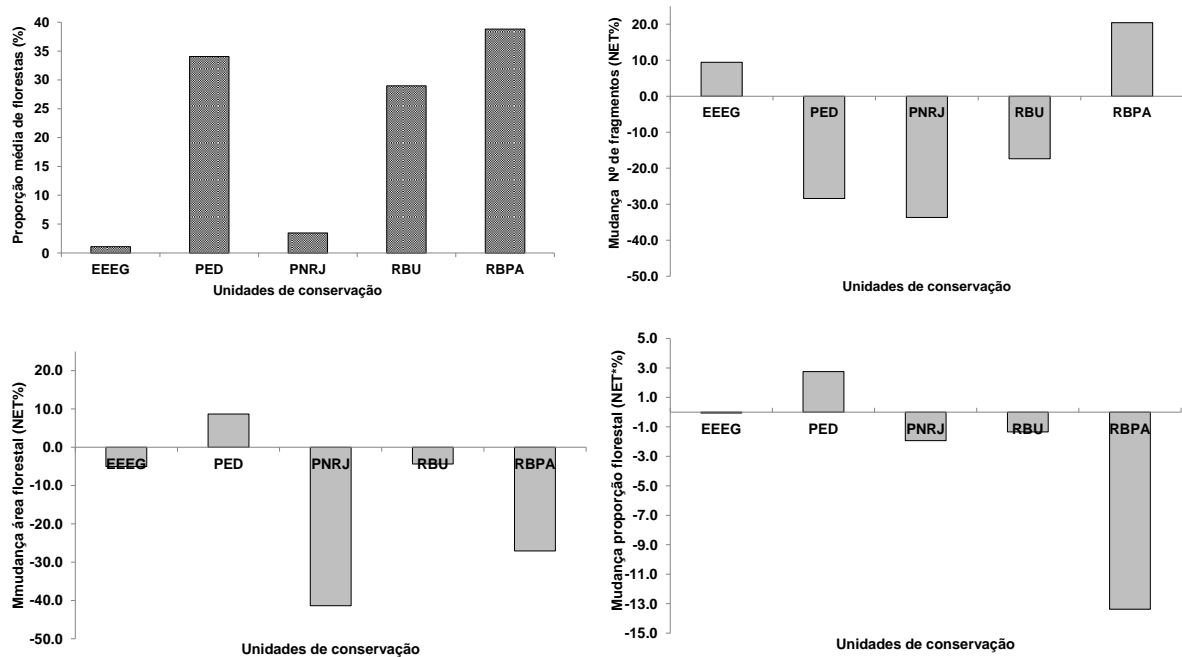
No interior e entorno do PNRJ, a existência dos diferentes tipos de comunidades vegetais de restinga e das faixas de transição (ecótonos) representam um fator positivo para incrementar a riqueza e diversidade de espécies de Euglossina conforme encontrado por Silva *et al.* (2009) no Parque Nacional dos Lençóis Maranhenses. Uma heterogeneidade ambiental inerente a diferentes ecossistemas ao longo do mundo e que pode ser um importante determinante da riqueza de espécies de vertebrados terrestres (Moreno-Rueda e Pizarro, 2009).

Com relação aos fragmentos maiores, que possuem elevada relevância para conservação da biodiversidade, no entorno da EEEG, os remanescentes com área acima de cem hectares são inexistentes, e na vizinhança do PNRJ são ausentes os com área superior a quinhentos hectares. Cerca de dez fragmentos na classe acima de mil hectares ocorrem somente no entorno do PED, RBU e RBPA, com destaque para a paisagem do PED, que possui uma área de contínuo florestal de cerca de vinte mil hectares de interface com os limites do parque.

De fato, a presença de fragmentos maiores possui ampliada relevância, pois estas áreas relictuais com ambientes prístinos apresentam maior possibilidade para resguardar mais espécies da fauna e flora, o que influi no sucesso reprodutivo de aves e morcegos que realizam a dispersão de sementes florestais (Turner, 1996; Burke e Nol, 2000; Marsden *et al.*, 2001; Hill e Curran, 2003; Portela *et al.*, 2014; Danjuma *et al.*, 2014). Nesse sentido, considerando o extensivo fragmento florestal mencionado para o entorno do PED, é possível afirmar que uma estratégia de manejo que poderia ser realizada no sentido de recuperar pontos frágeis e de interligação destes remanescentes maiores de Mata Atlântica com fragmentos pequenos adjacentes.

Comparativamente entre as unidades de conservação, os resultados das análises da proporção e taxas de mudança líquida da cobertura florestal, e do número de fragmentos do entorno, podem ser observados na Figura 20. Apesar de no entorno do PED ocorrerem mais fragmentos, a RBPA apresentou a maior proporção relativa média de áreas florestais. No entorno da EEEG, seguido pela paisagem vizinha do PNRJ, as proporções de floresta detectadas são muito baixas, esta última UC apresentando também uma perda expressiva em número de fragmentos (NET% = -33,7 %) entre 1987 e 2014.

A paisagem no entorno do PNRJ apresentou uma perda (NET% = -41,4 %) expressiva de área florestal considerando o ano inicial e final de análise. Entretanto, um decremento pouco acentuado (NET\*% = -1,9 %) ocorreu na proporção de floresta, quando é considerada a área total de entorno do PNRJ. Outro resultado marcante foi caracterizado pelo decremento representativo ocorrido no entorno da RBPA em termos de área e proporção de cobertura florestal. Já a pouca perda observada para a paisagem vizinha a RBU é um resultado positivo para manutenção da efetividade da conservação da biodiversidade nesta UC.



**Figura 20.** Proporção média de florestas, mudança líquida do número de fragmentos e da área florestal (NET %), e mudança na proporção da cobertura florestal (NET\*%) no entorno das unidades de conservação entre 1987 a 2014.

Por outro lado, o PED foi à única UC em que houve um incremento significativo de área e da proporção de cobertura florestal (NET% = 8,7 %; NET\*% = 2,8 %) na paisagem de entorno. De forma geral, as proporções de áreas florestais detectadas para todas as UCs, abaixo de 40%, apontam para uma provável conectividade funcional reduzida, com base no limiar mínimo de cobertura florestal de 59% que teoricamente limita a percolação integral pela paisagem de entorno das áreas protegidas (Delcourt e Delcourt, 2004; Burel e Baudry, 2004). Assim, baseado nos padrões críticos detectados no entorno de ambas as UCs, e se considerados os pressupostos da teoria da percolação, a biodiversidade estaria fadada em longo prazo a um colapso, devido à redução excessiva dos fluxos biológicos, diminuição da recolonização, aumento da pressão dos agentes da matriz antrópica e dos riscos de extinção (Solé *et al.*, 2004; Farina, 2006). Nesse sentido, principalmente os entornos da EEEG e do PNRJ, deveriam ser considerados como paisagens prioritárias para projetos de recuperação ambiental, tendo em vista o valor ecológico dos últimos remanescentes na proteção de representantes da biodiversidade regional.

Swift e Hannon (2010) indicam que limiares críticos na ecologia de paisagens, como é o caso da proporção de cobertura vegetal, são indicativos importantes da viabilidade de populações de espécies na natureza. O uso deste limiar de cobertura

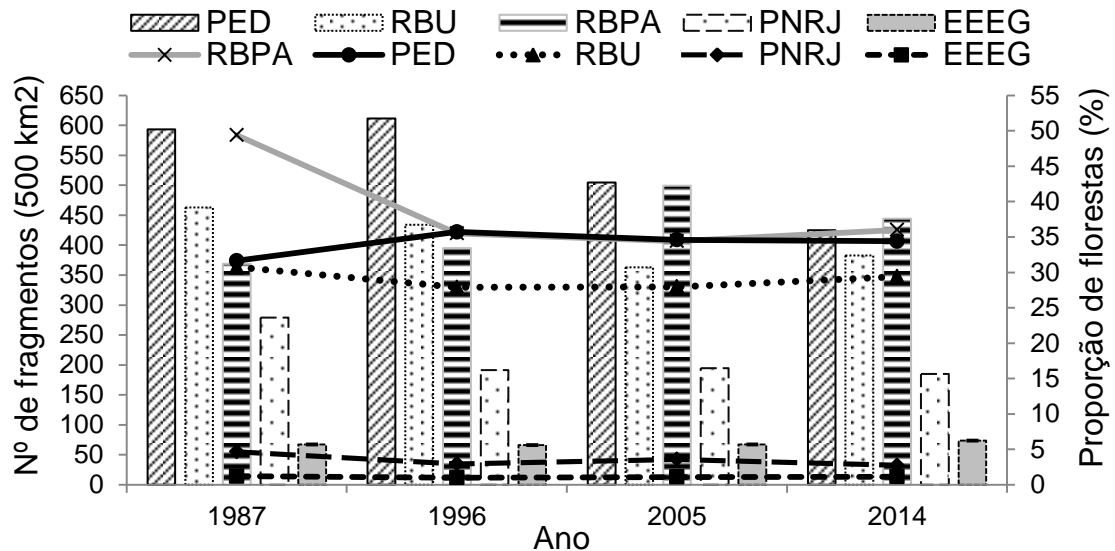
vegetal pode orientar políticas de conservação biológica e de gestão de paisagens (Metzger e Décamps, 1997; Guénett e Villard, 2005), como no processo de seleção de áreas mais viáveis para estabelecimento de UCs e de estabelecimento projetos de recuperação ambiental. Entretanto, apesar das potencialidades destes limiares e da carência aplicativa, o seu emprego ainda é alvo de críticas pela pouca compreensão sobre as respostas das espécies conforme a variação das escalas espaciais. Nesse sentido, os estudos de múltiplas espécies particulares a cada paisagem alvo de planejamento se apresentam como proposta mais indicada para alcançar avanços no reconhecimento destes limiares em geral (Rhodes *et al.*, 2008).

Apesar destes importantes referenciais, a discussão sobre limiares no planejamento e estabelecimento de UCs ainda não é uma realidade brasileira, aonde os formatos das áreas protegidas seguem sem um planejamento mais complexo o conceito básico de proteção de grandes blocos de ecossistemas remanescentes representativos em áreas prioritárias para conservação de cada bioma, como é o caso da Mata Atlântica.

Com relação ao PNRJ, a RBPA e a RBU, algumas pesquisas de longa duração relacionadas ao ecossistema de restinga e à espécie do mico-leão-dourado obtém resultados que são úteis para investigar as exigências e capacidades de dispersão de populações de espécies com base, por exemplo, na qualidade ou quantidade de cobertura vegetal remanescente, informações que contribuir com a indicação de limiares críticos na paisagem para sustentar populações viáveis, eliminando os riscos de extinção.

Uma peculiaridade na EEEG é o fato de que os esforços de conservação iniciais estiveram principalmente relacionados à proteção do último fragmento de Floresta Estacional Semidecidual (Mata de Tabuleiro) da região Nordeste do Rio de Janeiro, denominado popularmente como Mata do Carvão. Um estabelecimento que levanta o debate relacionado ao SLOSS (*Single large or several small reserves*). O fato é que o formato de todas as UCs segue explicitamente o padrão “*single large*”. Tal modelo que pode resultar em extinções, já que os processos de conexão, migração e imigração com fragmentos vizinhos podem se tornar menos frequentes em longo prazo (Burkey, 1989). Nesse sentido, uma matriz com predomínio de pastagens como ocorre no entorno das UCs estudadas constitui um fator limitador da dispersão de sementes de espécies lenhosas entre as fronteiras florestais (Muñiz-Castro *et al.*, 2006).

Os resultados obtidos da dinâmica temporal do número total de fragmentos e da proporção de cobertura florestal a cada ano nas paisagens de entorno das UCs estudadas ao longo do período de análise podem ser observados na Figura 21.



**Figura 21. Dinâmica temporal do número de fragmentos e da proporção de cobertura florestal de Mata Atlântica no entorno das unidades de conservação.**

A variação temporal do número total de fragmentos florestais considerando todas as unidades de conservação investigadas aponta para uma redução com tendência linear contínua significativa ( $R^2=0,98$ ;  $\alpha=0,01$ ). A RBPA, o PED e a RBU, apresentam um número mais elevado de fragmentos quando comparado ao PNRJ e a EEEG. A observação das alterações sofridas no entorno da RBPA revela que houve um aumento expressivo do número de fragmentos da cobertura florestal entre 1996 e 2005. Já na paisagem no entorno da EEEG, um padrão quase estático na escala analisada pode ser verificado, auxiliado pelos baixos coeficientes de variação ( $C_v=6,2$ ;  $C_v=7,8$ ) do número de fragmentos e da proporção de áreas florestais estimados para o entorno desta UC.

No entorno do PNRJ e também do PED, o processo de fragmentação usual, marcado pela subdivisão em fragmentos menores e conseqüente desaparecimento, parece ter tido uma intensidade elevada devido à redução geral mais expressiva do número total de fragmentos, um padrão que pode ainda ser explicado com auxílio da estatística dos coeficientes de variação mais elevados constatados entre as UCs nos anos de análise ( $C_v=20,9$ ;  $C_v=16,2$ ).

Quanto ao processo de regeneração da cobertura florestal, este pode realmente ser facilitado devido a maior declividade dos terrenos (Eilu e Obua, 2005), como na paisagem do PED (Figura 22). Áreas declivosas que além de apresentarem características geomorfológicas facilitadoras do processo de regeneração natural, estão sujeitas ao abandono devido às dificuldades logísticas para o desenvolvimento continuado das atividades agropecuárias (Silveira e Silva, 2010). Além disso, os esforços de incremento do monitoramento nos últimos anos contribuem com a recuperação ambiental da cobertura florestal na zona vizinha aos limites do PED.



**Figura 22. Aspectos da regeneração da vegetação na paisagem do Parque Estadual do Desengano (PED).**

Já na RBPA, a regeneração da vegetação em algumas áreas pode ser dificultada em função das coberturas por gramíneas após a passagem de distúrbios causados pela incidência do fogo (Moraes *et al.*, 2006). Em adição, em capoeiras submontanas na RBPA, o alto teor de alumínio no solo interfere na decomposição da matéria orgânica e também constitui um complicador para regeneração natural da cobertura florestal (Lima *et al.*, 2006). Entretanto, em dois outros tipos de remanescentes de Floresta Atlântica secundária na RBPA, Neves e Peixoto (2008) identificaram um ascendente padrão de regeneração e sucessão florestal.



No sentido de divergências entre a capacidade de recuperação ambiental nos tipos de formações da Mata Atlântica, cabe ressaltar a relevância dos projetos de reflorestamento com espécies nativas para acelerar a regeneração e a recuperação da resiliência, como vem sendo executado de modo experimental no interior da RBPA e da RBU (Moraes *et al.*, 2006). Nesse propósito, há uma necessidade do monitoramento contínuo da regeneração natural, por meio de imagens de sensores remotos e técnicas quali-quantitativas de estudo da dinâmica da vegetação, para priorizar o manejo da cobertura florestal afetada pela ação antrópica e/ou constatar o desempenho inadequado de um ou outro modelo de restauração empregado (Hall *et al.*, 1991; Lima *et al.*, 2006; Sensevero *et al.*, 2009). Com isto, é possível estimar o tempo de retorno da biodiversidade vegetal e prever um incremento da efetividade da conservação na REBIO, considerando o incremento de populações de espécies nativas da flora e conseqüentemente da fauna.

Apesar da redução temporal observada para o número de fragmentos, a dinâmica da proporção de floresta não apresentou uma tendência linear de redução de área no período de análise. Apesar disso, um aspecto que chama a atenção na RBPA nesse sentido é a detecção de uma perda expressiva (13,9%) do total de florestas entre 1987 e 1996. O PNRJ apresentou o maior coeficiente de variação ( $C_v = 24,9$ ) com uma tendência geral de perda continuada da cobertura florestal.

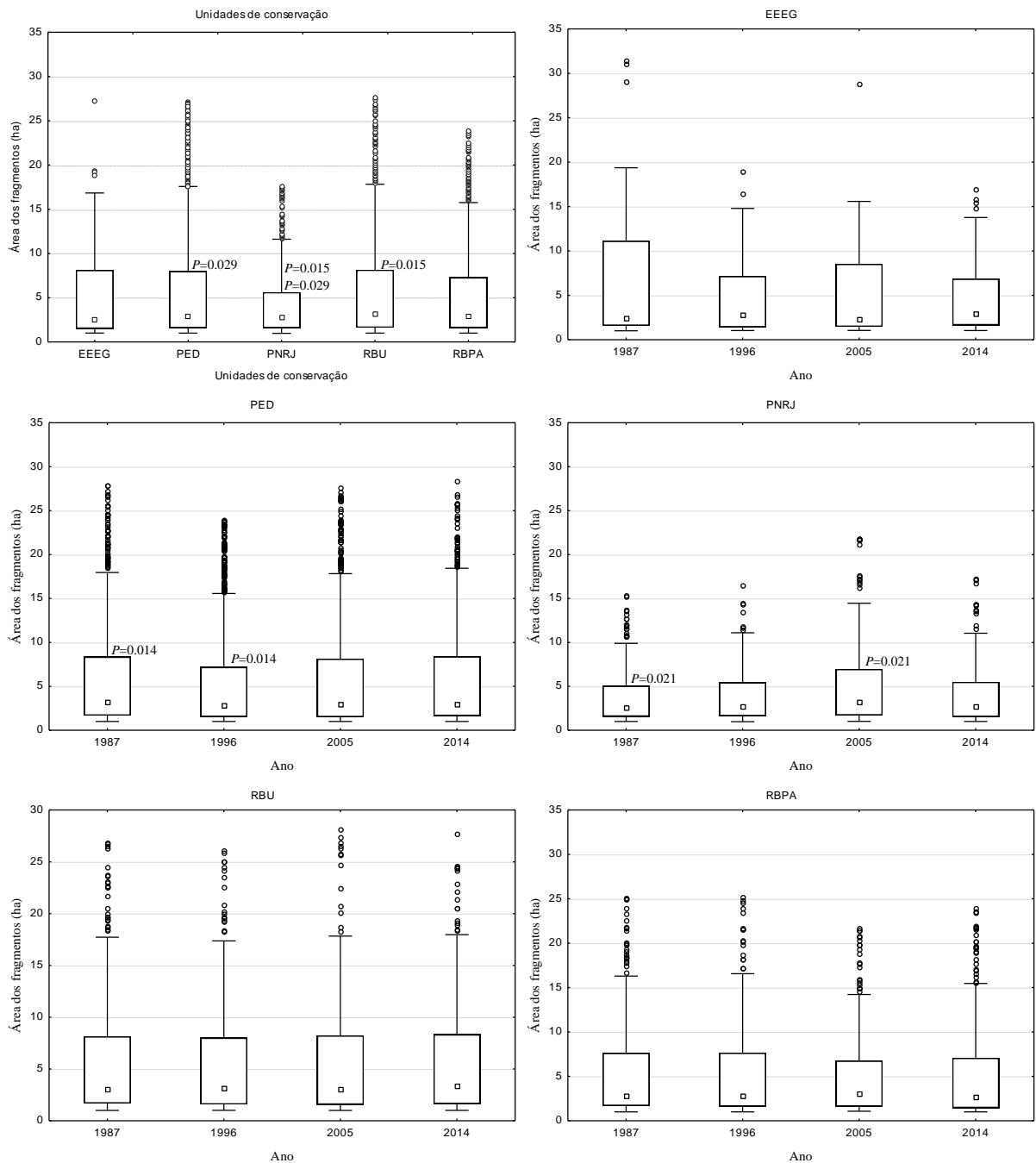
**Tabela 6. Resultados do teste Kruskal-Wallis ( $\alpha=0,05$ ) para dinâmica temporal da área dos fragmentos e parâmetros estatísticos estimados.**

UC	Ano				$\bar{X} \pm S_x$	Min/Max	25/75%	DP	CV
	1987	1996	2005	2014					
	<b>P-valor</b>								
<b>EEEG</b>	ns	ns	ns	ns	8±0,8	1/65	1,5/8,1	12,4	15,6
<b>PED</b>	0,014*	0014*	ns	ns	32±6,8	1/22874	1,6/8	517,7	16,2
<b>PNRJ</b>	0,021*	ns	0,021*	ns	8±0,5	1/238	1,6/5,6	18,9	23
<b>RBU</b>	ns	ns	ns	ns	35±5,3	1/3971	1,6/8,1	224	63,4
<b>RBPA</b>	ns	ns	ns	ns	45±12,9	1/12487	1,6/7,3	578,4	12,7

$\bar{X}$  = Média aritmética;  $S_x$  = Erro padrão; Min/Max = Valores mínimos e máximos; 25/75% = Percentis; DP = Desvio padrão; CV% = coeficiente de variação. ns: não significativo ( $P > 0,05$ ); \*( $P < 0,05$ ).

A diferença das medianas das áreas detectadas no entorno do PED pode ser explicada pelo processo de divisão de fragmentos maiores em menores, tendo em vista o aumento do número de fragmentos nesse mesmo período, o que aponta para uma fragmentação florestal mais evidente no entorno entre 1987 a 1996. No caso do PNRJ, as diferenças estatísticas decorreram principalmente dos fragmentos maiores

computados na distribuição da amostra, revelado inclusive pelos *outliers* do ano de 2005, conforme análise pelos diagramas Box Plot na Figura 23.

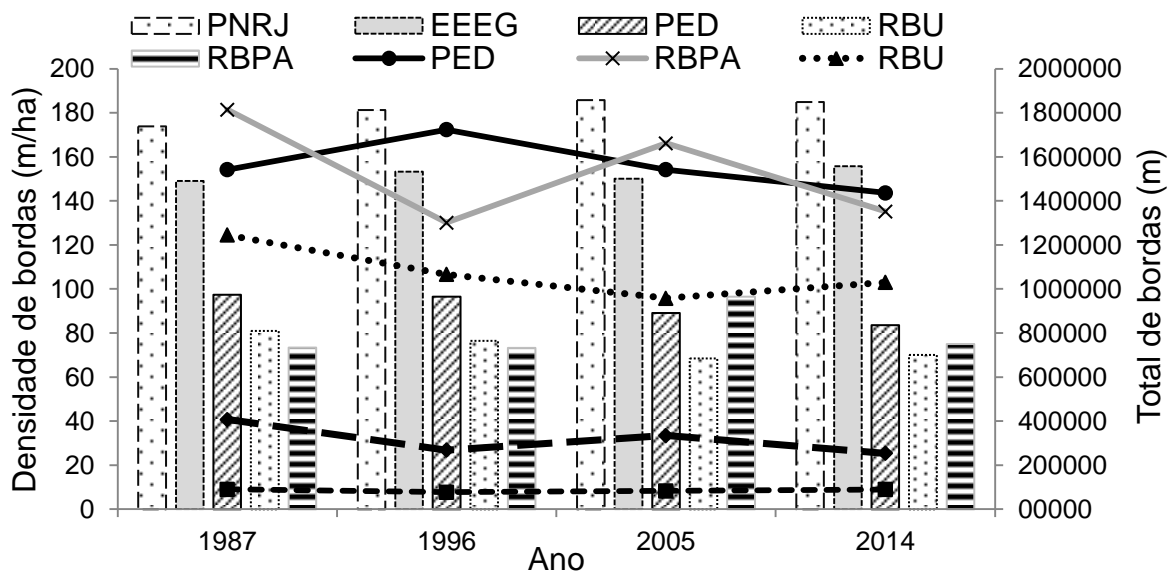


**Figura 23. Diagramas Box Plot da variabilidade da área dos fragmentos de Mata Atlântica.**

A análise da variabilidade da área dos fragmentos entre as paisagens de entorno das UCs aponta principalmente para o fato de que o PNRJ apresenta uma diferença da mediana quando comparado a RBU ( $P=0,014$ ) e ao PED ( $P=0,029$ ) ( $\alpha=0,05$ ). Essa comparação aponta ainda que 75% da amostra contêm fragmentos

muito pequenos com até cinco hectares no PNRJ, diferentemente do padrão de distribuição das amostras detectada para as demais UCs que incluem fragmentos de sete até oito hectares de área nesse mesmo percentil. Essa predominância de fragmentos de área reduzida que reflete o formato característico da vegetação florestal de restinga no PNRJ, cujos remanescentes com espécies de hábito arbóreo-arbustivo são geralmente caracterizados por fragmentos pequenos e alongados (Caris *et al.*, 2013). Uma vegetação formada em depressões encontradas nos intercordões dos depósitos litorâneos, as quais tendem ao assoreamento e ao ressecamento seguido pela formação da cobertura vegetal.

Com relação à variação temporal do total de bordas (TE) considerando o somatório das bordas de todas as UCs, uma tendência linear de redução foi constatada ( $R^2=0,93$ ;  $\alpha=0,05$ ) entre 1987 e 2014, o que pode ser atribuído principalmente ao processo de supressão da vegetação, que resultou em redução geral do número de fragmentos e conseqüentemente diminuição do TE. Os resultados da dinâmica da densidade de bordas (ED) e do total de bordas (TE) estão demonstrados na Figura 24.



**Figura 24. Dinâmica temporal da densidade de bordas (ED) e do total de bordas (TE) dos fragmentos florestais de Mata Atlântica no entorno das unidades de conservação.**

Cabe também destacar o comportamento gráfico de tendência de redução geral do TE mais explícito que foi detectado no entorno da RBU. Este padrão poderia ser considerado como outro aspecto positivo para conservação da biodiversidade no interior das UCs. Entretanto, a correlação temporal da variação do

TE com a variação do número de fragmentos e da proporção de floresta ( $r=0,92$ ;  $r=0,82$ ) impossibilita esta conclusão, já que a redução das bordas em longo prazo reflete realmente a perda da área ocupada ou desaparecimento destes remanescentes. Já no entorno do PED e da RBPA, é notável uma variabilidade mais explícita, que revela a possibilidade de ocorrência mais ativa da regeneração da vegetação nas bordas florestais, que influencia a complexidade das formas dos fragmentos e conseqüentemente na variação de métricas de borda.

A redução do TE é contraditório ao que predomina na Amazônia brasileira, onde a presença de uma cobertura florestal contínua faz com que o desmatamento inicial resulte numa expansão das bordas florestais pelo surgimento contínuo de novos fragmentos resultantes da subdivisão (Broadbent *et al.*, 2008). Na Mata Atlântica, a paisagem altamente fragmentada torna os fragmentos com áreas reduzidas vulneráveis aos efeitos deletérios dos demais agentes antrópicos. Esta pressão em longo prazo tende a ocasionar uma mudança de forma ou desaparecimento, resultando na redução do total de bordas comprovado nas paisagens de entorno das unidades de conservação investigadas.

No que concerne à dinâmica da ED para as UCs investigadas, uma variação reduzida foi constatada devido aos baixos coeficientes de variação calculados entre um e quatorze por cento. O PNRJ se destacou com a maior densidade de bordas. Outro resultado que aponta para a influência da estrutura espacial da vegetação florestal no ecossistema de restinga com padrão alongado. Um efeito positivo para conservação da biodiversidade no PNRJ resultado do fato de que os ecótonos formados nas bordas de transição com as comunidades vegetais de restinga podem ser particularmente ricos em espécies por congregarem a biodiversidade de ambas as comunidades em transição (Lloyd *et al.*, 2000; Walz, 2011).

Em paralelo, os valores de ED mais baixos encontrados no entorno da RBPA e também da RBU, quando comparado às outras UCs, são um indicativo da maior qualidade ecológica das paisagens circundantes a estas duas REBIO, já que com menos bordas há maior permeabilidade geral na paisagem (Walz, 2011). Além disso, a menor densidade de bordas implica na preservação de maior proporção de áreas núcleo sem efeito de borda no interior dos fragmentos florestais de Mata Atlântica. Conforme sugerido por Bock *et al.* (2005), os valores obtidos com métricas da paisagem, como é o caso da densidade de borda, podem ser considerados negativos ou positivos para conservação em função da sensibilidade das espécies

ou dos tipos de ambientes florestais. Assim, no caso do entorno do PNRJ, as métricas de borda provavelmente não possuem alta relevância para explicar um grau de efetividade da conservação.

No caso do interior da RBU, resultados de outro estudo demonstram a existência de efeitos de borda sobre a fenologia, que afetam as interações planta-dispersor (Reznik *et al.*, 2012). Em adição, em fragmentos pequenos na RBPA, alterações de variáveis microclimáticas em ambientes de borda observadas foram relacionadas como tendo efeito direto sobre a manutenção do ambiente para diversas espécies da fauna, que também utilizam estes remanescentes de área reduzida (Siqueira *et al.*, 2004). Portanto, a importância ecológica do uso do índice de ED fica comprovada como representativo da maior qualidade ambiental dos fragmentos florestais no entorno destas duas reservas biológicas.

Os resultados dos testes estatísticos para comparação das medianas com base na dinâmica temporal do TE dos fragmentos no entorno das unidades de conservação foram sumarizados na Tabela 7.

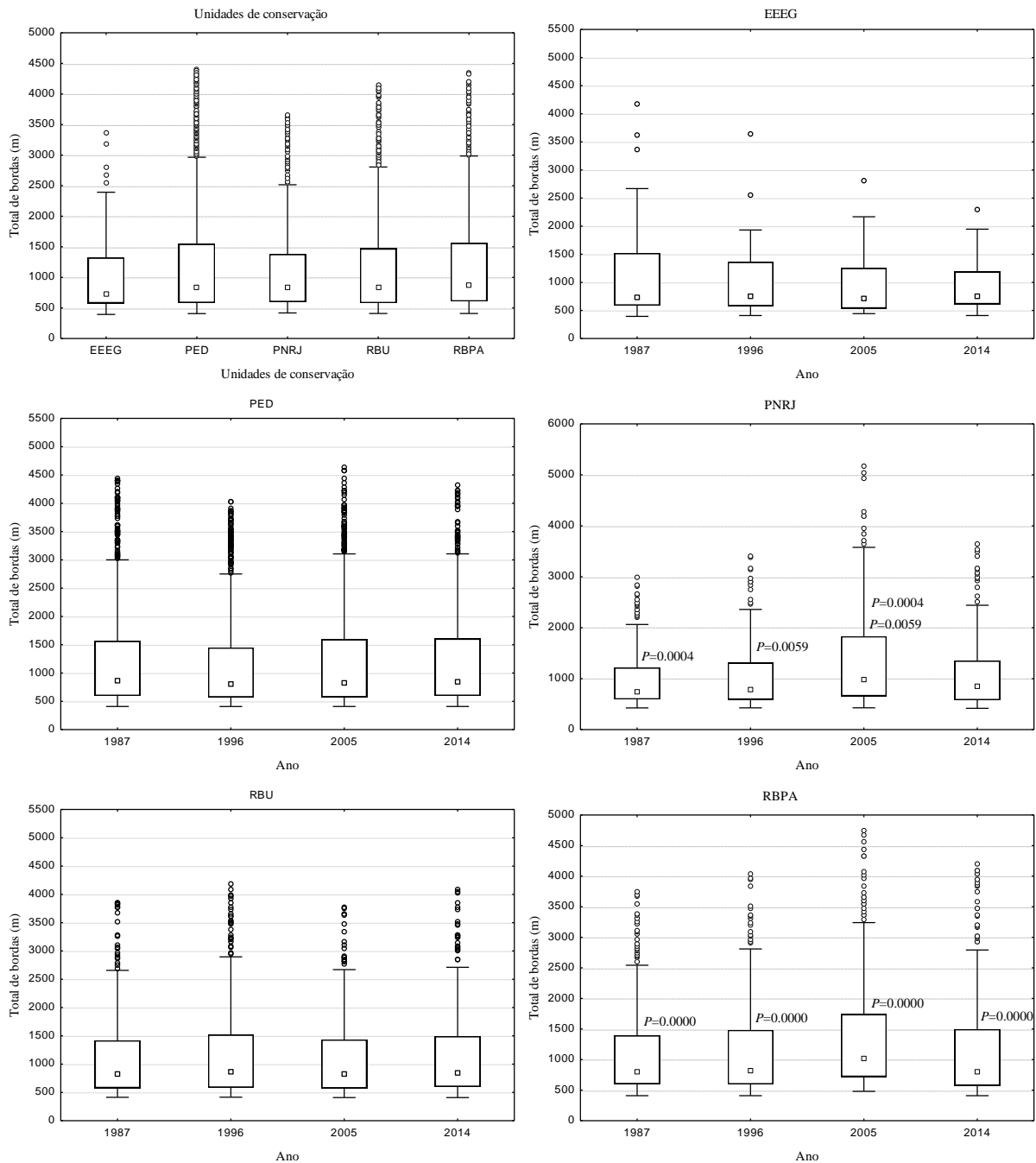
**Tabela 7. Resultados do teste Kruskal-Wallis para dinâmica temporal do total de bordas (TE) dos fragmentos e parâmetros estatísticos estimados.**

UC	Ano				$\bar{X} \pm S_x$	Min/Max	25/75%	DP	CV
	1987	1996	2005	2014					
P-valor									
EEEG	ns	ns	ns	ns	1204±72	394/5685	579/1321	1066	88
PED	ns	ns	ns	ns	2927±430	407/1383366	585/1544	32659	11,15
PNRJ	0,0004**	0,0059*	0,0004**	ns	1480±57	418/24375	599/1379	1995	13,5
RBU	ns	ns	ns	ns	2619±248	409/182947	581/1470	10396	39,7
RBPA	,0000**	,0000**	,0000**	,0000**	3589±696	409/889110	609/1560	31265	87,1

$\bar{X}$  = Média aritmética;  $S_x$  = Erro padrão; Min/Max = Valores mínimos e máximos; 25/75% = Percentis; DP = Desvio padrão; CV% = coeficiente de variação. ns: não significativo ( $P > 0,05$ ); \* ( $P < 0,01$ ); \*\* ( $P < 0,0005$ ); \*\*\* ( $P < 0,0001$ ).

Diferenças da mediana do TE foram constatadas para o PNRJ (1987 e 1996 ≠ 2005) e para a RBPA (1987 e 1996 e 2014 ≠ 2005). O fato é que no PNRJ e na RBPA há uma variação similar na dinâmica temporal do TE dos fragmentos florestais, com queda (1987 a 1996), recuperação (1996 a 2005) e novo decréscimo no TE entre 2005 e 2014, com conseqüente coeficiente de variação mais elevado. A RBPA apresentou uma discrepância da média do TE devido à presença de fragmentos maiores com área contínua, revelado pela maior média de área e conforme a distribuição do percentis. Os resultados das análises pelos diagramas

Box Plot da dinâmica temporal da distribuição do total de bordas por UC podem ser observados na Figura 25.

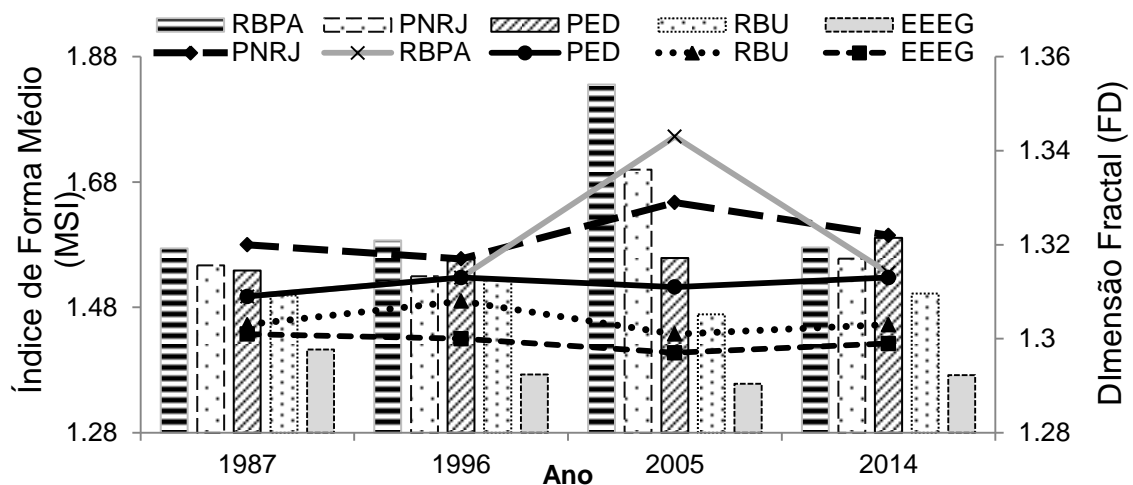


**Figura 25. Diagramas Box Plot do total de bordas (TE) dos fragmentos de Mata Atlântica.**

No caso do PNRJ, a vegetação característica da restinga também poderia explicar os pontos distantes da distribuição (*outliers*) constatados no ano de 2005, que foram assim como na métrica de área, os mais elevados quando comparado às outras UCs, apontando para a prevalência de alguns fragmentos com total de bordas entorno de cinco mil metros. Já no entorno da EEEG, a distribuição temporal do total

de bordas aponta para uma redução gradativa do intervalo incluído nos percentis, passando a incluir ao longo do tempo menos fragmentos com total de bordas mais elevados, indicando redução do total de bordas em função do aumento do número de fragmentos menores na classe de um até cinco hectares.

Como forma de avaliar a complexidade das formas dos fragmentos de Mata Atlântica, análises foram feitas com base na variação das métricas do Índice de Forma Média (MSI) e da Dimensão Fractal (FD) inicialmente conforme ilustrado na Figura 26.



**Figura 26. Dinâmica temporal do índice de forma média (MSI) e dimensão fractal (FD) dos fragmentos no entorno das unidades de conservação.**

Com base no resultado destas métricas, é possível observar um MSI menos elevado no entorno da EEEG em comparação às outras UCs, e uma tendência temporal de redução desta métrica na mesma paisagem circundante, devido à presença de fragmentos com menor complexidade de formas. Entretanto, um aspecto marcante na paisagem de entorno da EEEG é a existência de um número muito reduzido de fragmentos isolados em meio a matriz antrópica predominante da cultura da cana-de-açúcar e das pastagens extensivas. Neste cenário, como comprovado nas observações de campo, tais fragmentos estão sujeitos à pressão nas bordas florestais pelos distúrbios causados com as queimadas frequentes para colheita e manejo da cana, devido à transformação das queimadas em incêndios florestais que tem ocorrido. Além disso, à invasão de rebanhos bovinos é comum devido ao cercamento inadequado nas bordas dos remanescentes, ou ao manejo proposital nas propriedades como medida para provocar o conforto térmico animal, tendo como resultado direto o pisoteio de plântulas no sub-bosque e a compactação

do solo. Um padrão que resultana supressão continuada da cobertura de trechos de florestas remanescentes outrora conectados aos corpos florestais, e também na redução da resiliência ambiental. Assim, tal pressão continuada nestes remanescentes parece resultar na alteração da estrutura espacial dos remanescentes gerando formatos de menor complexidade.

Os resultados dos testes estatísticos para verificação das variabilidades temporais da mediana do MSI podem ser observados na Tabela 8.

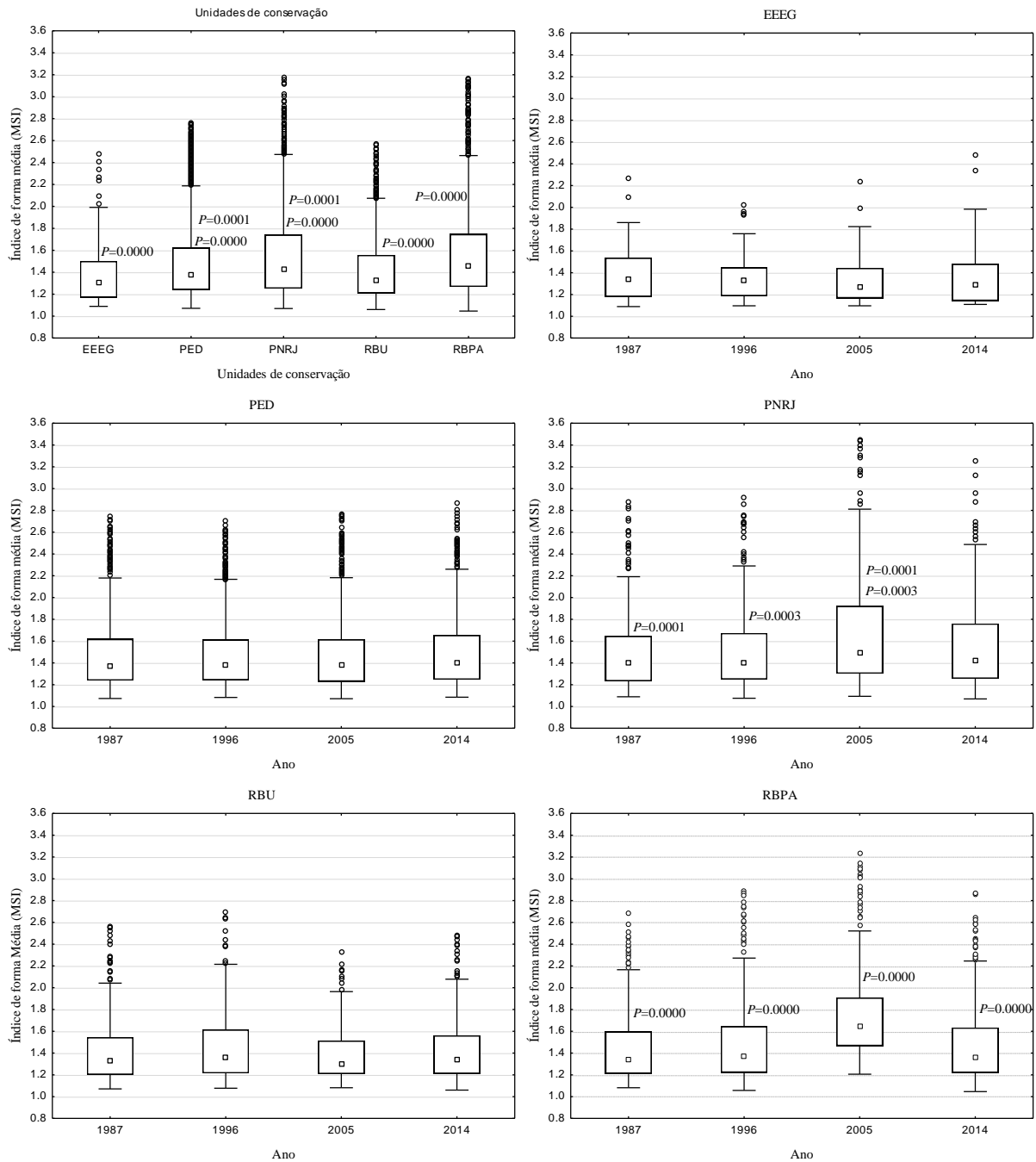
**Tabela 8. Resultados do teste Kruskal-Wallis para dinâmica temporal do índice de forma média (MSI) dos fragmentos de Mata Atlântica e parâmetros estatísticos estimados.**

UC	Ano				$\bar{X} \pm S_x$	Min/Max	25/75%	DP	CV
	1987	1996	2005	2014					
P-valor									
EEEG	ns	ns	ns	ns	1,38±0,02	1,09/2,82	1,17/1,5	0,29	20,8
PED	ns	ns	ns	ns	1,56±0,01	1,07/26,06	1,24/1,62	0,84	53,8
PNRJ	0,0001**	0,0003**	0,0001**	ns	1,58±0,01	1,07/4,72	1,25/1,74	0,49	30,9
RBU	ns	ns	ns	ns	1,5±0,01	1,06/8,82	1,21/1,55	0,64	42,5
RBPA	,0000***	,0000***	,0000***	,0000***	1,65±0,02	1,04/22,44	1,27/1,74	0,98	0,02

$\bar{X}$  = Média aritmética;  $S_x$  = Erro padrão; Min/Max = Valores mínimos e máximos; 25/75% = Percentis; DP = Desvio padrão; CV% = coeficiente de variação. ns: não significativo ( $P > 0,05$ ); \*\*( $P < 0,0005$ ); \*\*\* ( $P < 0,0001$ ).

É importante notar as diferenças detectadas para o MSI principalmente com relação ao ano de 2005 para o entorno do PNRJ e da RBPA. Neste ano, a mediana sofreu um aumento nas paisagens circundantes destas unidades com incremento da complexidade de formas dos fragmentos. Este resultado está de acordo com as diferenças das medianas para este mesmo ano nestas duas UCs detectadas para o total de bordas. Já no entorno do PED, foi observado um máximo de complexidade, provavelmente em função da cobertura florestal remanescente formada sobre terrenos em escarpas com declividade acentuada que tendem a possuir formas complexas. Os resultados das análises pelos diagramas Box Plot da dinâmica temporal da distribuição do MSI por UC podem ser observados na Figura 27.





**Figura 27. Diagramas Box Plot do índice de forma média (MSI) dos fragmentos de Mata Atlântica.**

No tocante à comparação das medianas do MSI entre as unidades de conservação, diferenças com base no valor de  $P$  não foram detectadas apenas entre a EEGE e a RBU, e entre o PNRJ e a RBPA. Estas duas primeiras UCs apresentam similaridade na distribuição dos percentis, com número maior de fragmentos de complexidade reduzida. A pouca complexidade para a EEGE é devido à elevada pressão antrópica exercida sobre as bordas dos fragmentos. Entretanto, para a RBU, este resultado diferenciado do MSI em relação às demais UCs é um fator

positivo para conservação devido à presença de maior número de fragmentos com forma mais próxima a um quadrado, o que garante menor efeito de borda e a preservação de áreas no interior dos fragmentos florestais. Já o PNRJ e a RBPA se assemelham na distribuição dos percentis e também na discrepância detectada para a variação do MSI no ano de 2005, assim como observado para as métricas borda e forma. Na paisagem analisada no entorno do PNRJ, 56,7% dos fragmentos foram classificados como tendo formato muito alongado (Caris *et al.*, 2013).

A análise dos resultados das métricas de áreas núcleo para o ano de 2014 aponta um padrão de distanciamento do CAI calculado na EEEG (CAI = 13,4 %) e no PNRJ (CAI = 10,11 %), com relação às demais unidades de conservação (PED, RBU e RBPA). No caso dos mesmos cem metros de profundidade de borda a RBU apresentou o CAI = 49,3 %, seguida da RBPA com CAI = 45,4 %, indicando maior capacidade para preservação de áreas núcleo no interior dos remanescentes florestais destas duas REBIO. O entorno do PNRJ além de conter pouca cobertura florestal apresenta fragmentos com formato alongado.

No que concerne à preservação da biodiversidade, resultados de estudos realizados em fragmentos de uma região transicional entre Mata Atlântica e Cerrado por Nemésio e Silveira (2010), demonstram que a abundância e riqueza de abelhas polinizadoras de orquídeas estão intimamente correlacionadas com o tamanho das áreas centrais existentes no interior dos fragmentos. A relação área/perímetro que infere na complexidade das formas não parece ser um indicador mais adequado da abundância deste componente da fauna. Estes achados sugerem a importância da manutenção das áreas núcleo na paisagem das UCs estudadas.

Um aspecto importante da prevenção dos impactos nas unidades de conservação consiste na manutenção das suas bordas circundantes, devido à relevância destas fronteiras como zonas tampão para proteger os interiores dos habitats florestais interiores das alterações microclimáticas e de outros regimes de perturbação de origem antrópica (Hill e Curran, 2003). Em paralelo, na escala das paisagens de entorno alvos deste estudo, a conservação da biodiversidade pode ser incrementada com a manutenção de uma quantidade significativa de áreas núcleo de fragmentos vizinhos, por meio da melhoria gradual da forma e o aumento do tamanho de fragmentos na vizinhança das fronteiras das UCs (Santos *et al.*, 2008). Segundo Haddad *et al.* (2015), a redução das áreas florestais e o aumento das bordas afeta principalmente a persistência de espécies e a composição da

comunidades. Padrões que são marcados ainda pelo incremento do isolamento que tem efeito principal sobre a movimentação entre fragmentos e dinâmica trófica.

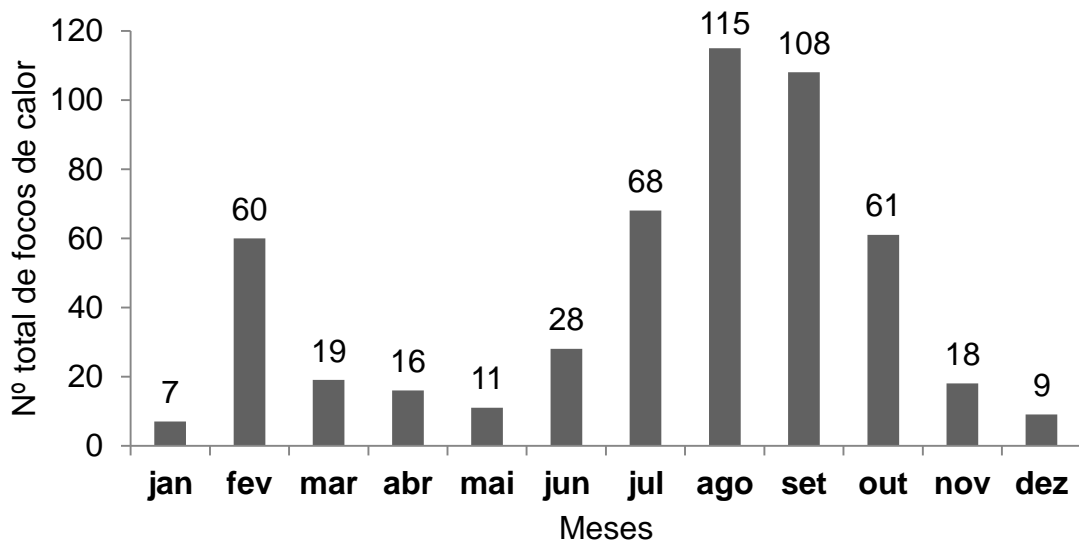
A preservação de grandes blocos contendo florestas primárias no interior de fragmentos florestais deve ser um dos alvos principais para ampliar a efetividade da conservação da biodiversidade, sendo urgentes às medidas de prevenção dos efeitos deletérios sobre estes interiores preservados principalmente no caso das paisagens altamente fragmentadas (Lopes *et al.*, 2009), que constituem um cenário predominante na Mata Atlântica. Estas áreas de extrema relevância com florestas maduras no interior muitas vezes podem estar desprotegidas nas zonas de entorno das unidades de conservação, como é o caso de alguns remanescentes que foram mapeadas principalmente nas paisagens circundantes da RBU e da RBPA. Tais blocos de cobertura florestal preservada no entorno das UCs podem até mesmo apresentar maior relevância ecológica quando comparado a determinados ambientes no interior protegido, fato que carece de estudos científicos para determinar a real importância de tais áreas que justifiquem a ampliação dos limites protegidos. Por fim, é preciso, de fato, melhor elucidar as questões relacionadas ao funcionamento das áreas protegidas no âmbito das suas terras de entorno.

No caso das paisagens de entorno das UCs estudadas, o cenário da consolidação das áreas de preservação permanente (APPs) como ambientes efetivamente protegidos, e o aumento do número de outras áreas protegidas gerenciadas pelo poder privado, como as enquadradas na categoria de Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), são mudanças que deverão contribuir com a ampliação das áreas com ecossistemas naturais preservados. De acordo com as afirmações de Goetz *et al.* (2009), o aumento das áreas protegidas de modo a incorporar uma rede interligada com novos fragmentos florestais preservados no entorno deve ocorrer, ao invés de simplesmente ampliar as bordas das UCs. Com isto, uma diversidade biológica mais elevada poderá ser congregada as áreas protegidas, e permitir que haja uma preservação da integridade de ecossistemas inteiros, alcançando um paradigma atual da conservação que ainda tem sido desconsiderado pelas agências governamentais.

### **3.3.2 Dinâmica da Ocorrência de Focos de Calor**

Os resultados de uma análise da frequência mensal de FC para as paisagens das UCs investigadas podem ser observados na Figura 28. Um destaque com o

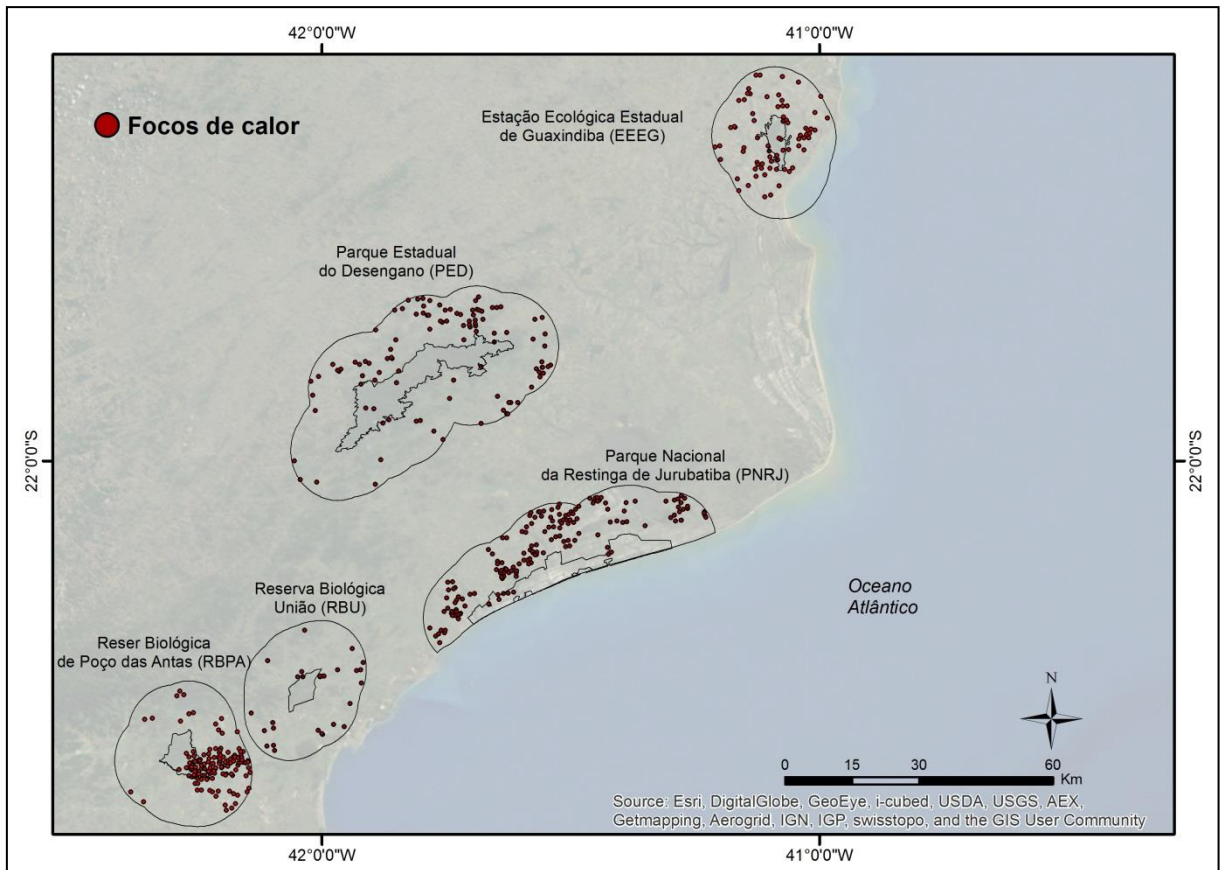
número de sessenta focos detectado para o mês de fevereiro pode ser observado, provavelmente em função da maior incidência de radiação solar neste período do ano com altas temperaturas e índices pluviométricos reduzidos em relação aos outros meses da estação chuvosa. Entretanto, nos meses de agosto e setembro, caracterizados pelas pluviosidades reduzidas, ocorreram mais focos de calor representando 22% e 21% dos focos totais.



**Figura 28. Ocorrência mensal de focos de calor no interior e entorno das unidades de conservação estudadas entre 1998 e 2014.**

Estes resultados encontrados confirmam um padrão temporal descrito em outros parques nacionais (Medeiros e Fiedler, 2004; Fiedler *et al.*, 2006). O mesmo padrão de sazonalidade que acarreta em focos de calor também é mencionado por Vallejo (2012) que relaciona entre as causas de ocorrência do fogo em áreas protegidas do nordeste brasileiro, fatores tais como: motivações com manejo de pastagens, expansão de frentes agropastoris, represálias à existência de unidades de conservação e os incêndios acidentais.

Com base nos arquivos em formato vetorial dos pontos referentes aos focos de calor (FC) ocorridos anualmente entre 1999 a 2014, no interior e entorno (10 km) das UCs, um mapa foi elaborado contendo ambos os FC da série temporal analisada (Figura 29).



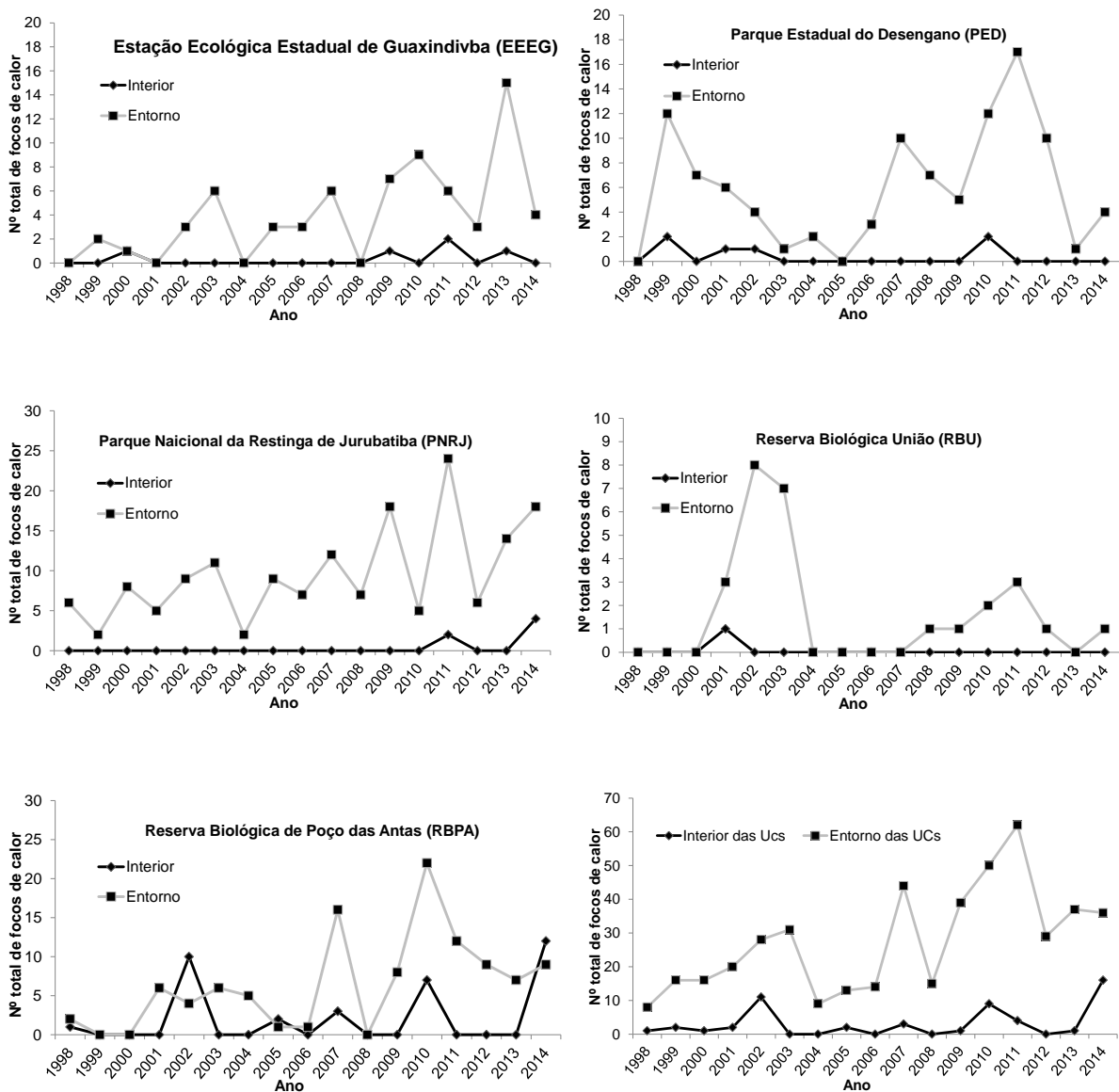
**Figura 29. Incidência de focos de calor nas paisagens de interior e entorno das unidades de conservação entre 1998 e 2014.**

Conforme o aspecto visual da distribuição dos FC nas paisagens de acordo com a ilustração pelo mapa, uma ocorrência menos evidente de FC para a paisagem da RBU e um predomínio mais aparente no setor sudeste da RBPA podem ser observados, com tendência de avanço para o interior protegido. Os resultados obtidos com a análise estatística da dinâmica do número de FC estão demonstrados na Tabela 9.

**Tabela 9. Estatísticas do número de focos de calor total no interior e entorno das unidades de conservação entre 1998 e 2014.**

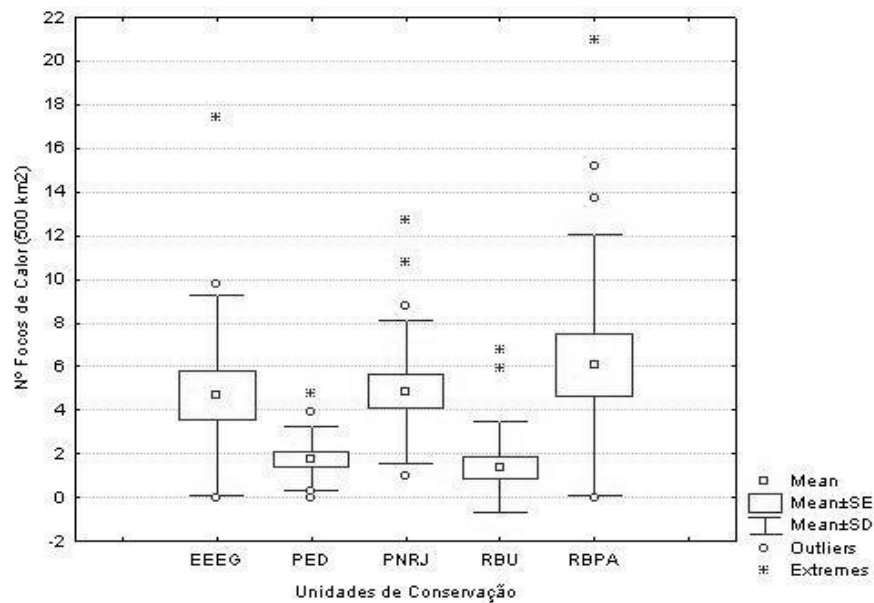
UC	Nº total	Nº (500 km <sup>2</sup> )	Média ± SE	Mediana	Desv. Pad.	Coef. Var.
<b>EEEG</b>	73	80	4,3 ± 0,2	3	4,2	17,7
<b>PED</b>	107	30	6,3 ± 0,3	5	5,2	27,2
<b>PNRJ</b>	169	83	9,9 ± 0,4	8	6,7	44,9
<b>RBU</b>	28	24	1,6 ± 0,1	1	2,5	6,2
<b>RBPA</b>	143	103	8,4 ± 0,5	6	8,3	68,1

Nos dezessete anos da análise um total de 520 FC foi detectado para as paisagens de entorno e interior de todas as UCs investigadas. Quando considerado o número de FC ponderado pelo tamanho das paisagens(500 km<sup>2</sup>), os territórios de interior e entorno da RBPA, seguida pelo PNRJ e EEG, apresentaram mais ocorrências de queimadas e incêndios florestais. Já na paisagem da RBU, de fato, apenas vinte e oito FC foram detectados, outro fator positivo para eficácia da conservação nesta REBIO, devido ao espalhamento menos pronunciado deste distúrbio com efeitos deletérios para os ecossistemas de abrangência. Para ilustrar a dinâmica da ocorrência dos FC individualmente para as UCs, gráficos descritivos de tendência linear foram elaborados (Figura 30).



**Figura 30. Análise anual do número de focos de calor nas paisagens de interior e entorno das unidades de conservação.**

Considerando ambas as UCs, uma tendência clara de aumento do número total de FC ao longo dos anos foi detectada, o que pôde ser observado principalmente para a zona de entorno. Individualmente, os resultados da análise da ocorrência de FC para as paisagens da EEEG, PED, PNRJ e RBPA, também apontam para um incremento temporal. Um diagrama de Box Plot foi elaborado para analisar graficamente a variabilidade das médias, considerando os focos de calor ponderados pelo território de 500 km<sup>2</sup> (Figura 31).

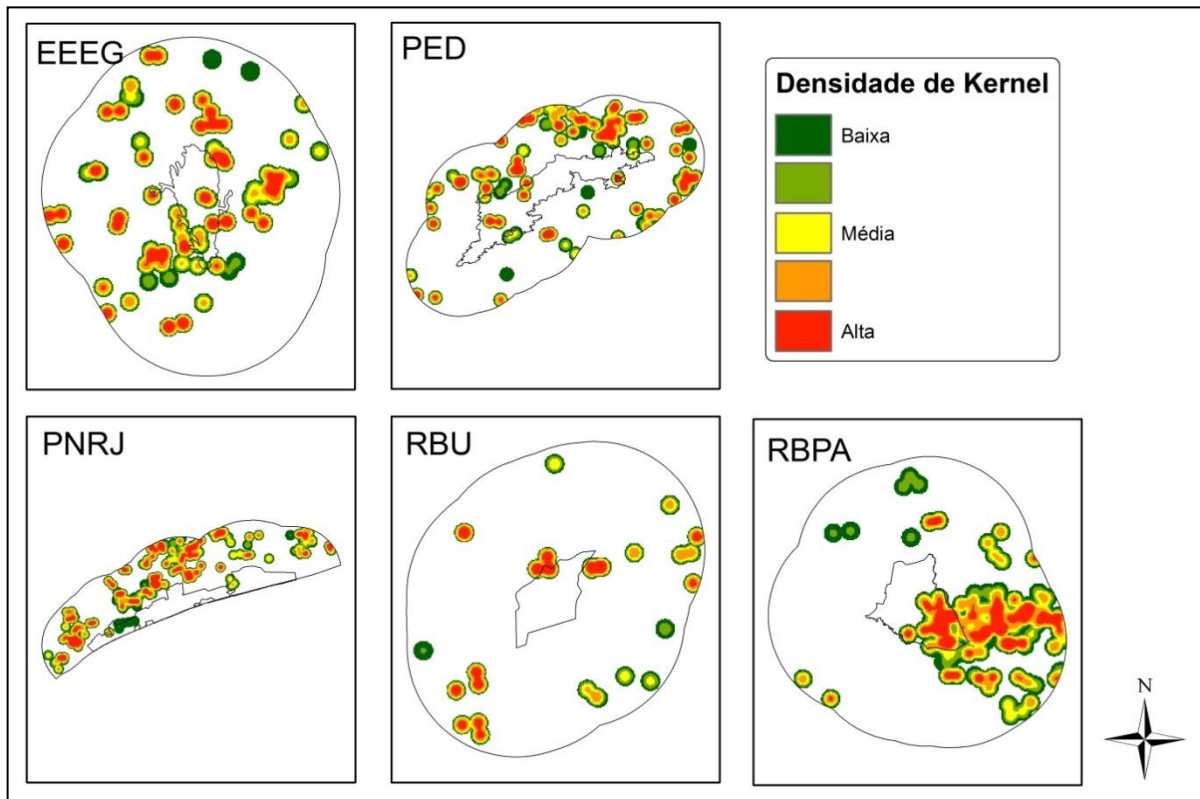


**Figura 31. Diagrama Box Plot do número total de focos de calor anual em cada Unidade de Conservação entre 1998 e 2014.**

No que concerne à variabilidade do número total de FC, é possível constatar diferenças entre todas as UCs devido a não sobreposição das médias. O território da RBPA, seguido pelo do PNRJ e da EEEG, apresentaram as médias mais elevadas. Em florestas do ecossistema de restinga, características do PNRJ, devido a maior proximidade do oceano, os ventos atuantes, os baixos índices pluviométricos e o solo predominantemente arenoso tornam tais ambientes propícios ao ressecamento da vegetação. Além disso, o entorno do parque é caracterizado pela presença da monocultura de cana-de-açúcar que possui no sistema de manejo de corte o uso prévio das queimadas como manejo para posterior limpeza manual. Os incêndios nestes tipos florestais litorâneos são geralmente caracterizados pelo espalhamento do fogo sob a camada de material vegetal e entre a matéria orgânica no solo.

No caso da RBPA, é possível notar, com destaque dentre as demais UCs, uma maior incidência de número de focos no interior protegido. Tal ocorrência pode

ser comprovada quando utilizada uma função de análise espacial por meio da estimativa de densidade de Kernel para ilustrar áreas marcadas por ocorrências mais pronunciadas de focos de calor (Figura 32).



**Figura 32. Mapa com estimativas de densidade de Kernel espacializadas para o número de focos de calor no interior e entorno das unidades de conservação entre 1998 e 2014.**

Por meio desta estimativa, é possível observar no mapa uma densidade alta de FC no setor sudoeste desta REBIO. Uma ferramenta que pode ter aplicação na análise histórica de FC em paisagens das UCs, possibilitando o uso no gerenciamento ambiental para visualizar áreas aonde os esforços de monitoramento devem ser priorizados. Os principais incêndios ocorridos no interior da RBPA também tem afetado uma mesma área ao longo do tempo. Tais incêndios sobre uma vegetação pioneira afetam as bordas de fragmentos de Floresta Ombrófila remanescentes nesta mesma matriz (Lima *et al.*, 2006). Efeitos de bordadura com graus diferenciados de penetração que podem alterar parâmetros de densidade e área basal da cobertura florestal, e dificultar a regeneração de espécies arbóreas destes ecossistemas (Pessoa e Oliveira, 2006).

Segundo (Pessoa e Oliveira, 2006), a construção da represa de Juturnaíba em 1984 resultou em alterações no sistema hídrico da região facilitando a



propagação de incêndios. Em paralelo, a causa dos incêndios recorrentes numa mesma área no interior da RBPA vem sendo atribuída pelos gestores as atividades agropecuárias de queima e limpeza de pastagem sobre uma vegetação turfosa formada principalmente em terrenos destinados ao Assentamento de Reforma Agrária Sebastião Lan (ASL), vizinho às fronteiras da REBIO. É possível ressaltar nesse cenário a baixa eficácia de um termo de cooperação firmado entre o INCRA, IBAMA e a Universidade Federal Fluminense (UFF) (ANEXO A) (Filho *et al.*, 2007) para promover a gestão das questões ambientais no assentamento. Um cenário contraditório ao constatado numa paisagem vizinha a EEEG, aonde o estabelecimento do assentamento Zumbi dos Palmares decorreu em um processo dinâmico de regeneração e diversificação da cobertura vegetal, redução da exposição dos solos e das queimadas (Leite *et al.*, 2014).

Além da RBPA, o interior da EEEG é recorrentemente afetado por incêndios provenientes da queima da monocultura da cana-de-açúcar e pelas práticas criminosas (Figura 33). No território da EEEG, uma área de vegetação brejosa tem sido afetada, em que pesem os efeitos do espalhamento do fogo sobre as bordas do fragmento de Floresta Estacional da Mata do Carvão. Embora menos frequentes, principalmente após a implantação da EEEG em 2002, dois incêndios ocasionados no interior da estação ecológica são datados dos anos de 1990 e 2001, em períodos críticos de estiagem, com total de 18% da área total do fragmento florestal afetada em 2001 conforme relatório elaborado. Os incêndios mais recentes datam dos anos de 2011 e 2013.

Em outras unidades de conservação, como no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros e da Serra da Canastra, resultados de estudos dos registros através da avaliação dos relatórios de ocorrência dos incêndios florestais demonstram que em torno de 50% a 88% dos incêndios tem como causa comprovada as atividades antrópicas, sendo a maior parte criminosa. Nestas regiões, em geral, frentes de fogo ocorrem principalmente entre junho e outubro com destaque para agosto, setembro e julho entre os meses de maior ocorrência (Medeiros e Fiedler, 2004; Fiedler *et al.*, 2006).



**Figura 33. Aspectos de queimadas pontuais e incêndios florestais de grandes proporções ocorridos no interior e entorno das UCs estudadas. (a; b; c) vegetação brejosa e florestal incendiada no interior da EEEG; (d; e; f) queimadas realizadas para limpeza de pastagens no entorno da RBU; (g; h) interior da RBPA afetada por espalhamento de incêndio e (i) interior do ASL após realização de queimada.**

Os resultados obtidos com a presente análise ilustram a incidência recorrente do fogo nas paisagens das UCs, confirmando o fato de que este agente antrópico possa inviabilizar em longo prazo a manutenção da biodiversidade e afetar a efetividade da conservação. Apesar da detecção em tempo real e análise do de FC constituir uma ferramenta de grande utilidade para o monitoramento ambiental, o mapeamento complementar das cicatrizes de queimadas para identificar a extensão e a forma, conforme realizado por Alves *et al.* (2013), no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, ou mesmo a intensidade de ocorrência dos principais incêndios florestais, são estratégias fundamentais para composição de um sistema de prevenção e combate do fogo nas áreas protegidas, como forma de subsidiar estudos detalhados sobre o uso e ocorrência do queimadas e incêndios nos ecossistemas remanescentes do bioma da Mata Atlântica.

Outras informações a serem utilizadas com este propósito devem ser adquiridas com consultas minuciosas aos documentos e registros de dados

efetuados em campo por pessoal qualificado da administração das UCs e das equipes das brigadas de combate aos incêndios florestais. Esse pessoal deve ter treinamento suficiente para conduzir inventários quantificando perdas na biodiversidade associada à fauna e a flora de locais afetados por queimadas e espalhamento de incêndios florestais nas paisagens das áreas protegidas.

### **3.4 SÍNTESE DO CAPÍTULO**

A acurácia da classificação da cobertura florestal nativa foi considerada satisfatória com base em imagens de alta resolução espacial. A abordagem de análise por meio de diferentes métricas da paisagem e de teorias da conservação também foi eficiente na determinação da dinâmica da cobertura florestal no entorno das unidades de conservação. A fragmentação florestal ocorrente na paisagem foi comprovada pelo processo de subdivisão e consequentemente desaparecimento de fragmentos ao longo do tempo. Uma perda significativa da proporção de áreas florestais, com limiares críticos de percolação, foi encontrada para paisagem da maioria das UCs. Por outro lado, no entorno do PED, apesar da densidade do efeito de borda e a forma irregular dos fragmentos em relação as duas REBIO, o potencial para regeneração em terras abandonadas é um efeito positivo em longo prazo. Outro aspecto com o processo de fragmentação consiste na formação de barreiras para dispersão de espécies focais relevantes para sustentar a resiliência dos ecossistemas. O entorno da EEEG e do PNRJ apresentaram os níveis mais críticos para conservação, afetados pelos poucos fragmentos e a baixa capacidade de regeneração da vegetação, embora a heterogeneidade ambiental na restinga no PNRJ seja um fator positivo para conservação da biodiversidade. No que concerne à ocorrência de queimadas e incêndios, tais eventos afetam diretamente a vegetação nativa e a fauna associada nos ambientes naturais protegidos. O território no PNRJ é afetado por um número elevado de focos de calor, e na EEEG, eventos de espalhamento do fogo para o interior protegido foram detectados. Fatores positivos como a mais alta proporção de áreas florestais, menor densidade de efeito de borda, maior número de fragmentos maiores e circularidade, além da contenção de áreas núcleo e menos eventos de incidência de queimadas e incêndios, foram fatores detectados principalmente para a paisagem da RBU. Embora na RBPA, aspectos positivos da qualidade ecológica na paisagem também tenham sido identificados, os recorrentes incêndios no interior protegido apontam para o viés da baixa efetividade

na contenção de incêndios recorrentes. De fato, as estratégias do presente estudo possibilitaram um entendimento inicial que permeia a seleção de outras estratégias complementares que possam fornecer uma compreensão ainda mais robusta dos efeitos das diferentes estruturas da paisagem e da incidência de espalhamento do fogo sobre a viabilidade e as limitações da conservação da biodiversidade no âmbito das paisagens das áreas protegidas.

## **CAPÍTULO 4.0: ANÁLISE DAS LIMITAÇÕES E DO PLANEJAMENTO DO GERENCIAMENTO EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NO ESTADO DO RIO DE JANEIRO**

### **4.1 INTRODUÇÃO**

As unidades de conservação têm como principais objetivos a conservação de espécies biológicas e dos ecossistemas naturais em longo prazo (Lovejoy, 2006; Stolton, 2010; Barber *et al.*, 2012). Um problema relacionado ao gerenciamento das áreas protegidas é o desempenho ineficaz para controlar a degradação secundária pós-criação e estabelecimento (Bensusan, 2006). Dentre as causas que dificultam a maximização da eficácia da conservação da natureza via a criação de áreas protegidas está à escassez de recursos, sejam eles financeiros ou humanos (Theulen, 2004; Rocha *et al.*, 2010). Entretanto, um aspecto mais fundamental, no caso brasileiro é a falta de uma regulamentação específica para ordenar as atividades agropecuárias nas zonas de amortecimento que são criadas para diminuir os impactos dos usos da terra praticados no entorno das UCs (Drummond e Franco, 2009). A baixa eficácia do gerenciamento de áreas protegidas brasileiras resulta ainda dos modelos metodológicos e planos com baixo rigor científico empregados no processo de criação, monitoramento e manejo (Lima *et al.*, 2005; Medeiros e Pereira, 2011). Em adição, o nível de envolvimento institucional das comunidades humanas, organizações-governamentais e não governamentais, e também das universidades são fatores que podem levar ao sucesso ou fracasso no processo de gestão das UCs (Pedlowski *et al.*, 2005; Oestreicher *et al.*, 2009; Lockwood, 2010).

Desde a década de 1990, diferentes metodologias têm sido desenvolvidas com a finalidade de analisar a efetividade da conservação em áreas protegidas (Hockings, 2003; Leverington *et al.*, 2010). As análises que estas metodologias possibilitam tem a capacidade potencial de contextualizar aspectos da realidade da gestão, reconhecer possíveis falhas, e orientar a formulação de estratégias para incrementar a eficácia da conservação dos ecossistemas naturais existentes e por consequência da biodiversidade associada.

No Brasil, a eficácia dos esforços de conservação via a criação UCs ainda é alvo de poucos estudos científicos (Lima *et al.*, 2005; Artaza-Barrios e Schiavetti, 2007; ICMBio e WWF-Brasil, 2011; Silveira *et al.*, 2012). Um problema das análises feitas até o momento decorre do uso de métodos quali-quantitativos que utilizam critérios de pontuação por *scores*, o que pode dificultar, ou mesmo impossibilitar, o

reconhecimento de aspectos intrínsecos da realidade e do cotidiano do manejo resultando numa visão pouco ampliada do processo de gerenciamento. Diante dessa problemática, a presente investigação teve como objetivo analisar a visão dos gestores frente ao processo de consolidação dos limites protegidos, ao controle dos impactos de origem antrópica e ao envolvimento institucional das partes interessadas no problema da conservação. Esta análise foi realizada como forma de inferir a situação atual das UCs e os efeitos do processo de gerenciamento na efetividade da conservação, frente às limitações da legislação e dos recursos humanos e infraestruturas disponíveis.

## **4.2 METODOLOGIA**

### **4.2.1 Estratégias de Coletas de Dados**

A coleta de dados foi procedida por meio da elaboração de um roteiro de entrevista semiestruturado que foi elaborado, e foi conduzido junto aos gestores nas sedes das unidades de conservação (APÊNDICE A). Em um contato inicial, os gerentes das cinco UCs estudadas se mostraram disponíveis para participar de pesquisa. O roteiro de entrevista foi elaborado com um escopo voltado para compreender os problemas advindos da inserção das UCs na matriz antrópica existente, assim como as limitações encontradas no desenvolvimento do manejo e das estratégias empregadas no gerenciamento das áreas protegidas. Deste modo, a realização das entrevistas teve como objetivo investigar a forma pela qual os gestores entendiam o seu papel no processo de conservação da biodiversidade, mas também para identificar os principais problemas enfrentados de forma cotidiana na gestão das paisagens de interior e entorno das UCs.

Inicialmente, o roteiro de entrevista continha apenas questões fechadas voltadas para obter dados quantitativos sobre a existência de recursos humanos e de infraestrutura. Em sequência, questões abertas também foram incluídas para avaliar os seguintes aspectos: o processo de criação e estabelecimento das UCs; a situação fundiária vigente no momento da coleta de dados; a estrutura existente para demarcar e sinalizar o território das unidades; as atividades agropecuárias predominantes no entorno; as ameaças potenciais para a conservação dos ecossistemas; a identificação da ocorrência e prevalência de incêndios florestais, bem como as dificuldades enfrentadas para combatê-los; a presença de espécies

ameaçadas, disseminação de espécies exóticas, bem como consequências para o meio e ações de manejo realizadas; os entraves para aplicação prática dos resultados da pesquisa científica no manejo; o nível de envolvimento dos “*stakeholders*” (comunidade de entorno e ONGs ambientalistas) nos esforços de proteção das UCs; as potenciais implicações dos padrões de forma e isolamento das UCs na paisagem, e as consequências para conservação em longo prazo e, as carências para uso prático dos planos de manejo na gestão das UCs.

A abordagem geral do instrumento de coleta de dados foi delimitada com base no reconhecimento do âmbito regional e ambiental de inserção das áreas protegidas analisadas. Além disso, no processo de construção das questões qualitativas foi considerada a estrutura das questões constituídas nos módulos temáticos de análise do método RAPPAM - *Rapid Assessment and Priorization of Protected Area Management* do *World Wide Fund for Nature* (WWF) (Ervin, 2003b). O RAPPAM tem sido aplicado em ciclos de análise de áreas protegidas brasileiras, com o objetivo de avaliar as mudanças e resultados da implementação do manejo (IBAMA e WWF-Brasil, 2007; ICMBio e WWF-Brasil, 2011).

A presente pesquisa também utilizou dados secundários visando obter uma melhor avaliação de cada UC. A partir dos documentos obtidos foi realizada uma análise dos planos de manejo de cada unidade. Além disso, consultas foram feitas aos sítios eletrônicos do Ministério do Meio Ambiente (MMA), do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), do Sistema Eletrônico de Serviço de Informação ao Cidadão (e-SIC), e do portal mantido na rede mundial de computadores pelo Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro (INEA). Tanto no MMA como no ICMBio foram feitas buscas por informações pertinentes à pesquisa como, por exemplo, as legislações relativas às áreas protegidas e as listagens das espécies ameaçadas. Já nos portais do e-SIC e do INEA foram consultados principalmente para a obtenção de listas de pesquisas científicas realizadas nas UCs utilizadas neste estudo.

## **4.2.2 Procedimentos Analíticos**

### *4.2.2.1 Entrevistas*

As entrevistas foram gravadas por meio de mídia eletrônica (gravador digital). Em seguida, as entrevistas foram degravadas a partir de uma audição completa de cada gravação. Durante a audição, um processo de transcrição foi realizado de forma detalhada, retornando o áudio sempre que necessário para ampliar a fidedignidade da transcrição das falas dos gestores. A análise propriamente das entrevistas foi feita com base na técnica de “*pattern-matching*” (Campbell, 1975) que permitiu o agrupamento dos dados e dos padrões identificados (variáveis) em tabelas analíticas confrontando as diferenças e as equivalências entre as características particulares a cada unidade de conservação alvo do presente estudo.

## 4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.3.1 Processo de Criação e Estabelecimento das UCs

O processo de criação e estabelecimento das unidades de conservação de proteção integral estudadas no presente estudo ocorreu em situações distintas de proteção ambiental (Tabela 10).

**Tabela 10. Ano de criação, extensão, esfera administrativa e motivo de criação das unidades de conservação.**

UCs	Ano	Área (ha)	Administração	Motivo da criação
<b>EEEG</b>	2002	3260	Estadual	Floresta remanescente
<b>PED</b>	1970	21444	Estadual	Floresta remanescente
<b>PNRJ</b>	1998	14867	Federal	Floresta remanescente
<b>RBU</b>	1998	5052	Federal	Espécie ameaçada
<b>RBPA</b>	1974	2922	Federal	Espécie ameaçada

No final da década de 1960, após a instituição do Código Florestal (Lei Federal nº 4.771, de 15/09/1965), o governo do estado do Rio de Janeiro já visualizava a necessidade de possuir um sistema próprio de unidades de conservação, tendo como base a rede federal, com 26 UCs tendo sido estabelecidas até a década de 1970 (Rylands e Brandon, 2005). Em outubro de 1969, o Decreto-Lei nº 131 foi promulgado a partir do qual áreas prioritárias para conservação foram definidas (Soffiati, 2009). Uma destas áreas, inicialmente prevista para se tornar a Floresta Estadual de Santa Maria Madalena, originou o Parque Estadual do



Desengano (PED), constituído como a primeira Unidade de Conservação administrada pelo governo fluminense.

Após quatro anos do estabelecimento do PED, a primeira REBIO brasileira era criada, a Reserva Biológica de Poço das Antas (RBPA). Somente duas décadas após e também em âmbito federal, as regiões serrana e da baixada litorânea foram privilegiadas pelo estabelecimento da Reserva Biológica União (RBU) e do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PNRJ). Nestas UCs, mas também na Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba (EEEG), o processo de criação e estabelecimento foi marcado pelo trabalho de pessoas ligadas à conservação ambiental, técnicos do governo, pesquisadores de instituições de ensino superior, e também das organizações não governamentais (Rambaldi e Oliveira, 2007).

Atualmente, existem dezoito unidades de proteção integral na rede fluminense de UCs, sendo treze parques estaduais e três reservas biológicas, uma Reserva Ecológica e somente uma Estação Ecológica que é a EEEG. Na porção litorânea da região Norte fluminense, recentemente em 2012, outras unidades de conservação foram criadas como medida compensatória aos impactos causados com o processo de instalação do Complexo Portuário do Açú, no município de São João da Barra. Dentre estas se encontram estabelecidas o Parque Estadual da Lagoa do Açú, a Reserva Particular do Patrimônio Natural Fazenda Caruara e a Área de Proteção Ambiental do Complexo Lagunar de Grussaí.

No que se refere aos motivos principais da criação, a maioria das unidades estudadas teve seu estabelecimento decretado em função de constituírem ao nível regional, remanescentes preservados dos ecossistemas de abrangência do bioma da Mata Atlântica. Os principais tipos de ecossistemas protegidos incluem a Restinga, Lagoas Costeiras, a Vegetação com Influência Fluvial, a Floresta Estacional Semidecidual, Floresta de Baixada, a Floresta Ombrófila Densa e os Campos de Altitude.

Por outro lado, a RBPA e a RBU foram estabelecidas tendo como motivo principalmente a proteção da espécie “bandeira” ameaçada de extinção do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*, Linnaeus, 1766), considerada originalmente endêmica da região no Rio de Janeiro e Espírito Santo (Kierulff *et al.*, 2005). Já na RBU, entre 2005 e 2006 populações do mico-leão-dourado foram introduzidas por meio da translocação de grupos isolados, removidos de outros fragmentos de Mata Atlântica ameaçados pela agricultura e urbanização (Ruiz-Miranda *et al.*, 2008).

### 4.3.2 A Situação Fundiária das UCs

A condição da regularização fundiária foi analisada tendo em vista conhecer a situação atual de cada UC no que se refere à área regularizada e às principais dificuldades enfrentadas para a expropriação de suas terras (Tabela 11).

**Tabela 11. Condição atual e dificuldades enfrentadas no processo da regularização fundiária no território das unidades de conservação.**

UCs	Total relativo de terras regularizadas	Dificuldades enfrentadas
<b>EEEG</b>	70%	Carência documental, erro de procedimento jurídico
<b>PED</b>	2%	Número elevado de áreas a serem expropriadas
<b>PNRJ</b>	Desconhecido	Carência documental
<b>RBU</b>	100%	Aspectos burocráticos jurídicos
<b>RBPA</b>	100%	Problema jurídico do INCRA

A falta de documentos que comprovassem a posse das terras ocupadas constituiu uma das principais dificuldades enfrentadas para os esforços de regularização fundiária das UCs. No processo relativo à EEEG e ao PNRJ, a inexistência de documentação da posse das terras tem impedido o processo de ressarcimento dos proprietários, o que tem inviabilizado a realização do processo de desapropriação, visto que o mesmo ocorre apenas com o pagamento do valor das benfeitorias eventualmente existentes. Um aspecto complicador para a aceitação e concordância dos proprietários cuja condição de realocação é teoricamente acordada entre as partes pelo Poder Público.

No caso do PED, devido à grande extensão de terras protegidas nos limites previstos da UC, um elevado número de propriedades existentes e não identificadas no território de três municípios fluminenses de abrangência (Campos dos Goytacazes, São Fidélis e Santa Maria Madalena) resulta em muitos processos individuais, o que ocasiona uma lentidão na desapropriação das terras. Esse número elevado de propriedades na zona rural que contribui para que haja um desconhecimento do total de terras já regularizadas (Kury, 2009), o que foi ratificado nas pesquisas de campo e entrevista realizadas no presente estudo. Um cenário que poderá ser modificado conforme o cadastramento das propriedades rurais no novo sistema que está em processo de implantação pelo governo federal, e deverá

compor a base do programa designado como Cadastro Ambiental Rural (CAR), com novo prazo atual para finalização no mês de maio de 2016.

Diferentemente das demais UCs, as duas reservas biológicas estudadas possuem 100% das terras expropriadas. No caso da RBPA, a falta de pagamento do valor das terras desapropriadas é considerada um problema jurídico particular do INCRA, mas que não interfere na legitimidade da posse pública da área estabelecida da reserva. Segundo Silva (2005) cerca de 50% das unidades de conservação brasileiras apresenta alguma irregularidade fundiária, incluindo até mesmo algumas decretadas desde a década de 1960.

No presente estudo, a carência de recursos financeiros para realizar o processo de regularização fundiária não foi apontada pelos gestores entre as principais dificuldades enfrentadas. O caso do PNRJ é exemplar, pois segundo o gestor está entre unidades do sistema com maior aporte de recursos financeiros, oriundos de compensatórias ambientais, advindos dos empreendimentos do petróleo e do setor portuário que predominam na paisagem de entorno. Essa contribuição ao aumento da disponibilidade dos recursos financeiros para gerenciar as UCs tem ocorrido em função da modificação sofrida pela legislação iniciada com a Lei do SNUC, especificamente com o que está estabelecido no seu artigo 36. Em seguida, a Resolução do CONAMA nº 371 de 2006 estabeleceu diretrizes para cálculo, cobrança, aplicação, aprovação e controle de gastos dos recursos advindos de compensação ambiental.

No caso do PNRJ, é possível afirmar que as dificuldades enfrentadas com a regularização fundiária atualmente estão mais relacionadas com aspectos burocráticos dos problemas legislativos e de planejamento, que se relacionam erros jurídicos de compensação quando há carência documental. Na década de 1990, a falta de recursos foi apontada como a principal causa pelos chefes de UCs para dificultar a regularização de terras (Theulen, 2004). Segundo Rocha *et al.* (2010), no cenário dos parques nacionais brasileiros, a falta de recursos financeiros não é o principal entrave para concluir a demanda da situação fundiária. Uma estratégia importante apontada por Oliveira (2010) consiste no aperfeiçoamento dos gestores para que os mesmos possam alocar recursos financeiros mais adequadamente e aprender a solicitar continuamente fontes terceiras de financiamento por meio de projetos desenvolvidos dentro das próprias UCs.

Uma interferência ao cumprimento dos objetivos sociais das unidades de conservação tem se manifestado a partir de eventos de injustiça ambiental e social decorrentes dos processos de desapropriações. Nesses casos, segundo Schmidt-Soltau e Brockington (2007) pode haver uma dificuldade em distinguir realocação voluntária do deslocamento forçado. O fato é que as atuais políticas para realizar a desapropriação de terras para o estabelecimento de áreas protegidas brasileiras podem dificultar a realocação voluntária como nos casos de falta da documentação das terras. Uma situação que retrata a falta de consenso que ainda existe entre as correntes biológica e social da conservação (Rangarajan e Shahabuddin, 2008).

No caso específico da EEEG, a previsão da expropriação de uma área densamente ocupada por comunidades rurais é um fator que vai contra a corrente do cumprimento dos objetivos sociais desta unidade. Um aspecto positivo identificado na EEEG foi o fato da gerência concordar com a necessidade de exclusão desta mesma área do projeto de desapropriação, visando não causar forte impacto socioeconômico nestas comunidades humanas.

#### **4.3.3A Condição da Infraestrutura e de Pessoal e seus Impactos na Consolidação das UCs**

Para compreender as limitações existentes nas UCs no tocante ao desempenho dos seus respectivos objetivos de administração, fiscalização e apoio a pesquisa, atributos relevantes dos recursos humanos e das infraestruturas foram levantados (Tabela 12).

**Tabela 12. Recursos humanos e infraestruturas para administração, fiscalização e pesquisa científica nas unidades de conservação.**

<b>UCs</b>	<b>Nº de funcionários</b>	<b>Nº de veículos</b>	<b>Alojamento para pesquisa</b>
<b>EEEG</b>	10	7	Sim
<b>PED</b>	17	5	Não
<b>PNRJ</b>	7	13	Não
<b>RBU</b>	4	4	Sim
<b>RBPA</b>	6	6	Sim

Em relação ao número de funcionários e de veículos era esperado que houvesse uma relação linear positiva em relação ao tamanho das áreas protegidas devido à necessidade logística de um efetivo para fiscalização conforme o tamanho

das áreas para monitorar. Apesar disso, uma alta correlação positiva ( $r=0,72$ ) foi encontrada apenas entre o número de funcionários e o tamanho das UCs. Este resultado poderia ser considerado um fator positivo no planejamento da manutenção das UCs. Entretanto, o número absoluto baixo geral de funcionários que ocorre principalmente nas UCs federais analisadas é um fator que afeta a fiscalização, até mesmo no PNRJ que possui um efetivo de transporte excedente, e também impede a diversificação e especialização nas atividades.

Com relação ao número de veículos, esta variável não apresentou correlação com o número de funcionários em cada UC. Nesse caso, cabe ressaltar a situação contrastante no PNRJ, onde há quase o dobro do número de veículos quando comparado ao número de funcionários. Um cenário que pode ilustrar um possível efeito da verba de compensação ambiental quando a mesma for excessivamente destinada para aquisição de veículos. Este é um tipo de investimento que contribui para incrementar a infraestrutura e conseqüentemente a fiscalização e o manejo. Entretanto, pode reduzir fortemente o montante de investimentos que poderiam ser destinados para recrutar recursos humanos nas comunidades de entorno para que fosse possível fiscalizar diferentes setores do parque, reduzindo assim a necessidade de transporte automotivo para alcançar tais setores.

Outros investimentos no PNRJ têm sido destinados para fomentar o uso público como no PED, os objetivos principais tem sido a construção de benfeitorias (e.g., centro de visitantes) para fomentar o turismo e a educação ambiental. O centro de visitantes construído no PNRJ, por exemplo, vem possibilitando a construção de um banco de dados para pesquisa científica. Segundo Silva (2005), cerca de 50% dos parques nacionais brasileiros se encontram fechados para visitação. Segundo a gestão do PNRJ, a realização de megaeventos esportivos como a Copa do Mundo de futebol da FIFA em 2014, e os Jogos Olímpicos de 2016, contribui com recursos para melhoria do uso público nos parques nacionais brasileiros.

Em se tratando do apoio ao desenvolvimento de pesquisas científicas, a presença de alojamentos e infraestrutura de visitação constitui um elemento de facilitação e incentivo para os esforços de conservação em UCs. Isto ocorre pois tais facilidades de permanência e deslocamento dos pesquisadores contribuem com o andamento e o interesse pela execução de estudos científicos que podem ser direcionados para aplicação direta no manejo. No entanto, apenas três das UCs (EEEG; RBU; RBPA) possuem alojamento para pesquisadores em suas respectivas

sedes. Entretanto, na EEEG foi inaugurada uma sede com enfoque de estrutura sustentável somente em 2014. No PED, a construção de alojamentos, laboratórios e área de camping estão em processo de tramitação para numa segunda área de sede com recursos através do Fundo Brasileiro para a Biodiversidade (FUNBIO) e coadministração pela Universidade Estadual do Norte Fluminense (UENF). No PNRJ uma antiga benfeitoria desapropriada será destinada para tal finalidade. Apesar da falta de alojamento no PED e no PNRJ, foi possível verificar que há um apoio logístico direto para transporte e acompanhamento de pesquisadores realizando estudos científicos dentro dessas UCs.

Por outro lado, uma situação singular ocorre na RBU onde existe uma ampla infraestrutura oriunda de benfeitorias remanescentes (galpões de serviços, alojamentos, auditório, laboratório científico e refeitório) da antiga sede da Rede Ferroviária Federal (Figura 34). Esta qualidade positiva fez com que seja mais viável e facilitado o desenvolvimento de atividades de pesquisa e capacitação, monitoramento, manejo, visitação e educação ambiental no interior desta UC.



**Figura 34. Infraestruturas para administração, alojamento e pesquisa na sede da Reserva Biológica União (RBU).**

Em paralelo, os resultados da análise da situação da infraestrutura de demarcação e sinalização podem ser visualizados na Tabela 13. Na RBPA, é marcante o uso de atributos naturais da paisagem (hidrografia) para orientar os limites físicos da área protegida. Uma situação que pode contribuir para facilitar o reconhecimento dos limites em campo, embora possa facilitar o processo de fiscalização e manejo, tais recursos hídricos representam maior importância relativa na ocorrência da caça nesta REBIO (Sampaio, 2011).

**Tabela 13. Condições do aparato de demarcação e sinalização das unidades de conservação.**

UCs	Perímetro da UC (m)	Situação atual
EEEG	50809	Piquetes baixos / Placas suficientes
PED	184694	Poucas placas
PNRJ	127955	Falta de cercas na zona rural
RBU	26763	Placas suficientes
RBPA	40947	Atributos naturais e BR-101 / Faltam cercas

O aparato de placas é uma ferramenta que pode apontar limites do território protegido e/ou da zona de amortecimento. O efeito deste mecanismo tem sido potencializado nas UCs estudadas, visto que as regras de proibição da caça, da pesca e do uso do fogo são expostas nos layouts das placas indicativas. Um destaque neste aspecto para a RBU, onde existe um sistema moderno de interpretação ambiental construído recentemente. Com tais aparatos, além da disseminação do conhecimento sobre o meio, há uma contribuição potencial para o controle e ajustamento no uso público das UCs.

No caso da elaboração de um sistema de placas indicativas e interpretativas, além de informações sobre a biodiversidade, Pellin *et al.* (2010) sugerem que descrições e ilustrações sobre localização e o grau de dificuldade das trilhas podem ser expostas nas placas. Segundo Garcia *et al.* (2011), essa ferramenta visual também é aplicável às trilhas autoguiadas por facilitar a incorporação das mensagens dos roteiros de visitação. Nesse processo criativo, novas abordagens surgem conforme a experiência extraída dos próprios visitantes, aumentando a qualidade da experiência de visitação por um conhecimento totalitário da área alvo (Magro e Freixêdas, 1998). Apesar disso, no Brasil prevalece ainda um cenário

caracterizado pela falta de manutenção, sinalização e presença de pontos críticos para segurança no interior de unidades de conservação (Andrade, 2003). Um cenário que impede o amplo reconhecimento da contribuição da interpretação ambiental para ampliar a valorização do patrimônio natural e cultural pela sociedade em geral (Batouli-Santos *et al.*, 2011).

A ausência de cercas nas propriedades rurais no entorno das UCs também pode representar um entrave para delimitação, como ocorre no PNRJ. Na EEEG, a demarcação física foi feita com uso de marcos de apenas vinte centímetros dificulta a visualização dos limites desta UC. Segundo a gerência da EEEG, devido ao fato da predominância dos plantios de cana-de-açúcar no entorno, durante os períodos de colheita o sistema de marcos pode não ser visualizado e acaba sendo danificado constantemente pela operação dos implementos agrícolas.

Com base no estudo de Teixeira *et al.* (2010), um sistema de demarcação de UCs no norte do Rio Amazonas foi reconhecido como modelo mais adequado. Neste sistema, marcos de PVC de 16milímetros de espessura e com altura de 1,3 metros são utilizados, permanecendo a 30centímetrosacima do solo. No processo de demarcação, como relatado pela gestão da EEEG, a integração com as comunidades pelo reconhecimento conjunto dos limites físicos pode ser dificultada quando não há aceitação prévia e direta de possíveis líderes comunitários que exercem certo poder de chefia ou aconselhamento comunitário. De acordo com Kasereka (2003), a consideração da participação dos chefes das comunidades humanas nas decisões afeta positivamente a demarcação, o reconhecimento e o respeito dos limites das unidades de conservação pelos demais indivíduos integrantes das comunidades.

#### **4.3.4 Atividades Antrópicas Predominantes no Entorno das UCs**

As atividades agropecuárias predominantes no entorno foram levantadas no sentido de identificar as possíveis ameaças aos ecossistemas alvo desta análise qualitativa (Tabela14).Atualmente no PNRJ, devido a não desapropriação da maioria de suas terras, determinadas áreas de restinga existentes em seus limites ainda são utilizadas para pastoreio do gado. No caso da RBPA, o interior protegido possui trechos sujeitos à invasão de gado a partir do Canal Aldeia Velha devido à ausência de cercas. Um agravante identificado na zona de amortecimento das UCs estudadas foi o fato de as faixas de borda de diversos fragmentos florestais no entorno não



estarem corretamente cercados para controlar a entrada de gado, com trechos sob o dossel sendo utilizados ainda para o sombreamento e o conforto animal.

**Tabela 14. Atividades agropecuárias predominantes e principais ameaças advindas da zona rural de entorno das unidades de conservação.**

UCs	Atividades predominantes no entorno	Principais ameaças aos ecossistemas
EEEEG	Cana-de-açúcar, pecuária, abacaxi	Fogo, agrotóxicos, drenagem
PED	Pecuária	Fogo, efeito de borda
PNRJ	Pecuária, cana-de-açúcar	Fogo, drenagem
RBU	Pecuária	Fogo
RBPA	Pecuária	Fogo, drenagem

No que concerne aos estudos de degradação da biodiversidade terrestre pela atividade pecuária, um número excessivo de cabeças de gado usando áreas florestais provoca redução da altura média do dossel florestal e da porcentagem de cobertura florestal pelo pisoteio do componente em regeneração natural. No caso da avifauna de rapina, a presença do gado gera um aumento de espécies generalistas em detrimento das especialistas (Koppel *et al.*, 1997; Piana e Marsden, 2014). Em função do aumento da incidência de luminosidade e conseqüentemente da temperatura do solo, somente espécies vegetais de estágios iniciais de sucessão podem se estabelecer. Outro problema são as barreiras de fluxo biótico que as pastagens geram, diminuindo eventos reprodutivos entre populações arbóreas isoladas nos fragmentos florestais (Puerta, 2002).

Em paralelo, no entorno das UCs estudadas, o uso de recursos hídricos associados à criação de rebanhos bovinos ocasiona a deposição de matéria orgânica no ambiente aquático, com possível desenvolvimento de bactérias fecais (*Escherichia coli*) e aumento das concentrações de Nitrogênio (N) e Fósforo (P). Somado a isso, ocorre uma erosão dos leitos de água e transporte de sedimentos em águas de superfície (Hubbard *et al.*, 2004; McDowell, 2006). O fato é que regionalmente existe uma desconsideração e um desentendimento crônico sobre os efeitos que podem ser ocasionados pelo contato dos rebanhos bovinos com os ecossistemas aquáticos e terrestres localizados no entorno e no interior das UCs. O estudo para contenção desse impacto é aplicável às áreas protegidas e está

associado ao uso das bacias hidrográficas como unidades de planejamento (Hubbard *et al.*, 2004).

Para Wangchuk (2002), a dificuldade para alterar padrões de uso e acesso aos recursos naturais por comunidades humanas a partir da mera promulgação de leis consiste no fato de existir uma estrutura social e cultural incorporada que dificilmente pode ser modificada. Além disso, devido à dificuldade de se atribuir valor não monetário à biodiversidade, as decisões ainda são orientadas em bases para atender exclusivamente às demandas econômicas imediatas (Sisk *et al.*, 2007). Além disso, a inexistência de legislação, restringindo o uso da terra para agropecuária nas zonas de entorno das áreas protegidas no Brasil (Drummond e Franco, 2009), implica no fato de que o uso para pecuária e outras monoculturas não podem ter a prática interrompida ou serem compatibilizadas com os esforços de conservação ambiental ocorrendo nas UCs.

Outra atividade antrópica com efeitos não muito bem elucidados sobre a biodiversidade existente dentro das UCs consiste na construção de canais de drenagem para viabilizar o desenvolvimento das atividades agropecuárias, principalmente cana-de-açúcar e pastagens. Esse tipo de alteração física na dinâmica hídrica poderia, por exemplo, interferir na biodiversidade associada a um sistema aquático na paisagem de abrangência de uma área protegida ou zona tampão.

Um cenário de destaque nas UCs estudadas ocorre na zona de entorno da EEEG, devido ao uso da terra para a implantação de monoculturas de abacaxi que está agregada a estrutura socioeconômica do município de São Francisco de Itabapoana. Com isto, nessa região prevalece o uso de agrotóxicos e agroquímicos que aumentam os riscos de poluição ambiental dentro da EEEG. As limitações gerenciais para controle destas práticas decorrem principalmente do fato de que tais eventos ocorrerem no interior de propriedades rurais e são de difícil detecção e controle, considerando a carência de recursos humanos e de um plano para ordenamento do uso destas substâncias tóxicas em regiões próximas às áreas protegidas.

#### *4.3.4.1 Queimadas e incêndios da cobertura vegetal*

A prevenção e combate de queimadas e efeitos provocados pelo avanço incêndios florestais para o interior das UCs estão entre as principais dificuldades enfrentadas nas UCs estudadas (Tabela 15). O uso do fogo para queimadas é uma prática regular na cultura da cana-de-açúcar e nas pastagens degradadas formadas com espécies de gramíneas espontâneas.

Esta atividade de manejo é rotineiramente realizada para facilitar a colheita manual da cana e a limpeza das pastagens, um processo tem resultado no avanço do fogo sobre áreas de preservação permanente no interior e entorno das UCs. No presente período de duração desta pesquisa, incêndios de grandes proporções ocorreram na EEEG, RBPA e PED conforme ilustrado anteriormente e consultado junto aos gestores, o que revela o impacto que este tipo de evento de distúrbio ambiental vem exercendo sobre os esforços de conservação.

**Tabela 15. Dificuldades enfrentadas para combater queimadas e incêndios na vegetação do entorno das unidades de conservação.**

<b>UCs</b>	<b>Dificuldades enfrentadas</b>	<b>Ameaças</b>
<b>EEEG</b>	Pessoal, logística	Perda de vegetação e fauna
<b>PED</b>	Controle rural	Efeito de borda permanente
<b>PNRJ</b>	Controle rural e do uso público	Perda da matéria orgânica e vegetação
<b>RBU</b>	Uso do fogo pelas comunidades	Perda de vegetação e fauna
<b>RBPA</b>	Controle rural	Redução da resiliência

O controle de atividades no meio rural relacionado às queimadas constitui um fator de grande preocupação para a manutenção da eficácia da conservação das áreas protegidas. Neste caso, o processo legal das notificações preventivas vem contribuindo para a diminuição dos eventos de invasão de fogo dentro das UCs. Outra etapa que merece atenção é o aspecto da mobilização de pessoal e logística necessários nas frentes de fogo para combate e rescaldo. Nas unidades de âmbito estadual, os guardas-parque efetuam ações preventivas e de controle, enquanto nas federais existem brigadas temporárias de combate das queimadas e incêndios. A exceção constatada foi a RBPA, pois a mesma não possui brigada própria.

Quanto aos danos causados pela entrada de fogo dentro das UCs, a perda de vegetação e da fauna associada foram aspectos levantados pelos gestores entrevistados. Entretanto, outros danos ocorrem, como por exemplo, a perda de matéria orgânica principalmente no ecossistema de restinga do PNRJ, onde o fogo

se alastra e consome a serapilheira. Este caso demonstra a importância do desenvolvimento de estratégias específicas de combate para cada ambiente afetado conforme as causas de ignição e espalhamento. Enquanto isso no PED, a presença de remanescentes de vegetação relativamente contínuos em áreas montanhosas, faz com que os o alastramento do fogo antrópico geralmente atinja as bordas florestais ocasionando um efeito de borda permanente que inviabiliza a expansão dos fragmentos florestais.

Já na EEEG e RBPA, há recorrência de incêndios sobre áreas em estágio inicial de desenvolvimento, um padrão que acarreta na descaracterização e perda permanente da cobertura vegetal devido à interrupção frequente dos processos iniciais de regeneração natural. Com base na caracterização de Lima *et al.* (2006), na RBPA é possível observar o local de reincidência de fogo constituído por duas fisionomias vegetais, uma formação pioneira com influência fluvial e uma área de capoeira aluvial, áreas amplamente propensas ao avanço de fogo devido à turfa formada no solo. Um risco adicional nesta matriz afetada regularmente pelo fogo é a presença de remanescentes de Floresta Ombrófila Submontana que podem ser atingidos pelo avanço marginal sobre as bordas florestais.

#### **4.3.5 As Espécies Exóticas e os Riscos da Invasão Biológica nas UCs**

Uma das principais ameaças para perda de diversidade biológica, por meio da alteração e tomada dos habitats remanescentes formados na vegetação localizada no interior e entorno das UCs é representado pela ocorrência das espécies exóticas que são introduzidas no meio, cujas principais ameaças e ações de controle foram analisadas (Tabela 16).

Espécies de gramíneas, inclusive as utilizadas em pastagens cultivadas (*Brachiaria* spp.) foram indicadas pelos gestores como promotoras de interferências na regeneração natural. No PNRJ, ocorre o capim fura-chão (*Panicum repens* L.), e espécies que possuem grande potencial invasivo em comunidades vegetais de restinga aberta, que tem se tornado um problema e ilustra a necessidade de realizar estudos dos impactos, para que formas de contenção possam ser identificadas (Figura 35).

**Tabela 16. Espécies exóticas e introduzidas, efeitos para biodiversidade e ações de combate realizadas nas unidades de conservação.**

UCs	Principais espécies	Ameaças	
		aos habitats	Ações de controle
EEEG	Capim colônião, mico-estrela	1 e 2	Inexistente
PED	Jaqueira, asa branca, mico-estrela	2, 3, 4 e 5	Inexistente
PNRJ	Casuarina, agave, capim-furachão amendoeira-da-praia, asa branca	2, 3	Manejo
RBU	<i>Brachiaria</i> , eucalipto, palmeira, frutíferas	4 e 5	Manejo e monitoramento
RBPA	Gramíneas, mico-estrela	1 e 2	Monitoramento

(1) Efeito de borda; (2) Competição interespecífica; (3) Perda de habitats; (4) Regeneração natural; (5) Alimentação da fauna.



**Figura 35. Pastoreio do gado no interior do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PNRJ) e disseminação de espécies exóticas. a) gado de corte; b) árvores de amendoeira-da-praia; c) capim-furachão; d) árvores de casuarina.**

No ecossistema de restinga, outra espécie exótica bastante utilizada é a Casuarina, que ocasiona sombreamento e devido à alelopatia impede o desenvolvimento das espécies nativas de hábito herbáceo-arbustivo que caracterizam o ambiente das formações abertas. Como um dos efeitos da disseminação de árvores de indivíduos de Casuarina há o processo de tomada de habitats da flora nativa e, conseqüentemente, da fauna associada.

No caso da fauna invasora nas áreas protegidas estudadas, o mico-estrela foi citado como possível ameaça para três delas. Este primata pode ser representado pela ocorrência de duas espécies: *Callithrix jacchus* (Linneaus, 1758) (sagüi-de-tufo-branco-nas-orelhas) e *Callithrix penicillata* (E. Geoffroy, 1812) (sagüi-de-tufo-preto-nas-orelhas). Na RBPA, uma ação para controlar a entrada desta espécie tem sido o monitoramento visual contínuo para impedir a dispersão a partir de fragmentos florestais vizinhos para o interior protegido.

No presente estudo, os gestores apontaram as espécies cujas populações mais ameaçam os ecossistemas, embora não tenham feito uma distinção mais apurada entre a grandeza dos impactos causados por cada espécie. Entretanto, Parker *et al.* (1999) indicam que para priorizar esforços de gestão existe uma necessidade de distinguir os efeitos de ameaça de cada espécie invasora no ambiente, a qual deve ser identificada por meio do monitoramento de estudo da ecologia de populações, como foi executado na Reserva Biológica União no caso da Palmeira Imperial (*Roystonea oleracea* (Jacq.) O.F. Cook) (Nascimento *et al.*, 2013). Atualmente, um cenário ideal para esse tipo de monitoramento consiste no uso de Sistema de Posicionamento Global (GPS) e na análise de imagens de sensores remotos com objetivo de evidenciar a distribuição espacial das populações das espécies invasoras nas paisagens das áreas protegidas (Gil *et al.*, 2013).

Um fator de grande preocupação para manutenção da efetividade da conservação é o número baixo de pesquisas focadas na dinâmica e no manejo de espécies exóticas nas UCs estudadas. Tais pesquisas poderiam ser estruturadas conforme Parker e colaboradores em três perspectivas de investigação sendo: os estudos em múltiplas escalas e níveis de organização; realização de meta-análises com dados disponíveis e a construção de modelos. No caso do uso de dados já disponíveis, Spear *et al.* (2011) e Foxcroft *et al.* (2013) demonstram a importância da existência de um *checklist* eletrônico com dados de distribuição das espécies exóticas como sendo de crucial importância para gestão bem sucedida em longo

prazo. No Brasil, atualmente existe um sistema de informação de espécies exóticas invasoras, criado por iniciativa do Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental e a *The Nature Conservancy* (TNC), com cerca de uma década de início da construção do banco de dados.

O controle de plantas exóticas é outro problema que afeta os esforços de conservação dentro das UCs. Segundo, Rose e Hermanutz (2004) é necessário entender as interações ecológicas existentes entre espécies exóticas e indígenas, tendo em vista, por exemplo, a disseminação de plantas das áreas degradadas para ambientes mais conservados. Nesse sentido, cabe destacar também as espécies frutíferas, como é o caso da Jaqueira (*Artocarpus heterophyllus* Lam.), introduzidas devido à presença de comunidades humanas no interior e entorno das UCs. Estas espécies podem ser disseminadas por espécies nativas da fauna e afetar a dinâmica da alimentação. Segundo Fabricante *et al.* (2012), indivíduos de Jaqueira quando estabelecidos na natureza podem alterar a riqueza e a diversidade de espécies vegetais nativas e os solos dos sítios invadido, sendo assim necessárias as ações de controle pelo corte.

Diferentes estudos têm inferido os impactos das espécies invasoras em unidades de conservação. Um exemplo disso é o reconhecimento das estradas como possíveis corredores para disseminação de espécies invasoras. Pauchard e Alaback (2004) identificaram que a elevação e o uso da terra podem ter relevante papel na explicação da ocorrência de espécies invasoras que podem penetrar o interior florestal. No caso da RBU e da RBPA, esse efeito corredor de disseminação pode ocorrer considerando a presença de uma rodovia federal (a BR-101), cuja malha pavimentada atravessa o interior do território da RBU e margeia a RBPA. Na RBPA e na RBU, os gestores apontaram que ocorre um manejo de corte da vegetação composta por gramíneas no entorno da estrada o qual é executado pela concessionária que administra a BR-101. Uma forma de manejo da vegetação que pode no presente representar uma contribuição ao controle do alastramento de gramíneas e dos incêndios florestais. Com relação ao manejo das invasoras, Genovesi (2005) relata para Europa que limitações como o problema do desconhecimento da sociedade e dos tomadores de decisão, além da inadequação dos aspectos legais e também a escassez de recursos, representam os principais entraves para ampliar a erradicação de espécies invasoras. Aspectos limitantes que também retratam o cenário brasileiro.

Outra feição ecológica que funciona como corredor para disseminação de espécies invasoras são os corredores ripários que existem ao longo dos corpos hídricos. Nesse caso, os gestores devem também identificar formas de intervenção e monitoramento a partir do reconhecimento e da modelagem ambiental nas paisagens das bacias hidrográficas (Foxcroft *et al.*, 2011). Nesse sentido, de acordo com Gil *et al.* (2013), é possível observar a viabilidade e o baixo custo do uso de geotecnologia por meio de imagens de sensores remotos para diagnosticar a ocorrência e a dispersão de espécies exóticas. Apesar disso, nas UCs investigadas foi possível constatar a carência da aplicação direta desse tipo de tecnologia de informação geográfica para esta e outras finalidades de manejo. Isto fica explícito se considerado o fato de que apenas na sede da RBPA existe um profissional especializado que colabora cedendo resultados de estudos dessa natureza que são realizados no âmbito da Associação Mico Leão Dourado (AMLD). Nas demais UCs, como na EEEG ou no PED, por exemplo, alguns funcionários possuem, quando muito, apenas conhecimentos básicos como o uso de GPS e/ou de ferramenta básica para visualização de imagens de satélite (Google Earth®).

Em paralelo, segundo Spear *et al.* (2013), a densidade populacional humana pode se apresentar como um importante variável preditora da riqueza de espécies exóticas. Como resultado de ocupações humanas depósitos de resíduos domiciliares também surgem, e geralmente resultam na incidência e disseminação de espécies exóticas para áreas nativas adjacentes (Santana e Encina, 2008). Isto representa um fator adicional de preocupação principalmente para a manutenção da efetividade da conservação principalmente na EEEG, PNRJ e RBU, as quais possuem localizadas em áreas limítrofes aos interiores protegidos, comunidades de interface rural urbana e loteamentos na zona de entorno. Estes são locais típicos para presença de tais tipos de depósitos.

Nesse sentido, os governos municipais deveriam agir de forma articulada com os gestores das UCs para efetivar a execução de planos de controle de resíduos sólidos. Contrariamente a esta necessidade, a gerência da RBPA relatou a inexistência de ações em conjunto com a Prefeitura Municipal de Silva Jardim, até mesmo nas atividades mais básicas relacionadas ao Programa de Educação Ambiental executado com a participação de escolas municipais. Finalmente, Foxcroft *et al.* (2013) apontam que o controle efetivo de espécies exóticas também necessita da formação de parcerias entre outras instituições em diversos níveis, um aspecto



integrativo das partes interessadas no problema da gestão de unidades de conservação que será discutido no item a seguir.

#### 4.3.6 O Envolvimento Institucional na Resolução de Problemas Existentes nas UCs

##### 4.3.6.1 Universidades e o desenvolvimento da pesquisa científica

O envolvimento institucional com a integração das instituições de ensino superior foi avaliado tendo como base os problemas existentes quanto à realização de pesquisas científicas de aplicabilidade prática dos dados e resultados no manejo das unidades de conservação (Tabela 17).

**Tabela 17. Problemas envolvidos na aplicação prática dos resultados das pesquisas científicas no manejo das unidades de conservação e ações realizadas para melhoria.**

UCs	Problemas	Ações
<b>EEEG</b>	Tempo de retorno dos resultados	Apoio às pesquisas, reuniões científicas
<b>PED</b>	Falta de recursos humanos e logísticos	Apoio às pesquisas, planejamento estratégico e realização de pesquisas internas
<b>PNRJ</b>	Finalidade das pesquisas	Incentivo as pesquisas úteis ao manejo, reuniões científicas e construção de banco de dados
<b>RBU</b>	Finalidade das pesquisas	Incentivo as pesquisas úteis ao manejo
<b>RBPA</b>	Falta de reuniões científicas	Parceria institucional

No PED, a carência de recursos logísticos e humanos foi considerada um entrave para aumentar o número de pesquisas científicas sendo ali realizadas, tendo em vista que nesta UC há um desenvolvimento de estudos próprios da unidade, os quais estão associados principalmente aos inventários e registros de populações da fauna nativa devido à especialidade dos profissionais gestores existentes. Uma ação para melhorar esta carência identificada pelo gerente do PED consiste na

formulação de um processo de planejamento estratégico, que envolve definição de prioridades para compra de material e execução paulatina das pesquisas.

Segundo todos os gestores entrevistados, um problema mais evidente que pode explicar a baixa aplicabilidade das pesquisas científicas no manejo das unidades é a finalidade geral das mesmas, que geralmente não possuem objetivos voltados para alcançar estratégias diretas de manejo. Um fato é que a maioria das pesquisas executadas no território das UCs é voltada principalmente aos estudos ecológicos para elucidar padrões ao nível das comunidades biológicas, numa abordagem *bottom up*, o que reduz as possibilidades de direcionamento do uso desse tipo de informação para os esforços de manejo.

Por outro lado é possível argumentar que, com base em informações científicas sobre a biodiversidade, seria possível, por exemplo, fazer comparações com a biota de outras áreas vizinhas, de modo a verificar a necessidade de estabelecer um programa de conservação para espécies ameaçadas e/ou com populações reduzidas. Um exemplo disso é caso dos esforços para reintrodução do mico-leão-dourado feitos pela AMLD que é parceira na realização de pesquisas empregadas no manejo da RBPA, RBU e regiões de entorno. Assim, estudos de estrutura populacional podem embasar os planos de recuperação da biodiversidade. Outro exemplo de pesquisa com utilidade prática no manejo da conservação dentro das UCs é o estudo conduzido por Nascimento *et al.* (2013) na RBU, por meio do qual se evidenciou a necessidade do manejo de corte de indivíduos reprodutivos e acompanhamento de indivíduos jovens de Palmeira Imperial nos ambientes com maior tendência para disseminação e ocupação desta espécie.

Apesar destas potencialidades, os gestores observaram que os resultados e as conclusões das pesquisas geralmente não apresentam prescrições ao manejo a serem desenvolvidas para conservar espécies ameaçadas ou com populações reduzidas nas unidades de conservação. Um agravante a esse cenário seria a desconsideração pelos órgãos competentes da importância do retorno de informações que possam embasar possíveis aplicações dos resultados no manejo, um tipo de informação que inclusive não consta como requisito formal nos formulários de autorização da pesquisa científica nos dois âmbitos de gerenciamento das UCs investigadas.

Outro problema relacionado ao uso dos resultados das pesquisas nos esforços de manejo se refere ao tempo entre solicitação, produção e divulgação

efetiva de resultados almejados pelas pesquisas acadêmicas, que pode variar conforme o nível da graduação (iniciação científica; mestrado; doutorado). Para contornar essa lentidão, o gestor da EEEG apontou que determinados dados poderiam ser solicitados de modo informal e previamente ao término de determinada pesquisa de utilidade prática para a unidade. Além disso, todos os gestores relataram sobre a falta de responsabilidade geral por parte dos pesquisadores devido aos inúmeros casos de não retorno da produção científica obtida com os estudos realizados no interior das UCs. Um problema a ser resolvido por parte das próprias IES que deveriam garantir o encaminhamento regular dos documentos elaborados diretamente para a administração das UCs. Isto poderia contribuir para a melhoria dos processos de planejamento e organização dos esforços de manejo, mas também com as discussões de pauta nas reuniões científicas. Um cenário ideal seria a consideração por parte dos pesquisadores da necessidade de direcionar o desenho das pesquisas para incluir aspectos que possam subsidiar os esforços de manejo que estão ocorrendo nas UCs estudadas.

Uma ação para ampliar o atendimento das necessidades imediatas de pesquisa nas UCs que foi identificada pelos gestores consiste na solicitação diretamente aos pesquisadores, para que os mesmos fiquem cientes e reconheçam a necessidade de instaurar experimentos voltados para resolução de problemas e impactos. Um aspecto que tem colaborado nesse sentido consiste na realização de discussões e reuniões científicas no interior das UCs tendo como base as pesquisas ali realizadas. Em paralelo, a necessidade da construção de um banco de dados para resgatar informações sobre antigas pesquisas científicas e organizar uma rede de contatos de pesquisadores é um aspecto que ainda precisa ser desenvolvido, como vem sendo realizado para o PNRJ, como parte da proposta da composição de um novo centro de visitantes. Segundo o gestor desta UC, o Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO) pode fornecer uma base para compor um banco de dados das pesquisas.

No PNRJ, o gestor destacou que há um grande predomínio de pesquisas envolvendo aspectos ecológicos intrínsecos aos ecossistemas mais prístinos, e da dificuldade de utilizar resultados para o manejo, como é o caso das diversas pesquisas despendidas que dizem respeito aos estudos das espécies de *Clusia* spp. Uma síntese dos resultados desse tipo de pesquisa ecológica pode ser observada no trabalho de Scarano (2009), com enfoque especial para as espécies enfermeiras

como é o caso de *Aechmea nudicaulis* (L.) Griseb, *Allagoptera arenaria* (Gomes) O. Kuntze e *Clusia hilariana* Schtdl no território do PNRJ. Apesar da pouca ciência que é dada pelos pesquisadores aos gestores, a simples constatação e o estudo da distribuição e da reprodução de populações destas espécies podem ser de grande relevância para o processo de restauração ambiental, o qual deveria estar sendo executado ao nível hierárquico das próprias unidades, como destacado o caso da Palmeira Imperial manejada no interior da RBU.

Uma constatação importante para a espécie *Allagoptera arenaria* (guriri) é a capacidade de sobrevivência em locais propensos a passagem do fogo, uma evidência que indica o seu potencial para recuperação ambiental de áreas queimadas ou suprimidas, já que apresentam ainda grande potencial de produção de frutos para alimentação da fauna em geral como pequenos roedores que contribuem com sua dispersão (Grenha *et al.*, 2010), com destaque para *Cerradomys goytaca* sp. nov., uma espécie restrita as restingas do norte fluminense como as do PNRJ (Tavares *et al.*, 2011). O fato é que os gestores das unidades ainda compreendem pouco a necessidade do manejo de populações e ainda não alcança esse nível em função da carência de recursos que limitam o manejo e a recuperação ambiental as ações pontuais.

Um exemplo de recuperação ambiental pode ser citado para a RBPA, onde plantios em locais com área variando de 0.64 a 1.17 hectares foram feitos com o intuito da restauração ecológica a partir da realização de pesquisas científicas (Moraes *et al.*, 2006). Já na EEG, o plantio de um milhão de mudas será realizado em uma área de aproximadamente 500 hectares, neste projeto, o uso de mão-de-obra local será uma realidade tendo em vista o cumprimento dos objetivos socioeconômicos das áreas protegidas, um envolvimento das comunidades locais que será discutido no item a seguir.

#### 4.3.6.2 O envolvimento das comunidades humanas nos esforços de conservação

Dentre os problemas mais graves enfrentados no processo de conservação estão as atividades antrópicas desenvolvidas por indivíduos das comunidades de entorno e interior, como no caso da caça, das queimadas, e do uso da terra para agropecuária, que resultam em impactos sobre a biodiversidade e a estrutura dos ecossistemas sendo protegidos. Nesse sentido, o envolvimento e contribuição das

comunidades de entorno com a realidade da gestão das UCs e seus efeitos também foram avaliados (Tabela 18).

**Tabela 18. Aspectos do envolvimento das comunidades humanas do entorno com as atividades das unidades de conservação.**

<b>UCs</b>	<b>Características</b>	<b>Atividades realizadas para aumentar participação</b>	<b>Efeitos do envolvimento com a comunidade</b>
<b>EEEG</b>	Baixo nível educacional e de aceitação da comunidade	Notificações, interação comunitária e EA	Redução dos impactos
<b>PED</b>	Elevado número de propriedades, presença de comunidade conservacionista	Notificações	Redução dos impactos
<b>PNRJ</b>	Contraste socioeconômico entre comunidades	Interação comunitária, melhoria do uso público	Regulação do uso público
<b>RBU</b>	Comunidades de interface urbana	Participação no conselho consultivo	Redução dos impactos
<b>RBPA</b>	Assentamentos rurais	Incentivo à agricultura sustentável	Disseminação de conhecimento

As características das comunidades de entorno nas UCs analisadas são, de forma geral, contrastantes devido aos diferentes meios de inserção, nível educacional e realidade socioeconômica. Na EEEG e no PNRJ, o baixo nível educacional parece ser um dos principais problemas para que haja maior aceitação da comunidade com a conservação ambiental. Na região em que a RBPA e a RBU estão inseridas, os resultados de uma pesquisa aplicada à caça ilegal demonstrou que existem diferenças entre a ocorrência deste agente antrópico dentro destas UCs e outras áreas de entorno. Apesar de as reservas poderem ser mais eficientes em contenção, a presença de equipe de fiscalização não garante maior proteção contra a caça (Sampaio, 2011). Nas UCs investigadas esse tipo de entrave educacional tem sido combatido com a interação com a comunidade local, e por meio das atividades de educação ambiental nas escolas da região. Além disso, no processo de gestão como relatado pela gerência da EEEG, a prevalência de um caráter repressivo e punitivo no controle das atividades de entorno pode contribuir para a rejeição das comunidades, e conseqüentemente com a não modificação de estruturas sociais que afetam negativamente os esforços de conservação ambiental em longo prazo.

No caso do PED, a extensão elevada e o grande número de propriedades dificultam as atividades de fiscalização nas comunidades localizadas em todos os setores do parque, e diminuem a inserção em atividades educação ambiental ou mesmo de representação no Conselho Consultivo. Por outro lado, embora haja uma diferenciação de características entre as UCs estaduais estudadas, o instrumento das notificações preventivas de queimadas e desmatamento, e as atividades de interação comunitária por meio de eventos, apresenta segundo os gestores, um efeito positivo na redução de impactos antrópicos. Ainda no PED, uma característica peculiar positiva para preservação ambiental consiste na existência de uma comunidade conservacionista que desempenha atividades ligadas ao ramo do ecoturismo e turismo rural. Neste grupo estão enquadrados os proprietários que possuem remanescentes privados de florestas, cuja visitação pode ser complementada aos locais de beleza cênica no interior do parque, como é o caso das trilhas que levam aos mirantes e cachoeiras, que são exploradas em atividades de recreação por meio da visitação organizada com grupos de pessoas.

Em paralelo, as obras de melhoria da infraestrutura para uso público como vem ocorrendo no PED, com apoio do FUNBIO, e também no PNRJ com verba direta de licenciamento de empreendimentos do petróleo, são fatores que têm contribuído para fomentar o uso das UCs pela comunidade em geral. Este desdobramento possibilita, em tese, uma melhor regulação pela sociedade, a qual pode, em contrapartida, ter uma melhor compreensão das suas funções e objetivos a partir do acesso aos programas integrados de educação ambiental.

No entorno da RBU, uma característica marcante consiste na existência de comunidades humanas de interface urbana no entorno dos limites da reserva. Nestas, o gestor da UC relatou que a realização de notificações voltadas para a conscientização quanto às queimadas, despejo de lixo e depósito de resíduos domiciliares tem sido um fator que vem contribuindo para a redução do espalhamento de distúrbios na forma de queimadas. Outro aspecto de integração relatado foi a participação de membros destas comunidades nas reuniões do conselho consultivo da RBU.

No entorno da RBPA e da RBU, a AMLD tem contribuído diretamente no desenvolvimento de projetos voltados para a educação ambiental e a disseminação de conhecimento entre produtores de assentamentos rurais existentes nos limites da reserva, tendo como base a disseminação das práticas de agricultura sustentável

(i.e., agroecologia). Apesar destas contínuas intervenções realizadas no Assentamento Sebastião Lan (ASL), as queimadas regulares realizadas pelos assentados têm resultado no avanço de frentes de fogo para o interior da REBIO, sendo este um dos fatores atuais de maior preocupação para efetivar a conservação. Esse cenário se manteve, mesmo após a assinatura de um Termo de Cooperação que formou um grupo de trabalho para promover a gestão ambiental nos projetos de assentamentos no entorno da RBPA (Filho *et al.*, 2007) (ANEXO A).

Por outro lado, um efeito diferente ao verificado no tocante ao causado pelo ASL sobre a RBPA foi detectado no território do Assentamento Zumbi dos Palmares (AZB) que está localizado numa região próxima à EEEG. Leite *et al.* (2014) apontam como tendência da dinâmica temporal da cobertura e uso da terra a ocorrência de fatores positivos pós-estabelecimento do assentamento desde 1997, advindos da expansão da cobertura vegetal e da redução da exposição dos solos, devido a responsabilidade com as leis ambientais, e a inserção de outras culturas agrícolas no AZB com destaque para aipim, milho e coco (Pedlowski, 2011).

Essa situação demonstra que a conservação ambiental esbarra na atual falta de incentivos e da orientação direta para o desenvolvimento de modelos agropecuários consonantes com a preservação da natureza. Para isto, prevalece a necessidade de que haja a destinação de recursos para auxiliar comunidades locais a se tornarem coparticipantes no processo de gestão em unidades de conservação com geração de renda (Vreugdenhil, 2004). Uma integração que caracteriza o paradigma atual da conservação de integração entre objetivos ecológicos, sociais e econômicos (Câmara, 2004).

#### 4.3.6.3 *Integração com as ONGs ambientalistas*

Em relação ao processo de interação com ONGs ambientalistas, os resultados mostram que a maior dificuldade é o baixo nível de organização desse terceiro setor nas regiões onde foram criadas as UCs (Tabela 19). A partir dos relatos obtidos dos gestores foi verificado que há uma carência na presença e atuação de ONGs por meio de projetos desenvolvidos no interior e entorno das UCs, apesar da existência de atividades conjuntas no processo de gestão. Nos casos da RBU e, principalmente, da RBPA existe uma particularidade comum que é presença e atuação contínua da AMLD, cuja sede está localizada na área de sede da RBPA.

Entretanto, conforme a opinião do gestor da RBPA, apesar dos diversos benefícios e amplos recursos financeiros adquiridos em longo prazo, devido à presença institucional contínua desta ONG, uma repercussão negativa desta integração consiste nas dificuldades geradas para angariar recursos com o envolvimento de outras ONGs.

**Tabela 19. Aspectos que dificultam a integração das ONGs ambientalistas com as atividades desenvolvidas nas unidades de conservação.**

<b>UCs</b>	<b>Repercussões</b>	<b>Dificuldades de integração</b>
<b>EEEG</b>	Projeto de educação ambiental na criação	Poucas ONGs na região
<b>PED</b>	Educação ambiental	Projetos de longo prazo
<b>PNRJ</b>	Desenvolvimento de plano de manejo	ONGs não duradouras
<b>RBU</b>	Estudos científicos e educação ambiental	ONGs não duradouras
<b>RBPA</b>	Estudos científicos e educação ambiental	Auxílio de outras ONGs

As atividades das ONGs citadas pelos gestores das demais UCs estiveram relacionadas a determinados momentos tais como na criação, estabelecimento ou desenvolvimento do plano de manejo, e na execução de programas de educação ambiental. Pouca durabilidade da atuação das ONGs foram apontados como entraves para uma maior integração destas organizações nos esforços de conservação ocorrendo dentro das UCs. Outro fato que contribui para a carência da cooperação com ONGs é o fato de que os líderes dessas organizações podem passar a integrar cargos-chave em órgãos governamentais (Mittermeier *et al.*, 2005). Esta possibilidade parece ser um fator explicativo na baixa durabilidade de ONGs que foi citada pelo gestor do PNRJ. No caso do PED, a dificuldade foi o fato de que as ONGs ambientais geralmente não fomentam eventos e atividades de visitação e educação ambiental de forma duradoura, já que dependem de recursos angariados com o desenvolvimento de projetos de curto prazo, ficando às mesmas restritas às atividades de pouca contribuição para os esforços de conservação em longo prazo.

Entretanto, quando há contribuição das ONGs para o desenvolvimento de atividades de educação ambiental, os gestores das UCs ficam desobrigados de executar esse tipo de ação, o que libera um tempo que poderia ser dedicado para realizar outras atividades voltadas para o gerenciamento da UC. A integração com ONGs para a realização de programas de educação ambiental está sendo planejada



na EEEG que estabeleceu um programa de trabalho com uma ONG sediada no estado de São Paulo. A presença institucional de uma ONG de um estado vizinho reflete a falta de organizações não governamentais de cunho socioambiental na região da EEEG. Mas esta não é uma exceção em relação ao panorama nacional e regional. Segundo Rambaldi e Oliveira (2007), na área do corredor da Serra do Mar, considerando os estados do Rio de Janeiro, São Paulo e Minas Gerais, com base no programa de cadastramento de ONGs GEOPLUS® Mico-Leão, entre 2002 e 2004 apenas 72 instituições ambientalistas estavam cadastradas. Para Rambaldi e Oliveira, a pequena infraestrutura e o trabalho voluntário são aspectos predominantes na ação das ONGs de cunho ambiental.

#### 4.3.7 Os impactos Resultantes da Forma e do Isolamento das UCs na Paisagem

Os padrões referentes à formatação (*design*) dos limites das UCs e inserção na paisagem fragmentada foram analisados com base na percepção dos gestores (Tabela 20). De forma geral, os gestores entrevistados apontaram que a forma e o isolamento das UCs na paisagem podem, em longo prazo, constituir um problema para manutenção da biodiversidade nas áreas protegidas.

**Tabela 20. Padrões de forma e isolamento identificados nas unidades de conservação.**

UCs	Forma da UC	Padrões de isolamento
EEEG	Alongada	Fragmentos pequenos e isolados
PED	Alongada	Área de refúgio na Serra do Mar
PNRJ	Alongado e fragmentado	Empreendimentos do setor de petróleo e portuário
RBU	Circular com trechos alongados	Empreendimentos do setor energético, estradas
RBPA	Circular	Distanciamento da Serra do Mar, estradas

Um agravante nesse cenário seria o fato de que as UCs geralmente têm limites planejados para proteção apenas das áreas com cobertura vegetal original aparentemente preservada, desconsiderando o modelo de gestão de preservação de ecossistemas inteiros, que pode orientar a escolha de escalas mais adequadas para delimitação de UCs (Hansen e DeFries, 2007). Nesse sentido, a forma das

unidades contemplando apenas o que já existe de vegetação pode resultar em formatos alongados, uma forma que não é a mais recomendada para conservação da biodiversidade (Diamond, 1975; Laurance, 1991). Outro problema é que mesmo em unidades com formato mais circular geral como na RBU, os trechos alongados podem ser formados devido a essa lógica de estabelecimento de unidades de conservação.

Como demonstrado no Capítulo 3, em relação ao isolamento, a paisagem no entorno da EEEG e dos PNRJ se destaca por um cenário onde predominam poucos fragmentos com área reduzida. No caso do PED, o objetivo da proteção dos remanescentes vegetais sobre a Serra do Mar em áreas montanhosas fez com que tais áreas pudessem se tornar refúgio para espécies endêmicas em áreas vizinhas de menores altitudes, cuja cobertura florestal foi sendo reduzida ao longo do tempo. Nesse sentido, processos migratórios podem ter incentivado uma adaptação nestes ambientes de maior altitude, o que foi confirmado pelo gestor da unidade.

A situação identificada no PNRJ reflete um cenário da não inserção em um mosaico de unidades de conservação, cujo entorno atualmente vem sendo marcado pela presença de empreendimentos do setor de petróleo e portuário que reduzem possibilidade de conexão biológica com outras restingas vizinhas como é o caso do Parque Estadual da Lagoa do Açu, criado em 2012, mas que até hoje não teve seu território desapropriado pelo governo do estado do Rio de Janeiro. Por outro lado, a RBPA apesar de possuir uma maior circularidade no formato, a distância das florestas da região serrana pode estar contribuindo com o aumento do isolamento e com o empobrecimento genético. Uma proposta alternativa para mitigar efeitos do isolamento seria a criação de redes de reservas formadas por fragmentos com a capacidade de se conectar biologicamente (Morelato e Haddad, 2000).

A problemática dos formatos das fronteiras na delimitação de áreas protegidas se mostra uma preocupação atual, tendo em vista o processo de demarcação das UCs que foram recentemente e implantadas na Região Norte fluminense como medida compensatória para a instalação do Complexo Industrial Portuário do Açu. Em duas destas áreas protegidas, problemas de forma inadequada também foram detectados devido aos trechos com formato alongado em meio a matriz antrópica (Leite e Pedlowski, 2012).

#### 4.3.8 Uso dos Planos de Manejo na Gestão

Como medidas para investigar sobre a utilidade dos planos de manejo no gerenciamento cotidiano, aspectos referentes às dificuldades e aos problemas de aplicação das metas e objetivos foram avaliados pelos gestores (Tabela 21).

**Tabela 21. Aspectos referentes aos planos de manejo das unidades de conservação.**

UCs	Ano da publicação	Principais fraquezas
EEEG	2010	1 e 2
PED	2004	3 e 4
PNRJ	2008	4
RBU	2008	5
RBPA	2005	5

(1) Planejamento da Interação comunitária; (2) Planejamento de locais para regularização fundiária; (3) Carência de pesquisas científicas; (4) Plano de uso público; (5) Déficit de recursos humanos.

A existência dos planos de manejo como ferramenta de orientação prática ao gerenciamento das UCs analisadas pode ser considerada relativamente recente, já que os mesmos foram instaurados somente a partir da década passada. Um dos aspectos levantados, principalmente pelos gerentes da RBPA e da RBU é a previsão de ações e objetivos nos planos de manejo tendo como base um aporte de recursos humanos e logísticos diferente do observado na realidade, o que interfere diretamente na execução das metas estabelecidas.

No caso do PED e do PNRJ, apesar destes contemplarem nos objetivos o uso público, esse é um aspecto do planejamento principal que foi julgado como tendo a necessidade de revisão e/ou inclusão nos respectivos planos. Segundo Medeiros e Pereira (2011), a precariedade dos planos de manejo no caso dos parques nacionais ocorre principalmente devido ao não cumprimento dos prazos estabelecidos, quando os mesmos carecem de revisões periódicas e de monitoramento da concretização da execução.

Outros fatores destacados pela gestão da EEEG consistem na falta do planejamento de ações organizadas e programas para promoção da interação com as comunidades de entorno. Além disso, a gestora da EEEG relatou que houve uma consideração incoerente no plano de manejo de algumas áreas para expropriação, considerando o grande número de pessoas residentes e edificações existentes

nestes locais, o que inviabilizaria a concretização de um programa de regularização fundiária em curto prazo e traria um efeito negativo para a conservação nesta UC devido à perspectiva antagônica que gerou nas comunidades locais.

No planejamento das UCs, alguns roteiros metodológicos foram elaborados para contribuir como estratégia unificada e orientar a construção do instrumento do Plano de Manejo. Entretanto, os mesmos apresentam deficiências como roteiros para conservação das categorias de Proteção Integral (MMA, 2002). O problema parece derivar do fato de que tais roteiros não têm sido propostos para conservação direta da biodiversidade, mas para orientar aspectos mais burocráticos da gestão das áreas protegidas, como é o caso do estabelecimento das metas gerenciais e das questões fundiárias. Korman (2003) retrata que um planejamento dinâmico, eficiente e abrangente deveria envolver a análise integrada dos agentes que impactam as paisagens naturais.

De forma paralela, um plano de prevenção e combate aos incêndios florestais também foi desenvolvido pelas agências governamentais por meio de outro roteiro metodológico (MMA, 2009). Esse instrumento deveria ser empregado diretamente na orientação ao combate do fogo no interior de áreas protegidas. Apesar disso, as principais ações previstas nesse roteiro se voltam para um viés preventivo e de combate imediato. Um exemplo disto é o processo sugerido para a definição de áreas de maior risco a ocorrência de incêndios, o qual se abarca de um modelo estritamente simplificado. Nesse caso, o roteiro não incorpora sequer as ferramentas mais básicas de apoio à decisão que podem ser encontradas em estudos realizados sobre o problema (Ferraz e Vettorazzi, 1998; Silveira *et al.* (2008).

A instituição do Plano de Manejo como instrumento de gestão e forma de garantia do aumento da efetividade das áreas protegidas ocorreu a partir do Decreto nº 84.017 de 21 de Setembro de 1979. Este instrumento foi idealizado inicialmente para implantação em parques nacionais. No entanto, com o estabelecimento do SNUC em 2000, o Plano de Manejo passou a ser uma diretiva aplicável para as demais categorias de unidades de conservação. Atualmente por meio da análise rápida (RAPPAM) é possível verificar que apenas 44 % das áreas protegidas de proteção integral e 26% das de Uso Sustentável possuem algum tipo de Plano de Manejo consolidado (ICMBio e WWF-Brasil, 2011).

Finalmente, é importante notar que na situação atual, planos de manejo pouco complexos impossibilitam, por exemplo, que as particularidades ecológicas,

sociais, econômicas e a capacidade institucional no âmbito das áreas protegidas sejam mais bem avaliadas, e possam constituir um incentivo direto para execução das metas e objetivos estipulados, de modo que possa haver maior garantia do sucesso das áreas protegidas na conservação da biodiversidade, e na manutenção dos serviços ecossistêmicos.

#### **4.4 SÍNTESE DO CAPÍTULO**

As distintas realidades de criação das áreas protegidas estudadas permitiram reconhecer problemas na gestão. Os resultados desta pesquisa mostram que o processo de regularização fundiária ainda carece de regulamentação mais adequada para as ocupações humanas e para ampliar a justiça social e ambiental nos processos das desapropriações de terras. Por outro lado, o descompasso entre as infraestruturas disponíveis e a destinação de recursos influencia negativamente os esforços para monitoramento, fiscalização e desenvolvimento de pesquisas científicas. Além disso, o uso da terra permitido nas zonas de entorno tende a causar espalhamento de distúrbios ambientais, que comprometem os esforços de proteção dos ecossistemas sendo protegidos pelas UCs. Esta pesquisa também mostra que um agravante ao isolamento das UCs na paisagem é o modelo único de formatação e a presença de empreendimentos impactantes com efeitos sobre a conexão entre os diferentes mosaicos de conservação. A consolidação de técnicas de controle e de estudo dos efeitos das invasões biológicas na manutenção da biota nativa também ainda são falhas. Esta problemática esbarra ainda na carência do monitoramento científico e na baixa difusão aplicada das pesquisas científicas que são realizadas no interior das UCs no manejo da biodiversidade. Além disso, apesar da inclusão das comunidades humanas no processo de gestão pela interação e capacitação estar ganhando destaque, as formas com que isso se dá ainda não são suficientes para o fortalecimento do esforço de gestão. O número escasso de entidades ambientalistas (ONGs) e a pouca durabilidade e inviabilizam um auxílio consolidado das mesmas ao processo de gestão das agências governamentais. Finalmente, os planos de manejo carecem de roteiros mais robustos e padronizados com análises sobre a complexidade das paisagens, e também de reenquadramento das metas conforme a realidade. Em função disso, a não consolidação de programas de fortalecimento da UCs com os chamados “*stakeholders*” também representa um obstáculo ao gerenciamento efetivo das UCs.

#### 4. CONCLUSÕES FINAIS

O formato de unidades de conservação no Brasil tem sido baseado em um modelo predominante de estabelecimento de áreas protegidas únicas e maiores, com a conservação de blocos com vegetação remanescente em áreas que sejam representativas ou que contenham espécies ameaçadas de extinção, e também áreas com populações humanas tradicionais. Um problema decorrente deste formato atual é relacionado principalmente à desconsideração da estrutura das paisagens de entorno das áreas a serem protegidas. Outros problemas consistem na carência de um estudo mais aprofundado dos impactos relacionados às ocupações humanas e a infraestrutura institucional disponível para apoiar o manejo da conservação pós-implantação.

A necessidade da consideração das paisagens circundantes as áreas protegidas vai ao encontro de hipóteses científicas relacionadas à existência de habitats funcionais no entorno, quando os limites de ecossistemas inteiros não são garantidos no processo de proteção. Estes fatores podem implicar em distintos problemas de gerenciamento afetando diretamente a eficácia da conservação. Nesse sentido, a investigação dos padrões dinâmicos da cobertura florestal e o histórico das paisagens com o processo de fragmentação realizados no presente estudo puderam identificar aspectos importantes para o reconhecimento das diferentes limitações que as unidades de conservação estudadas enfrentam na escala regional para garantir a conservação da biodiversidade existente em seu interior em médio e longo prazo.

Com base nas principais teorias emergentes relacionadas às disciplinas voltadas para conservação da biodiversidade, as inferências aqui realizadas permitiram reconhecer limitações relacionadas ao isolamento e a qualidade espaço-estrutural dos fragmentos florestais. É importante notar que o uso da Teoria Hierárquica possibilitou um delineamento adequado em três níveis de análise, sendo um nível acima ao focal (UCs), que correspondeu às paisagens de entorno, um nível abaixo que foi concernente aos fragmentos de vegetação de Mata Atlântica, e um terceiro nível em escala mais localizada abarcando problemas locais enfrentados no gerenciamento das UCs pelos seus gestores.

Em paralelo, o emprego dos pressupostos da Teoria da Biogeografia de Ilhas possibilitou evidenciar a existência de padrões que explicam os problemas enfrentados em médio e longo prazo para a manutenção das UCs quando

considerado o isolamento e a predominância de fragmentos de vegetação com áreas reduzidas, o que implica na existência de um baixo número de espécies, e também uma reduzida heterogeneidade numa via que pode conduzir para a ausência de espécies na diversidade alfa, somada a redução da dispersão de populações de espécies focais que são fundamentais para a estruturação continuada dos ecossistemas.

Além da heterogeneidade formada no interior de ecossistemas mais prístinos conforme variações no terreno e no lençol freático, outro formato de diversificação ambiental é criado em escala mais ampla da transição entre diferentes ecossistemas, e também é um fator positivo para que os ambientes formados nestas faixas possam congregam um maior número de espécies provenientes de ambos os ambientes em transição. Uma terceira escala de heterogeneidade ambiental é formada com a criação das bordas dos fragmentos florestais devido aos diferentes formatos ocasionados ao longo do processo dinâmico de supressão e regeneração florestal. Esta última heterogeneidade, entretanto, esbarra nos pressupostos da teoria da geometria de fractais que afirmam serem os fragmentos de maior circularidade mais propícios à conservação, tendo em vista o menor efeito de borda e maior preservação de áreas núcleo.

A análise destes formatos dos fragmentos florestais permitiu inclusive evidenciar uma superioridade da qualidade da paisagem encontrada no entorno de duas das UCs analisadas (i.e., RBPA e RBU). No caso da percolação entre os habitats florestais, estas duas UCs junto com o PED também demonstram superioridade quando comparado a EEEG e ao PNRJ, embora o índice crítico abaixo de um limiar estabelecido encontrado para todas as UCs denota que já não há mais possibilidades para uma dada espécie realizar dispersão, conexão ou imigração de modo a explorar integralmente toda a paisagem, nesse caso definida na forma dos 10 km de zona de entorno, ocasionando assim na redução da capacidade de fluxo genético.

A validação realizada em campo possibilitou evidenciar a existência de padrões de uso da terra marcados pelo emprego de monoculturas e de pastagens, os quais possuem contato direto com as bordas dos fragmentos florestais remanescentes não sendo alvo de ações de fiscalização. Esta situação de contato direto entre usos da terra representa uma pressão física sobre os fragmentos de Mata Atlântica em áreas protegidas, e que também aumenta a possibilidade de

contaminação ambiental nos corpos hídricos, pelo uso para tratar rebanhos bovinos e a aplicação e descarte de agrotóxicos que deverão afetar principalmente a biota aquática e terrestre.

Assim, os resultados desta pesquisa possibilitam concluir que o modelo atual de implantação e gerenciamento de UCs não é eficiente para conter a pressão exercida por agentes antrópicos, principalmente devido aos processos causados por não existir regulamentação adequada das atividades de uso da terra que ocorrem na região de entorno, fato que foi agravado recentemente por um retrocesso na legislação, especificamente no Código Florestal brasileiro, onde foi permitida a redução das faixas de tamponamento destinadas a proteger as áreas de preservação permanente (APPs), que constitui outra fundamental unidade de cobertura da terra para conservação da biodiversidade na zona rural. Este é, portanto, um cenário que permite prever um aumento da pressão existente sobre os remanescentes do bioma da Mata Atlântica, cuja maior parte do território é encontrada e, zonas de produção agropecuária, e que são extremamente ameaçadas pelas formas dominantes do uso da terra.

Por outro lado, este cenário é marcado pelo empobrecimento interno dos remanescentes de áreas de preservação devido a problemas como a extração seletiva de madeira, a invasão por espécies exóticas e espécies domésticas. Um problema ocasionado pelas carências da infraestrutura de delimitação física das APPs, cujos formatos necessários e mais adequados para garantir a proteção física destas áreas também não são explicitados pela mesma legislação. Estes fatores apontam para a chance de fracasso das UCs, caso esforços e os incentivos financeiros não forem devidamente destinados para consolidar processos de reordenamento territorial, que consiste uma via importante para alcançar maior efetividade de proteção dos ecossistemas no interior de unidades de conservação.

A discussão referente à segunda questão de pesquisa abordada no presente estudo denota sobre a potencialidade da dinâmica da cobertura florestal, do uso da terra e do espalhamento do fogo para predizer padrões da efetividade em áreas protegidas, a qual foi comprovada pela presente pesquisa. Esta consideração da capacidade destas variáveis em determinar efetividade da conservação foi inicialmente retratada com base em estudos relacionados que comprovam os efeitos da estrutura espacial dos habitats sobre a manutenção da biodiversidade. Em paralelo, o uso da terra foi detectado como diretamente relacionado ao



espalhamento do fogo, processo que representa um agente antrópico de grande influência na degradação da resiliência dos habitats.

No que concerne ao atual modelo de gerenciamento e, quando considerados os recursos humanos existentes para as unidades de conservação, a capacidade de monitoramento foi, de forma geral, insuficiente para garantir o manejo efetivo dos ecossistemas. Nesse sentido, os principais entraves identificados se relacionaram às estratégias destinadas para ampliar a capacidade de fiscalização e de educação das populações localizadas no entorno das UCs. Também, ficou demonstrado que o envolvimento institucional é marcado por eventos esporádicos de interação comunitária, geralmente com a participação das escolas de ensino básico, e da comunidade nos conselhos consultivos.

Outro problema importante se refere ao relacionamento de instituições que operam no ensino superior e centros de investigação acerca da importância de delinear as pesquisas científicas realizadas no interior das unidades de conservação para obter resultados que possam ser de aplicação direta nos esforços de manejo. Um aspecto subjacente se relacionou à atuação incipiente e não continuada das ONGs ambientalistas no cenário regional da conservação ambiental. Um problema que aponta para a carência de programas de fortalecimento do terceiro setor apoiado pelas agências governamentais.

Finalmente, é possível concluir sobre uma necessidade emergente no sentido de alavancar o debate do processo de formatação, estabelecimento e gerenciamento, num caminho a inserção de estratégias metodológicas relacionadas à aplicação das teorias e paradigmas já existentes na Ciência da Conservação.

## 5. REFERÊNCIAS

- Aguiar, W.M., Gagliagone, M.C. (2012). Euglossine bee communities in small forest fragments of the Atlantic Forest, Rio de Janeiro state, southeastern Brazil (Hymenoptera, Apidae). *Revista Brasileira de Entomologia*, 56(2): 210-219.
- Akatov, W. (2012). 60 years of the equilibrium theory of insular biogeography: problems of testing, results of the field studies, applied importance. *Journal of General Biology*, 73(3): 163-182.
- Alados, C.L., Pueyo, Y., Navas, D., Cabezudo, B., Gonzalez, A., Freeman, D.C. (2005). Fractal analysis of plant spatial patterns: a monitoring tool for vegetation transition shifts. *Biodiversity and Conservation*, 14: 1453-1468.
- Allen, T.F.H. (2009). Hierarchy theory in ecology. Pp.114-120. *In*: Jørgensen, S.E. (org.), *Ecosystem ecology*. Amsterdam: Elsevier. p.114-120.
- Alves, M. M., Matricardi, E. A. T., Pereira, R. S. (2013) Dinâmica espaço-temporal do fogo entre 1999 a 2009 no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros. *Enciclopédia Biosfera*, 9(16): 752-768.
- Amorim, H.B., Francelino, M.R., Salamenen, S., Pedreira, L.O.L., Filho, L.I.A., Capitano, R.C., Moura, T.A. (2012) Estimativa da área ocupada por reflorestamentos no estado do Rio de Janeiro. *Cerne*, 18(1): 27-32.
- Andam, K.S., Ferraro, P.J., Pfaff, A., Sanchez-Azofeifa, G.A., Robalino, J.A. (2008). Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(42): 16089-16094.
- Andelman, S., Ball, I., Davis, F., Stoms, D. (1999). *SITES v.1.0, an analytical toolbox for designing ecoregional conservation portfolios*. The Nature Conservancy: Technical report.
- Andersen, M.C. (2004). Population dynamics in spatially and temporally variable habitats. *In*: Kapustka, L.; Biddinger, G.; Luxon, M.; Galbraith, H (eds.) *Landscape ecology and wildlife habitat evaluation: critical information for ecological risk assessment, land-use management activities, and biodiversity enhancement*. West: Conshohocken: ASTM International. p.84-93.
- Ando, A., Camm, J., Polasky, S., Solow, A. (1998). Species distribution land values and efficient conservation. *Science*, 279: 2126-2128.

- Andrade, W.J. (2003). Implantação e manejo de trilhas. *In: Mitraud, S. (org.) Manual de ecoturismo de base comunitária: ferramentas para um planejamento responsável*. Brasília: WWF Brasil. p.247-259.
- Araújo, M.B., Lobo, J.M., Moreno, J.C. (2007). The effectiveness of Iberian protected areas in conserving terrestrial biodiversity. *Conservation Biology*, 21(6): 1423-1432.
- Artaza-Barrios, O.H., Schiavetti, A. (2007). Análise da efetividade do manejo de duas áreas de proteção ambiental do litoral Sul da Bahia. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, 7(2): 117-128.
- Baker, W.L. (1992). The landscape ecology of large disturbances in the design and management of nature reserves. *Landscape Ecology*, 7(3): 181-194.
- Ball, G.H., Hall, D.J. (1965). *ISODATA: a novel method of data analysis and pattern classification*. California: Stanford Research Institute, Technical Report.
- Ball, I.R., Possingham, H.P., Watts, M.E. (2009). Marxan and relatives: software for spatial conservation prioritization. *In: Moilanen, A., Wilson, K.A., Possingham, H.P. (eds.) Spatial conservation prioritization: quantitative methods and computational tools*. Oxford: Oxford University Press UK. p.185-195.
- Baptista, A.P. (2009). Mata Atlântica: uma abordagem geográfica. *Revista Nucleus*, 6(1): 27-53.
- Barber, C.P., Cochrane, M.A., Souza Jr., C., Veríssimo, A. (2012). Dynamic performance assessment of protected areas. *Biological Conservation*, 149: 6-14.
- Barr, L.M., Pressey, R.L., Fuller, R.A., Segan, D. B., McDonald-Madden, E., Possingham, H. P. (2011). A new way to measure the world's protected area coverage. *PLoS ONE*, 6(9): 1-4.
- Barry, G. (2014). Terrestrial ecosystem loss and biosphere collapse. *Management and Environment Quality*, 25(5): 542-563.
- Batouli-Santos, A.L., Skinner, L.F., Queiroz, A.C.B. (2011). Trilhas interpretativas como ferramentas para a valorização do patrimônio natural e cultural do município de Arraial do Cabo (RJ). *Revista Brasileira de Ecoturismo*, 4(4): 582.
- Bender, D.J., Contreras, T.A., Fahrig, L. (1998). Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology*, 79(2): 517-533.
- Bensusan, N. (2006). *Conservação da biodiversidade em áreas protegidas*. Rio de Janeiro: Editora FGV. 176p.

- Bock, M., Rossner, G., Wissen, M., Remm, K., Langanke, T., Lang, S., Klug, H., Blaschke, T., Vrščaj, B. (2005). Spatial indicators for nature conservation from European to local scale. *Ecological Indicators*, 5:322-338.
- Boecklen, W.J. (1997). Nestedness, biogeographic theory, and the design of nature reserves. *Oecologia*, 112: 123-142.
- Bonfim, V. R., Ribeiro, G. A., Silva, E., Braga, G. M. (2003). Diagnóstico do uso do fogo no entorno do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB), MG. *Revista Árvore*, 27 (1): 87-94.
- Borges, T.S., Fiedler, N.C., Santos, A.R., Loureiro, E.B., Mafia, R.G. (2011). Desempenho de alguns índices de risco de incêndios em plantios de eucalipto no Norte do Espírito Santo. *Floresta e Ambiente*, 18(2):153-159.
- Bradbury, R.H., Reichell, R.E., Green, D.G. (1984) Fractals in ecology: methods and interpretation. *Marine Ecology Progress Series*, 14: 295-296.
- Bradbury, R.H., Reichelt, R.E. (1983). Fractal dimension of a coral reef at ecological scales. *Marine Ecology Progress Series*, 10: 169-171.
- Broadbent, E.N., Asner, G.P., Keller, M., Knapp, D.E., Oliveira, P.J.C., Silva, J.N. (2008). Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biological Conservation*, 141: 1745-1757.
- Broadbent, S.R., Hammersely, J.M. (1957). Percolation processes. *Mathematical Proceedings of the Cambridge Philosophical Society*, 53(3): 629-641.
- Brooks, T., Tobias, J. (1999). Balmford, A. Deforestation and bird extinctions in the Atlantic Forest. *Animal Conservation*, 2(3):211-222.
- Bruner, A.G., Gullison, R.E., Rice, R.E., da Fonseca, G.A.B. (2001). Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science*, 291: 125-128.
- Buerky, T.V. (1989). Extinction in nature reserves: the effect of fragmentation and the importance of migration between reserve fragments. *OIKOS*, 55:75-81.
- Burel, F., Baudry, J. (2004). *Landscape Ecology. Concepts, Methods and Applications*. Enfield: Science Publishers Inc. 362p.
- Burke, D.M., Nol, E. (2000). Landcape and fragment size effects on reproductive success of forest-breeding birds in Ontario. *Ecological Applications*, 10(6):1749-1761.
- Burley, F.W. (1997). Monitoramento da diversidade biológica no estabelecimento de prioridades em conservação. In: Wilson, E.O. (org.) *Biodiversidade*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira. p.287-291.

- Cabral, D.C., Cesco, S. (2008). Notas para uma história da exploração madeireira da Mata Atlântica no Sul-Sudeste. *Ambiente e Sociedade*, 11(1): 33-48.
- Calegari, L., Martins, S.V., Gleriani, J.M., Busato, L.C. (2010). Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. *Revista Árvore*, 34(2): 871-880.
- Câmara, I.G. (2004). As unidades de conservação e o paradigma de Durban. *Natureza e Conservação*, 2(2):10-16.
- Campbell, D.T. (1975). Degrees of freedom and the case study. *Comparative Political Studies*, 8: 178-193.
- Campedelli, T., Florenzano, G.T., Londi, G., Cutini, S., Fornasari, L. (2010). Effectiveness of the Italian national protected areas system in conservation of farmland birds: a gap analysis. *Ardeola*, 57: 51-64.
- Canavire-Bacarreza, G., Hanauer, M.M. (2012). Estimating the impacts of Bolivias protected areas on poverty. *World Development*, 41: 265-285.
- Cardille, J.A., Turner, M. G. (2002). Understanding landscape metrics I. In: S.E. Gergel, Turner, M.G. (eds.) *Learning landscape ecology: a practical guide to concepts and techniques*. New York: Springer-Verlag. p.85-100.
- Caris, E.A.P., Kurtz, B.C., Cruz, C.B.M., Scarano, F.R. (2013). Vegetation cover and land use of a protected coastal area and its surroundings, southeast Brazil. *Rodriguésia*, 64(4):747-755.
- Caswell, H. Community structure: a neutral model analysis. (1976). *Ecological Monographs*, 46: 327-354.
- Channell, R., Lomolino, M.V. (2000). Dynamic biogeography and conservation of endangered species. *Nature*, 403: 84-86.
- Chape, S., Harrison, J., Spalding, M., Lysenko, I. (2005). Measuring the extent and effectiveness of protected areas as an indicator for meeting global biodiversity targets. *Philosophical Transactions of Royal Society, B* 360: 443-455.
- Chave, J. e Norde, N. (2007). Changes of species diversity in a simulated fragmentes neutral landscape. *Ecological Modelling*, 207: 3-10.
- Chen, J. e Saunders, S.C. (2006). Ecology of multiple ecosystems in time and space. In: Chen, J.; Saunders, S.C.; Brososke, K.D.; Crow, T.R. (eds.) *Ecology of hierarchical landscapes: from theory to application*. New York: Nova Science Publishers. p.1-34.

- Chen, X.Y., Jiao, J., Tong, X.A. (2011). Generalized model of island biogeography. *Science China Life Sciences*, 54(11): 1055-1061.
- Chuvieco, E., Aguado, I., Yebra, M., Nieto, H., Salas, J., Martín, M.P., Vilar, L., Martínez, J., Martín, S., Ibarra, P., de la Riva, J., Baeza, J., Rodríguez, F., Molina, J.R., Herrera, M.A., Zamora, R. (2010). Development of a framework for fire risk assessment using remote sensing and geographic information system Technologies. *Ecological Modelling*, 221: 46-58.
- Cintra, D.P., Rego, L.F.G., Oliveira, R.R. (2011). Classifying sucessional forest stages using Ikonos in Atlantic Forest of Rio de Janeiro. *Revista Geográfica Acadêmica*, 5(1):21-33.
- Cochrane, M.A. (2001). Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire in evergreen tropical forests. *Conservation Biology*, 15(6): 1515-1521.
- Cochrane, M.A. e Laurance, W. (2002). Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology* 18: 311-325.
- Cochrane, M.A. Fire science for rainforests. (2003). *Nature*, 421: 913-919.
- Cocks, K.D. e Baird, I.A. (1989). Using mathematical programming to address the multiple reserve selection problem: an example from the Eyre Peninsula South Australia. *Biological Conservation*, 49: 113-130.
- Collinge, S.K. (1996). Ecological consequences of habitat fragmentation: implication for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning*, 36: 59-77.
- Collinge, S.K. (2009). *Ecology of fragmented landscapes*. Baltimore: Johns Hopkins University Press. 340p.
- Cortina-Villar, S., Plascencia-Vargas, H., Vaca, R., Schroth, G., Zepeda, Y., Soto-Pinto, L., Nathed-Toral, J. (2012). Resolving the conflict between ecosystem protection and land use in protected areas of the Sierra Madre de Chiapas, Mexico. *Environmental Management*, 49: 649-662.
- Crouzeilles, R., Lorini, M.L., Grelle, C.E.V. (2011). Applying graph theory to design networks of protected areas: using inter-patch distance for regional conservation planning. *Natureza e Conservação*, 9(2): 219-224.
- Csuti, B., Polasky, S., Williams, P.H., Pressey, R.L., Camm, J.D., Kershaw, M., Kiester, R., Downs, B., Hamilton, R., Huso, M., Sahr, K.A. (1997). Comparison of reserve selection algorithms using data on terrestrial vertebrates in Oregon. *Biological Conservation*, 80: 83-97.

- Danjuma, D.F., Mwansat, G.S., Manu, S.A. (2014). The effect of fragmentation and land use types on Bannerman's Weaver *Ploceus bannermani* (a globally-threatened bird species) on the Obudu Plateau, Southeast Nigeria. *Journal of Natural Sciences Research*, 4(19): 91-97.
- Dean, W. (1996). *A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. São Paulo: Companhia das Letras. 484p.
- Deepananda, K.H.M., Macusi, E.D. (2012). Human disturbance on tropical rockyshores assemblages and the role of marine protected areas in reducing its impact. *Philippines Agricultural Scientist*, 95(1): 87-98.
- DeFries, R., Hansen, A., Newton, A.C., Hansen, M.C. (2005). Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years. *Ecological Applications*, 15(1): 19-26.
- Delcourt, P.A. e Delcourt, H.R. (2004). *Prehistoric Native Americans and ecological change: a panarchical perspective on the evolution of human ecosystems in eastern North America since the Pleistocene*. New York: Cambridge University Press. 204p.
- Diamond, J.M. (1975). The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the designs of natural reserves. *Biological Conservation*, 7:129-146.
- Diamond, J.M., Terborgh, J., Whitcomb, R.F., Lynch, J.F., Opler, P.A., Robbins, C. S., Simberloff, D.S., Abele, L.G. (1976) Island biogeography and conservation strategy and limitations. *Science*, 193(4257): 1027-1032.
- Didham, R.K., Ewers, R.M. (2012). Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats: Laurance and Yensen's core-area model revisited. *Biological Conservation*, 155: 104-110.
- Dixo, M., Metzger, J.P., Morgante, J.S., Zmudio, K.R. (2009). Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest. *Biological Conservation*, 14:1560-1569.
- Doak, D.F. e Mills, L.S. (1994). A useful role for theory in conservation. *Ecology*, 75(3): 615-626.
- Dobson, A. P. (1996). *Conservation and biodiversity*. New York: Scientific American Librabry. 264p.
- Downs, J.A., Horner, M.W. (2012). Enhancing habitat connectivity in fragmented landscapes: spatial modeling of wildlife crossing structures in transportation networks. *Annals of the Association of American Geographers*, 102:17-34.

- Drummond, J.A., Franco, J.L.A. (2009). O mapa das UCs será o mapa da inclusão social? *Natureza & Conservação*, 7(1): 8-16.
- Ehrlich, P.R. (1997). A perda da diversidade: causas e conseqüências. *In*: Wilson, O.E. (org.). *Biodiversidade*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira. p. 27-35.
- Eilu, G., Obua, J. (2005). Tree condition and natural regeneration in disturbed sites of Bwindi Impenetrable Forest National Park, southwestern Uganda. *Tropical Ecology*, 46(1): 99-111.
- Eng, M. (1998). Spatial patterns in forested landscapes: implications for biology and forestry. *In*: Voller, J.; Harrison, S. (eds.) *Conservation biology principles for forested landscapes*. Canada: UBC Press University of British Columbia. 243 p.
- Ervin, J. (2003a) Rapid assessment of protected area management effectiveness in four countries. *BioScience*, 53(9): 833-841.
- Ervin, J. (2003b). WWF *Rapid assessment and prioritization of protected area management (Rappam) methodology*. Swizertland: Gland, WWF. 70p.
- Ewers, R.M. e Rodrigues, A.S.L. (2008). Estimates of reserve effectiveness are confounded by leakage. *Trends in Ecology and Evolution*, 23(3): 113-116.
- Fabricante, J.R., Araújo, K.C.T., Andrade, L.A., Ferreira, J.V.A. (2012). Invasão biológica de *Artocarpus heterophyllus* Lam. (Moraceae) em um fragmento de Mata Atlântica no Nordeste do Brasil: impactos sobre a fitodiversidade e os solos dos sítios invadidos. *Acta Botânica Brasílica*, 26(2): 399-407.
- Fahrig, L. e Paloheimo, J. (1988). Effect of spatial arrangement of habitat patches on local population size. *Ecology*, 62(2): 468-475.
- Fahring, L., Merriam, G. (1985). Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology*, 66(6): 1762-1768,.
- Fandiño-Locazano, M., Wyngaarden, W.V. (2012). FOCALIZE: a decision support system to integrate reserve selection and land use planning through the use of complementary and supplementary criteria. *Journal of Conservation Planning*, 8: 45-64.
- Farina, A. (2006). Principles and methods in landscape ecology: toward a science of landscape. Holanda: Kluwer Academic Pub. 412p.
- Fazey, I., Fischer, J., Lindenmayer, D.B. (2005). What do conservation biologists publish? *Biological Conservation*, 124(2005): 63-73.
- Ferraz, S.F.B., Vettorazzi, C.A. (1998). Mapeamento de risco de incêndios florestais por meio de Sistema de Informações Geográficas. *Scientia Florestalis*, 53:39-48.



- Fiedler, N.C., Merlo, D.A., Medeiros, M.B. (2006). Ocorrência de incêndios florestais no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás. *Ciência Florestal*, 16(2): 153-161.
- Figueroa, F., Sánchez-Cordero, V. (2008). Effectiveness of natural protected areas to prevent land use and land cover change in Mexico. *Biodiversity Conservation*, 17: 3223-3240.
- Filho, W.M., Ribeiro, A.M.M., Pereira, M.C.B., Filho, D.A.P. (eds.) (2007). *Laudo multidisciplinar em conflito socioambiental: o caso da reforma agrária no entorno da Reserva Biológica de Poço das Antas*. Niterói: Série Pesquisas nº 2, PPGDS-UFF. 71p.
- Fischer, D.T. e Church, R.L. (2005). The SITES reserve selection system: a critical review. *Environmental Modeling and Assessment*, 10: 215-228.
- Foxcroft, L.C., Jarosík, V., Pysek, P., Richardson, D.M., Rouget, M. (2011). Protected area boundaries as filters of plant invasions. *Conservation Biology*, 25(2):400-405.
- Foxcroft, L.C., Richardson, D.M., Pysek, P., Genovesi, P. (2013). Invasive alien plants in protected areas: threats, opportunities, and the way forward. In: Foxcroft, L. C. et al. (eds.) *Plant invasions in protected areas: patterns, problems and challenges, invading nature*. Springer Series in Invasion Ecology 7. p.621-639.
- Fulé, P.Z., Covington, W. (1999). Fire regime changes in La Michilía Biosphere Reserve, Durango, Mexico. *Conservation Biology*, 13(3): 640-652.
- Gallerri, M. (2001). The future of the Atlantic Forest. *Conservation Biology*, 15(1): 4-4.
- Garcia F.O., Neiman, Z., Prado, B.H.S. (2011). Planejamento de uma trilha interpretativa na Estação Ecológica de Angatuba (SP). *Revista Brasileira de Ecoturismo*, 4(3):323-344.
- Gardner, R.H. (2011). Neutral models and the analysis of landscape structure. In: Jopp, F., Reuter, H., Breckling, B (eds.) *Modelling complex ecological dynamics: an introduction into ecological modelling*. New York: Springer. p.215-229.
- Gardner, R.H. e Urban, D.L. (2007). Neutral models for testing landscape hypotheses. *Landscape Ecology*, 22:15-29.
- Gardner, R.H., Milne, B.T., Turner, M.G., O'Neill, R.V. (1987). Neutral models for the analysis of broad scale landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1(1): 19-28.

- Gardner, R.H., O'Neil, R.V., Turner, M.G. (1993). Ecological implications of landscape fragmentation. *In: McDonnell, M.J., Pickett, S.T.A. (eds.) Humans as components of ecosystems*. New York: Springer. P.208-226.
- Gardner, R.H., Turner, M.G. (1991). Future directions in quantitative landscape ecology. *In: Turner, M.G.; Gardner, R.H. (eds.) Quantitative methods in landscape ecology*. New York: Springer-Verlag. p.323-525.
- Gaston, K.J., Charman, K., Jackson, S.F., Armsworth, P.R., Bonn, A., Briers, R.A., Callaghan, C.S.Q., Catchpole, R., Hopkins, J., Kunin, W.E., Latham, J., Opdam, P., Stoneman, R., Stroud, D.A., Tratt, R. (2006). The ecological effectiveness of protected areas: the United Kingdom. *Biological Conservation*, 132: 76-87.
- Gaucherel, C. (2008). Neutral models for polygonal landscapes with linear networks. *Ecological Modelling*, 219: 39-48.
- Gaucherel, C., Fleury, D., Auclair, D., Dreyfus, P. (2006). Neutral models for patchy landscapes. *Ecological Modelling*, 197: 159-170.
- Genovesi, P. (2005). Eradications of invasive alien species in Europe: a review. *Biological Invasions* 7: 127-133.
- Gil, A., Lobo, A., Abadi, M., Silva, L., Calado, H. (2013). Mapping invasive woody plants in Azores Protected Areas by using high-resolution multispectral imagery. *European Journal of remote Sensing*, 46:289-304.
- Gilbert, F. S. (1980). The equilibrium theory of island biogeography: fact or fiction? *Journal of Biogeography*, 7: 209-235.
- Goetz, S.J., Jantz, P., Jantz, C.A. (2009). Connectivity of core habitat in the Northeastern United States: parks and protected areas in a landscape context. *Remote Sensing of Environment*, 113(7): 1421-1429.
- Goodman, P.S. (2003). Assessing Management Effectiveness and Setting Priorities in Protected Areas in KwaZulu-Natal. *BioScience*, 53(9): 843-850.
- Goparaju, L., Tripathi, A., Jha, C.S. (2005). Forest fragmentation impacts on phytodiversity – an analysis using remote sensing and GIS. *Current Science*, 88(8): 1264-1274.
- Gregg Jr., W.P., Goigel, M.M. (1984). Putting the biosphere reserve concept into practice: the United States' experience. *In: Dicastri, F; Baker, F.W.G; Hadley, M. (eds.) Ecology in Practice*. Part 1: Ecosystem Management. Paris: UNESCO. p.460-484.

- Grelle, C.E.C., Lorini, M.L, Pinto, M.P. (2010). Reserve selection based on vegetation in the Brazilian Atlantic Forest. *Natureza e Conservação*, 8(1): 46-53.
- Grelle, C.E.V., Pinto, M.P., Monteiro, J., Figueiredo, M.S.L. (2009). Uma década de Biologia da Conservação no Brasil. *In: Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil*, São Lourenço-MG.
- Grenha, V., Macedo, V., Pires, A.S., Monteiro, R.F. (2010). The role of *Cerradomys subflavus* (Rodentia, Cricetidae) as seed predator and diperser of the Palm *Allagoptera arenaria*. *Mastozoologia Neotropical*, 17(1): 61-68.
- Guénette, J.S., Villard, M.A. (2005). Thresholds in forest bird response to habitat alteration as quantitative targets for conservation. *Conservation Biology*, 19(4): 1168-1180.
- Gutzwiller, K.J. (2002). *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*. New York: Springer. 518p.
- Haddad, et al. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Applied Ecology*, 1(2):1-9.
- Hall, F.G., Botkin, D.B., Strebel, D.E., Woods, K.D., Goetz, S.J. (1991). Large-scale patterns of forest succession as determined by remote sensing. *Ecology*, 72(2): 628-640.
- Halley, J.M., Hartley, S., Kallimanis, W.E., Kunin, W.E., Lennon, J.J., Sgardelis, S.P. (2004). Uses and abuses of fractal methodology in ecology. *Ecology Letters*, 7: 254-271.
- Hangen-Zanker, A., Lajoie, G. (2008). Neutral models of landscape change as benchmarks in the assessment of model performance. *Landscape and Urban Planning*, 86: 284-296.
- Hansen, A.J. e DeFries, R.(2007). Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding lands. *Ecological Applications*, 17(4): 978-988.
- Hardesty, J., Myers, R., Fulks, W. (2005). Fire, ecosystems, and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. *The George Writh Forum* 22(4): 78-87.
- Hayes, T.M. (2006). Parks, people, and forest portection: an institutional assessment of the effectiveness of protected areas. *World Development*, 34 (12): 2064-2075.
- Hill, J.L., Curran, P.J. (2003). Area, shape and isolation of tropical forest fragments: effects on tree species diversity and implications for conservation. *Journal of Biogeography*, 30: 1391-1403.

- Hirota, M.M. (2005). Monitoramento da cobertura da Mata Atlântica brasileira. *In*: Galindo-Leal, C., Câmara, I.G. (eds.) *Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas*. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica – Belo Horizonte: Conservação Internacional. 472p.
- Hobbs, R.J. (1983). Markov models in the study of post-fire succession in heathland communities. *Vegetatio*, 56: 17-39.
- Hockings, M. (2003). Systems for assessing the effectiveness of management in protected areas. *BioScience*, 53(9): 823-832.
- Hubbard, R.K., Newton, G.L., Hill, G.M. (2004). Water quality and the grazing animal. *Journal of Animal Science*, 82:255-263.
- Hubbell, S.B. (2002). The important role of theory in Conservation Biology. *Conservation Biology*, 16(3): 843-853.
- Hubbell, S.P. (2005). Neutral theory in community ecology and the hypothesis of functional equivalence. *Functional Ecology*, 19: 166-172.
- Hull, V., Xu, W., Liu, W., Zhou., Viña, A., Zhang, J., Tuanmu, M.N., Huang, J., Lindermand, M., Chen, X., Huang, Y., Ouyang, Z., Zhang, H., Liu, J. (2011). Evaluating the efficacy of zoning designations for protected area management. *Biological Conservation*, 144(12): 3028-3037.
- Hunter, M.L., Gibbs, J.P. (2007). *Fundamentals of conservation biology*. 3.ed. Blackwell Science. 516 p.
- IBAMA, WWF-Brasil. (2007). *Efetividade de gestão das unidades de conservação federais do Brasil: implementação do método Rappam – Avaliação Rápida e Priorização da Gestão de Unidades de Conservação*. Brasília: Ibama, 96p.
- ICMBio, WWF-Brasil. (2011). *Avaliação comparada das aplicações do método Rappam nas unidades de conservação federais, nos ciclos 2005-06 e 2010*. Brasília: ICMBio. 134p.
- Imre, A.R., Bogaert, J. (2004). The fractal dimension as a measure of the quality of habitats. *Acta Biotheoretica*, 52(1): 41-56.
- James, P., Rayfield, B., Fortin, M.J., Fall, A., Farley, G. (2005). Reserve network design combining spatial graph theory and species spatial requirements. *Geomatica*, 59(3): 323-333.
- Jiang, Y., Swallow, S.K., Paton, P.W.C. (2007). Designing a spatially-explicit nature reserve network based on ecological functions: an integer programming approach. *Biological Conservation*, 140: 236-249.

- Joly, C.A., Metzger, J.P., Tabarelli, M. (2014). Experiences from the Brazilian Atlantic Forest ecological findings and conservation initiatives. *New Phytologist*, 204(3): 459-473.
- Joppa, L.N., Pimm, S.L. (2008). On the protection of “protected areas”. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(18): 6673-6678.
- Juvanhol, R.S., Fiedler, N.C., Santos, A.R., Pirovani, D.B., Louzada, F.L.R.O., Dias, H.M., Tebaldi, A.L.C. (2011). Análise espacial de fragmentos florestais: caso dos parques estaduais de Forno Grande e Pedra Azul, estado do Espírito Santo. *Floresta e Ambiente*, 18(4): 353-364.
- Kalliamanis, A.S., Touloumis, K., Tzanopoulos, J., Mazaris, A., Apostolopoulou, E., Stefanidou, S., Scott, A.V., Potts, S.G., Pantis, J.D. (2015). Vegetation coverage change in the EU: patterns inside and outside Natura 2000 protected areas. *Biodiversity Conservation*, 24: 579-591.
- Kapos, V., Wandelli, E., Camargo, J.L., Ganade, G. (1997). Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in central Amazonia. In: Laurance, W.F., Bierregaard Jr., O. (eds.) *Tropical forests remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. Chicago: University of Chicago. p.33-43.
- Kasereka, B. (2003). Factors affecting the boundary demarcation in the Kahuzi-Biega National Park, Kivu, D. R. Congo. *African Study Monographs*, 24(3):181-194.
- Keane, R.E., Cary, G.J., Davies, I.D., Flanningan, M.D., Gardner, R.H., Lavorel, S., Leninhan, J.M., Li, C., Rupp, S. (2004). A classification of landscape fire succession models: spatial simulations of fire and vegetation dynamics. *Ecological Modelling*, 179: 3-27.
- Kenkel, N.C. e Walker, D.J. (1993). Fractals and ecology. *Abstracta Botanica*, 17(1-2): 53-70.
- Kessler, W.B. e Thomas, J.W. (2006). Conservation Biology from the perspective of natural resource management disciplines. *Conservation Biology*, 20(3): 670-673.
- Kieruff, M.C.M., Rambaldi, D.M., Kleiman, D.G. (2005). Passado, presente e futuro do mico-leão-dourado e de seu habitat. In: Galindo-Leal, C., Câmara, I.G. (eds.) *Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas*. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica.

- King, A.W. (1997). Hierarchy theory: a guide to system structure for wildlife biologists. Pp.185-212. In: Bissonete, J.A. (ed.) *Wildlife and landscape ecology: effects of pattern and scale*. New York: Springer-Verlag. 411p.
- Knight, A.T., Cowling, R.M., Rouget, M., Balmford, A., Lombard, A.T., Campbell, B.M. (2008). Knowing but not doing: selecting conservation priority areas and the research–implementation gap. *Conservation Biology*, 22: 610–617.
- Koppel, J.V., Rietkerk, M., Weissing, F.J. (1997). Catastrophic vegetation shifts and soil degradation in terrestrial grazing systems. *Tree*, 12(9): 352-356.
- Korman, V. (2003). *Proposta de interligação das glebas do Parque Estadual de Vassununga (Santa Rita do Passa Quatro, SP)*. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas), Piracicaba, Universidade de São Paulo, 141p.
- Krebs, C.K. (2008). The ecological world view. Australia: CSIRO. 575p.
- Kremsater, L., Bunnell, E.L. (1999). Edge effects: theory, evidence and implications to management of western North American forests. In: Rochelle, J., Lehmann, L.A., Wisniewski, J. (eds.) *Forest wildlife and fragmentation: management implications*. Brill, Leiden, Germany. p.117-156.
- Krugman, S.L. (1996). Design of protected areas. In: Breymeyer A., Noble, R. *Biodiversity conservation in transboundary protected areas*. Central Europe and Eurasia: National Research Council. 288p.
- Kury, K.A. (2009). Regularização fundiária em Unidade de Conservação: o caso do Parque Estadual do Desengano/RJ. *Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego*, 3(2): 75-89.
- Kushlan, J.A. (1979). Design and management of continental wildlife reserves lessons from the everglades. *Biological Conservation*, 15: 281-290.
- Laidlaw, R.K. (2000). Effects of habitat disturbance and protected areas on Mammals of Peninsular Malaysia. *Conservation Biology*, 14(6): 1639-1648.
- Langpap, C., Wu, J. (2008). Predicting the effect of land-use policies on wildlife habitat abundance. *Canadian Journal of Agricultural Economics*, 56: 195-217.
- Laurance, W.F. (1991), Edge effects in tropical forest fragments – application of a model to design of nature reserves. *Biological Conservation*, 57:205-219.
- Laurance, W.F. (1997). Physical, processes and edge effects: introduction. In: Laurance, W.F., Bierregaard, Jr., O. (eds.) *Tropical forests remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. Chigago: University of Chicago. p 29-31.

- Laurance, W.F. e Yensen, E. (1991). Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation*, 55:77-92.
- Leão, T.C.C., Fonseca, C.R., Peres, C.A., Tabrelli, M. (2014). Predicting extinction risk of Brazilian Atlantic Forest angiosperms. *Conservation Biology*, 28(5):1349-1359.
- Leduc, A., Prairie, Y.T., Bergeron, Y. (1994). Fractal dimension estimates of a fragmented landscape: sources of variability. *Landscape Ecology*, 9(4): 279-286.
- Lefkovitch, L.P. e Fahrig, L. (1985). Spatial characteristics of habitat patches and population survival. *Ecological Modelling*, 30: 297-308.
- Leitão, A.B., Miller, J., Ahern, J., McGarigal, K. (2006). *Measuring landscapes: a planner's handbook*. New York: Island Press, 2. ed. 245p.
- Leite, V.R., Pedlowski, M.A. (2012). Propostas de mitigação para minimizar a degradação ambiental associada à instalação do Complexo Industrial Portuário do Açú em São João da Barra, RJ. In: *Anais do II Congresso Brasileiro de Ecologia de Paisagens*. Bahia: Salvador.
- Leite, V.R., Pedlowski, M.A., Haddad, L.N. (2014). Assentamentos de reforma agrária como agentes de recuperação da cobertura vegetal em paisagens degradadas de Mata Atlântica na região norte fluminense. *Revista NERA*, 17(25): 136-146.
- Lévêque, C. (2003). *Ecology from ecosystem to biosphere*. Enfield: Science Publishers. 477p.
- Leverington, F., Costa, K.L., Pavese, H., Lisle, A., Hockings, M. (2010). A global analysis of protected areas management effectiveness. *Environment Management*, 46(5): 685-698.
- Li, B.L. (2000). Fractal geometry applications in description and analysis patterns and patch dynamics. *Ecological Modelling*, 132:33-50.
- Lima, G.S., Ribeiro, G.A., Gonçalves, W. (2005). Avaliação da efetividade de manejo das unidades de conservação de proteção integral em Minas Gerais. *Revista Árvore*, 29(4): 647-653.
- Lima, H.C., Pessoa, S.V.A., Guedes-Bruni, R.R., Moraes, L.F.D., Granzotto, S.V., Iwamoto, S., Ciero, J. (2006). Caracterização fisionômico-florística e mapeamento da vegetação da Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia*, 57(3):369-389.
- Lindemayer, D. Hunter, M. (2010). Some guiding concepts for Conservation Biology. *Conservation Biology*, 24(6): 1459-1468.

- Lindemayer, D., Burgman, M. (2005). *Practical Conservation Biology*. Australia: Csiro Publishing Collingwood, 609p.
- Liu, J., Slik, J.W.F. (2014). Forest fragment spatial distribution matters for tropical tree conservation. *Biological Conservation*, 171: 99-106.
- Lloyd, K.M., McQueen, A.A.M., Lee, B.J., Wilson, R.C.B., Walker, S. Wilson, J.B. (2000). Evidence on ecotone concepts from switch, environmental and anthropogenic ecótonos. *Journal of Vegetation Science*, 11:903-910.
- Lockwood, M. (2010). Good governance for terrestrial protected areas: a framework, principles and performance outcomes. *Journal of Environmental Management*, 91: 754-766.
- Lomolino, M.V. (2000). A call for a new paradigm of island biogeography. *Global Ecology e Biogeography*, 9: 1-6.
- Lopes, A.V., Girão, L.C., Santos, B.A., Peres, C.A., Tabarelli, M. (2009). Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. *Biological Conservation*, 142: 1154-1165.
- López-Bezerra, F., Armesto, J.J., Williams-Linera, G., Smith-Ramírez, C, Manson, R.H. (2007). Fragmentation and edge effects on plant-animal interactions, ecological processes and biodiversity. In: Newton, A.C. (org.) *Biodiversity loss e conservation in fragmented forest landscapes*. Cambridge: CAB International. p.69-101.
- Losos, J.B., Ricklefs, R.E. (2010). *The theory of island biogeography revisited*. Oxford: Princeton University Press. 476p.
- Lovejoy, T.E. (2006). Protected areas: a prism for a changing world. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 21(6): 329-333.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. (1967) *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, New Jersey.
- Magro, T.C., Freixêdas, V.M. (1998). Trilhas: como facilitar a seleção de pontos interpretativos. *Circular Técnica IPEF*, 186:4-10.
- Margules, C., Higgs, A.J., Rafe, R.W. (1982). Modern biogeographic theory: are there any lessons for nature reserve design? *Biological Conservation*, 24: 115-128.
- Marsden, S.J., Whiffin, M., Galetti, M. (2001). Bird diversity and abundance in forest fragments and *Eucalyptus* plantations an Atlantic forest reserve, Brazil. *Biodiversity Conservation*, 10: 737-751.



- Mas, J.F. (2005). Assessing protected area effectiveness using surrounding (*buffer*) areas environmentally similar to the target area. *Environmental Monitoring and Assessment*, 105: 69-80.
- Matricardi, E.A.T., Skole, D.L., Pedlowski, M.A., Chomentowski, W., Fernandes, L.C. (2013). Assessment of forest disturbances by selective logging and forest fires in the Brazilian Amazon using Landsat data. *International Journal of Remote Sensing*, 34: 1057-1086.
- McDonald, R., Boucher, T.M. (2011). Global development and the future of the protected area strategy. *Biological Conservation*, 144: 383-392.
- McDowell, R.W. (2006). Contaminant losses in overland and flow from cattle deer and sheep dung. *Water, Air, and Soil Pollution*, 174: 211-222.
- McGarigal, K., Marks, B. (1994). *Fragstats – Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Corvallis: Oregon State University. 57p.
- McKenzie, D., Hessler, A.E., Kellogg, L.K.B. (2006). Using neutral models to identify constraints on low-severity fire regimes. *Landscape Ecology*, 21: 139-152.
- Medeiros, M.B., Fiedler, N.C. (2004). Incêndios florestais no Parque Nacional da Serra da Canastra: desafios para a conservação da biodiversidade. *Ciência Florestal*, 14(2): 157-168.
- Medeiros, R., Pereira, G.S. (2011). Evolução e implementação dos planos de manejo em parques nacionais no estado do Rio de Janeiro. *Revista Árvore*, 35(2): 279-288.
- Meffe, G.K., Carroll, C.R. (1997). *Principles of conservation biology*. Sunderland, MA: Sinauer Associates. 2.ed.
- Meneses, P.R., Sano, E.E. (2012). Classificação pixel a pixel de imagens. In: Meneses, P.R., Almeida, T. (eds.) *Introdução do processamento de imagens de sensoriamento remoto*. Brasília: Universidade de Brasília. 266p.
- Metzger, J.P. (1999). Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 71 (3-1): 445-463.
- Metzger, J.P., Décamps, H. (1997). The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Ecologica*, 18(1): 1-12.
- Milne, B.T. (1988). Measuring the fractal geometry of landscapes. *Applied Mathematics and Computation*, 27: 67-79.

- Ministério do Meio Ambiente (MMA). (2000). *Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da mata atlântica e campos sulinos*. Brasília: MMA / SBF. 40p.
- Ministério do Meio Ambiente (MMA). (2002). *Roteiro metodológico para a elaboração de plano operativo de prevenção e combate aos incêndios florestais*. Brasília: IBAMA. 32p.
- Mittermeier, R.A., Fonseca, G.A.B., Rylands, A.B., Brandon, K. (2005). Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. *Megadiversidade*, 1(1): 14-21.
- Modesto, T.C., Pessôa, F.S., Enrici, M.C., Enrici, M.C., Attias, N., Jordão-Nogueira, T., Costa, L.M., Albuquerque, H.G., Bergallo, H.G. (2008). Mamíferos do Parque Estadual do Desengano, Rio de Janeiro, Brasil. *Biota Neotropica*, 8(4): 153-159.
- Monzón, J., Moyer-Horner, L., Palamar, M.B. (2011). Climate change and species range dynamics in protected area. *BioScience*, 61(10): 752-761.
- Moraes, L.A.F. (2012). Remnant Vegetation analysis of Guanabara Bay Basin, Rio de Janeiro, Brazil using geographical information system. In: Moutinho, P. (ed.) *Deforestation around the world*. InTech.
- Moraes, L.F.D., Assumpção, J.M., Luchiari, C., Pereira, T.S. (2006). Plantio de espécies arbóreas nativas para restauração ecológica na Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia*, 57(3): 477-489.
- Moreira, E., Costa, S., Aguiar, A.P., Câmara, G., Carneiro, T. (2009). Dynamical coupling of multiscale land change models. *Landscape Ecology*, 24: 1183-1194.
- Morelato, L.P.C., Haddad, C.F.B. (2000). Introduction: the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, 32(4b): 786-792.
- Moreno-Rueda, G., Pizarro, M. (2009). Relative influence of habitat heterogeneity, climate, human disturbance, and spatial structure on vertebrate species richness in Spain. *Ecological Research*, 24: 335-344.
- Müller, M., Job, H. (2009). Managing natural disturbance in protected areas: tourists' attitude towards the bark beetle in a German national park. *Biological Conservation*, 142: 375-383.
- Muñiz-Castro, M.A., Williams-Linera, G., Benayas, J.M.R. (2006). Distance effect from cloud forest fragments on plant community structure in abandoned pastures in Veracruz Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 22: 431-440.

- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology e Evolution*, 10(2): 58-62.
- Nacoulma, B.M.I., Schumann, K., Traoré, S., Bernhardt-Römermann, M., Hahn, K., Wittig, R., Thiombiano, A. (2011). Impacts of land-use on West African savanna vegetation: a comparison between protected and communal area in Burkina Faso. *Biodiversity Conservation*, 20: 3341-3362.
- Nantel, P., Bouchard, A., Brouillet, L., Hay, S. (1998). Selection of areas for protecting rare plants with integration of land use conflicts: a case study for the west coast of Newfoundland, Canada. *Biological Conservation*, 84(3): 223-234.
- Nascimento, M.T., Araújo, R. M., Dan, M.L., Netto, E.B.F., Braga, J.M.A. (2013). The Imperial Palm (*Roystonea oleracea* (Jacq.) O.F. Cook) as an invasive species of a wetland in Brazilian Atlantic forest. *Wetlands Ecology and Management* 21: 167-371.
- Naughton-Treves, L., Holland, M.B., Brandon, K. (2005). The role of protected areas in conserving biodiversity and sustaining local livelihoods. *Annual Review of Environment and Resources* 30: 219-252.
- Nelson, A., Chomitz, K.M. (2011). Effectiveness of strict vs. multiple use protected areas in reducing tropical forest fires: a global analysis using matching methods. *PLoS ONE*, 6(8): 1-14.
- Nepstad, D., Schwartzman, S., Bamberger, B., Santilli, M., Ray, D. Schlesinger, P., Lefebvre, P., Alencar, A., Prinz, E., Fiske, G., Rolla, A. (2006). Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous land. *Conservation Biology*, 20(1): 65-73.
- Neves, G.M.S., Peixoto, A.L. (2008). Florística e estrutura da comunidade arbustivo-arbórea em dois remanescentes em regeneração de Floresta Atlântica secundária na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, Rio de Janeiro. *Pesquisas, Botânica*, 59: 71-112.
- Newburn, D., Reed, S., Berck, P., Merenlender, A. (2005). Economics and land use change in prioritizing private land conservation. *Conservation Biology*, 19(5): 1411-1420.
- Newburn, D.A., Berck, P., Merenlender, A.M. (2006). Habitat and open space at risk of land-use conversion: targeting strategies for land conservation. *American Journal of Agricultural Economics*, 88(1): 28-42.

- Noss, R.F. (1987). Corridors in real landscapes: a reply to Simberloff and Cox. *Conservation Biology*, 1(2): 159-164.
- Noss, R.F. (1997). Hierarchical indicators for monitoring changes in biodiversity. Essay 4A. In: Meffe, G.K., Carroll, C.R. (eds.) *Principles of conservation biology*. Sunderland, MA: Sinauer Associates. 2.ed.
- O'Neill, R.V. (2005). Theory in landscape ecology. In: Wiens, J. e moss, M. (eds.), *Issues and perspectives in Landscape Ecology*. New York: Cambridge. p.23-28.
- O'Neill, R.V., Smith, M.A. (2002). Scale and hierarchy theory. In: Gergel, S.E. e Turner M.G. (eds.) *Learning landscape ecology: a practical guide to concepts and techniques*. New York: Springer. 316p. p.3-8.
- Oestreicher, J.S., Benessaiah, K., Ruiz-Jaen, M.C., Sloan, S., Turner, K., Pelletier, J., Guay, B., Clark, K.E., Roche, D.G., Meiners, M., Potvin, C. (2009). Avoiding deforestation in Panamanian protected areas: an analysis of protection effectiveness and implication for reducing emissions from deforestation and forest degradation. *Global Environmental Change*, 19: 279-291.
- Oliveira, L.J.D. (2010). Regularização fundiária de unidades de conservação. *Boletim Científico ESMPU*, 9(32/33): 143-176.
- Pádua, J.A. (2004). *Um sopro de destruição: pensamento político e crítica ambiental no Brasil escravista (1786-1888)*. 2. ed. Rio de Janeiro: Jorge Zahar. 316p.
- Palmer, M.W. (1988). Fractal geometry: a tool for describing spatial patterns of plant communities. *Vegetatio*, 75: 91-102.
- Parker, I.M., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P. M., Williamson, M.H., Holle, B.V., Moyle, P.B., Byers, J.E., Golswasser, L. (1999). Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions*, 1:3-19.
- Pauchard, A., Alaback, P.B. (2004). Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of South-Central Chile. *Conservation Biology*, 18(1): 238-248.
- Pearson, S.M. e Gardner, R.H. (1997). Neutral models: useful tools for understanding landscape patterns. In: Bisonnette, J.A. (org.) *Wildlife and Landscape Ecology: effects of patterns and scale*, New York: Springer-Verlag. p.215-230.
- Pedlowski, M.A, Matricardi, E.A.T., Skole, S.R., Cameron, S.R., Chomentowski, W., Fernandes, C., Lisboa, S. (2005). Conservation units: a new desforestation

- frontier in the Amazonian state of Rondônia, Brazil. *Environmental Conservation*, 32(2): 149-155.
- Pedlowski, M.A. (2011). Os limites da reforma agrária desassistida na região Norte do Estado do Rio de Janeiro: entre o descaso do Estado e a resistência dos assentados. In: Pedlowski, M.A., Oliveira, J.C.P., Kury, K.A. (eds.) *Desconstruindo o latifúndio: a saga da reforma agrária no Norte fluminense*. Rio de Janeiro: Apicuri. p.119-136.
- Pedlowski, M.A., Duarte, F.C., Leite, V.R. (2012). Landscape change associated to monoculture tree plantations in northwest Rio de Janeiro state, Brazil. In: *Annual Meeting of the Association of American Geographers*. New York: Annual Meeting Abstracts. p.761-762.
- Pellin, A., Scheffler, S.M., Fernandes, H M. (2010). Planejamento e implantação de trilha interpretativa autoguiada na RPPN Fazenda da Barra (Bonito, Mato Grosso do Sul, Brasil). *Revista Nordestina de Ecoturismo*, 3(1):6-26.
- Pereira, P. Mierauskas, P., Úbeda, X., Mataix-Solera, J., Cerda, A. (2012). Fire in protected areas – the effect of protection and importance off fire management. *Environmental Research, Engineering and Management*, 1(59): 52-62.
- Perry, G.L.W. e Enright, N.J. (2006). Spatial modelling of vegetation change in dynamic landscapes: a review of methods and applications. *Progress in Physical Geography*, 30(1): 47-72.
- Pessoa, S.V.A., Oliveira, R.R. (2006). Análise estrutural da vegetação arbórea em três fragmentos florestais na Reserva Biológica de Poço das Antas, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia*, 57(3): 391-411,
- Pezzopane, J.E.M., Leite, V.R., Klippel, V.H., Cecílio, R.A., Jesus Jr., W.C. (2010). Microclima de florestas tropicais.. In: Chichorro, J. F., Garcia, G. O., Caldeira, M. V.W., Bauer, M.O. (eds.). *Tópicos em Ciências Florestais*. Visconde do Rio Branco: SUPREMA. p.379-398.
- Piana, R.P., Marsden, S.J. (2014). Impacts of cattle grazing on forest structure and raptor distribution within a neotropical protected area. *Biodiversity Conservation*, 23(3): 559-572.
- Pickett, S.T.A., White, P.S. (1985). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. San Diego: Academic Press. 472p.
- Pickett, S.T.A., Thompson, J.N. (1978). Patch dynamics and the design of nature reserves. *Biological Conservation*, 13: 27-36.

- Piquer-Rodríguez, M., Kuemmerle, T., Alcaraz-Segura, D., Zurita-Milla, R., Cabello, J. (2012). Future land use effects on the connectivity of protected area southeastern Spain. *Journal of Nature Conservation*, 20: 326-336.
- Pirovani, D.B., Silva, A.G., Santos, A.R. (2015). Análise da paisagem e mudanças no uso da terra no entorno da RPPN Cafundó, ES. *Revista CERNE*, 21(1): 27-35.
- Pirovani, D.B., Silva, A.G., Santos, A.R., Cecílio, R.A., Gleriani, J.M., Martins, S.V. (2014). Análise espacial de fragmentos florestais na bacia do Rio Itapemirim, ES. *Revista Árvore*, 38(2): 271-281.
- Polasky, S., Camm, J.D., Solow, A.R., Csuti, B., White, D., Ding, R. (2000). Choosing reserve networks with incomplete species information. *Biological Conservation*, 94: 1-10.
- Polasky, S., Nelson, E., Lonsdorf, E. Fackler, P., Starfield, A. (2005). Conserving species in a working landscape: land use with biological and economic objectives. *Ecological Applications*, 15(4): 1387-1401.
- Portela, R.C.Q., Santos, F.A.M. (2014). Impact of forest fragment size on the population structure of three palm species (Arecaceae) in the Brazilian Atlantic Rainforest. *Revista de Biologia Tropical*, 62(2): 433-442.
- Porter-Bolland, L., Ellis, E.A., Guariguata, M.R., Ruiz-Mallén, I., Negrete-Yankelevich, S., Reyes-García, V. (2012). Community managed forests and forest protected areas: an assessment of their conservation effectiveness across the tropics. *Forest Ecology and Management*, 268: 5-17.
- Powledge, F. (2003). Island Biogeography's lasting impact. *BioScience*, 53(11): 1032-1038.
- Prendergast, J.R., Quinn, R.M., Lawton, J.H. (1999). The gaps between theory and practice in selecting nature reserves. *Conservation Biology*, 13(3): 484-492.
- Primack, R.B. (1993). *Essential of Conservation Biology*. Sinauer Associates Inc. Sunderland, Massachusetts. 603p.
- Puerta, R. (2002). Regeneração arbórea em pastagens abandonadas na região de Manaus em função da distância da floresta contínua. *Scientia Forestalis*, 62: 32-39.
- Pulliam, H.R. e Johnson, B.R. (2002). Ecology's new paradigm: what does it offer designers and planners? In: Johnson, B.R. e Hill, K. (eds.) *Ecology and design: frameworks for learning*. Washington: Island Press. p.51-84.

- Rambaldi, D.M., Oliveira, P.P. (2007). *Pequenas e poderosas: ONGs ambientalistas do corredor de biodiversidade da Serra do Mar*. Rio de Janeiro: Conservação Internacional. 89p.
- Rangarajan, M., Shahabuddin, G. (2008). Displacement and reallocation from protected areas: towards a biological and historical synthesis. *Current Conservation*, 2(3): 6-7.
- Reed, S.E. e Merenlender, A.M. (2008). Quiet, Nonconsumptive Recreation Reduces Protected Area Effectiveness. *Conservation Letters*, 20: 1-9.
- Rex, K.D. e Malanson, G.P. (1990). The fractal shape of riparian forest patches. *Landscape Ecology*, 4(4): 249-258.
- Reznik, G., Pires, J.P.A., Freitas, L. (2012). Efeito de bordas lineares na fenologia de espécies arbóreas zoocóricas em um remanescente de Mata Atlântica. *Acta Botânica Brasileira*, 26(1): 65-73.
- Rhodes, J.R., Callaghan, J.G., McAlpine, C.A., Jong, C., Bowen, M E., Mitchell, D.L., Lunney, D., Pssingham, H.P. (2008). Regional variation in habitat-occupancy thresholds: a warning for conservation planning. *Journal of Applied Ecology*, 45: 549-557.
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., Hirota, M.M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142: 1141-1153.
- Ritchie, M.E. (1997). Populations in a landscape context: sources, sinks and metapopulations. In: Bissonete, J.A. (org.) *Wildlife and landscape ecology: effects of pattern and scale*. New York: Springer-Verlag. p.161-184.
- Ritters, K.H., Vogt, P., Soille, P., Kozak, J., Estreguil, C. (2007). Neutral model analysis of landscape patterns from mathematical morphology. *Landscape Ecology*, 22: 1033-1043.
- Rocha, C.F., Esteves, F.A., Scarano, F.R. (2004). *Pesquisa de longa duração na Restinga de Jurubatiba: ecologia história natural e conservação*. São Carlos: RiMa, 376p.
- Rocha, C.F.F., Bergallo, H.G., Van Sluys, M., Alves, M.A.S., Jamel, C.E. (2007). The remnants of restinga habitats in the Brazilian Atlantic Forest of Rio de Janeiro state, Brazil: habitat loss and risk of disappearance. *Brazilian Journal of Biology* 67(2): 263-273.

- Rocha, L.G.M., Drummond, J.A., Ganem, R.S. (2010). Parques nacionais brasileiros: problemas fundiários e alternativas para a sua resolução. *Revista de Sociologia Política*, 18(36): 205-226.
- Rodrigues, A.S.L., Akcakaya, H.R., Andelman, S.J., Bakarr, M.I., Boitani, L., Brooks, T.M., Chanson, J.S., Fishpool, L.D.C., da Fonseca, G.A.B., Gaston, K.J., Hoffmann, M., Marquet, P.A., Pilgrim, J.D., Pressey, R.L., Schipper, J., Sechrest, W., Stuart, S.N., Underhill, L.G., Waller, R.W., Watts, M.E.J. & Yan, X., (2004). Global gap analysis: priority regions for expanding the global protected-area network. *Bioscience*, 54: 1092–1097.
- Rodríguez y Silva, F., Molina Martínez, J.R., Herrera Machuca, M., Zamora Díaz, R. (2007). Vulnerabilidad socioeconómica de los espacios forestales frente al impacto de los incendios, aproximación metodológica mediante sistemas de información geográficos (proyecto Firemap). In: *IV International Wildland Fire Conference*. Proceedings.
- Román-Cuesta, R.M., Martínez-Vilata, A.J. (2006). Effectiveness of protected areas in mitigating fire within their boundaries: case study of Chiapas, Mexico. *Conservation Biology*, 20(4): 1074-1086.
- Romme, W.H., Boyce, M.S., Gresswell, R., Merrill, E.H., Minshall, G.W., Whitlock, C., Turner, M.G. (2011). Twenty years after the 1988 Yellowstone fires: lessons about disturbance and ecosystems. *Ecosystems*, 14(7): 1196-1215.
- Rose, M., Hermanutz, L. (2004). Are boreal ecosystems susceptible to alien plant invasion? Evidence from protected áreas. *Oecologia*, 139: 467-477.
- Rosindell, J., Harmon, L.J. (2013). A unified model of species immigration, extinction and abundance islands. *Journal of Biogeography*, 40: 1107-1118.
- Rosindell, J., Hubbell, S.P., Etienne, R.S. (2011). The unified neutral theory of biodiversity and biogeography at age ten. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(7): 340-348.
- Rothley, K.D. e Rae, C. (2005). Working backwards to move forwards: Graph-based connectivity metrics for reserve network selection. *Environmental Modeling and Assessment*, 10: 107-113.
- Ruiz-Miranda, C.R., Grativol, A.D., Oliveira, P.P. (2008). A espécie e sua situação na paisagem fragmentada. In: Oliveira, P.P., Grativol, A.D., Ruiz-Miranda, C.R.R. *Conservação do mico-leão-dourado: enfrentando os desafios de uma paisagem*



- fragmentada*. Campos dos Goytacazes: Universidade Estadual do Norte Fluminense, Darcy Ribeiro.
- Rylands, A.B., Brandon, K. (2005). Unidades de conservação brasileiras. *Megadiversidade*, 1(1): 27-35.
- Sampaio, D.T. *A caça ilegal de animais silvestres na Mata Atlântica, baixada litorânea do estado do Rio de Janeiro, Brasil: eficiência de proteção de reservas biológicas e triangulação do perfil de caça*. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro: Tese de Doutorado, 193p., 2009.
- Santana, O.A., Encinas, J.I. (2008). Levantamento das espécies exóticas arbóreas e seu impacto nas espécies nativas em áreas adjacentes a depósitos de resíduos domiciliares. *Biotemas*, 21(4): 29-38.
- Santos, B.A., Peres, C.A., Oliveira, M.A., Grillo, A., Alves-Costa, C.P., Tabarelli, M. (2008). Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biological Conservation*, 141: 249-260.
- Santos, J.F., Soares, R.V., Batista, A.C. (2006). Perfil dos incêndios florestais no Brasil em áreas protegidas no período de 1998 a 2002. *Floresta*, 36(1): 93-100.
- Saterson, K.A., Christensen, N.L., Jackson, R.B., Kramer, R.A., Pimm, S.L., Smith, M.S., Wiener, J.B. (2004). Disconnetis in evaluating the relative effectiveness of conservation strategies. *Conservation Biology*, 18(3): 598-599.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J., Margules, C.R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, 5(1): 18-32.
- Scarano, F.R. (2009). Plant communities at the periphery of the Atlantic rain forest: rare-species bias and its risks for conservation. *Biological Conservation*, 142: 1201-1208.
- Schiavetti, A. Magro, T.C., Santos, M.S. (2012). Implementação das unidades de conservação do corredor central da mata atlântica no estado da Bahia: desafios e limites. *Revista Árvore*, 36(4): 611-623.
- Schmidt-Soltau, K., Brockington, D. (2007). Protected areas and resettlement: what scope for voluntary relocation? *World Development*, 32(12): 2182-2202.
- Schmitt, C.B., Burgess, N.D., Coad, L., Belokurov, A., Besancon, C., Boisrobert, L., Campbell, A., Fish, L., Gliddon, D., Humphries, K., Kapos, V., Loucks, C., Lysenko, I. Miles, L., Mills, C., Minnemeyer, S., Pistorius, T., Ravilious, C., Steiner, M., Winkel, G. (2009). Global analysis of the protection status of the world's forests. *Biological Conservation*, 142: 2122-2130.

- Sensevero, J.B.B., Prieto, P.V., Moraes, L.F.D., Rodrigues, P.J.F.P. (2009). Natural regeneration in plantations of native trees in lowland Brazilian Atlantic Forest: community structure, diversity, and dispersal syndromes. *Restoration Ecology*, 19(3): 379-389.
- Silva, G.B.S., Loebmann, D.G.S., Folhatini, S.O., Nogueira, S.F., Vicente, L.E., Andrade, R.G., Furtado, A.L.S. (2012). Procedimentos para correção geométrica de imagens de satélite. São Paulo: EMBRAPA, *Circular Técnica*, 18: 1-18.
- Silva, G.C., Nascimento, M.T. (2001). Fitossociologia de um remanescente de mata sobre tabuleiros no norte do estado do Rio de Janeiro (Mata do Carvão). *Revista Brasileira de Botânica*, 24(1): 51-62.
- Silva, M. (2005). The Brazilian protected areas program. *Conservation Biology*, 19(3): 608-6011.
- Silva, N.M., Batistella, A.M., Coelho, A.M.M., Kuroyanagi, V.L.N. (2009). Monitoramento do desmatamento e de focos de calor na zona de amortecimento da Estação Ecológica Estadual do Rio Ronuro, Nova Ubiratã, Mato Grosso. *Engenharia Ambiental*, 6(2): 484-491.
- Silva, O., Rego, M.M.C., Albuquerque, P.M.C., Ramos, M.C. (2009). Abelhas Euglossina (Hymenoptera: Apidae) em área de restinga do nordeste do Maranhão. *Neotropical Entomology* 38(2): 186-196.
- Silva, S.H.L., Braga, F.A., Fonseca, A.R. (2010). Análise de conflito entre legislação e uso da terra no Município de Itabira – MG. *Caminhos de Geografia*, 11(34): 131-144.
- Silveira, A.C., Silva, A.C., Cabral, N.R.A.J., Schiavetti, A. (2012). Análise de efetividade de manejo do Geopark Araripe – Estado do Ceará. *Geociências*, 31(1): 117-128.
- Silveira, C.S., Silva, V.V. (2010). Dinâmicas de regeneração, degeneração e desmatamento da vegetação provocadas por fatores climáticos e geomorfológicos: uma análise geoecológica através de SIG. *Revista Árvore*, 34(6): 1025-1034.
- Silveira, H.L.F., Vettorazzi, C.A., Valente, R.O.A. (2008). Avaliação multicriterial no mapeamento de risco de incêndios florestais, em ambiente SIG, na Bacia do Rio Corumbataí, SP. *Revista Árvore*, 32(2): 259-268.
- Simberloff, D., Cox, J. (1987). Consequences and costs of conservation corridors. *Conservation Biology*, 1(1): 63-71.

- Simberloff, D.S. e Abele, L.G. (1976). Island biogeography theory and conservation practice. *Science*, 191(4224): 285-286.
- Simberloff, D.S., Abele, L.G. (1982). Refuge Design and Island Biogeographic Theory Effects of Fragmentation. *The American Naturalist*, 120(1): 41-50.
- Siqueira, L.P., Matos, M.B., Matos, D.M.S., Portela, R.C.Q., Braz, M.I.G., Silva-Lima, L. (2004). Using the variances of microclimate variables to determine edge effects in small atlantic rain forest fragments, South-eastern Brazil. *Ecotropica*, 10: 59-64.
- Sisk, T.D., Castellanos V., Koch, G. (2007). Ecological impacts of wildlife conservation units policy in Mexico. *Frontiers in the Ecology and the Environment*, 5(4): 209-212.
- Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). (2000). Lei Nº 9.985 de 18 de julho de 2000. Brasília: SNUC.
- Soares, R.V. (1992). Ocorrência de incêndios em povoamentos florestais. *Revista Floresta*, 22: 38-54.
- Soffiati, A. (2009). Parque Estadual do Desengano: história, economia e sociedade. *Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego*, 3(1): 51-106.
- Solé, R.V., Alonso, D., Saldña, J. (2004). Habitat fragmentation and biodiversity collapse in neutral communities. *Ecological Complexity*, 1:65-75.
- SOS Mata Atlântica, INPE, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. (2014). Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica 2012-2013. São Paulo: Relatório Técnico.
- Soulé, M.E. (1985). What is conservation biology? *BioScience*, 35(11): 727-734.
- Sousa, E.H.S., Matos, M.C.B.M., Almeida, R.S., Teodoro, A.V. (2011). Forest fragments contribution to the natural biological controlo f *Spodoptera frugiperda* Smith (Lepidoptera:Noctuidae) in Malize. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 54(4): 755-760.
- Souza, C.G., Zanella, L., Borém, R.A.T., Carvalho, L.M.T., Alves, H.M.R., Volpato, M.M.L. (2014). Análise da fragmentação florestal da Área de Proteção Ambiental Coqueiral, Coqueiral-MG. *Ciências Florestal*, 24(3): 631-644.
- Spear, D., Foxcroft, L.C., Bezuidenhout, H., McGeoch, M.A. (2013). Human population density explains alien species richness in protected areas. *Biological Conservation*, 159: 137-147.

- Spear, D., McGeoch, M.A., Foxcroft, L.C., Bezuidenhout, H. (2011). Alien species in South Africa's national parks. *Koedoe*, 53(1): 1-4.
- Steiner, F.R. (2002). *Ecological planning: a historical and comparative synthesis*. The Maryland: Johns Hopkins University Press. 304p.
- Stoll-Kleemann, S. (2010). Evaluation of management effectiveness in protected areas: methodologies and results. *Basic and Applied Ecology*, 11: 377-382.
- Stolton, S. (2010). Protected areas: linking environment and well-being. In: Stolton, S., Dudley, N (eds.) *Arguments for protected areas: multiple benefits for conservation and use*. Earthscan: WWF.
- Swift, T.L., Hannon, S.J. (2010). Critical thresholds associates with habitat loss: a review of the concepts, evidence, and applications. *Biological Reviews*, 85: 35-53.
- Takem, B.M., Kaffo, C., Fish, L. (2010). "Protected Area" coverage in Cameroon on the eve of the Convention on Biological Diversity 2010 target. *International Forestry Review*, 12(3): 231-239.
- Tavares, W.C., Pessôa, L.M., Gonçalves, P.R. (2011). New species of *Cerradomys* from coastal sandy plains of southeastern Brazil (Cricetidae: Sigmodontinae). *Journal of Mammalogy*, 92(3): 645-658.
- Tebaldi, A.L.C., Fiedler, N.C., Dias, H.M. (2012). Vulnerability and management of protected areas from the State of Espírito Santo, Brazil. *Floresta e Ambiente*, 19(3): 267-276.
- Teixeira, C.G., Vieira, P.R., Silva, R.R. (2010). Demarcação das unidades de conservação ambiental ao longo da BR-319. In: Anais do III Simpósio Brasileiro de Ciências Geodésicas e Tecnologias da Geoinformação. Recife: Universidade Federal de Pernambuco.p.6-10.
- Theulen, V. (2004). Manejo e gerenciamento de unidades de Conservação federais segundo a percepção dos seus chefes. *Natureza e Conservação*, 2(2): 68-78.
- Tjørve, E. (2010). How to resolve the SLOSS debate: lessons from species-diversity models. *Journal of Theoretical Biology*, 246: 604-612.
- Tomzhinski, G.V., Coura, P.H.F., Fernandes, M.C. (2011). Avaliação da detecção de focos de calor por sensoriamento remoto para o Parque Nacional de Itatiaia. *Biodiversidade Brasileira*, 1(2): 201-2011.

- Tscharntke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A., Thies, C. (2002). Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscapes. *Ecological Applications*, 12(2): 354-363.
- Turner, I.M. (1996). Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology*, 33: 200-209.
- Turner, M.G., Gardner, R.H., O'Neill, R.V. (2001). *Landscape ecology in theory and practice: pattern and process*. New York: Springer. 405p.
- Turner, M.G., Gregg Jr., W.P. (1983). The status of science activities in United States biosphere reserves. *Environmental Conservation*, 10: 231-237.
- Turton, S.M. e Freiburger, H.J. (1997). Edge and aspect effects on the microclimate of a small tropical forest remnant on the Artherton Tableland, Northeastern Australia. *In: Laurance, W.F, Bierregaard Jr., O. (eds.) Tropical forests remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. Chicago: University of Chicago. p.45-54.
- Urban, D.L., O'Neill, V., Shugart Jr., H.H. (1987) Landscape ecology: a hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. *BioScience*, 37(2): 119-127.
- Vallejo, L.R. (2012). Uma avaliação sobre os focos de calor e os conflitos territoriais em áreas protegidas do Nordeste brasileiro. *Cadernos do Logepa*, 7(1):3-24.
- Van Der Ploeg, S.W.F. e Vlijm, L. (1978). Ecological evaluation, nature conservation and land use planning with particular reference to methods used in the Netherlands. *Biological Conservation*, 14: 197-221.
- Van Langevelde, F., Schotman, A., Claassen, F., Sparenburg, G. (2000). Competing land use in the reserve site selection problem. *Landscape Ecology*, 15: 243-256.
- Vanclay, J.K. (2001). The effectiveness of parks. *Science*, 293: 1007a.
- Voller, J. (1998). Managing for edge effects. *In: Voller J., Harrison, S. (eds.) Conservation biology principles for forested landscapes*. Canada: University of British Columbia. p.215-233.
- Vreugdenhil, D. (2004). Gerenciamento de áreas protegidas, necessidades de biodiversidade e integração socioeconômica. *Natureza e Conservação*, 2(1): 12-18.
- Wallace, G.N., Barborak, J., MacFarland, C.G. (2005). Land use planning and regulation in an around protected areas: a study of best practices and capacity

- building needs in Mexico and Central America. *Natureza e Conservação*, 3(2): 147-167.
- Walz, U. (2011). Landscape structure, landscape metrics and biodiversity. *Living Reviews in Landscape Research*, 5: 4-35.
- Wang, Y.C., Önal, H. (2011). Designing connected nature reserve networks using a graph theory approach. *Acta Ecologica Sinica*, 31: 235-240.
- Wangchuck, S. (2002). Grazing management in national parks and protected areas: science, socio-economics and legislation (Tenure). *Journal of Bhutan Studies*, 7: 61-81.
- Watts, M.E, Ball, I.R., Stewart, R.S., Klein, C.J., Wilson, K., Steinback, C., Lourival, R., Kircher, L., Possingham, H.P. (2009). Marxan with Zones: software for optimal conservation based land- and sea-use zoning. *Environmental Modelling & Software*, 24: 1513-1521.
- Wessels, K.J., Freitag, S., van Jaarsveld, A.S. (1999). The use of land facets as biodiversity surrogates during reserve selection at a local scale. *Biological Conservation*, 89: 21-38.
- Williams, J.C., ReVelle, C.S., Levin, S.A. (2005). Spatial attributes and reserve design models: a review. *Environmental Modeling and Assessment*, 10: 163-181.
- Williams, J.C., Snyder, S.A. (2005). Restoring habitat corridors in fragmented landscapes using optimization and percolation models. *Environmental Modeling and Assessment*, 10: 239-250.
- With, K.A. (1997). The theory of conservation biology. *Conservation Biology*, 11(6): 1436-1440.
- With, K.A. (2002). Using percolation theory to assess landscape connectivity and effects of habitat fragmentation. In: Gutzwiller, K.J. (org.) *Applying landscape ecology in biological conservation*. New York: Springer-Verlag. p.105-129.
- With, K.A. e King, A.W. (1999). Dispersal success on fractal landscapes: a consequence of lacunarity thresholds. *Landscape Ecology*, 14: 73-82.
- Woodroffe, R., Ginsberg, J.R. (1998). Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science*, 280: 2126-2128.
- Wu, J., Loucks, O.L. (1995). From balance of nature to hierarchical patch dynamics: a paradigm shift in ecology. *The Quarterly Review of Biology*, 70(4): 439-466.

- Zanella, L., Borém, R.A.T., Souza, C.G., Alves, H.M.R., Borém, F.M. (2012). Atlantic forest fragmentation analysis and landscape restoration management scenarios. *Natureza e Conservação*, 10(1): 57-63.
- Zeng, H., Sui, D.Z., Wu, X.B. (2005). Human disturbances on landscapes in protected areas: a case study of the Wolong Nature Reserve. *Ecological Research* 20: 487-496.
- Zonneveld, I.S. (1976). De methodologie van het waarderen van natuur en landschap. *Meded. WLO*, 3(3): 13-23.
- Zurlini, G., Ritters, K., Zaccarelli, N., Petrosillo, L., Jones, K.B., Rossi, L. (2006). Disturbance patterns in a socio-ecological system at multiple scales. *Ecological Complexity*, 3: 119-128.

## APÊNDICE A

### ROTEIRO DE ENTREVISTA AOS GESTORES DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

Nome:

Tempo de serviço na UC:

Formação acadêmica:

---

#### 1. Infraestrutura

- a) Ano de criação da UC: \_\_\_\_\_
- b) Número de veículos: \_\_\_\_\_
- c) Número de servidores concursados: \_\_\_\_\_
- d) Número de Guardas parque: \_\_\_\_\_
- e) Número de funcionários na administração direta: \_\_\_\_\_
- f) Alojamento e infraestrutura para pesquisadores e guarda parques \_\_\_\_\_
- g) A UC possui plano de manejo em vigor? \_\_\_\_\_

#### 2. Poderia fazer um breve histórico acerca da criação da UC?

3. Qual a situação fundiária atual da UC e quais foram ou estão sendo as principais dificuldades para a sua regularização?

4. A UC abriga ou possui alguma espécie ameaçada de extinção? Se sim, qual ou quais?

5. Os objetivos traçados na elaboração do Plano de Manejo estão utilidade prática para orientar a gestão da UC. Se sim, sob quais aspectos? Se não, por quê?

6. Os resultados da gestão possuem um sistema adequado para registro e avaliação em longo prazo?



7. A respeito do orçamento, qual é o montante de recursos atual da UC? E este valor suficiente para cobrir todos os custos com sua implantação e manutenção?
8. Existem dificuldades para ordenar e controlar as atividades agropecuárias na zona de amortecimento? Se sim, quais?
9. A demarcação e sinalização dos limites da UC são adequadas para orientar o uso no entorno?
10. Quais as principais dificuldades para realizar operações de fiscalização dentro e no entorno da UC?
11. A UC é impactada por incêndios que ocorrem no interior e entorno das UCs? Se sim, quais as principais consequências destes eventos sobre a UC?
12. Existem impactos da disseminação de espécies exóticas? Se sim, quais os impactos já verificados?
13. O(a) senhor(a) considera que existam impactos da visitação ou realização das pesquisas científicas? Existe monitoramento da carga e perfil dos visitantes?
14. Até que ponto as informações obtidas com as pesquisas científicas realizadas estão sendo úteis para a gestão das UC's?
15. Considera viável o envolvimento da comunidade de entorno na atuação direta em atividades de manejo, educação ambiental ou turismo no interior e entorno das UC's? Se sim, ou se não, por quê?
16. A respeito do envolvimento das ONGs ambientalistas, quais as principais repercussões (positivas e negativas) que ocorrem no processo de gestão da UC?

17. Existem dificuldades ou lentidão na resolução de problemas junto à agência governamental.
18. Considera que o isolamento da UC na paisagem possa ser problema para conservação em longo prazo? Por quê?
19. Considera que o formato da UC é adequado para a conservação do ecossistema que a mesma visa proteger?
20. Acredita que esta UC poderá se sustentar em longo prazo? Por quê?
21. Tem algum aspecto que eu não perguntei que o senhor julga importante? Se sim, qual?

## ANEXO A



*EMENTA: Constitui Grupo de Trabalho para promover a cooperação técnica na gestão da questão ambiental dos Projetos de assentamento de reforma Agrária no entorno da Reserva Biológica de Poço das Antas – REBIO, no município de Silva Jardim no Rio de Janeiro.*

O INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA INCRA, Autarquia Federal criada pelo Decreto-lei n.º 1.110, de 09 de julho de 1970, alterado pela Lei n.º 7.231, de 23 de outubro de 1984 e restabelecido pelo Decreto legislativo n.º 02/89, inscrito no CNPJ 00.375.972/0001-60, com sede no Setor Bancário Norte, Edifício Palácio do desenvolvimento, 18º andar, Brasília-DF, doravante denominado simplesmente INCRA, neste ato representado pelo seu Superintendente Regional no Estado do Rio de Janeiro, Portaria INCRA/P/N.º 400, publicada no Diário Oficial n.º 108, em 06.06.2000, JOSEMAR COSTA DE OLIVEIRA, brasileiro, casado, portador da Cédula de Indentidade n.º 11.727, expedida pelo Co.R.Econ/RJ, e CPF 339.631.007-10, residente e domiciliado em Niterói/RJ, a GERÊNCIA EXECUTIVA DO INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL - IBAMA, doravante denominado simplesmente IBAMA, localizado na Praça XV de novembro n.º 42, centro, Rio de Janeiro, neste ato representado PELO SEU Gerente CARLOS HENRIQUE ABREU MENDES, residente e domiciliado no Rio de Janeiro- RJ, portador de identidade CREA n.º 21332 e CPF n.º 245.697.397-68 , e a UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE, autarquia federal vinculada ao Ministério da Educação, doravante denominada simplesmente UFF, inscrita no CNPJ n.º 28523215-001/06, com sede Rua Miguel de Frias n.º 9, Icaraí, Niterói – RJ, neste ato representada pelo Magnífico Reitor CÍCERO MAURO FIALHO RODRIGUES, RG n.º 655670 IPF, CPF n.º 221857987-15, residente e domiciliado em Niterói -RJ, no uso de suas atribuições legais, estatutárias e regimentais:

Considerando o Protocolo de Cooperação técnica celebrado entre o MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO AGRÁRIO e o MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, em 05 de fevereiro de 2002, com a interveniência do INCRA e do IBAMA, e testemunhado pelas prefeituras dos municípios de Silva Jardim e de Casimiro de Abreu, em especial sua cláusula terceira, parágrafo único, que dispõe sobre a criação de Grupo de Trabalho integrado por membros dos Ministérios signatários bem como por representantes da sociedade civil.

Considerando a Portaria UFF 29599 de 05 de fevereiro de 2002, que constitui Grupo de Trabalho para avaliar conflito entre assentamento agrário e a REBIO face à Ação Civil Pública movida pelo Ministério Público Federal – Procuradoria da República no Município de Niterói – Processo n.º 98.001.0661-8.

### RESOLVEM:

I – Determinar a constituição de Grupo de Trabalho com o objetivo de promover a cooperação técnica na gestão da questão ambiental dos Projetos de assentamento de reforma Agrária no entorno da Reserva Biológica de Poço das Antas – REBIO, no município de Silva Jardim no Rio de Janeiro, definindo critérios.

II – Designar para comporem o referido Grupo;

a) na qualidade de coordenadores, os servidores ANA MARIA MOTTA RIBEIRO, Professora Adjunta do Departamento de Sociologia, CPF n.º 373918957-68 e RG n.º 81039474-2 IFP/RJ, matrícula UFF n.º 06699-3 e SIAPE n.º 0307137-4, DARIO DE ANDRADE PRATA FILHO, Professor Assistente do Departamento de Engenharia Civil/Setor de Engenharia Agrícola, CPF n.º 208.225.886-68 e CI n.º M1061420 SSP/MG, matrícula UFF n.º 0826-1 e SIAPE n.º 1000289-7; MÔNICA COX DE BRITO PEREIRA, Professora Assistente do Departamento de Geografia, CPF n.º 792968907-72, RG n.º 05907196-9 IFP/RJ, matrícula UFF 01245-6 e SIAPE n.º 0311464-2; e WILSON MADEIRA FILHO, Professor Adjunto do Departamento de Direito Público, matrículas UFF n.º 013842-4 e SIAPE n.º 1291088-0, CPF 736.996.247-49, RG 048149990-0 .

## GT ECOSOCIAL - UFF

b) Na qualidade de membros, **INCRA/RJ** (Evans Leandro, CPF n.º 055.830.668-30, RG n.º 15289787 SSP/SP, SIAPE n.º 122219-9; Paulo Ronan, CPF 439.257.077/00, RG 034.662.90-8 IFP, SIAPE n.º 1033466;); **IBAMA/RJ** (Rodrigo Varella, CPF n.º 951.408.677-53, RG n.º 07073252-4 IFP, SIAPE 122219-9; Rafael Puglia Neto, CPF 472.463.757/91, RG 03940281-3 IFP, SIAPE 680670-2); **PREFEITURA DE SILVA JARDIM** (Secretaria de Meio Ambiente – Ezequiel Moraes dos Santos, CPF 895.347.437-04, RG 99-1-00112-6, CNPJ 28.741.098/0001-57 e da Secretaria de Agricultura - Jorge Alves, CPF n.º 042.508.507-49, RG n.º 12761-6 CRA, Matr. Municipal n.º 2350-7); **PREFEITURA DE CASIMIRO DE ABREU** (Secretaria de Meio Ambiente, Cintia Luchiari, CPF n.º 123.512.768-09, RG n.º 18077458 SSP/ SP/ Secretaria de Agricultura, Mauro Domingues Alencar, CPF n.º 667.759.817-91, RG n.º 3302365 IFP, Matr. Municipal n.º 2529); **ASSOCIAÇÃO MICO-LEÃO DOURADO** (Denise Rambaldi, CPF 012.839.868-09, RG 12315.668-SSP/SP; Maria Inês da Silva Bento, CPF 010.365.157/88, RG 08652898-1 e Marconi Bezerra Santos, CPF 365.296.642-20, RG 1897065 SSP/PA); **MOVIMENTO DOS TRABALHADORES RURAIS SEM TERRA/REGIÃO DOS LAGOS** (Flaviane Canavesi, CPF 130.965.738-67, RG 21173346-5; Robson Aguiar Oliveira, CPF n.º 966.384.097-15, RG n.º 07519534-7 IFP; Dilcilene Dias Gomes, CPF 086.102.897-02, RG n.º 10996782-8 IFP/RJ e Eilson Chaves dos Santos, CPF 017.461.729-16, RG 3152113); **EMATER RIO** (SILVA JARDIM – João Arísio, CPF n.º 516.911.757-49, CI n.º 1303512 IFP e Wilson Luiz Nicodemus, CPF n.º 579.640.417-20, CI n.º 003.812.73-7 Detran; CASIMIRO DE ABREU- Francisco de Oliveira CPF n.º 410.038.707-59, CI n.º 350469-0 IFP); **CONSÓRCIO AMBIENTAL LAGOS** (Mário Flávio Moreira, CPF n.º 672.581.157-46, CI n.º 15833-02 CRBIO); **COLETIVO DOS ACAMPADOS SEBASTIÃO LAN** (Rosalvo Ferreira dos Santos, CPF n.º 093.313.637-45, RG n.º 020197200-7 IFP/RJ; Alencar Barbosa Gomes, CPF n.º 955.570.837-15, RG n.º 07622319-7 IFP/RJ e Jorge Neves CPF n.º 616.596.657-87, RG n.º 07925289-6 IFP/RJ); **ASSOCIAÇÃO DOS PEQUENOS PRODUTORES RURAIS DO ACAMPAMENTO SEBASTIÃO LAN** (Aucimar da Silva, CPF 950.710.597-20, RG 07190073-2; Luzia Sélia Soares de Queirós, CPF 707.935.307-68, RG 020201682-0 e Max Ribeiro de Almeida, CPF 730.624.727-15, RG 06063638-8); **PROJETO DE ASSENTAMENTO SEBASTIÃO LAN** (Francisco Julião, CPF 423.603.407-78, RG 008288212-7 IFP/RJ; Sérgio da Conceição, CPF 871.529.327-00, RG 06807811-2 IFP/RJ; Maria Rosa Oliveira Gomes, CPF 037.201.057-17, RG 09257361-7 IFP/RJ); **PROJETO DE ASSENTAMENTO ALDEIA VELHA** (Carli da Silva Bento dos Santos, CPF 555.181.847-00, RG 02139082-8 IFP/RJ; Lúcia Helena Tavares de Oliveira, CPF/Protocolo 39047597-2, RG 12974727-5 IFP/RJ); **FETAG** (Manoel Oscar Jotta Barbosa, CPF n.º 989.603347-15, RG n.º 07721431-0); **PROJETO DE ASSENTAMENTO CAMBUCAES** (Severino José Galdino, CPF 502.898.967-20, RG 064374358 IFP/RJ; Alice da Silva Esperidião, CPF 624.064.777-20, RG 05589097-4, IFP/RJ; Elsemiro Silva Dias, CPF 356.257.327-87, RG 05625736-3 IFP/RJ); **PROJETO DE ASSENTAMENTO CAMBUCAES - COMUNIDADE OLHOS D'ÁGUA** (Dercy Vieira Valle, CPF 101.756.877-49, RG 860689 IFP/RJ; Joaquim Siqueira da Silva Junior, CPF 482.830.967-53, RG 04323522-5 IFP/RJ; Heno Antero Lopes, CPF 514.969.417-72, RG 064341-1 IFP/RJ); **APEDEMA** (Sérgio Ricardo de Lima, CPF 481.314.234/68, RG 08553129-1 IFP/RJ); **CREA-RJ**, CGC 34.260.596/0001/80 (Eliana Conde Barroso Leite, CPF 778.740.487-68, CREA-RJ 82-105213-7)

III – Os membros do Grupo de Trabalho designados no inciso anterior terão direito a um voto, no caso de decisões plenárias, à exceção dos representantes da Associação dos Pequenos Produtores Rurais do Acampamento Sebastião Lan e do Coletivo dos Assentados Sebastião Lan, com direito a dois votos.

IV – Eventuais despesas com deslocamento e comunicação entre os órgãos, necessárias ao andamento dos trabalhos, onerarão as dotações específicas dos orçamentos do INCRA, do IBAMA e da UFF.

V – O Grupo de Trabalho deverá apresentar relatório no prazo de 90 dias, renováveis por mais 90 dias.

JOSEMAR COSTA DE OLIVEIRA  
Superintendente Regional do INCRA/RJ

CARLOS HENRIQUE ABREU MENDES  
Gerente Executivo do IBAMA/RJ

CÍCERO MAURO FIALHO RODRIGUES  
Reitor da Universidade Federal Fluminense