



ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE

DEFINIÇÃO DE INDICADORES AMBIENTAIS E AVALIAÇÃO DE SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO JULIANA – APA DO
PRATIGI/BA.

Por

ROQUE GALEÃO REZENDE FRAGA

Nazaré Paulista, 2011



ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE

DEFINIÇÃO DE INDICADORES AMBIENTAIS E AVALIAÇÃO DE SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO JULIANA – APA DO
PRATIGI/BA.

Por

ROQUE GALEÃO REZENDE FRAGA

COMITÊ DE ORIENTAÇÃO

PROF. DR EDUARDO DITT

PROF. DR ALEXANDRE UEZU

PROF. MSC ANDRÉ GUIMARÃES

TRABALHO FINAL APRESENTADO AO PROGRAMA DE MESTRADO
PROFISSIONAL EM CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE E DESENVOLVIMENTO
SUSTENTÁVEL COMO REQUISITO PARCIAL À OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE
EM ECOLOGIA

IPÊ – INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS

Ficha Catalográfica

Geleão Rezende Fraga, Roque

DEFINIÇÃO DE INDICADORES AMBIENTAIS E
AVALIAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS NA
BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO JULIANA – APA DO
PRATIGI/BA, 2011. 154 pp.

Trabalho Final (mestrado): IPÊ – Instituto de
Pesquisas ecológicas

1. Indicadores Ambientais
2. Serviços Ecosistêmicos
3. Bacia Hidrográfica

BANCA EXAMINADORA

LOCAL E DATA

Prof. Dr.

Prof. Dr.

Prof. Dr.

A resposta certa, não importa nada:
o essencial é que as perguntas estejam certas. (Mário Quintana)

Dedico este trabalho a Conservação da Natureza e a um Mundo cujos recursos naturais e serviços por eles prestados possam ter seu real valor e importância reconhecidos pela sociedade.

Dedico também ao meu querido filho Cauã, minha amada esposa Bárbara e aos meus pais Roque e Leyla, companheiros dos meus mais valiosos e inspiradores momentos de vida e ideal.

AGRADECIMENTOS

No decorrer do desenvolvimento desse trabalho tive o grato privilégio de receber orientações e compartilhar experiências com os Professores Doutores Eduardo Ditt e Alexandre Uezu, e André Guimarães Diretor da Brasil Florestas. Agradeço a vocês pelas discussões enriquecedoras, pelas orientações extremamente pertinentes e importantes e principalmente pelo tempo dedicado ao desenvolvimento desse trabalho. A amizade construída ao longo desses anos é algo que permanecerá comigo em minha vida.

Os agradecimentos também vão para a Organização de Conservação de Terras e a Fundação Odebrecht pela oportunidade de realização de trabalhos num local com belos e ricos recursos naturais, pela estrutura proporcionada no dia a dia dos trabalhos desenvolvidos e pelas pessoas que integram a equipe e que tornam os programas desenvolvidos uma lição de vida.

Aos amigos e colegas de trabalho: Sérgio Cabral, Volney Fernandes, Fábio Lopes, Edivânio, Idaiane, Lucas, Denise, Cristina, Ana Paula, Bruno, Pedro Paulo, Vladimir Abdala, Joaquim Cardoso e muitos outros que não cito, mas estão presentes nas boas lembranças das lutas e prazeres diários.

A Miguel Calmon a quem convivi quase diariamente por breves 8 meses, mas que acrescentou enormemente no aprendizado da vida e se tornou um grande amigo de caminhada em prol da conservação da natureza.

A Volney pelos momentos de conselhos, conversas, risadas e fraternidade.

A população do Baixo Sul do Estado da Bahia, em especial as que vivem na Zona Rural (Unidades Família) que são a razão última de todo este esforço em prol do desenvolvimento sustentável na região.

Não poderei deixar de agradecer aos novos colegas e amizades feitas no decorrer do curso em especial a Volney Fernandes, Jean François, Marcelo - Bigua, Matheus, Rogério e Eduardo. Aos professores que enriqueceram o aprendizado durante as aulas e trabalhos de campo.

Ao Professor Dr. José Pacheco de Almeida, por fazer parte tão importante da minha formação desde a graduação, por todo apoio sempre concedido, muito obrigado Professor.

Por último e não menos importante a minha família e amigos mais próximos, em especial aos meus pais que estão sempre presentes em meus pensamentos, minha amada esposa Bárbara por toda a compreensão ininterrupta, você meu amor é um presente da vida que caminha ao meu lado. Ao meu filho Cauã outro presente a quem dedico meus mais nobres sentimentos. Aos meus Avós (Conceição, Ruth, Jayme e Riomar) vocês foram e são pessoas de extrema importância em toda a minha caminhada. A minha querida e doce irmã e aos meus sobrinhos lindos Rafinha e ao rapazinho que está preste a chegar. As minhas cunhadas (o) Nessa, Kai e Junior. Ao meu cunhado Rômulo. Ao meu sogro e sogra, devo ao meu sogro a felicidade de conhecer a minha amada esposa.

A Cezar e Jaqueline amigos de longa data com quem aprendi tanto na vida.

A minha querida madraستا Gugu.

Enfim as pessoas e momentos que tornam a vida e o dia a dia especial, feliz e engrandecido.

Sumário

LISTA DE TABELAS	4
LISTA DE FIGURAS	5
RESUMO	9
ABSTRACT.....	12
CAPÍTULO 1	15
INTRODUÇÃO GERAL.....	15
1.1 INTRODUÇÃO.....	15
1.2. OBJETIVOS.....	22
1.3 ÁREA DE ESTUDO	23
1.4 CONTRIBUIÇÃO AO CONHECIMENTO.....	37
1.5 REFERÊNCIAS	39
CAPÍTULO 2	42
INDICADORES AMBIENTAIS, AVALIAÇÃO E ESPACIALIZAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO JULIANA	42
2.1 INTRODUÇÃO.....	42
2.2 Serviços Ecosistêmicos	48
2.3 Indicadores Ambientais.....	51
2.4 Metodologia	54
2.4.1 Procedimentos	55
2.4.2 Levantamento e Sistematização das informações	55
2.4.3 Indicadores Ambientais	62
2.4.4 Avaliação dos Serviços Ecosistêmicos.....	74
2.5 Resultados e Discussão	79
2.5.1 Características Geoambientais da Bacia Hidrográfica do Rio Juliana.....	79

2.5.2	Uso da terra e Cobertura Florestal	84
2.5.3	Indicadores Ambientais na Bacia Hidrográfica do Rio Juliana	85
2.5.4	Avaliação dos Serviços Ecossistêmicos.....	105
2.6	Conclusões	114
2.7	Bibliografia.....	116
CAPÍTULO 3.....		124
Proposições de Ações para a Manutenção e Melhoria da Qualidade dos Serviços Ecossistêmicos (Água, Carbono e Biodiversidade) na Bacia Hidrográfica do Rio Juliana		
		124
3.1	Introdução.....	124
3.2	Áreas Prioritárias para Conservação e Restauração.....	126
3.3	Pagamentos por Serviços Ambientais	129
3.4	Metodologia	134
3.5	Resultados e Discussão	137
3.5.1	Áreas Prioritárias para Conservação	137
Figura 34: Fragmentos Florestais em Áreas com Alta Vulnerabilidade a Erosão .		138
3.5.2	Áreas Prioritárias para Restauração	142
3.5.3	Proposições de Diretrizes para Implantação de Programas de PSA	149
3.6	Conclusões	151
3.7	Bibliografia.....	153

LISTA DE TABELAS

<u>Tabela</u>	<u>página</u>
Tabela 1 - População total, rural e urbana dos municípios da APA do Pratigi em 1991 e 2000	25
Tabela 2 - Estabelecimentos por grupo de área total (ha) na APA do Pratigi	25
Tabela 3 - Área dos estabelecimentos e quantidades produzidas dos principais produtos nos municípios da APA do Pratigi	26
Tabela 4 - Produto Interno Bruto por Município em Milhões de Reais-1999/2007.....	27
Tabela 5 - Índice de Desenvolvimento Humano, 1991/2000	28
Tabela 6 - Lista de serviços conforme a Avaliação Ecosistêmica do Milênio em 2005	48
Tabela 7 - Classes de Uso da terra	58
Tabela 8 - Indicadores Ambientais	63
Tabela 9: Valores de Estabilidade (Ecodinâmica)	72
Tabela 10 - Uso e Ocupação do Solo na Bacia Hidrográfica do Rio Juliana	84
Tabela 11 - Fragmentos Florestais na Bacia Hidrográfica do Rio Juliana	88
Tabela 12 - Índice de Proximidade Média em relação às classes de área dos Fragmentos Florestais	92
Tabela 13 - Valores ITA e % de área ocupada pelos tipos de uso da terra	95
Tabela 14 - Vulnerabilidade a Erosão da Classe Pedologia	99
Tabela 15 - Vulnerabilidade a Erosão da Classe Geologia	99
Tabela 16 - Vulnerabilidade a Erosão do uso da terra	103
Tabela 17 - Índices de Paisagem para Fragmentos prioritários para manutenção da biodiversidade	107
Tabela 18 - Estoque Estimado de Carbono	107
Tabela 19 - Tabela 18: ITA distribuição	112
Tabela 20 - Áreas Prioritárias na Bacia do Rio Juliana	148

LISTA DE FIGURAS

<u>Figura</u>	<u>página</u>
Figura 1- Localização da APA do Pratigi, Baixo Sul, BA.....	29
Figura 2- Evolução do Desmatamento na APA do Pratigi.....	30
Figura 3- Figuras 3a e 3b: Mapa de Localização da Bacia de Estudo (Região do Atlântico Sul – Trecho Leste)	31
Figura 4- Mapa de Localização da Bacia do Recôncavo Sul (Estado da Bahia)	32
Figuras 5- Distribuição da Pluviosidade na B. H. do Rio Juliana	33
Figura 6- Evolução da Vazão na Bacia do Rio Juliana. Fonte: ANA, 2010	35
Figura 7- Cobertura Florestal na Bacia Hidrográfica do Rio Juliana – OCT, 2011	44
Figura 8- Fluxograma Geral das Unidades Ecodinâmicas	69
Figura 9- Rede Hidrográfica do Rio Juliana	80
Figura 10- Associações Geológicas na Bacia do Rio Juliana	81
Figura 11- Associações Pedológicas na Bacia do Rio Juliana	82
Figura 12- Mapa de Declividade na Bacia do Rio Juliana	83
Figura 13- Mapa de Hipsometria na Bacia do Rio Juliana	83
Figura 14- Uso da terra e Cobertura Florestal na Bacia do Rio Juliana	85
Figura 15- Fragmentos Florestais na Bacia Hidrográfica do Rio Juliana	87
Figura 16- Variação do tamanho de fragmentos florestais na Bacia do Rio Juliana	89
Figura 17- Relação entre Índice de Forma, Nº de Fragmentos e Área Média em ha ...	90
Figura 18- Distribuição e tamanho das áreas Core na Bacia do Rio Juliana	92
Figura 19- Índice de Proximidade na Bacia do Rio Juliana	94
Figura 20- Índice de Transformação Antrópica na Bacia do Rio Juliana	96
Figura 21- Concentração dos valores de ITA entre 6 e 8 na Bacia do Rio Juliana	97
Figura 22- Índices de Vulnerabilidade a Erosão para o Tema Pluviosidade	100
Figura 23- Vulnerabilidade a Erosão para o Tema Geomorfologia na Bacia do Rio Juliana	101
Figura 24- Vulnerabilidade a Erosão (Parâmetros Físicos) na Bacia do Rio Juliana .	102
Figura 25- Vulnerabilidade a Erosão (Ecodinâmica) na Bacia do Rio Juliana	104

Figura 26- Fragmentos > 100 ha na Bacia do rio Juliana	106
Figura 27- Estoque Médio de Carbono na Bacia do Rio Juliana	108
Figura 28- Áreas Elegíveis para Projetos de Carbono na Bacia do Rio Juliana	109
Figura 29- Densidade de Nascentes na Bacia do Rio Juliana	110
Figura 30- Vulnerabilidade a Erosão em Áreas com Alta Densidade de Nascentes .	111
Figura 31- ITA em Áreas com Alta Densidade de Nascentes	112
Figura 32- Porcentagens das Classes de Uso da terra e Cobertura Florestal	125
Figura 33- Corredor Central da Mata Atlântica	128
Figura 34- Fragmentos Florestais em Áreas com Alta Vulnerabilidade a Erosão	138
Figura 35- Fragmentos Florestais Prioritários para a Biodiversidade	139
Figura 36- Fragmentos Florestais em Zonas com Alta Densidade de Nascentes	140
Figura 37- Fragmentos Florestais em APP Fluvial	141
Figura 38- Áreas Prioritárias para Restauração em Zonas com Alta Vulnerabilidade a Erosão	143
Figura 39- Áreas com Alta Vulnerabilidade a Erosão em com ITA Elevado	144
Figura 40- Áreas Prioritárias para Restauração em Zonas com Alta Concentração de Nascentes	145
Figura 41- Áreas Prioritárias para Restauração em Zonas Elegíveis para Projetos de Carbono	146
Figura 42- Áreas Prioritárias para Restauração em APP Fluvial	147

LISTA DE ABREVIações

APA	Área de Proteção Ambiental
APP	Área de Preservação Permanente
ASTER	Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer
CCMA	Corredor Central da Mata Atlântica
CI	Conservation International
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
EEA	European Environment Agency
FO	Fundação Odebrecht
GEB	Governo do Estado da Bahia
GEE	Gases de Efeito Estufa
GEF	Global Environmental Facility
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IBIO	Instituto Bioatlântica
IDH	Índice de Desenvolvimento Humano
INPE	Instituto Nacional de Pesquisa Espacial
ITA	Índice de Transformação Antrópica
MDE	Modelo Digital de Elevação
MEA	Milennium Ecosystem Assesment

OCDE	Organização de Cooperação e Desenvolvimento Econômico
OCT	Organização de Conservação de Terras
ONU	Organização das Nações Unidas
OSCIP	Organização da Sociedade Civil de Interesse Público
PCH	Pequenas Centrais Hidrelétricas
PDIS	Programa de Desenvolvimento Integrado e Sustentável
PIB	Produto Interno Bruto
PROAMBIENTE	Programa de Desenvolvimento Socioambiental da Produção Familiar Rural
PSA	Pagamento por Serviços Ambientais
RPGA	Região de Planejamento e Gestão das Águas
SEI	Superintendência de Assuntos Econômicos e Sociais da Bahia
SIG	Sistemas de Informação Geográfica
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação
SRTM	Shuttle Radar Topography Mission
VCS	Voluntary Carbon Standart
ZEE	Zoneamento Ecológico Econômico

RESUMO

Resumo do Trabalho Final apresentado ao Programa de Mestrado Profissional em Conservação da Biodiversidade e Desenvolvimento Sustentável como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Ecologia

DEFINIÇÃO DE INDICADORES AMBIENTAIS E AVALIAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO JULIANA – APA DO PRATIGI/BA.

Por

Roque Galeão Rezende Fraga

Dezembro de 2011

Orientador: Prof. Dr. Eduardo H. Ditt

A eliminação de florestas para a conversão em áreas agrícolas representa um tipo de modificação extensiva que reduz a capacidade de prover uma ampla variedade de serviços ecossistêmicos. Durante as três últimas décadas a Bacia Hidrográfica do Rio Juliana passou por transformações marcantes na estrutura da sua paisagem. O advento e a consolidação de grandes áreas de plantações de seringueiras, a crise da lavoura cacaueteira e a ocupação de terras públicas por posseiros, caracterizada por um processo amplo de minifundiarização, levaram a perda de importantes áreas florestais e a um processo de fragmentação desses ecossistemas. A avaliação das consequências dessas atividades no meio ambiente pode ser expressa em termos da ocupação do uso da terra e de variações na estrutura da paisagem. Com 300 Km² de área a Bacia do Rio Juliana está integralmente inserida na APA do Pratigi em uma área de alta prioridade para a conservação da biodiversidade e uso sustentável dos recursos naturais na Mata Atlântica. O objetivo deste trabalho é definir um conjunto de indicadores ambientais e avaliar os serviços ecossistêmicos na bacia hidrográfica do Rio Juliana, apoiado na análise da paisagem, na identificação de áreas prioritárias para

conservação e restauração, e na proposição de diretrizes para implantação de programas de pagamentos por serviços ambientais. Neste trabalho são definidos um conjunto de indicadores ambientais e através deles foi realizado avaliações dos serviços ecossistêmicos, apoiado na análise da paisagem, na identificação de áreas prioritárias para conservação e restauração, e na proposição de diretrizes para implantação de projetos de pagamentos por serviços ambientais. A avaliação dos serviços ecossistêmicos na Bacia do Rio Juliana balizou-se na integração dos resultados obtidos dos levantamentos de dados físicos, nos dados de campo coletados pela OCT sobre a dinâmica da ocupação e fragmentação florestal ao longo dos seus 10 anos de atuação na região, e no cálculo e espacialização dos indicadores ambientais. A identificação das áreas prioritárias para conservação e restauração envolveu e se fundamentou nos mapeamentos, modelagens e análises realizadas a partir dos indicadores ambientais gerados, nos dados de densidade de drenagem e nascentes e na avaliação dos serviços ecossistêmicos focados em água, carbono e biodiversidade. O cruzamento dos resultados dos indicadores ambientais, dos modelos de densidade de drenagem e nascentes, do mapeamento das áreas elegíveis para projetos de carbono florestal e da avaliação dos serviços ecossistêmicos foram utilizados para indicar áreas prioritárias para conservação e restauração florestal. Os resultados obtidos apontam que a Bacia do Rio Juliana ainda sustenta e mantém provisões importantes de serviços ecossistêmicos ligados a água, carbono e biodiversidade, embora apresente áreas intensamente degradadas e ocupadas de maneira inadequada, apresentando um processo de fragmentação florestal e erosão da biodiversidade deteriorando a provisão dos imprescindíveis serviços ecossistêmicos. A implantação de projetos de pagamentos por serviços ambientais na Bacia do Juliana deverá estar atrelado a proteção das áreas mais importantes para manutenção dos serviços ecossistêmicos. Buscando interromper o processo de degradação dos ecossistemas, tornando-se uma fonte de renda viável para que a população que habita a região passe a enxergar os recursos naturais sobre a óptica da conservação e da utilização racional. Para tanto é necessário que incentivos econômicos e financeiros que visem eliminar a degradação dos serviços ecossistêmicos na Bacia Hidrográfica do Rio Juliana culminem num sistema de pagamentos por serviços ambientais, que

compense ainda que parcialmente, a rentabilidade das atividades associadas à degradação.

ABSTRACT

Abstract do Trabalho Final apresentado ao Programa de Mestrado Profissional em Conservação da Biodiversidade e Desenvolvimento Sustentável como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Ecologia

**DEFINIÇÃO DE INDICADORES AMBIENTAIS E AVALIAÇÃO DE SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO JULIANA – APA DO
PRATIGI/BA.**

Por

Roque Galeão Rezende Fraga

Dezembro de 2011

Advisor: Prof. Dr. Eduardo H Ditt

The elimination of forests for the conversion in agricultural areas representing a type of extensive modification that reduces the ability to provide a wide variety of services ecosystem. During the last three decades the River Basin Juliana has undergone remarkable changes in the structure of your landscape. The advent and consolidation of large areas of rubber plantations, the crisis of the cocoa crop and occupation of public land by squatters, characterized by a broad process of minifundiarização led to loss of important forest areas and a process of fragmentation of these ecosystems. The evaluation of the consequences of these activities on the environment can be expressed in terms of occupation of land use and changes in landscape structure. With 300 km² of River Basin Juliana is fully inserted into the APA Pratigi in an area of high priority for biodiversity conservation and sustainable use of natural resources in the Atlantic. The objective of this work is to define a set of environmental indicators and assess the ecosystem services in the river basin Juliana, supported in landscape analysis, identification of priority areas for conservation and restoration, and proposing guidelines for the implementation of programs of

payments for environmental services. This work defined a set of environmental indicators and through them was carried out assessments of ecosystem services, based on the analysis of the landscape, to identify priority areas for conservation and restoration, and propose guidelines for implementation of projects for payments for environmental services. The assessment of ecosystem services in the river basin Juliana balizou on the integration of the results of surveys of physical data, field data collected by the OCT on the dynamics of occupation and forest fragmentation throughout its 10 years of experience in the region, and calculation of spatial and environmental indicators. The identification of priority areas for conservation and restoration involved and was based on the mapping, modeling and analyzes from environmental indicators generated, the data sources and drainage density and evaluation of ecosystem services focused on water, carbon and biodiversity. The comparison of results of environmental indicators, models of drainage density and springs, the mapping of areas eligible for forest carbon projects and the assessment of ecosystem services were used to indicate priority areas for conservation and forest restoration. The results indicate that the River Basin Juliana still maintains important provisions and maintain ecosystem services related to water, carbon and biodiversity, but has areas heavily degraded and occupied inappropriately, showing a process of forest fragmentation and erosion of biodiversity deteriorating provision of essential ecosystem services. The project implementation of payments for environmental services in the basin of Juliana should be linked to protection of the areas most important for maintaining ecosystem services. Seeking to stop the degradation of ecosystems, making it a viable source of income for the population inhabiting the region go to see the natural resources on the perspective of conservation and rational use. This requires that economic and financial incentives aimed at eliminating the degradation of ecosystem services in the River Basin Juliana culminate in a system of payments for environmental services, to compensate even partially, the profitability of the activities associated with degradation.

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO GERAL

1.1 INTRODUÇÃO

A ação humana tem provocado uma série de perturbações na estrutura e funcionamento dos ecossistemas e conseqüentemente comprometido a qualidade dos seus serviços. Historicamente o manejo dos diversos usos da terra, não utilizou como estratégia a conservação dos recursos naturais e a sustentabilidade ambiental. O desenvolvimento econômico com base nos preceitos da revolução industrial, baseado na idéia de recursos naturais abundantes e inexauríveis levou a exploração irracional do ambiente, fato que ocasionou o depauperamento de diversos bens naturais, degradação de ecossistemas, erosão da biodiversidade, estagnação de diversas atividades econômicas e graves crises ambientais (Barrella e col., 2001).

O que nos revela que os estágios de desenvolvimento alcançado pelas atividades humanas não estão acompanhadas das técnicas de organização e planejamento, necessários para a manutenção do equilíbrio e sustentabilidade dos recursos naturais. Esse cenário tem provocado uma crescente preocupação das organizações científicas, governos e sociedade civil com a evolução da degradação e destruição dos ecossistemas naturais, despertando a necessidade cada vez maior do conhecimento dos fenômenos e processos ambientais (Guerra e Marçal, 2006).

Dentro dessas atividades, a agricultura e atrelado a ela, o processo de crescimento da produção de alimentos, não foram ou estão compatíveis com a conservação do meio ambiente. Muitos dos impactos negativos gerados por essas atividades estão ligados à perda de habitat natural. Estudos mostram que até 1990, atividades agrícolas realizadas de modo inadequado, já haviam contribuído para a degradação de 562 milhões de hectares, cerca de 40% dos 1,5 bilhões de hectares de terras agricultáveis no mundo todo (Oldeman, 1994).

O solo, a água e a biodiversidade são recursos vitais para a humanidade e geralmente eles são mal avaliados. Somente 11% das áreas continentais no mundo não apresentam limitações para o uso agrícola, em 28% o clima é muito seco, e em 10% é muito úmido, em 23% o solo apresenta desequilíbrios químicos críticos e em 22% é muito raso, os 6% que sobram estão permanentemente congelados (FAO, 1980).

Nas regiões de fronteiras agrícolas ocupadas em épocas mais remotas, como toda a região onde se insere a Floresta Atlântica Brasileira, predominam paisagens intensamente fragmentadas, fruto de um processo de ocupação e uso da terra desordenado, caracterizado por níveis de desmatamentos superiores a 90% (Ribeiro 2009). Trata-se de um fenômeno global, que ocorreu e vem ocorrendo tanto em regiões temperadas, como em regiões tropicais (Vianna, 1999).

O Relatório da Avaliação Ecosistêmica do Milênio (MEA, 2005), destaca a agricultura como um dos principais elementos de pressão para a transformação de habitats naturais. Estima-se que entre 10 e 20% das pradarias e áreas florestadas ainda existentes no planeta poderão ser ocupadas para fins agrícolas até 2050, principalmente em países de baixo grau de desenvolvimento econômico. No Brasil, atualmente na floresta amazônica e no cerrado, e num passado recente a floresta atlântica, a expansão da produção do setor agropecuário tem provocado o surgimento de novas fronteiras agrícolas e perda de grandes áreas de habitats naturais.

A pressão para transformação de ecossistemas naturais em áreas antropizadas traz grandes implicações sobre a sustentabilidade das atividades humanas e seu desenvolvimento num futuro próximo, especialmente no que diz respeito à conservação da biodiversidade e dos recursos naturais, pois paisagens seriamente degradadas, portanto com baixa integridade ecológica, perdem a capacidade de realizar plenamente os processos naturais básicos e por isso são especialmente problemáticas do ponto de vista conservacionista e da prestação de serviços ecossistêmicos (Pires, 2000).

Estudos realizados por POST (2007) mostram que a eliminação de florestas para a conversão em áreas agrícolas representa um tipo de modificação extensiva que reduz a capacidade de prover uma ampla variedade de serviços ecossistêmicos.

Tonhasca Júnior (2004) ressalta que inúmeros deles são gerados pela Mata Atlântica, como a regulação do micro-clima, a fixação de carbono, a proteção do solo, a purificação de água, o tratamento de resíduos, a polinização de lavouras, o material genético e o turismo ecológico. Dessa maneira, o processo de conversão de ecossistemas naturais em agroecossistemas pode estar provocando mudanças na provisão de serviços ecossistêmicos afetando negativamente a vida de milhões de pessoas e conseqüentemente o desenvolvimento econômico das sociedades.

A fim de garantir a sustentabilidade dos ecossistemas e da economia, é preciso definir estratégias de proteção e recuperação das funções ecológicas e de seus respectivos serviços, incorporando os ecossistemas e os recursos humanos no processo de planejamento e gerenciamento do desenvolvimento.

Pires, (2003) relata que o desenvolvimento sustentável somente será viável com a garantia da integridade ecológica dos ecossistemas e uma das dificuldades dessa meta é a inexistência de abordagens metodológicas que contribuam para a tomada de decisões em relação às estratégias políticas e de gestão mais adequadas para manter a capacidade dos recursos naturais prestarem os serviços ecossistêmicos.

A conservação do solo por meio do manejo adequado da terra e a necessidade de utilização das bacias hidrográficas como unidades territoriais para o planejamento e o controle do uso da terra para a consecução do desenvolvimento econômico de forma integrada com a conservação dos ecossistemas naturais e dos recursos hídricos, são recomendados desde a década de 80 (IUCN, 1984).

Esse planejamento precisa satisfazer as diversas diretrizes de desenvolvimento nos meios urbanos e rurais, sem comprometer as funções ecológicas dos ecossistemas naturais. O manejo integrado de bacias hidrográficas deve contemplar a preservação e a melhoria da qualidade dos serviços ecossistêmicos prestados por essa unidade de paisagem, tanto em seus aspectos qualitativos como quantitativos. (Calheiros, 2004).

Um amplo estudo em escala global intitulado Avaliação Ecosistêmica do Milênio (MEA, 2003; MEA, 2005) fez um análise sobre a temática dos serviços ecossistêmicos. Nele constatou-se que cerca de 60% dos serviços ecossistêmicos do planeta estão

sendo seriamente afetados, colocando em risco a existência da própria vida humana. E no caso da agricultura intensiva, os benefícios econômicos da produção de alimentos ou matérias-primas estariam sendo priorizados em detrimento de todos os outros serviços que um ecossistema pode gerar. Estes últimos, por não apresentarem atualmente valor de mercado, são ignorados durante as tomadas de decisão de conversão do uso da terra e justificam o atual estado de degradação dos ecossistemas naturais (POST, 2007).

Uma das possíveis soluções para o problema apresentado está na adoção e monetização dos impactos e externalidades causados pelas atividades econômicas. Outro mecanismo que tem apresentado eficiência na valoração financeira e agregação de importância dos serviços ecossistêmicos são os chamados Programas de Pagamentos por Serviços Ambientais – PSA.

Um dos pioneiros no desenvolvimento desses mecanismos de Pagamento por Serviços Ambientais, a Costa Rica, tem sido referência no tema, recebendo atenção especial de diversos países e instituições no mundo.

Segundo Pagiola (2002) a Costa Rica foi palco de um grande cenário de desmatamento e uso inadequado da terra durante as décadas de 60 a 90 do século passado. Levantamentos e mapeamentos realizados estimam a perda de mais de 50% da cobertura florestal existente no país. Segundo o mesmo autor, ficou claro para alguns tomadores de decisão que o desmatamento também trouxe perda de serviços ecossistêmicos principalmente os ligados à água.

Iniciado em 1997 e baseado na Lei Florestal do país, nº 7.575, promulgada em 1996, o Programa de PSA elaborado pela Costa Rica, explicitamente reconheceu quatro serviços ambientais promovidos pelos ecossistemas florestais, a saber:

- a) Mitigação das emissões de gases de efeito estufa (GEE);
- b) Serviços hidrológicos, incluindo provisão de água para consumo humano, para irrigação e para produção de energia;
- c) Conservação da biodiversidade;
- d) Provisão de beleza cênica para recreação e ecoturismo.

A lei criada proveu a base regulatória para que o Governo passasse a poder realizar contratos com os produtores baseado nos serviços providos pelas suas áreas, assim como estabeleceu o mecanismo de financiamento para tal, o Fundo Nacional de Financiamento Florestal – FONAFIFO.

Outra ação pioneira em atrelar ações de proteção de ecossistemas para manutenção e provisão de serviços ambientais foi à cidade de New York. Visando garantir a quantidade e qualidade da água que abastece essa megalópole, o governo municipal há mais de 20 anos, passou a pagar proprietários rurais localizados num raio de mais de 200 km da zona urbana da cidade, para que adotassem práticas de uso da terra menos intensivas, restaurassem as áreas degradadas ou construíssem sistemas para armazenamento dos estrumes gerados nas criações de animais.

Uma referência negativa pode ser atribuída aos fatos que sucederam a degradação ambiental do “Mar de Aral”. Destacada como uma das zonas críticas da Terra no começo dos anos 90 pela União Geográfica Internacional (Kasperson, 1995). Autores se referem ao fato como a “Chernobil Calada”, uma catástrofe silenciosa que evoluiu lentamente, quase imperceptivelmente, ao longo das últimas décadas (Glantz e Zonn, 1991). Toda a tragédia ambiental ocorrida no Mar de Aral acabou por captar a atenção e interesse de governos, organizações ambientais e da comunidade internacional (Ellis, 1990).

No Brasil existem vários projetos em andamento e modalidades distintas de pagamentos por serviços ambientais estão previstas em diversos dispositivos legais no âmbito da gestão e da política ambiental brasileira.

Um exemplo de mecanismo de PSA existente no Brasil é a adoção pelo Governo, desde 2003, do Programa de Desenvolvimento Socioambiental da Produção Familiar Rural (PROAMBIENTE).

Recentemente, uma publicação do Ministério do Meio Ambiente – MMA sobre pagamentos por serviços ambientais na Mata Atlântica, intitulada “**Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica – Lições Aprendidas e Desafios**”, reúne inúmeras experiências em PSA ligados a água, carbono e biodiversidade que estão

sendo ou foram implementadas no bioma atlântico brasileiro (Guedes e Seehusen, 2011).

A floresta atlântica brasileira é uma das maiores provedoras de serviços ecossistêmicos, isso relacionado a oferta de tais serviços a população já que a maior parte dela vive nesse bioma. Dentre eles pode-se destacar a proteção e provisão das águas e do solo, a provisão de ar puro, regulação dos ciclos hídricos, as matérias-primas e alimentos nativos, a fonte de material genético, o lazer, a preservação de valores culturais e sociais, e uma série de outras vantagens que afetam positivamente o bem-estar das pessoas. Tonhasca Júnior (2005) ressalta a Mata Atlântica, como sendo uma floresta de valor único devido à prestação desses serviços imprescindíveis à sociedade brasileira.

A Mata Atlântica, apesar da geração de inúmeros benefícios ao homem e aos outros organismos, está incluída como uma das duas florestas tropicais mais ameaçadas do planeta (Myers 2000). Isso não só indica a possibilidade da perda de seus serviços, como também pode significar a destruição de um habitat que abriga altos níveis de endemismos da fauna e flora e que constitui o abrigo natural de milhares de espécies, muitas delas ameaçadas de extinção e incluídas no Red Book of Endangered Species (Bórem e Oliveira-Filho, 2002).

A Floresta Atlântica Brasileira com seus ecossistemas associados figuram entre os 34 “hotspots”, ou regiões de maior biodiversidade e mais ameaçadas da terra, havendo altas taxas de endemismos e de espécies ameaçadas de extinção por unidade de área (Myers , 2000).

Restam apenas 11-16% desse bioma (Ribeiro 2009), sendo que uma fração importante, mas desconhecida dessa quantia, é representada por áreas que já sofreram impacto humano significativo, não sendo mais áreas primitivas e, portanto, muitas vezes, incapazes de resguardar espécies mais exigentes quanto a recursos ambientais. Fato alarmante, porque espécies exigentes e/ou endêmicas e/ou ameaçadas de extinção possivelmente dispõem de menos habitats do que aqueles preconizados pelos teóricos 11-16% que restaram. Alia-se a esta constatação, o grande desconhecimento dessa biodiversidade que está em risco, seja de informações

aplicadas à conservação das espécies, ou a respeito da utilidade das espécies, que podem servir à humanidade.

Associado à redução de habitats, um aspecto extremamente prejudicial para a conservação da biodiversidade é a fragmentação. Espécies que antes ocupavam grandes áreas contínuas, hoje enfrentam muitos problemas de caráter biológico por disporem de “ilhas de habitats”. Tanto, que tem havido um consenso crescente sobre a fragmentação dos habitats estarem entre as principais causas de erosão da diversidade biológica, tornando-se o foco central da biologia da conservação (Harris e Silva-Lopes 1992, Hagan, 1996, Fahrig, 2003).

Particularmente na região nordestina brasileira, restaram em fragmentos apenas 1,5% da extensão original da Mata Atlântica, e a destruição de áreas relativamente pequenas conduzirá muitas espécies endêmicas à extinção (McNelly, 1990), como foi verificado para a avifauna (Brooks e Balmford, 1996).

Tonhasca Júnior (2005) ressalta que o processo de degradação da Mata Atlântica se enquadra na parábola da “tragédia das terras comuns”, apresentada pela primeira vez pelo matemático William Foster Lloyd, em 1833. Neste sentido, o autor destaca que a Mata Atlântica brasileira é vítima de destruição para a geração de lucros econômicos privados, enquanto os prejuízos decorrentes da eliminação de seus ecossistemas, como a perda de serviços ecológicos, são divididos por toda a sociedade, e se concretizam nos custos financeiros de tratamento de águas poluídas, limpeza de mananciais assoreados, controle e tratamento de doenças, entre outros. A Mata Atlântica, segundo Tonhasca Junior, sempre foi tratada como um bem de acesso irrestrito cuja exploração excessiva e predatória a levou à beira do colapso.

1.2. OBJETIVOS

O objetivo deste trabalho é definir um conjunto de indicadores ambientais e avaliar os serviços ecossistêmicos na Bacia Hidrográfica do Rio Juliana, apoiado na análise da paisagem, na identificação de áreas prioritárias para conservação e restauração, e na proposição de diretrizes para implantação de programas de pagamentos por serviços ambientais. Os objetivos específicos são descritos a seguir:

1. Definir indicadores ambientais.

Os indicadores ambientais irão respaldar a avaliação dos serviços ecossistêmicos e também permitirão atribuir uma maior racionalidade na tomada de decisão sobre o processo de gestão territorial, contribuindo para trabalhos de adequação ambiental e novos arranjos produtivos;

2. Avaliar os serviços ecossistêmicos.

Essa avaliação fornecerá subsídios para revelar a importância do patrimônio ambiental presente na bacia e que regiões dela são primordiais para o equilíbrio desses serviços.

3. Identificar áreas prioritárias para conservação e restauração florestal.

O mapa de áreas prioritárias para conservação e restauração florestal irá contribuir para identificação de porções territoriais de relevada importância para a conservação da biodiversidade, solos e manutenção do patrimônio hídrico na Bacia do Juliana;

4. Propor diretrizes para implantação de modelos de Pagamento por Serviços Ambientais.

A elaboração dessas diretrizes apoiará na implantação de sistemas de Programas de Pagamentos por Serviços Ambientais - PSA, valorizando os ativos naturais da região.

1.3 ÁREA DE ESTUDO

Inserida no Corredor Central da Mata Atlântica a Área de Proteção Ambiental do Pratigi, onde a Bacia Hidrográfica do Rio Juliana, está localizada, foi criada através do Decreto Estadual no. 7.272, de dois de abril de 1998, com objetivo de resguardar e proteger de forma mais efetiva, extensas áreas de praias, restingas, manguezais e a floresta ombrófila densa, bem como a representatividade da flora e fauna regional, formando um expressivo conjunto de ecossistemas associados da Mata Atlântica, de importante valor ambiental.

Por se tratar de um estudo realizado numa unidade geoambiental inserida em uma APA, os pressupostos e resultados desse trabalho poderão resultar em dados que apoiem novas definições de diretrizes para amparar as ações que culminem em redefinições do zoneamento ecológico econômico e conseqüentemente no planejamento territorial da unidade visando impetrar atos e diretrizes que impulsionem o desenvolvimento em bases conservacionistas com geração de trabalho e renda para a população que ali habita.

O conceito de APA - Área de Proteção Ambiental surgiu com a visão de conciliar a ação humana e seus diversos usos com a conservação dos recursos naturais (SNUC, 2002) No Brasil esse conceito foi instituído através da Lei nº 6.902, de 27 de abril de 1981, com “interesse na proteção ambiental”, para “conservar ou melhorar as condições ecológicas locais” e “assegurar o bem-estar das populações humanas”.

A resolução CONAMA Nº 10, de 14 de dezembro de 1998, em seu Artigo 1º define as Áreas de Proteção Ambiental como unidades de conservação destinadas a proteger e conservar a qualidade ambiental e os sistemas naturais ali existentes, visando à melhoria da qualidade de vida da população local e também objetivando a proteção dos ecossistemas regionais.

O Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC, 2002) adota o conceito de que “Área de Proteção Ambiental é uma área em geral extensa, com certo grau de ocupação humana, dotada de atributos abióticos, bióticos, estéticos ou culturais

especialmente importantes para a qualidade de vida e o bem-estar das populações humanas, e tem como objetivos básicos proteger a diversidade biológica, disciplinar o processo de ocupação e assegurar a sustentabilidade do uso dos recursos naturais”.

A APA do Pratigi está localizada no Baixo Sul do Estado da Bahia e tem como APAs limítrofes a APA da Baía de Camamu, Caminhos Ecológicos da Boa Esperança e Tinharé/Boipeba. A referida unidade de conservação abrange os municípios de Ituberá, Igrapiúna, Nilo Peçanha, Ibirapitanga e Piraí do Norte. Em 2001, passou por um processo de ampliação, que elevou seus 32.000 ha para 85.700 ha (Decreto Estadual no. 8036, de 20 de setembro de 2001), visando inserir maior proteção à Bacia Hidrográfica do Rio Juliana, e aos remanescentes de Mata Atlântica e do complexo hídrico onde está a Cachoeira da Pancada Grande, importante ponto turístico regional com elevada beleza cênica.

A maior parte da população dos municípios que compõem a APA está localizada na zona rural. Dados demográficos revelam que em 1991, 72,9% do total da população viviam na zona rural, em 2000 o total era de 63,9%, em 2005 57,5% da população concentrava-se na zona rural. O último censo de 2010 mostra que esse percentual ainda é de 57%. O que faz com que os municípios possuam características predominantemente rurais (Tabela 1). A diminuição do percentual de população rural de 1991 em relação a 2001 se deu pela diminuição da população total fato que pode estar associado à crise da lavoura cacaueteira. Nessas décadas é observado um aumento de aproximadamente 6.000 habitantes na zona urbana e uma diminuição de aproximadamente 10.000 habitantes na zona rural, levando a concluir que houve tanto uma movimentação da população do meio rural para o urbano como do urbano destes municípios para outros, em pouco tempo. O que caracterizou a região como uma zona de evasão populacional.

A estrutura fundiária, tanto nas áreas urbanas como nas rurais, consiste em um fator determinante para traçar o perfil de políticas sociais, ambientais e agrícolas da região.

Com relação ao tamanho de propriedades rurais, na Tabela 2 observa-se o tamanho dos estabelecimentos segundo os grupos de área. Estabelecimentos com

menos de 100 ha perfazem 94 % da área da APA do Pratigi, confirmando a grande importância de um Programa de Desenvolvimento Integrado e Sustentável - PDIS com os micros e pequenos produtores da zona rural, que em sua maioria trabalham no sistema de agricultura familiar. Dessa forma, é inconcebível pensar em preservação ambiental sem pensar em alternativas econômicas para a maior parte da população que ocupa o meio rural.

Tabela 1 – População total, rural e urbana dos municípios da APA do Pratigi em 1991, 2000 e 2010.

Município	Pop. total 1991	Pop. urbana 1991	Pop. Rural 1991	Pop. total 2000	Pop. urbana 2000	Pop. rural 2000	Pop. Total 2010	Pop. urbana 2010	Pop. rural 2010
Ibirapitanga	26.784	6.697	20.087	22.177	6.363	15.814	22.610	6.136	16.447
Igrapiúna	12.935	966	11.969	14.960	2.377	12.583	13.347	4.227	9.070
Ituberá	20.313	11.806	8.507	24.133	15.910	8.223	26.592	19.243	7.349
Nilo Peçanha	12.290	1.980	10.310	11.213	2.495	8.718	12.530	3.104	9.426
Piraí do Norte	13.759	1.848	11.911	10.425	2.787	7.638	9.835	3.696	6.139
Total	86.081	23.297	62.784	82.908	29.932	52.976	84.910	36.406	48.431
TOTAL (%)	100,0	27,1	72,9	100,0	36,1	63,9	100,0	42,87	57,13

Fonte: Censo Demográfico do IBGE 1991; 2000 e 2010.

Tabela 2 - Estabelecimentos por grupo de área total (ha) na APA do Pratigi.

Municípios	Estabelecimentos segundo os grupos de área total em hectares					
	< 10	10 a 99	100 a 199	200 a 499	500 a 1999	2000 e mais
Ibirapitanga	321	502	74	29	3	-
Igrapiúna	1 434	720	36	11	1	1
Ituberá	536	358	21	8	13	2
Nilo Peçanha	1 169	558	34	14	3	-
Piraí do Norte	932	532	22	10	2	-
TOTAL	1789	2670	187	72	22	3
TOTAL (%)	37,7	56,3	3,9	1,5	0,5	0,1

Fonte: IBGE, 2005

Outro fator importante relacionado à economia rural é o tipo e a intensidade do uso da terra. As culturas agrícolas representam a receita familiar de grande parte da população rural, e também de muitos moradores do centro urbano, que mantêm ou complementam a renda familiar com a atividade agrícola. Os principais produtos cultivados são: cacau, seringa, banana, piaçava e mandioca (Tabela 3). No entanto, essas atividades, principalmente as ligadas às lavouras temporárias, normalmente estão associadas a técnicas inadequadas de plantio, como a utilização de queimada e supressão da vegetação nativa, tornando o solo mais vulnerável à erosão laminar, acelerando seu processo de degradação, acarretando em perda de biodiversidade e assoreamento de grande parte dos leitos fluviais da região.

Tabela 3: Área dos estabelecimentos e quantidades produzidas dos principais produtos nos municípios da APA do Pratigi.

Produto	Município	Área dos estab. que produzem (ha)	Quantidade Produzida (toneladas)
Borracha (látex coagulado)	Ibirapitanga	-	-
	Igrapiúna	6.950	6.950
	Ituberá	5.550	5.550
	Nilo Peçanha	820	820
	Piraí do Norte	6	6
Total		13.326	13.326
Cacau	Ibirapitanga	-	-
	Igrapiúna	4.168	1.202
	Ituberá	4.305	1.455
	Nilo Peçanha	5.565	1.824
	Piraí do Norte	4.020	1.428
Total		18.058	5.909
Banana	Ibirapitanga	25	2
	Igrapiúna	450	6.750
	Ituberá	880	13.200
	Nilo Peçanha	330	4.950
	Piraí do Norte	200	3.000

	Total	1.885	27.902
	Ibirapitanga	21	231
	Igrapiúna	1.000	12.000
Mandioca	Ituberá	1.101	13.212
	Nilo Peçanha	330	3.960
	Piraí do Norte	270	3.240
	Total	2.722	32.643
	Ibirapitanga	-	-
Extrativismo	Igrapiúna	-	-
Vegetal	Ituberá	*	4.926
(Piaçava)	Nilo Peçanha	*	14.783
	Piraí do Norte	*	-
	Total		19.709

* Obs: sem informação disponível Fonte: IBGE, 2006

No ano de 2007, o total do Produto Interno Bruto – PIB dos cinco municípios abrangidos pela APA do Pratigi alcançou o valor de 389,42 milhões de reais representando apenas 0,3% do PIB do Estado da Bahia. Entre os anos de 1999 e 2007, embora o PIB da Área tenha apresentado uma expansão equivalente a 7,9%, essa participação em relação ao Estado foi reduzida em 0,1%, significando, portanto, que, em comparação com a Bahia, a área estudada apresentou um ritmo de crescimento de sua economia menos intenso. Entre os anos mencionados, quando se compara a participação de cada setor econômico na formação do PIB estadual, a presença mais importante da região é observada no setor agropecuário da economia, com percentuais de 2,1% e 1,3% respectivamente. As participações regionais nos setores industrial e de serviços na formação do PIB estadual foram insignificantes, uma vez que os percentuais foram de 0,1% e 0,3% para esses dois setores econômicos tanto em 1999 quanto em 2007.

Tabela 4: Produto Interno Bruto por Município em Milhões de Reais-1999/2007 (valores constantes março/2010)

Municípios	Agropecuária	Indústria	Serviços	Total
------------	--------------	-----------	----------	-------

	1999	2007	1999	2007	1999	2007	1999	2007
Ibirapitanga	12,21	28,83	7,18	6,01	45,14	49,25	64,53	84,10
Igrapiúna	54,47	65,15	3,30	4,25	31,13	36,58	88,91	105,98
Ituberá	30,25	22,02	9,76	14,70	54,79	87,28	94,79	124,00
Nilo Peçanha	40,51	16,68	4,62	3,70	31,22	29,11	76,35	49,49
Piraí do Norte	8,27	5,22	3,99	2,29	24,18	18,35	36,44	25,86
APA do Pratigi	145,70	137,90	28,85	30,96	186,46	220,56	361,02	389,42
Bahia	7.099,13	10.555,51	26.548,34	34.399,82	64.002,25	77.223,70	97.649,72	122.179,02

Fonte: www.sei.ba.gov.br.

Outro dado a ser observado é o Índice de Desenvolvimento Humano - IDH, que mede a evolução da qualidade de vida humana de cada município considerando os indicadores de longevidade, educação e renda *per capita*. Analisando o IDH do Brasil em 1991 e 2000 que eram respectivamente de 0,696 e 0,766, observa-se na Tabela 5, que todos os municípios da região da APA do Pratigi em 1991 apresentaram um baixo IDH, ficando abaixo da média nacional. Já no ano de 2000 todos foram classificados como um IDH médio, mas o índice continuou abaixo da média nacional e estadual.

Tabela 5 – Índice de Desenvolvimento Humano, 1991/2000

Município	IDH 1991	IDH 2000	IDH Educação 1991	IDH Educação 2000	IDH Longevidade 1991	IDH Longevidade 2000	IDH Renda 1991	IDH Renda 2000
Ibirapitanga	0,458	0,601	0,382	0,668	0,569	0,651	0,424	0,483
Igrapiúna	0,468	0,601	0,352	0,642	0,607	0,694	0,444	0,467
Ituberá	0,499	0,620	0,493	0,700	0,546	0,626	0,458	0,533
Nilo Peçanha	0,451	0,592	0,388	0,717	0,512	0,571	0,454	0,488
Piraí do Norte	0,452	0,605	0,312	0,661	0,593	0,694	0,450	0,459

Fonte: Atlas do Desenvolvimento Humano, 2000.

A região onde a APA do Pratigi e conseqüentemente a Bacia do Rio Juliana está inserida apresenta grande beleza cênica, possuindo características naturais e culturais relevantes, sendo o turismo uma atividade importante (figura 1).

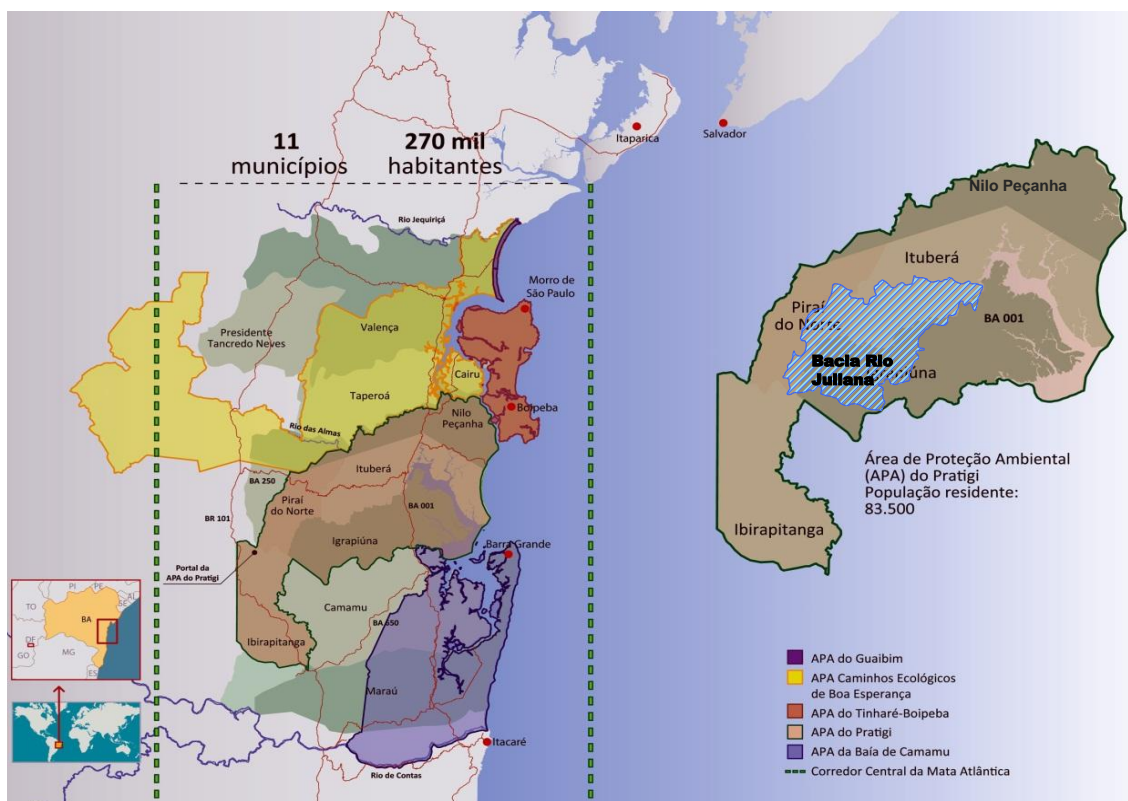


Figura 1: APA do Pratigi no contexto do mosaico de APA, Baixo Sul da Bahia

A APA do Pratigi possui grandes remanescentes florestais com elevado valor de conservação pontual, ou em âmbito do “Corredor Ecológico Central”, do qual faz parte.

Entretanto, apesar de haver muitas áreas florestais (uma delas com 15.300 ha), há cerca de 400 anos esses fragmentos têm sido paulatinamente degradados. Levantamentos realizados pela Organização de Conservação de Terras – OCT, uma OSCIP - Organização da Sociedade Civil de Interesse Público, criada em 13 de agosto de 2001, que atua na região, apontam que em 35 anos essa região perdeu mais de 30

mil hectares de florestas, devido à exploração madeireira, aberturas de áreas para grandes plantios e uso inadequado da terra (Figura 2).

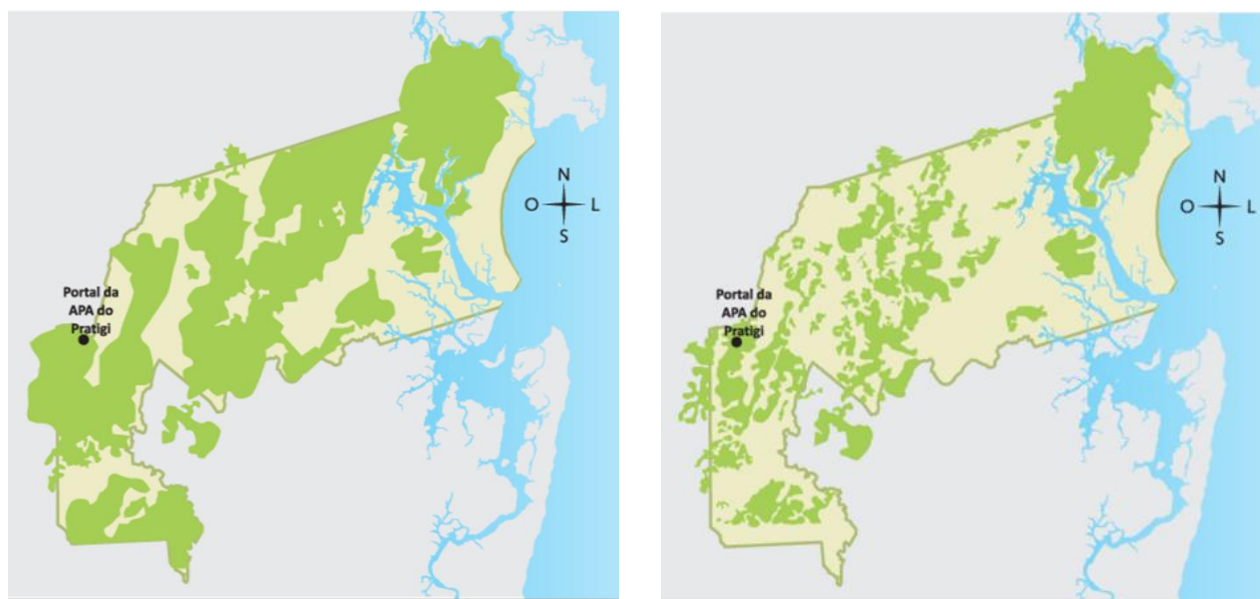


Figura 2: Evolução do Desmatamento na APA do Pratigi. Fonte: OCT, 2007

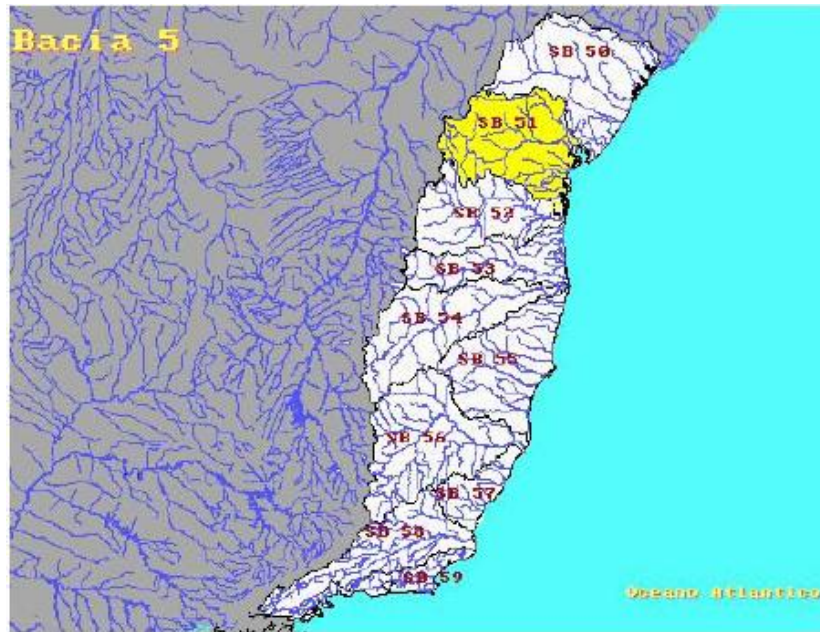
Visando reverter esse quadro de degradação dos recursos naturais, vem sendo desenvolvido um programa de desenvolvimento sustentável envolvendo a participação conjunta da iniciativa privada, do Governo do Estado da Bahia - GEB, das prefeituras locais e da sociedade civil organizada. O referido Programa foi elaborado e está sendo executado pela OCT.

O Programa tem como objetivo a conservação e a promoção da biodiversidade e dos recursos naturais do bioma atlântico na Bahia, aliadas a geração de trabalho e renda e a ocupação disciplinada do solo na região. Nesse contexto regional e institucional, a Fundação Odebrecht - FO e a OCT deram início em 2010 à constituição da Aliança Cooperativa de Serviços Ambientais que objetiva agregar valor aos ativos ambientais da região. Transformando a APA do Pratigi em um centro de referência na geração e negociação de serviços ambientais para clientes nacionais e internacionais, gerando resultados concretos de conservação e restauração florestal aliado ao desenvolvimento e melhoria da qualidade de vida das populações locais.

Dentro desse contexto a Bacia Hidrográfica do Rio Juliana apresenta-se como uma área de grande importância para o planejamento de ações que visem o uso adequado e a conservação dos recursos naturais, tanto para a APA do Pratigi como para os municípios drenados por sua rede hidrográfica.

Na divisão hidrográfica do Estado da Bahia, a Bacia Hidrográfica do Rio Juliana pertence à Região de Planejamento e Gestão das Águas – RPGA IX formada pela Bacia do Recôncavo Sul. De acordo com a divisão nacional dos recursos hídricos, a Bacia do Recôncavo Sul localiza-se na Região Hidrográfica Atlântico Leste, denominada de bacia 3, sub-bacia 51 (figura 3, a e b).





Figuras 3a e 3b: Mapa de Localização da Bacia de Estudo (Região do Atlântico Sul – Trecho Leste)

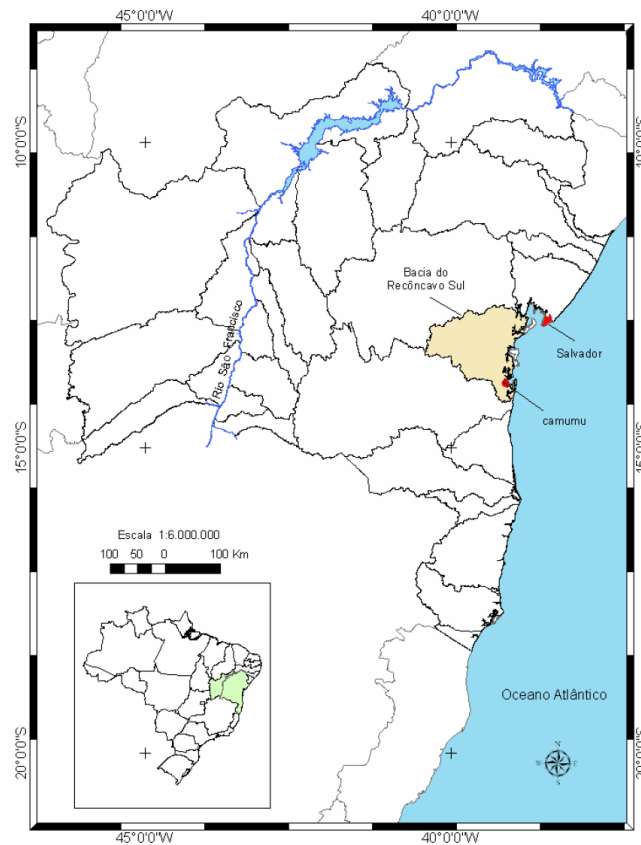


Figura 4: Mapa de Localização da Bacia do Recôncavo Sul (Estado da Bahia)

Quanto às condições climáticas a bacia está inserida na Zona de Clima Tropical com elevadas temperaturas e pluviosidade, influenciados pela localização litorânea e maiores altitudes mais a oeste. Está dentro da faixa climática caracterizada como Tropical chuvoso de floresta (Af) segundo a classificação de Köppen (REF). O clima Af cobre toda região litorânea adentrando cerca de mais de 45 quilômetros para o interior. Este clima caracteriza-se por ser quente e úmido, sem estação seca definida, com temperaturas elevadas sem grandes oscilações. A precipitação é superior a 60 mm para o mês mais seco e a média total anual acima de 1.600 mm com as máximas ocorrendo nos meses de março, abril, maio, junho e julho (SEI, 2001) (Figura 5).

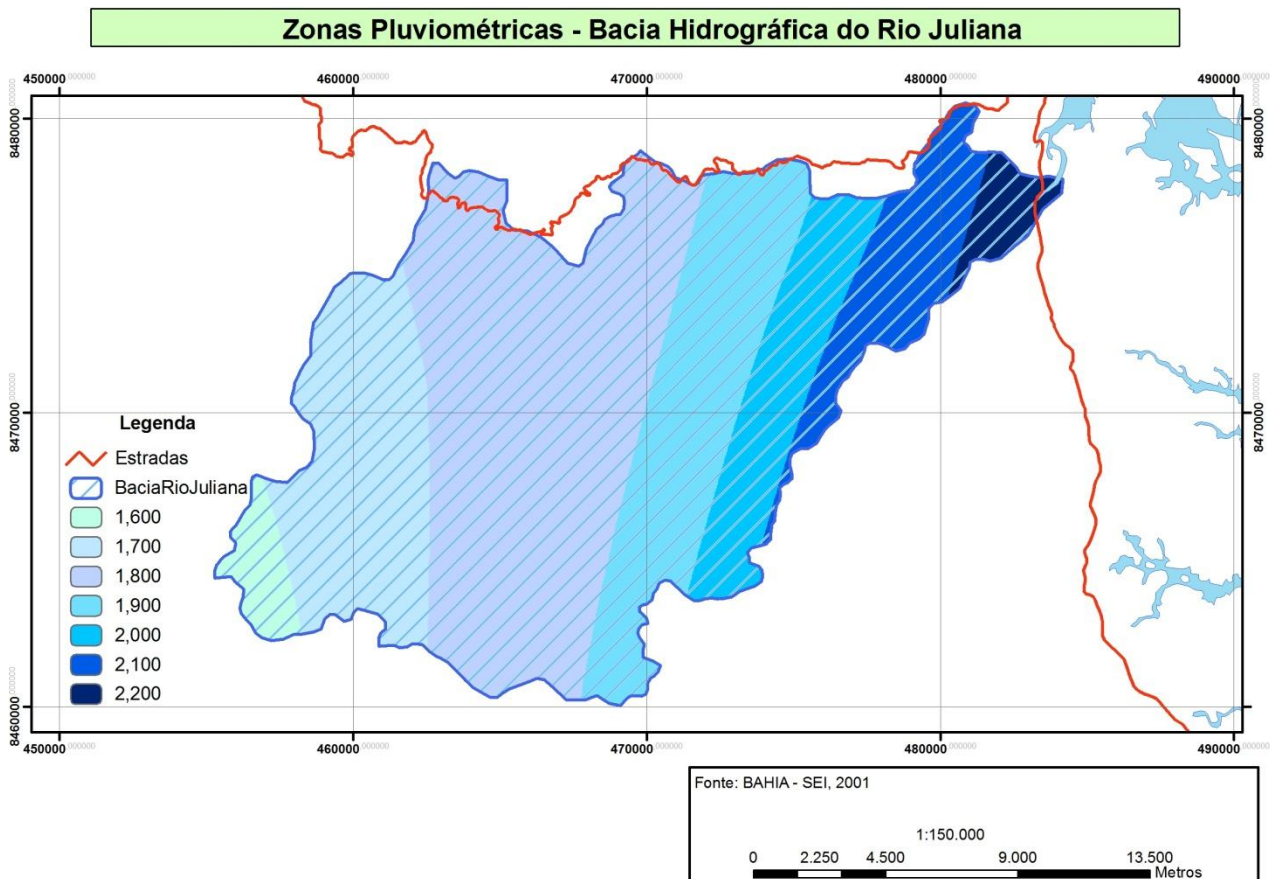


Figura 5: Distribuição da Pluviosidade na B. H. do Rio Juliana

Localizada entre as coordenadas geográficas 13°53's/39°25'o e 13°46's/ 38°08'o (figura 1), a Bacia Hidrográfica do Rio Juliana abrange os municípios de Ibirapitanga,

Pirai do Norte, Igrapiuna e Ituberá, desaguando no estuário de Serinhaém na Baía da Camamu. A população rural que habita a bacia, principalmente nas áreas de cabeceira vive basicamente da agricultura familiar com cultivos de banana e mandioca utilizando a prática de corte e queima, principalmente nas áreas de preservação permanente.

A Bacia do Rio Juliana abrange toda a complexidade de cenários ambientais presentes na APA do Pratigi, e é a maior rede hidrográfica presente nessa unidade de conservação, abrigando em sua área de drenagem extensos fragmentos de floresta ombrófila densa. Ela ocupa quase 20% da área proposta para a ampliação da APA do Pratigi e abriga os mais bem conservados fragmentos florestais da região e 25% dos remanescentes florestais existentes na APA. Desde o limite oeste da APA do Pratigi, onde se localizam as cabeceiras do rio Juliana até o estuário, o seu curso principal possui 47 km de comprimento.

No decorrer dos últimos cem anos a região vem passando por inúmeras transformações no uso e ocupação do solo, o que vem acarretando em grave deficiência na disponibilidade hídrica na área em análise, como pode ser observado na figura 6, que evidencia a perda hídrica na bacia no período analisado. O primeiro ciclo de exploração foi madeireira, que teve foco no corte seletivo das espécies de maior interesse econômico como o piqui (*Caryocar villosum*), araça (*Psidium cattleianum*), pau-ferro (*Cesalpinia ferrea*), jacarandá-da-bahia (*Machaerium opacum*), jequitiba (*Cariniana sp.*) e loro (*Saccolium brasiliense*). Anos depois veio o cultivo de cacau no sistema cabruca, que é o plantio da espécie sob o dossel da floresta, mantendo as espécies climax. Na década de 60 foi introduzida na região a cultura da seringueira para a extração do látex. Essa cultura substituiu grandes extensões de áreas florestadas, muitas delas no médio e baixo vale do rio Juliana. No início da década de 1990 com o declínio das lavouras de cacau, a região das nascentes do rio Juliana passou a sofrer um processo de mini-fundiarização, levando a ocupação de áreas de preservação permanente, com desmatamentos recorrentes para pequenos plantios de banana e mandioca.

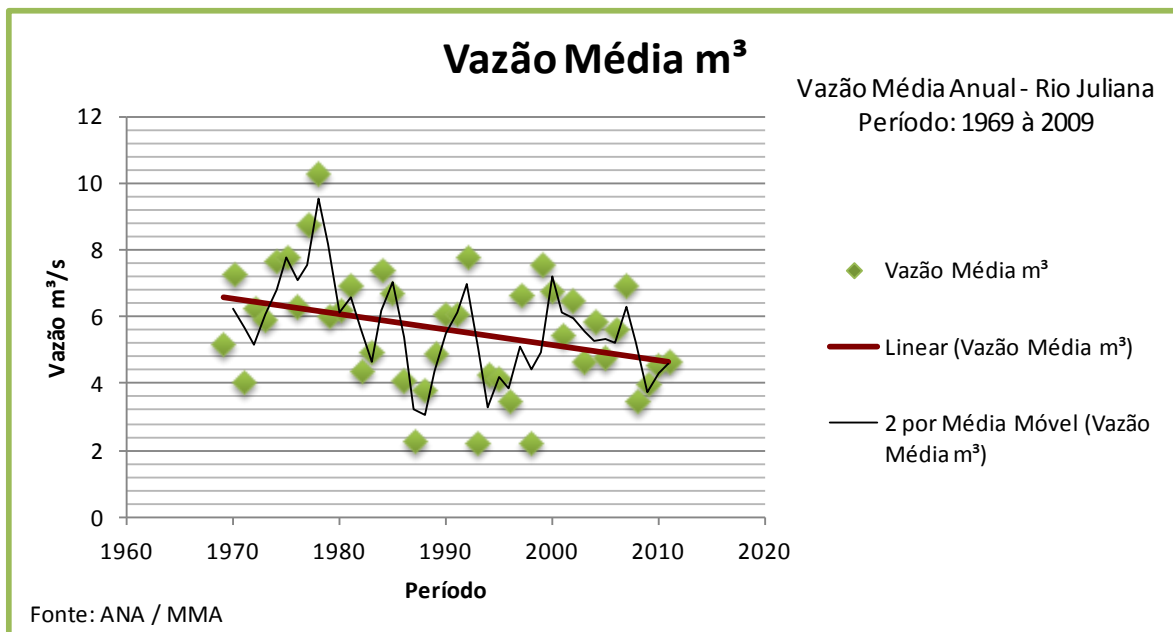


Figura 6: Evolução da Vazão na Bacia do Rio Juliana. Fonte: ANA, 2010.

Conforme explicitado na figura 6, essa ocupação inadequada de áreas de preservação permanente pode ser apontada como um das causas da redução da vazão linear na Bacia Hidrográfica do Rio Juliana. O gráfico em questão apresenta uma tendência de queda na vazão na ordem de 2m³ num período de 40 anos.

A expressiva riqueza de espécies das Classes Aves, Mamíferos, Repteis, Anfíbios e de invertebrados, contrastando com a alta pressão antrópica, justificam a inserção da Bacia Hidrográfica do Rio Juliana entre as áreas de maior prioridade para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica (Plano de Manejo da APA do Pratigi, 2004).

Cabe destacar que a área drenada pelo rio Juliana representa de maneira bem clara a dinâmica territorial que ocorre em toda a APA do Pratigi, não se diferenciando também de todo o processo de degradação ambiental que ocorreu em grande parte do bioma da Mata Atlântica e de outras bacias hidrográficas Brasil afora, onde áreas naturais foram degradadas e convertidas para outros usos acarretando em prejuízos para toda a sociedade, devido à falta de planejamento e adequação das ações implementadas sem os devidos cuidados com as questões ambientais.

Na Bacia do Rio Juliana áreas florestadas apresentam altos níveis de fragmentação de habitats, onde a caça, a extração seletiva de madeira e os incêndios florestais ocorrem de forma associada.

Portanto a definição de indicadores ambientais, a avaliação de serviços ecossistêmicos e a proposição de ações para a manutenção e melhoria desses serviços, representam um primeiro passo na compilação de variada informação, com o objetivo de reunir os dados base e desenvolver uma ferramenta de planejamento ambiental de forma a contribuir para o ordenamento territorial e para implantação de programas de pagamentos por serviços ambientais na área de estudo.

A escolha da Bacia Hidrográfica do Rio Juliana como área de estudo foi baseada na condição da existência de grandes remanescentes florestais, estratégicos para a conservação da biodiversidade, pela existência de uma base agrícola extremamente diversificada e de alto padrão tecnológico destacando-se as grandes culturas agroflorestais como o cacau e a seringueira, e culturas temporárias com sistemas bem rudimentares no trato da terra, como são os casos da mandioca e banana; pela implantação de Pequenas Centrais Hidrelétricas – PCHs, em operação e em planejamento; pelo fato da bacia em questão apresentar-se como o principal reservatório futuro para abastecimento humano dos municípios de Ituberá e Igrapiúna que atualmente retiram sua demanda hídrica de outros locais que não apresentam a mesma capacidade de suprimento encontrada no rio Juliana; e finalmente pela bacia estar totalmente inserida numa Área de Proteção Ambiental, que vem recebendo grande volume de trabalho e recursos de entidades não governamentais, que objetivam a implantação de um modelo de desenvolvimento sustentável que possa ser replicado em outras unidades de conservação. O que torna a área atrativa para implantação de Pagamento por Serviços Ambientais baseados na conservação e restauração de nascentes e áreas ripárias.

1.4 CONTRIBUIÇÃO AO CONHECIMENTO

Este trabalho de pesquisa em nível de mestrado contribui para o conhecimento em três níveis distintos: geração de informações e dados novos, métodos e proposições apresentadas e contribuição para os processos de tomada de decisão mais assertivas acerca da gestão ambiental desse território.

Este é o primeiro estudo que estabelece e usa indicadores ambientais associados a uma avaliação de serviços ecossistêmicos na região, aplicando técnicas avançadas e metodologias eficazes para a identificação de áreas prioritárias para a conservação e restauração. Esta pesquisa é inovadora, revelando detalhes anteriormente desconhecidos sobre os impactos das mudanças no uso da terra e sobre a prestação de serviços ecossistêmicos na área drenada pelo Rio Juliana. Isso foi possível devido ao uso intensivo de sistemas de informação geográfica, de dados coletados nas pesquisas já realizadas, nos trabalhos e na coleta de dados em campo realizada pelas instituições que atuam na região. Todo esse arcabouço de material e instrumental foi utilizado na identificação de áreas prioritárias para a conservação e restauração florestal, na avaliação de serviços ecossistêmicos e na elaboração de diretrizes para a implantação de um modelo local de Pagamento por Serviços Ambientais.

Outra contribuição foi a regionalização e espacialização da Bacia Hidrográfica do Rio Juliana em unidades de paisagem hierarquizadas em função de sua estabilidade ecodinâmica e do nível de intervenção antrópica. Essa delimitação contribuirá para futuros estudos sobre as unidades de paisagem em questão.

Os resultados obtidos por esse estudo poderão ter aplicações importantes. Aplicações essas que apoiarão trabalhos de adequação ambiental e novos arranjos produtivos no Baixo Sul do Estado da Bahia, na definição de áreas prioritárias para conservação, na implantação de Programas para Pagamentos por Serviços Ambientais, na gestão de unidades de conservação existentes na região e finalmente na condução do Programa de Desenvolvimento Integrado e Sustentável do Baixo Sul da Bahia.

Em escala global esse estudo insere-se num amplo esforço de diversas instituições, governos e pesquisadores na tentativa de desenvolver e aprimorar bases

conservacionistas que atrelam desenvolvimento econômico com conservação dos recursos naturais.

O presente trabalho foi estruturado em três capítulos. No capítulo 1 foi feita uma contextualização geral da problemática que envolve a questão da conservação dos recursos naturais, dos serviços ambientais, do território de análise e suas inter-relações com o que vem ocorrendo em outras regiões.

No capítulo 2 foi abordado a forma como a problemática ambiental da área de estudo foi abordada e os meios utilizados para diagnosticar a situação ambiental e avaliar os serviços ecossistêmicos ligados a água carbono e biodiversidade.

No capítulo 3 é feito um fechamento dos resultados dos cálculos e espacialização dos indicadores ambientais e da avaliação dos serviços ecossistêmicos, através de proposições para buscar as soluções dos problemas encontrados, por meio da identificação de áreas prioritárias para conservação e restauração florestal e pela proposição de diretrizes a serem utilizadas na implantação de projetos de pagamentos por serviços ambientais na área de estudo.

1.5 REFERÊNCIAS

- Barrella, W., Junior, M. P. L., Smith, W. S. e Montag, L. F. (2001). **Matas Ciliares. Conservação e Recuperação.** São Paulo: Edusp. Fapesp.
- BORÉM, R. A. T.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. **Fitossociologia do estrato arbóreo em uma topossequência alterada de Mata Atlântica, no município de Silva Jardim-RJ, Brasil.** Revista Árvore, v.26, n.4, p.727-742, 2002.
- BROOKS, T.; BALMFORD, A. **Atlantic Forest extinctions.** , Nature v. 380, p. 115, 1996.
- CALHEIROS, R. de O.; TABAI, F. C. V.; BOSQUILIA, S. V. & CALAMARI, M. **Preservação e Recuperação de Nascentes (de água e vida).** 1ª Ed. Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivarí e Jundiaí, Piracicaba-SP, 2004.
- CALHEIROS, R. de Oliviera . **Preservação e Recuperação das Nascentes.** Piracicaba: Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios PCJ - CTRN, 2004.
- Ellis, W S (1990): 'The Aral: A Soviet Sea Lies Dying', National Geographic, February, p 83.
- FAO. **Natural Resources and the Human Environment for Food and Agriculture.** Environmente Paper N°1 – Roma, 1980.
- FAO. **Land, Food and People.** Roma, 1984.
- Fahrig, L. 2003. **Effects of habitat fragmentation on biodiversity.** Annual Reviews of Ecology and Systematics.
- Glantz, M H and I Zonn (1991): 'A Quiet Chernobyl', The World & I, September, pp 324-29.
- Guedes, F. B. e Seehusen, S. E. Organizadoras. **Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios.** Brasília: MMA, 2011.
- GUERRA, A. J. T. e Cunha, S. B. **Geomorfologia: Uma Atualização de Bases e Conceitos.** 4ª ed. – Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2001.
- GUERRA, A. J. T. e Cunha, S. B. **Geomorfologia e Meio Ambiente.** 4ª ed. – Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2003.
- GUERRA, A. J. T. e MARÇAL, M. S. **Geomorfologia Ambiental.** Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2006.

HARRIS, L. SILVA-LOPEZ, D. e G.. **Forest fragmentation and the conservation of biological diversity.** In: Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation, Preservation and Management. Forest fragmentation and the conservation of biological diversity. New York: Chapman & Hall, 1992. 197-237 p.

Hagan, M. T., Demuth, H. B., and Beale, M.: **Neural Network Design.** PWS Publishing Company, Boston, 1996.

http://resistir.info/asia/mar_de_aral.html in Kasperson, J , 1995: Regions at Risk: Comparisons of Threatened Environments, UNU Press, Tokyo.

IUCN. (1984). **Threatened protected areas of the world.** IUCN Commission on National Parks and Protected Areas, Gland, Switzerland.

MEA - Millennium Ecosystem Assessment. **Ecosystemas e Bem-estar humano: Estrutura para uma Avaliação / relatório do Grupo de Trabalho da Estrutura Conceitual da Avaliação Ecológica do Milênio.** Tradução: Renata Lucia Bottini. São Paulo: Editora Senac São Paulo, 2003. 379p.

MEA - Millennium Ecosystem Assessment. **Relatório-Síntese da Avaliação Ecológica do Milênio.** 2005. Available in: <http://www.millenniumassessment.org>.

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonsaeca GAB, Kent J (2000) **Biodiversity hotspots for conservation priorities.** *Nature* 403: 853-858.

OLDEMAN, L. R. **The Global Extent of Soil Degradation.** In: Soil Resilience and Sustainable Land Use. Oxon, UK: CAB International, Oxon, UK, 1994.

PAGIOLA, S. 2002. **“Paying for Water Services in Central America: Learning from Costa Rica.”** In S. Pagiola, J. Bishop, and N. Landell-Mills (eds.), *Selling Forest Environmental Services: Market-based Mechanisms for Conservation and Development.* London: Earthscan.

PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E.; PIRES, A. C. R. Aspectos Regionais para a Gestão Biorregional. In BAGER, A (Ed) **Áreas Protegidas: Conservação no Âmbito do Cone Sul.** Universidade Católica de Pelotas. Ed Pallti, Capítulo 8, p, 119 – 131, 2003.

PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E.; PIRES, A. C. R.; MONTOVANI, J. E.; PAESE. **Estratégia “inter situ” de Conservação: Elaboração de Cenários Regionais para a Conservação da Biodiversidade.** In: Anais do V Simpósio de Ecosystemas

Brasileiros: Conservação. Vitória – ES: Universidade Federal do Espírito Santo. Volume I. p. 61-69 , Publicação ACIESP nº 109-1, 2000.

POST – **Parliamentary Office of Science and Technology. Ecosystem Services.** Post Note, nº281. Disponível em [HTTP://www.parliament.uk/documents/upload/postpn281.pdf](http://www.parliament.uk/documents/upload/postpn281.pdf)>. Acesso em 15 julho 2007.

Ribeiro, MC. ., 2009. **Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation.** Biological Conservation, 142: 1141-1153.

SEMA, 2004. **Plano de Manejo da APA do Pratigi.** Secretaria Estadual de Meio Ambiente do Estado da Bahia, Itubérá, 2004.

Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC: Lei 9.985, de 18 de julho de 2000. Brasília: MMA/SBF.

TONHASCA JÚNIOR, A. **Os serviços ecológicos da mata atlântica.** Opinião. Ciência Hoje. 35 (205): 64-67. 2004.

TONHASCA JUNIOR, A. **Ecologia e história natural da Mata Atlântica.** Rio de Janeiro: Interciência, 2005.

VIANA, V. M., MENDES, J. C. **Conservação da Biodiversidade em Paisagens Fragmentadas: O Caso da Bacia do Corumbataí.** Rio Claro – SP: Revista Holos – Edição Especial, p. 92-98. 1999.

CAPÍTULO 2

INDICADORES AMBIENTAIS, AVALIAÇÃO E ESPACIALIZAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO JULIANA

2.1 INTRODUÇÃO

Este capítulo aborda a aplicação de indicadores ambientais na avaliação de serviços ecossistêmicos atrelados a manutenção da biodiversidade, a produção e conservação dos recursos hídricos e ao sequestro e estocagem de carbono pelos fragmentos florestais.

As atividades humanas causam inúmeros impactos sobre os ecossistemas, as consequências desses impactos ganham cada vez mais destaque e importância no cenário global. Esse fato advém da constatação da finitude dos recursos naturais e as evidências da influência humana nas alterações climáticas em curso. Essas constatações são instrumentos com os quais várias organizações governamentais e não governamentais vêm tentando sensibilizar governos e sociedades de todos os continentes para a necessidade de uma mudança substancial de postura frente ao ambiente e ao uso dos recursos naturais (Ribeiro, Mello, Costa e Rocha, 2010).

Processos de fragmentação florestal, perda de habitat, efeito de borda e grau de isolamento são fenômenos causados pela ação humana, e que podem ser evidenciados e medidos por métricas de paisagem. Laurance et al. (2001) relata que esses impactos nos ecossistemas florestais resultam em diminuição da biodiversidade e contribuem para o surgimento de ilhas de florestas isoladas. Bononi (2004) e Lang & Blaschke (2009) afirmam que a manutenção desses remanescentes florestais é de extrema importância, uma vez que suas condições ecológicas interferem nos índices de poluição do ar, conforto térmico e refúgio para fauna e flora.

A avaliação das consequências dessas atividades nos ecossistemas pode ser expressa através dos dados de uso da terra, cobertura florestal e de alterações na

estrutura da paisagem, através de indicadores que avaliam e evidenciam graus de perturbação e modificação nas estruturas naturais da paisagem (Carrão, 2002). É importante referir que, as unidades de paisagem são normalmente caracterizadas pelo tipo de uso da terra (composição) e como estes estão distribuídos na paisagem (configuração), embora a ocupação e o uso da terra dependam em parte, de determinadas propriedades biofísicas, tais como a geologia, geomorfologia, pedologia e o clima. Na última década, diversos autores reconheceram e afirmaram que o estudo e avaliação da estrutura da paisagem, por aplicação de indicadores ambientais e análise espacial é, talvez, o método de maior eficácia para a avaliação das condições ecológicas locais e regionais (Turner, 1989; O'Neill . 1994).

Durante as três últimas décadas a Bacia do Rio Juliana passou por transformações marcantes na sua estrutura ambiental, o advento e a consolidação de plantios de grandes áreas de seringais, a crise da lavoura do cacau e a ocupação de terras públicas por posseiros, caracterizada por minifúndios, levaram a perda de importantes áreas florestais e a um processo de fragmentação desses habitats, conforme evidenciado na figura 7.

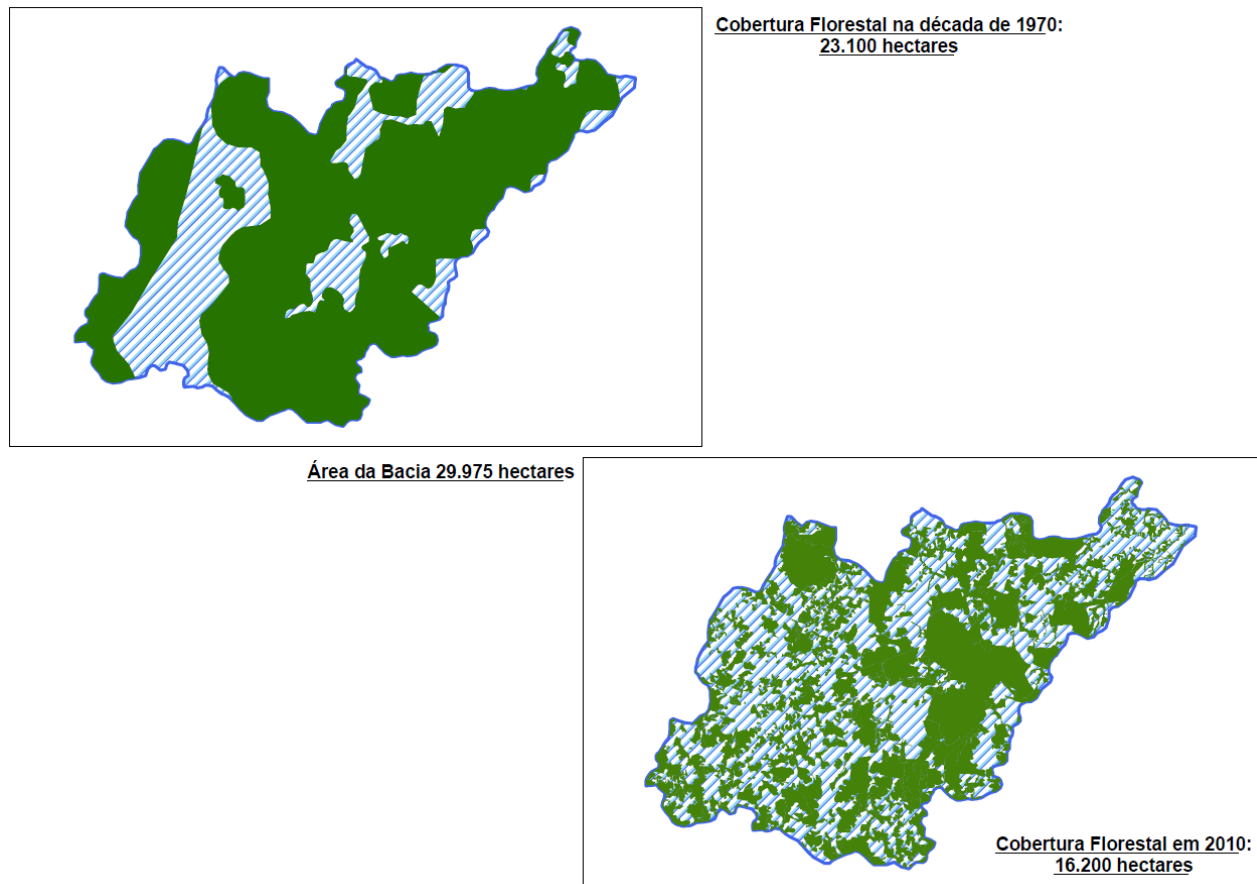


Figura 7: Cobertura Florestal na Baicía Hidrográfica do Rio Juliana – OCT, 2011.

Segundo os mesmos autores citados acima, o conteúdo dessa mudança é objeto de inúmeros debates e, por isso, terreno de divergências e convergências. Entre as convergências está o fato de que o modelo de desenvolvimento econômico adotado é inadequado para a manutenção de padrões ambientais viáveis para a manutenção de serviços ecossistêmicos imprescindíveis para a sobrevivência da nossa própria espécie. Essa é uma das principais constatações que justificam a adoção de mudanças no sistema econômico e social até então adotado.

A perda de serviços ecossistêmicos e a redução dos habitats naturais apresentam duas dimensões distintas. A primeira, diz respeito à fragmentação de ecossistemas florestais, pressupondo seu isolamento e a alteração na forma dos fragmentos restantes, a segunda, trata efetivamente da perda de área (Primack 2002). Segundo Porto (2011), o conhecimento da dinâmica e dos processos que atuam na paisagem são fundamentais para a compreensão dos processos de fragmentação florestal, ou

seja, é necessário compreender os efeitos das ações antrópicas na estrutura da paisagem analisada e no funcionamento dos ecossistemas.

Segundo Basile (2006) o tamanho do fragmento tem influência direta na capacidade de suprir as necessidades de habitat das espécies que a utilizam, relacionando-se também à variabilidade genética destas comunidades. Índices de forma indicam o estado de vulnerabilidade do fragmento a influência dos fatores exógenos, ou seja, está relacionado à intensidade do efeito de borda. A área nuclear indica a partir de uma distância linear da borda para dentro do fragmento, o quanto de área central (core) está ecologicamente protegido dos efeitos de borda. E o grau de isolamento mostra o quanto o fragmento é capaz de manter a diversidade biológica através do intercâmbio genético entre os fragmentos vizinhos.

O tamanho do fragmento florestal, sua forma, grau de isolamento, paisagem do entorno e histórico de degradação, afetam a sua dinâmica biológica, relacionando-se com a natalidade e mortalidade de plantas e animais. (Viana, 1992).

A teoria de Biogeografia de Ilhas (MacArthur e Wilson, 1963; 1967), apresenta uma relação direta entre a área de uma ilha e o número de espécies presentes. Essa relação pode e é utilizada para estudar os efeitos da fragmentação florestal na biodiversidade. Através da fórmula " $S=CAz$ " essa relação é expressa. *Nesta fórmula "S" é o número de espécies, "A" é o tamanho da área, "C" e "z" são parâmetros que dependem, entre outros fatores, do grupo taxonômico considerado e da região biogeográfica* (Ditt, 2002, pag. 16).

Dentre as hipóteses utilizadas para comparar e descrever a relação espécie área, as principais encontradas são citadas por Shafer (1990). Segundo o autor a primeira delas é que o número de espécies deve aumentar com a área, porque se pressupõe que normalmente áreas maiores contêm mais habitats. A segunda hipótese relata que em áreas maiores, populações de cada espécie que ali habitam também são maiores, fato que diminui a chance de extinção dessas espécies, por estocasticidades ambientais e demográficas. A terceira hipótese relata que cada local contém apenas uma porção de uma comunidade maior e quanto menor é esse local, espera-se que menos indivíduos nele habitam. (Ditt, 2002).

No que tange ao funcionamento de um ecossistema florestal, as constantes interações que ocorrem nele incluem a transferência de energia, ciclagem de nutrientes, regulação de gás, regulação climática e do ciclo hidrológico. Essas interações podem ser definidas como funções ecossistêmicas e o entendimento de sua dinâmica requer um amplo esforço de mapeamento e avaliação. (Daly; Farley, 2004). Essas funções, consideradas como uma subclasse dos processos ecológicos e das estruturas contidas num ecossistema (De Groot, 2002), criam um mecanismo sistêmico dentro dos ecossistemas, instituindo um todo maior que o somatório das partes (Andrade e Romeiro, 2009).

Contribuindo com a assertiva acima, Andrade e Romeiro destacam que o conceito de funções ecossistêmicas é relevante no sentido de que por meio delas se dá a geração dos chamados serviços ecossistêmicos, que são os benefícios diretos e indiretos obtidos pelo homem a partir dos ecossistemas. Dentre eles pode-se citar a provisão de alimentos, a regulação climática, a formação do solo, etc. (Daily, 1997; Costanza., 1997; De Groot ., 2002; MA, 2003). O conceito de serviços ecossistêmicos é de uso bem recente, sua primeira utilização só aparece no final da década de 60 (King, 1966; Helliwell, 1969), como relata Andrade e Romeiro (2009).

A importância dos ecossistemas está na funcionalidade dos elementos e das funções que o compõem (Keddy & Lee 1993). De forma direta os elementos são as espécies animais e vegetais e as funções são os mecanismos responsáveis pela sustentação das espécies. De Groot, (2002) descreve que quando essas funções resultam em benefícios diretos ou indiretos para os seres humanos elas passam a ser caracterizadas como serviços ecossistêmicos. Constanza (1997) assinala que estimativas sugerem que os serviços dos ecossistemas a nível global, gerem cerca de U\$ 33 trilhões de dólares ao ano. Uma das funcionalidades do uso do termo “serviços ecossistêmicos” assenta na estratégia de conservação da biodiversidade (De Marco & Coelho 2003), pois segundo os autores, facilita a aceitação da legislação ambiental e da normatização de ações visando a manutenção desses serviços.

Os remanescentes florestais de Mata Atlântica formam importantes sumidouros de carbono, resguardam importantes zonas produtoras de água e abrigam incomparável

biodiversidade. Seus ecossistemas prestam serviços ecossistêmicos de extrema importância para a maior parte da população brasileira.

A organização *Conservation International* – CI inclui a Mata Atlântica nas trinta e quatro regiões do planeta consideradas “*Hot spots*” as mais importantes do mundo em termos de biodiversidade e grau de ameaça. A título de exemplo, foram identificadas num único hectare no Sul do Estado da Bahia 450 espécies diferentes de árvores.

Uma das ferramentas mais importantes e atualmente utilizadas no mapeamento, análise e conhecimento das funções de um ecossistema e dos serviços gerados nele surgiu com o advento das tecnologias de sensoriamento remoto e de geoprocessamento. Esse arcabouço instrumental e tecnológico tornou possível avaliar a interação entre os diferentes elementos que compõe o mosaico da paisagem, suas estruturas e relações, levando em consideração aspectos como a forma, distribuição espacial e os processos ecológicos envolvidos, o que possibilita verificar as causas e consequências da heterogeneidade espacial ao longo de uma classe de escalas espaço-temporal.

Os Sistemas de Informação Geográfica – SIG, apoiados em imagens obtidas por satélites e radares são ferramentas poderosas para obtenção e manuseio de informações ambientais. Esse instrumental permitiu novas formas de relacionamento do pesquisador com os dados ambientais, o que segundo Xavier da Silva, 2001 pode ser denominado de uma nova semiótica, isto é, uma nova forma de dirigir, através de sinalizações convencionadas, a transformação de dados em informação.

Segundo Carrão (2002), a análise espacial em ambiente de sistemas de informação geográfica aprimora e facilita a exploração de relações e propriedades dos dados de uma paisagem ou território, tendo em conta a localização espacial do fenômeno em estudo. A modelação geográfica, mais do que constituir um ambiente de representação de conhecimento espacial pode estabelecer-se como um método de procura de regularidades e padrões, sustentando uma atitude de explicação, previsão e replicabilidade frequentemente associada à abordagem científica (Neves, 2006).

2.2 Serviços Ecossistêmicos

A Organização das Nações Unidas, no trabalho intitulado “Avaliação Ecossistêmica do Milênio (Millennium Ecosystem Assessment)”, define serviços ecossistêmicos como sendo os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas. Entre os quais se incluem, serviços de provisões como alimentos e água, serviços de regulação como controle de enchentes e pragas, proteção de encostas e serviços de suporte como o ciclo de nutrientes que mantém as condições para a vida na Terra e serviços culturais como espirituais, recreativos e contemplativos.

Sintetizando o conceito descrito acima, Toledo 2005, classifica serviços ecossistêmicos como aqueles providos pelos sistemas naturais, dos quais o ser humano se apropria se beneficia ou consome.

Tabela 6. Lista de serviços conforme a Avaliação Ecossistêmica do Milênio em 2005.

Serviços de suporte

Formação de solo;

Ciclagem de nutrientes;

Produção primária.

Serviços de Abastecimento

Água doce;

Alimentos e Fibras;

Recursos Genéticos;

Combustível;

Recursos Ornamentais;

Produtos bioquímicos, medicamentos naturais e produtos farmacêuticos.

Serviços de Regulação

Regulação climática;

Regulação da água;

Controle de doenças humanas;

Controle biológico;

Controle da erosão do solo;

Purificação da água e tratamento de resíduos;

Manutenção da qualidade do ar;
Proteção contra ondas e tempestades;
Polinização.

Serviços Culturais

Valores Estéticos;
Valores Espirituais;
Valores Educacionais;
Valores de Herança cultural;
Recreação e Ecoturismo;
Relações sociais;
Sentido de pertencer a um lugar;
Inspiração;
Sistemas de informação.

Fonte: Avaliação Ecosistêmica do Milênio, MEA (2003).

Os Serviços Ecosistêmicos e os recursos naturais são elementos fundamentais para o desenvolvimento de qualquer região. No entanto a compatibilização das atividades humanas com o uso adequado e sustentável do ambiente natural é um processo de grande complexidade, sendo um tema que necessita de análise e planejamento, numa perspectiva integrada, levando em consideração horizontes temporais de curto, médio e longo prazo.

O relatório *The Economics of Ecosystem and Biodiversity*, da Convenção sobre Diversidade Biológica (Sukhdev, 2008), cita a economia dos ecossistemas como sendo uma área do conhecimento que visa compreender a dinâmica das mudanças nos ecossistemas, às alterações nos fluxos dos serviços por eles prestados e os impactos últimos sobre o bem-estar humano. Baseia-se no princípio de que a dependência das atividades humanas, sua base econômica, a qualidade de vida e a coesão das sociedades estão intimamente e inevitavelmente dependentes dos serviços gerados pelos ecossistemas. Tal constatação torna urgente o estudo da dinâmica de geração dos serviços ecosistêmicos e de suas interações com as diversas variáveis antrópicas que implicam em modificações nos ecossistemas. É fundamental conhecer o modo como fenômenos antrópicos, como o crescimento econômico e populacional, afetam a

capacidade dos ecossistemas gerarem seus inúmeros serviços que são imprescindíveis a todas as formas de vida na Terra (Andrade e Romeiro, 2009).

Conduzida entre 2001 e 2005 e decorrente de uma parceria entre diversas instituições internacionais com o suporte de vários governos, a Avaliação Ecosistêmica do Milênio teve como foco fornecer bases científicas para a gestão sustentável dos ecossistemas, visando permitir que a provisão contínua dos serviços por eles gerados não será interrompida pela expansão das atividades humanas e crescimento populacional. Segundo Andrade e Romeiro, citados acima, *“esse esforço único de sistematização das informações relativas aos serviços ecossistêmicos e sua contribuição para o bem-estar humano demonstra o fato de que a comunidade internacional reconhece a necessidade e a urgência de se tomarem medidas inovadoras no sentido de proteger os ecossistemas, dosando a sua preservação com os objetivos de desenvolvimento econômico”*.

Como um primeiro passo na adoção de ações e medidas políticas para gestão sustentável dos ecossistemas e dos serviços por eles gerados está o incremento do conhecimento científico sobre a dinâmica ecológica e os processos funcionais decorrentes das complexidades que envolvem os ecossistemas (Bennet, 2005).

2.3 Indicadores Ambientais

Os fenômenos naturais fazem parte de uma complexa e dinâmica interação, que implicam em uma noção dinâmica das relações que ocorrem entre os elementos naturais que compõem o ambiente terrestre. Sua interpretação assenta-se na busca de mecanismos dinâmicos, o que implica na formulação de conceitos que visam elementos de equilíbrio e regularidade (Neves, 1996).

Para dar apoio a interpretação dos fenômenos naturais, a identificação e avaliação dos processos ecológicos necessitam da definição de indicadores dirigidos aos vários elementos envolvidos. Um indicador é uma estatística ou medição que se relaciona com uma condição, mudança de qualidade ou mudança no estado de algo que se pretende avaliar, fornecendo informação e descrevendo o estado de um fenômeno (<http://tejo.dcea.fct.unl.pt/riaformosa/gai.htm>, 2000).

“Segundo OTT (1978), um indicador é um meio encontrado para reduzir uma ampla quantidade de dados à sua forma mais simples, retendo o significado essencial do que está sendo perguntado sobre o dado” (Junior e Müller, pag. 107).

A Organização de Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE, 1993) propõe a seguinte definição de indicador: “parâmetro ou valor calculado a partir de parâmetros dando indicações ou descrevendo o estado de um fenômeno do meio ambiente ou de uma zona geográfica, que tenha alcance superior à informação diretamente dada pelo valor do parâmetro”.

Segundo a European Environment Agency – EEA 1999 existem muitas definições acerca do que é ou do que deverá ser um indicador. O conceito e o foco de um indicador é ainda confuso e deverá ser diferenciado dos conceitos de parâmetros e do de índices.

Pelas definições apresentadas podemos postular que os parâmetros são a base para a formulação de um indicador, providenciando dados para a sua estruturação. Carrão (2002) cita que os índices resultam de uma coleção de indicadores combinados matematicamente. E complementa relatando que em termos gerais um indicador deriva de um conjunto de dados e valores mensuráveis e observáveis, e pode definir-se como um parâmetro que providencia informação acerca de um fenômeno. É, portanto, uma

medida do seu estado e evolução, capaz de resumir as características de um sistema ou de exaltar um fenômeno específico ocorrente nesse sistema (IISD, 2000).

A incorporação dos impactos e externalidades ocasionados pelo desenvolvimento econômico da sociedade trazem à tona a necessidade de produção de indicadores que meçam e estimem esses impactos e seus efeitos deletérios ou positivos.

Ademais, a importância dos indicadores ambientais está associada à sua utilização como instrumento de planejamento e gestão dos espaços urbanos e rurais, servindo para o melhor aproveitamento dos recursos naturais e também como medida preventiva de degradação ambiental e de consequentes prejuízos econômicos para sua reparação.

Dado o contexto apresentado, surge no mundo diferentes formas e tentativas de padronização de uma metodologia visando a elaboração de indicadores ambientais. CLAUDE e PIZARRO, (1996) relatam que os diversos critérios de escolha dos indicadores devem levar em consideração os seguintes elementos:

1. A realidade ecológica e o uso dos recursos naturais de uma determinada região deverão ser o pré-requisito básico para a escolha dos indicadores, pois deve representar de modo criterioso, a situação do ambiente avaliado e das pressões exercidas sobre ele;
2. Os indicadores devem estar baseados em parâmetros fáceis de coletar e recoletar;
3. Devem ser sensíveis a mudanças espaciais e temporais.

A partir dos critérios acima expostos, os autores citados estabeleceram que um indicador ambiental deva ter três funções básicas:

1. Permitir o conhecimento da situação ecológica de um determinado local, observando sua evolução espaço-temporal;
2. Permitir comparações e criar tipologias (padrões/grupos);
3. Subsidiar a tomada de decisões futuras e a elaboração de estratégias.

Os métodos quantitativos ou indicadores utilizados para estabelecer uma ligação entre os processos ecológicos e a estrutura da paisagem foram designados por *índices de estrutura da paisagem* (O'Neill . 1988; Turner . 1989; Gustafson e Parker, 1992; Li e Reynolds, 1993; O'Neill . 1996; Gustafson, 1998), *métricas de paisagem* (Wickham e Riitters, 1995; Riitters . 1995; McGarigal e Marks, 1995; Frohn, 1998; Eiden . 2000; Eiden . 2000a) ou *indicadores da paisagem* (O'Neill . 1994; Kepner . 1995; EEA, 1999, 2000; Gallego . 2000; Steenmans e Pinborg, 2000).

2.4 Metodologia

Neste item, está descrito a forma como se procedeu a análise da área de estudo, a estruturação e as características técnicas dos indicadores selecionados para a avaliação dos serviços ecossistêmicos e a identificação e mapeamentos das áreas prioritárias para conservação e restauração.

A sequência de atividades utilizadas para este trabalho foi organizada em cinco etapas, descritas a seguir:

- ✓ **Levantamento e Sistematização das informações:** constituiu no levantamento e na seleção de informações e dados cartográficos disponíveis sobre a Bacia do Rio Juliana e passíveis de utilização na elaboração dos indicadores ambientais e na avaliação de serviços ecossistêmicos. Os dados disponíveis e/ou produzidos para a pesquisa foram sistematizados em um banco de dados georreferenciados e gerados em três formas de processamento: armazenamento e ou conversão de dados digitalizados; digitalização de cartas temáticas existentes; interpretação a partir de sensoriamento remoto (fotos aéreas e imagens de satélite);
- ✓ **Definição dos Indicadores Ambientais e das informações geradas:** os indicadores definidos foram elaborados a partir da seleção, quantificação e cruzamento de parâmetros físico-ambientais;
- ✓ **Avaliação de Serviços Ecossistêmicos:** A avaliação utilizada na seleção e na localização das áreas drenadas pelo Rio Juliana que são relevantes para geração e manutenção de serviços ecossistêmicos, como sequestro de carbono, biodiversidade, água; onde esses serviços estão mais comprometidos; e quais áreas a restauração florestal acarretará em mais benefícios para a proteção, a qualidade e a regularidade dos serviços;

- ✓ **Análise ambiental e Mapeamento das Áreas Prioritárias para Conservação e Restauração:** nesta etapa foram feitos a integração e o cruzamento dos indicadores selecionados para posterior análise ambiental e mapeamento das áreas;
- ✓ **Disponibilização dos resultados:** os resultados obtidos estão disponíveis e em utilização no Banco de Dados da OCT, onde nortearão os trabalhos de formação e implementação de programas de pagamento por serviços ambientais, Corredores Ecológicos, restauração florestal, zoneamento agroecológico, planejamento da infra-estrutura existente e em criação, apoio as prefeituras do Consórcio Intermunicipal da APA do Pratigi e na gestão da bacia hidrográfica e de unidades de conservação presentes na região.

2.4.1 Procedimentos

Neste item, são descritos os processos metodológicos fundamentais para a concepção e desenvolvimento das metodologias aplicadas no trabalho, para o cálculo dos indicadores selecionados, e da metodologia para a avaliação dos serviços ecossistêmicos.

2.4.2 Levantamento e Sistematização das informações

Para o desenvolvimento do trabalho, foi construída uma base cartográfica digital da área de estudo a partir de banco de dados existentes da Organização de Conservação de Terras, da Superintendência de Assuntos Econômicos e Sociais da Bahia – SEI e do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. A partir das bases de dados citadas foram gerados planos de informação sobre os temas: geologia, geomorfologia (declividade, modelo de elevação e índice de dissecação do relevo), pedologia, hidrografia e área de drenagem e uso e cobertura dos solos. A técnica de

geoprocessamento permitiu o tratamento dos dados, desde a sua entrada, passando pela edição, armazenamento e análises ambientais.

Foram utilizados os seguintes materiais, programas e equipamentos: Documentação cartográfica (modelos planialtimétricos e mapas existentes em escalas que variaram de 1:25.000 a 1:1.000.000); Produtos de sensores remotos; Dados altimétricos do sensor ASTER – Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer com 30 metros de resolução espacial, cenas do satélite Rapid EYE de março de 2010, com resolução espacial de 5 metros e do satélite SPOT V datadas de janeiro de 2007 com resolução espacial de 5 metros; Dados bibliográficos e Programas (SIG, CAD, editores gráficos).

2.4.2.1 Obtenção e Geração dos Dados Espaciais

Geologia

Os dados referentes ao tema geologia foram gerados a partir da segmentação e recortes dos vetores do tema importado da Base Estadual SEI, com escala de 1:1.000.000, em seguida os mesmo foram convertidos para o formato matricial com resolução espacial de 90 metros.

Geomorfologia

A obtenção e espacialização dos dados referentes ao tema geomorfologia foram extraídos de modelos de morfometria obtidos a partir da geração de um Modelo Digital de Elevação - MDE, gerado através do DEM ASTER, utilizando-se o método da Krigagem para interpolação dos pontos X, Y e Z extraídos através de perfis topográficos no programa Global Mapper 9.0.

O método da krigagem compreende um conjunto de técnicas geoestatísticas de ajuste usadas para aproximar dados pelo princípio que: fixado um ponto no espaço, os pontos no seu entorno são mais relevantes do que os mais afastados. Isto pressupõe a

existência de dependência entre os dados, exigindo saber até onde espacialmente esta correlação importa (ISAAKS e SRIVASTAVA, 1989).

Com os dados de morfometria foram gerados modelos de amplitude do relevo, declividade e grau de dissecação do relevo com resoluções espacial de 30 metros.

A amplitude de relevo constitui-se na diferença entre o maior e o menor valor altimétrico da Bacia Hidrográfica do Rio Juliana. O dicionário Geológico – Geomorfológico (Guerra e Guerra, 2001), define que a amplitude do relevo “*representa a diferença entre os pontos mais altos e os mais baixos, considerada em função de um nível relativo e não do nível do mar.*”

Segundo o Manual Técnico de Geomorfologia elaborado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE em 2009, os modelados de dissecação são os que ocorrem de forma mais generalizada na paisagem brasileira, sendo caracterizados como dissecados homogêneos, dissecados estruturais e dissecados em ravinas, a dissecação ocorre pelo trabalho dos agentes erosivos na paisagem. A dissecação homogênea e estrutural são definidas pela forma dos topos e pelo aprofundamento e densidade da drenagem. Nos diversos estudos realizados sobre modelos de dissecação do relevo é constatado que, além das formas dos topos, de dados morfométricos da densidade e do aprofundamento da drenagem. A declividade também apresenta-se como um dado essencial, e largamente utilizada na identificação e caracterização de unidades geomorfológicas (IBGE, 2009).

Pedologia

A caracterização pedológica da área de estudo foi extraída a partir de dados vetoriais obtidos na Base SEI na escala de 1:250.000, em seguida os dados foram segmentados, recortados e transformados em formato matricial com resolução espacial de 90 metros.

Hidrografia e Área de Drenagem

Para a delimitação das áreas de análise na Bacia Hidrográfica do Rio Juliana foram geradas a rede de drenagem, o limite do divisor da bacia (Linha de Cumeada) e

vinte e três micro-bacias, tomando-se como base a hierarquia da rede de drenagem modelada através da função “*Hidrology*” do programa ArcGis 9.3, onde foram segmentados os canais de primeira ordem. Os dados de drenagem foram extraídos do modelo digital de elevação gerado conforme descrito anteriormente.

Conforme descrito em IBGE, (2009) a linha de cumeada é uma forma de relevo alongada, resultante da interseção de vertentes de forte declividade, geralmente constituindo a direção geral de estruturas tectogênicas, formando grandes alinhamentos, em terrenos sujeitos a forte deformação. Pode, também, representar estruturas primárias no caso de rochas ígneas plutônicas, de abrangência local com tendências a formar feições circulares ou elípticas.

Uso e Ocupação da Terra

Com base nos dados coletados em campo com auxílio de aparelhos GPS da Garmin (Acurácia de 10m) e Trimble Juno (Acurácia de 2m) e da interpretação das cenas dos satélites Rapid EYE e Spot V foi elaborado o mapa de uso da terra da Bacia do Rio Juliana. A partir dos padrões espectrais, forma e textura das imagens e o apoio de pontos de controle coletados em campo foram vetorizados os polígonos referentes aos diversos tipos de uso e ocupação do solo. O mapeamento foi realizado na escala de 1:15.000 e foram segmentadas em oito classes de uso (tabela 07).

Tabela 7: Classes de Uso da Terra

1	Floresta Estádio Médio a Avançado
2	Floresta Estádio Inicial a Médio
3	Floresta Estádio Inicial
4	Lavoura Permanente
5	Lavoura Temporária
6	Pasto

7	Lagos
8	Brejos

Para a definição das classes de uso da terra como as lavouras permanentes e temporárias foi utilizado o Manual Técnico de Uso da Terra do IBGE (2006).

A definição das categorias florestais em estádios de conservação foi realizada pelo método de interpretação visual, e como dita anteriormente, auxiliada com coordenadas obtidas em levantamentos de campo. Foram levados em consideração aspectos de cor, tonalidade e textura, com a imagem Rapid EYE sendo classificada na composição RGB, bandas 2, 4 e 3.

Lavoura temporária: cultura de plantas de curta ou média duração, geralmente com ciclo vegetativo inferior ou igual a um ano, que após a produção deixa o terreno disponível para novo plantio. Dentre as culturas destacam-se as de cereais, tubérculos e hortaliças. Incluem ainda as plantas hortícolas, floríferas, medicinais, aromáticas e condimentares de pequeno porte, que muitas vezes são cultivadas em estruturas como estufas, ripados e telados. Outras lavouras semipermanentes como a cana-de-açúcar, mandioca, e banana, bem como as culturas de algumas forrageiras destinadas ao corte, também estão incluídas nessa categoria.

Lavoura permanente: cultura de ciclo longo que permite colheitas sucessivas, sem necessidade de novo plantio a cada ano. Nessa categoria, estão as espécies frutíferas como laranjeiras, cajueiros, coqueiros, macieiras e as de espécies como cafeeiros, seringueiras e cacauzeiros, em sistemas que combinam ou não culturas agrícolas com florestas.

Pluviosidade

Os dados relativos aos índices pluviométricos foram coletados a partir dos dados disponíveis na Superintendência de Assuntos Econômicos e Sociais da Bahia. Os dados vetoriais com os índices pluviométricos foram segmentados para a área de estudo, com base nesses vetores foi criado um arquivo de dados matricial representando as médias pluviométricas com resolução espacial de 5 metros.

A variação da pluviosidade na área de estudo segundo os dados da SEI varia de 2.200 na foz até 1.600 nas cabeceiras da rede de drenagem.

Áreas Elegíveis para Projetos de Carbono

Foram utilizados dados levantados pela OCT em 2011 de mapeamento de áreas elegíveis para projetos de carbono florestal com base na metodologia do mercado voluntário. Os dados foram adquiridos com base em cenas do satélite Landsat V de 1999 e 2010, utilizando o programa CarbonoGeo (TNC, 2010).

Uma área é considerada elegível, quando o pixel da cena do satélite da data mais antiga esteja classificada como sem cobertura de vegetação, assim como na imagem mais recente, esta classe precisa prevalecer. O protocolo VCS, utilizado neste trabalho para definir a elegibilidade de uma determinada área na Bacia do Rio Juliana define que os pixels elegíveis serão aqueles que apresentarem a classe desmatada para as imagens de 1999 e 2010.

O programa CarbonoGeo utiliza uma série de filtros para reduzir a complexidade das informações de forma a reduzir as bandas das imagens de satélite em componentes. A partir da geração das imagens de Brilho, Umidade e NDVI das imagens de satélite é feito a identificação dessas áreas com a seleção através da aplicação de limiares. Para o presente estudo feito a sobreposição entre elas, com os limiares determinados, foi gerado a imagem com a área potencial desmatada, o mesmo procedimento foi replicado para a imagem seguinte, de forma a obter duas imagens de áreas desmatadas de diferentes datas. A sobreposição entre esses dois resultados indica os locais elegíveis para implementação de projetos de carbono.

Densidade de Nascentes

Os dados de densidade de nascente utilizados no estudo foram levantados em mapeamentos e modelagens realizados pelo IBIO – Instituto Bioatlântica e pela OCT em 2011. Os levantamentos foram realizados na escala de 1:100.000 utilizando hexágonos de 200 ha.

A metodologia utilizada para obtenção das densidades de nascentes segue os seguintes procedimentos: preparação dos dados:

1. o arquivo raster de drenagem foi vetorizado, transformando-se no arquivo shapefile “drenagem.shp”. Nesse arquivo foi feito um filtro e foram retiradas as linhas geradas nas áreas da baixada, onde as linhas encontravam-se agrupadas e em grande número. Esse arquivo foi nomeado “drenagem_filtro.shp”.
2. A partir desse arquivo foram plotadas as nascentes com a ferramenta *shapes to centroids* do X-Tools que gera pontos a partir de arquivos de linhas. O arquivo resultante precisou passar por um filtro já que essa ferramenta gera muitos erros principalmente porque algumas linhas não são totalmente unidas, fazendo com que alguns pontos sejam lançados no meio do segmento da drenagem, por exemplo, ou seja, onde não seria de fato uma nascente. O arquivo resultante desse procedimento de filtro foi denominado “nascentes_APA_DEM.shp”.
3. Com base na análise visual da distribuição das nascentes na área de abrangência, foi definida as unidades de paisagem. Estas unidades foram geradas a partir da ferramenta Pacht Analyst que cria hexágonos homogêneos na área de abrangência definida.
4. As nascentes foram calculadas dentro de cada hexágono de forma automática a partir da ferramenta *Spatial Join* do ArcGis e posteriormente foram determinados os intervalos de classe que melhor representassem as nascentes nas unidades de paisagem de forma a direcionar a priorização de ações em algumas áreas.

2.4.3 Indicadores Ambientais

A definição de indicadores ambientais e a avaliação de serviços ecossistêmicos na Bacia Hidrográfica do Rio Juliana envolveu uma série de procedimentos metodológicos, utilizando o geoprocessamento e a geoestatística através de softwares como o ArcGis, Global Mapper, Surfer, associada à análise ambiental. Os indicadores foram construídos a partir de variáveis primárias ou decorrentes da agregação dos dados primários para escalas locais e regionais.

O desenvolvimento do sistema com base numa metodologia de SIG deve-se às potencialidades e facilidade de aplicação dessa ferramenta, quer no planejamento ambiental, quer na modelagem territorial. Segundo NEVES (1996), essa aplicação atribuirá ao sistema em causa, mutabilidade de combinações, capacidades gráficas e potencialidades analíticas.

De maneira geral, a aplicação dos indicadores ambientais como informações temporais e espaciais para o planejamento regional esteve incorporada por uma orientação técnica e de gestão voltada à valorização de atributos, como a manutenção da diversidade biológica, a diversidade paisagística, a manutenção dos ciclos hidrológicos, a utilização sustentada dos recursos naturais e outros fatores relacionados à manutenção e qualidade dos serviços ecossistêmicos. Para tanto, os indicadores tiveram que atender às seguintes expectativas, que nortearam a dinâmica da pesquisa:

- I. indicadores sobre a pressão antrópica nos recursos naturais;
- II. indicadores sobre o estado de conservação dos recursos naturais (fragmentos florestais, solos, corpos hídricos);
- III. indicadores sobre vulnerabilidade ambiental.

Os indicadores ambientais foram desenvolvidos buscando enfoques ambientais e de pressões antrópicas sobre os ecossistemas. O foco foi à produção de indicadores

que retratassem e espacializassem as variáveis físico-ambientais e as pressões exercidas sobre o ambiente. Foi elencado dois indicadores primários; métricas de paisagem para fragmentos florestais e índice de transformação antrópica, e um indicador composto, que resultou da sobreposição de duas ou mais variáveis; vulnerabilidade a erosão (ecodinâmica).

Tabela 8: Indicadores Ambientais

Indicadores	Unidades de Análise
Métricas de Paisagem	Fragmentos Florestais
Índice de Transformação Antrópica	Uso da terra
Vulnerabilidade a Erosão (Ecodinâmica)	Relevo, Clima, uso da terra, Solos e Geologia

2.4.3.1 Remanescentes Florestais (Métricas de Paisagens)

Para avaliar a composição, estado e como os fragmentos florestais cumprem funções relevantes para a manutenção dos serviços ecossistêmicos ligados a biodiversidade e ao ciclo do carbono foram utilizados como indicador de avaliação as métricas de paisagem.

Medidas quantitativas de como as paisagens se compõem ou se configuram, ou métricas de paisagem, permitem, dentro de um determinado contexto de avaliação e classificação, descrever através de indicadores numéricos, componentes de paisagem e a processos dentro da paisagem que afetam a dinâmica ambiental, podendo levar a degradação antrópica ou a manutenção de um estado de equilíbrio dinâmico.

Couto, (2004) mostra que as métricas da paisagem podem ser definidas em três níveis:

- Métricas ao nível da mancha: são definidas para manchas individuais e caracterizam espacialmente a configuração e o contexto das manchas;
- Métricas ao nível da classe: são integradas em relação a todas as manchas de um dado tipo;
- Métricas ao nível da paisagem: são integradas em relação a todos os tipos de mancha ou classes em relação a toda a paisagem.

Especificamente para este trabalho foram utilizadas as métricas ao nível de manchas e classe.

Os efeitos de escala e contexto numa paisagem afetam sobremaneira sua estrutura, e portanto, devem condicionar a quantificação através das métricas utilizadas (Duarte, Guiomar e Neves, 2007).

Os mesmo autores citados acima descrevem que, uma avaliação de métricas de paisagem em diferentes contextos e estruturas de fragmentos florestais, permite criar uma base comparativa dos efeitos de escala e de contexto, que mais do que uma questão de classificação e avaliação da paisagem, constituem um fator determinante na maioria dos processos de análise espacial.

Na primeira fase do processo de análise da paisagem foi gerada uma grade regular hexagonal com área de 30 hectares por unidade (Hexágono) que serviu como unidade básica de análise. A seleção do tamanho de 30 hectares ocorreu após a análise da configuração de hexágonos de 100 ha, 50 ha e 15 ha, sendo que os de 30 ha foram as que apresentaram o melhor arranjo envolvendo fragmentos florestais e o contexto onde os mesmos estão inseridos.

Foi realizada uma avaliação dos fragmentos florestais por meio de diferentes índices descritivos da estrutura da paisagem. Utilizou-se um grupo reduzido de índices descritores da paisagem, como:

- Área: área do fragmento, em hectare;
- Área nuclear de fragmento: área do núcleo do fragmento descontando 50m de efeito de borda;

- Relação área do fragmento / área core: Representam a configuração da paisagem, ainda que não explicitamente vários fenômenos ecológicos se caracterizam pelo tamanho e proporção das bordas em relação aos fragmentos, e a informação sobre as bordas (que pode caracterizar pelo padrão espacial o *efeito de borda*) é, conforme os estudos mais recentes, um importante aspecto estudado pelos investigadores ecológicos;
- Forma do fragmento: O tamanho e forma dos fragmentos de paisagem podem influenciar inúmeros processos ecológicos importantes. Sua forma pode influenciar processos entre fragmentos, como a migração de pequenos mamíferos e a colonização de plantas de médio e grande porte, e pode influenciar as estratégias de fuga de certos animais. Esse índice foi calculado através da soma dos limites dos polígonos dos fragmentos florestais, dividido pela raiz quadrada da área total;
- Maior área nuclear: tamanho da maior área nuclear de um fragmento, descontando 50m de efeito de borda (índice calculado para fragmentos que apresentavam mais de uma área nuclear).
- Índice de proximidade (PROX): este índice é calculado considerando a distância e o tamanho de todos os fragmentos em uma vizinhança de 500 metros a partir da distância da borda do fragmento focal. Esse índice poder ser considerado uma medida de isolamento do fragmento alvo. Os valores deste índice variam de 0, quando não existe nenhum outro fragmento de mesma classe no raio estipulado e aumenta a medida que aumenta a área de fragmentos no entorno e a medida que esses fragmentos se tornam mais próximos ao fragmento alvo.

Após o cálculo das métricas citadas, os resultados obtidos foram utilizados na avaliação dos serviços ecossistêmicos, cuja metodologia está explicitada no item 2.4.5 do presente estudo.

Para o cálculo desses índices, foi usado o levantamento dos fragmentos florestais da bacia obtido através de cenas do satélite Rapid Eye de 2010. Utilizou-se a extensão V-Late do programa ArcGis 9.3 componentes e o programa FragStats 3.3 para calcular os parâmetros relacionados à estrutura da paisagem e de seus componentes.

Com essas métricas buscou-se discorrer sobre a integridade e qualidade dos fragmentos florestais existentes na bacia hidrográfica, a cerca da provisão de serviços ecossistêmicos ligados a biodiversidade e carbono. E como o processo de fragmentação florestal na paisagem incidiu e interferiu na manutenção dos serviços ecossistêmicos citados.

Segundo Basile (2006) o tamanho do fragmento tem influência direta na capacidade de suprir as necessidades de habitat das espécies que a utilizam, relacionando-se também à variabilidade genética destas comunidades. Índices de forma indicam o estado de vulnerabilidade do fragmento a influência dos fatores exógenos, ou seja, está relacionado à intensidade do efeito de borda. A área nuclear indica a partir de uma distância linear da borda para dentro do fragmento, o quanto de área central (core) está ecologicamente protegido dos efeitos de borda. E o grau de isolamento mostra o quanto o fragmento é capaz de manter a diversidade biológica através do intercâmbio genético entre os fragmentos vizinhos.

2.4.3.2 Índice de Transformação Antrópica – ITA

O Índice de Transformação Antrópica - ITA foi desenvolvido por Lèmechev e aplicado em estudos geocológicos com o objetivo de quantificar a pressão antrópica sobre diversas unidades de paisagem, como áreas de proteção ambiental, bacias hidrográficas, parques nacionais e outras áreas protegidas. Diversos autores como Mateo (1984), Vicens (1997), Teixeira (2003), Richter (2004) e Rocha e Cruz (2009) aplicaram essa metodologia em trabalhos que visavam avaliar como a ação humana estava alterando a paisagem tendo o uso da terra como principal meio de avaliação.

Para este trabalho o ITA foi aplicado como indicador ambiental para avaliar a pressão antrópica na Bacia Hidrográfica do Rio Juliana e apoiar junto com os demais indicadores na avaliação dos serviços ecossistêmicos.

O ITA foi calculado a partir dos dados gerados pelo mapeamento de uso da terra e cobertura florestal através da equação:

$$\text{ITA} = \Sigma (\% \text{ USO} * \text{PESO})/100$$

Onde:

uso = área em valores percentuais da classe de uso e cobertura,

peso = peso dado aos diferentes tipos de uso e cobertura quanto ao grau de alteração antrópica. Varia de **1 a 10**; onde **10** indicam **as maiores pressões**.

A cada classe de uso da terra mapeada foi atribuído um valor, ou peso em função do conhecimento que o autor e outros profissionais ligados a temática ambiental possuem sobre as mesmas em relação ao grau de antropização. Para minimização da subjetividade na atribuição de pesos as classes de uso e ocupação do solo, foi elaborada uma planilha contendo as classes mapeadas e distribuída entre 10 pesquisadores e profissionais da área socioambiental (Biologia, Agronomia, Eng. Florestal, Geografia) que atuam na região em análise há mais de 2 anos. Na planilha foi solicitado que os entrevistados apontassem que classe apresenta o maior nível de transformação antrópica, atribuindo valores de 1 a 10. O resultado final dos pesos baseou-se na média aritmética dos valores atribuídos para as classes de uso da terra.

2.4.3.3 Vulnerabilidade a Erosão (Ecodinâmica)

Para obtenção do indicador de vulnerabilidade à erosão, utilizou-se a metodologia proposta por Crepani (2001), desenvolvida com base no conceito da ecodinâmica de Tricart (1977), e Ross (1990 e 1994). A mesma metodologia foi adotada e recomendada pelo Instituto Nacional de Pesquisa Espacial - INPE para Zoneamento Ecológico Econômico – ZEE realizados na Amazônia (INPE 2001). A Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária utilizou a metodologia no ZEE do Estado do Tocantins em 2000.

A escala de vulnerabilidade ambiental a processos morfogenéticos das unidades de paisagem, a partir de sua caracterização morfodinâmica, foi realizada segundo critérios desenvolvidos a partir dos princípios da Ecodinâmica de Tricart (1977). Segundo Tricart o conceito de ecodinâmica indica um modelo de avaliação integrado

das unidades de paisagem, com base no balanço pedogênese/morfogênese propiciando sua classificação quanto ao grau de instabilidade.

A teoria Ecodinâmica assume que as trocas de energia e matéria na natureza se processam em relações de equilíbrio dinâmico (Silveira, Fiori e Fiori, 2005). Dessa forma, as áreas onde prevalecem os processos morfogenéticos caracterizam-se como zonas instáveis, enquanto que as áreas onde predominam processos pedogênéticos são consideradas zonas estáveis, sob a perspectiva da teoria ecodinâmica. Quando ocorre o equilíbrio entre os dois processos (morfogênese / pedogênese), a área ou unidade de paisagem analisada é considerada de estabilidade intermediária (Intergrade). Segundo a teoria Ecodinâmica desenvolvida por Tricart as unidades de paisagem são classificadas em três categorias descritas abaixo:

➤ Meios estáveis:

- cobertura vegetal densa;
- dissecação moderada; e
- ausência de manifestações vulcânicas.

➤ Meios intergrades:

- balanço entre as interferências morfogenéticas e pedogénéticas.

➤ Meios fortemente instáveis:

- condições bioclimáticas agressivas, com ocorrências de variações fortes e irregulares de ventos e chuvas;
- relevo com vigorosa dissecação;
- presença de solos rasos;
- inexistência de cobertura vegetal densa;
- planícies e fundos de vales sujeitos a inundações; e geodinâmica interna intensa.

Na confecção desse indicador foram analisadas as informações e os dados espaciais produzidos sobre a região como geologia, geomorfologia, pedologia, cobertura vegetal, uso da terra e pluviometria.

Em seguida foi realizada a correlação dos planos de informação com os polígonos das unidades de paisagem. Os polígonos foram associados a um banco de dados relacional contendo as classes dos Planos de Informação temáticos e valores, relativos e empíricos de vulnerabilidade a erosão de cada uma dessas classes.

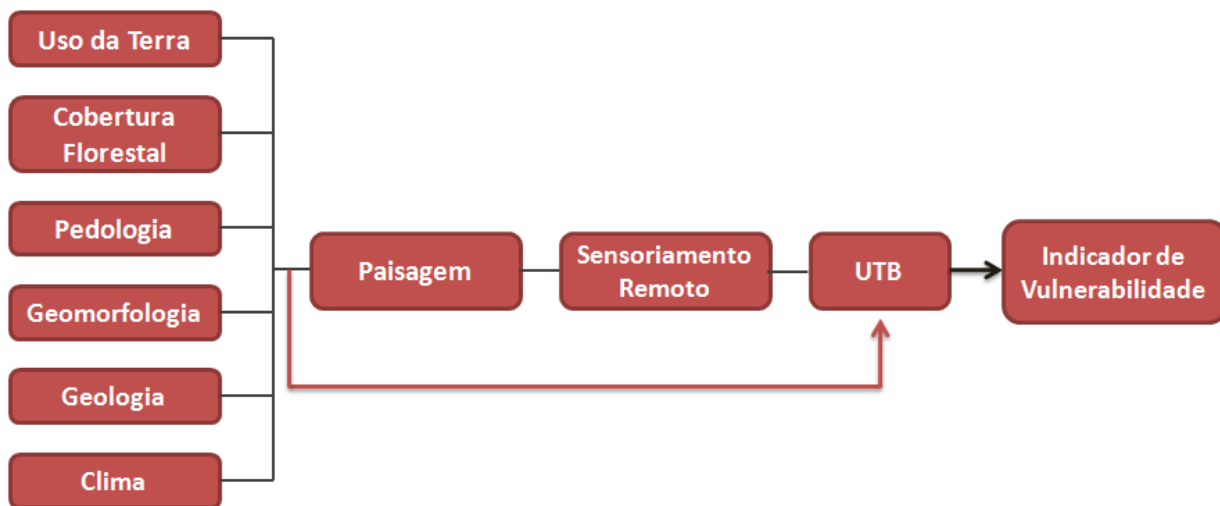


Figura 8: Fluxograma Geral das Unidades Ecodinâmicas (Adaptado de Crepani, 2001)

Posteriormente foram determinados os valores de vulnerabilidade dos temas usando como base os critérios adotados por Crepani (2001).

I - Para geologia: a história da evolução geológica da região e as informações relativas ao grau de coesão das rochas;

II - Para geomorfologia, a análise dos índices morfométricos;

III - Para solos, a maturidade;

IV - Para o uso e cobertura vegetal, a densidade de cobertura vegetal.

Inicialmente, foram gerados um conjunto de regras de ponderação, atribuindo-se pesos numa escala numérica de 1 a 3, a cada classe temática dos dados de entrada, de acordo com Crepani ET. AL. (1996) e descrito abaixo.

Para melhor adaptar a metodologia de construção desse indicador aos pressupostos definidos nesse trabalho, o indicador de vulnerabilidade a erosão foi calculado de duas maneiras. A primeira com os dados de uso da terra integrado as variáveis físicas e geomorfológicas e a segunda onde se considerou somente as variáveis físicas e geomorfológicas. A primeira com os dados de uso da terra integrado as variáveis físicas e geomorfológicas e a segunda onde se considerou somente as variáveis físicas e geomorfológicas.

2.4.3.3.1 Critérios para atribuição de valores na escala de Vulnerabilidade para cada tema: geologia, geomorfologia, solos, uso da terra e clima.

Conforme explicitado em INPE, 2001, a atribuição de valores na escala de vulnerabilidade procurou destacar, em cada um dos temas, os parâmetros que se apresentam como indicadores de categoria morfodinâmica, ou aqueles capazes de influir decisivamente no desenvolvimento dos processos morfodinâmicos.

Geologia – os elementos considerados para atribuição de valores de vulnerabilidade do tema geologia, a partir de informações coletadas em bibliografias, são aqueles relacionados à história de evolução do ambiente geológico onde se insere a unidade da paisagem sob análise, o que permite entender sua origem e tendência futura, e os elementos relativos ao grau de coesão das litologias atribuindo-se valores próximos a 1,0 para áreas estáveis, que são as rochas que apresentam maior grau de coesão para as condições ambientais que estão submetidas, valores intermediários próximos ou ao redor de 2,0 para litologias que apresentam grau de coesão intermediário, e valores próximos a 3,0 para rochas pouco coesas ou resistentes aos processos intempéricos.

Geomorfologia – para este tema, os índices morfométricos: amplitude de relevo, declividade e grau de dissecação, obtidos através de modelagens topográficas da área de estudo, são consideradas para estabelecer o grau de vulnerabilidade. O índice de dissecação está diretamente ligado a porosidade e a permeabilidade do solo e da rocha. Quanto maiores forem os interflúvios menores são os valores atribuídos na escala de vulnerabilidade a erosão da unidade de paisagem recebendo valores próximos a 1,0. Da mesma maneira quanto menores forem os interflúvios, maiores são os valores de vulnerabilidade da unidade de paisagem em questão recebendo valores próximos a 3,0. A intensidade da dissecação do relevo foi obtida a partir de medidas realizadas nos modelos topográficos gerados para a área de estudo da amplitude dos interflúvios (distância entre canais de drenagem), ou da densidade de drenagem (número de canais por unidade de área), parâmetros este inversamente proporcional ao primeiro.

A amplitude altimétrica está relacionada com o aprofundamento dos vales, sendo um indicador do efeito da dissecação na paisagem. Indica a energia potencial para o runoff que é o escoamento superficial. Quanto maior a amplitude altimétrica, maior é a energia potencial existente numa determinada paisagem. Os valores mais altos de amplitude altimétrica estão associados a valores próximos de 3,0 na escala de vulnerabilidade. Por outro lado valores menores de amplitude altimétrica estão associados aos menores valores na escala de vulnerabilidade, aproximando-se de 1,0, traduzindo situações de maior estabilidade na paisagem, onde prevalecem processos pedogenéticos.

A declividade refere-se à inclinação do terreno em relação ao horizonte. A declividade mostra a relação direta na transformação da energia potencial em energia cinética. Os valores próximos de 1,0 na escala de vulnerabilidade estão associados a áreas pouco inclinadas, já os valores próximos de 3,0 foram associados a áreas bastantes declivosas, com declives acima de 35%, prevalecendo processos erosivos da morfogênese (meios intáveis).

Pedologia - as características consideradas para estabelecer a vulnerabilidade do tema pedologia foram a maturidade dos solos ou das associações pedológicas

encontradas na área de estudo. A partir de dados bibliográficos associados à análise dos dados espaciais acerca das associações pedológicas encontradas na área da bacia, foram atribuídos valores, onde as associações pedológicas mais maduras encontradas receberam valores próximos a estabilidade 1,0, os valores intermediários ao redor de 2,0, enquanto os solos com baixo grau de maturidade receberam valores próximos a 3,0 indicando sua alta vulnerabilidade aos processos morfogenéticos.

Uso da terra e Fragmentos florestais - a avaliação da vulnerabilidade a erosão do tema uso da terra e fragmentos florestais foi realizada considerando a densidade da cobertura vegetal. Ela foi obtida no levantamento do uso da terra através da interpretação de imagens orbitais. A densidade da cobertura vegetal de cada unidade de paisagem determina se o valor se aproxima da estabilidade (1,0), se apresenta valores intermediários (2,0), ou, se apresenta baixa densidade, como áreas ocupadas por culturas temporárias como a mandioca, os valores aproximam-se da vulnerabilidade (3,0).

Climatologia - a classificação da vulnerabilidade sobre o tema Climatologia foi obtida através da relação entre os valores extremos da pluviosidade e da duração do período chuvoso onde se localiza a unidade de paisagem analisada. Assim as unidades localizadas em regiões que apresentam menores índices pluviométricos anuais e maior duração para o período chuvoso receberam valores próximos a estabilidade, ou seja, valores próximos a 1,0. Os valores intermediários associam aos valores de vulnerabilidade próximos a 2,0, e as unidades de paisagem localizadas em regiões de maiores índices de pluviosidade e menor duração do período chuvoso atribuem-se os valores próximos a vulnerabilidade (3,0).

Tabela 9: Valores de Estabilidade (Ecodinâmica)

Unidade (Meio)	Relação Pedogênese / Morfogênese	Valor
Estável	Prevalece a Pedogênese	1
Intermediária	Equilíbrio entre os Meios	2
Instável	Prevalece a Morfogênese	3

Adaptado de Tricart, 1977 e Crepani, 1996

Após a classificação do grau de instabilidade foi gerada a vulnerabilidade natural à erosão utilizando operações de álgebra no programa ArcGis. A partir dos planos de informação de entrada (solos, geomorfologia, geologia e uso da terra e cobertura florestal), gerou-se um mapa temático de classes de vulnerabilidade natural à erosão.

Na atribuição de valores na escala de vulnerabilidade foram destacados, em cada um dos temas, os parâmetros que se apresentaram como indicadores de categoria morfodinâmica (como a espessura e maturidade do solo), ou aqueles capazes de influir decisivamente no desenvolvimento dos processos morfodinâmicos (como o grau de coesão das rochas, a densidade de cobertura vegetal, os índices morfométricos do terreno e a intensidade pluviométrica).

Foi elaborado um modelo onde se buscou a avaliação, *de forma relativa e empírica*, do estado de evolução morfodinâmica das unidades de paisagem (hexágonos), atribuindo valores de estabilidade às categorias morfodinâmicas analisadas.

2.4.4 Avaliação dos Serviços Ecosistêmicos

“Os serviços ecossistêmicos nem sempre apresentam uma relação biunívoca, sendo que um único serviço ecossistêmico pode ser o produto de duas ou mais funções, ou uma única função pode gerar mais que um serviço ecossistêmico” (Costanza ., 1997; De Groot ., 2002). Por possuírem uma natureza interdependente, as funções ecossistêmicas e os serviços decorrentes requerem que em suas análises a compreensão das interconexões existentes entre os seus componentes sejam levadas em consideração para resguardar a capacidade dinâmica dos ecossistemas em gerar seus serviços (Limburg; Folke, 1999).

A avaliação dos serviços ecossistêmicos na Bacia Hidrográfica do Rio Juliana balizou-se na integração dos resultados obtidos dos levantamentos de dados físicos, nos dados de campo coletados pela Organização de Conservação de Terras sobre a dinâmica da ocupação e fragmentação florestal ao longo dos seus 10 anos de atuação na região, e no cálculo e espacialização dos indicadores ambientais.

Os indicadores ambientais gerados como: métricas de paisagem aplicadas aos fragmentos florestas; índice de transformação antrópica e a vulnerabilidade a erosão, juntamente com estudos e modelagens realizados pela OCT sobre densidade de nascentes e drenagem e mapeamento das áreas elegíveis para projetos de carbono com base na metodologia utilizada no mercado voluntário seguindo padrões estabelecidos pela Voluntary Carbon Standart – VCS, foram utilizados para espacializar e avaliar os serviços ecossistêmicos ligados a água, carbono e biodiversidade.

Os dados dos resultados dos cálculos dos indicadores e dos levantamentos e modelos gerados pelas instituições citadas acima foram inseridos nas unidades de paisagem delimitadas através de hexágonos de trinta hectares gerados na extensão Path Analyst do ArcGis e recortados para a área estudada através de ferramentas da extensão Spatial Analyst do programa ArcGis. Os resultados obtidos foram utilizados na avaliação dos serviços ecossistêmicos para água, carbono e biodiversidade.

Carbono

A avaliação dos serviços ecossistêmicos relacionados a Carbono foi realizada com o objetivo de estimar seu estoque, a capacidade de sua manutenção e ciclagem nos fragmentos florestais através da biomassa florestal existente e na remoção do gás na atmosfera por ações de restauração florestal nas áreas determinadas como prioritárias sobrepostas ao modelo das áreas elegíveis para projetos de carbono florestal.

Para avaliação do potencial das unidades de paisagem em prover serviços quanto ao armazenamento do carbono, foram utilizados os indicadores relacionados às métricas de paisagem aplicadas aos fragmentos florestais, conforme definido no item 2.4.4.1. Sabemos que fragmentos que possuem maior área nuclear e menor exposição aos efeitos de borda, ou fragmentos menos isolados apresentam uma maior biomassa, conseqüentemente concentram mais carbono (Basile, Vettorazzi e Ferraz, 2000).

Para a avaliação da capacidade das unidades de paisagem em realizar a remoção de carbono da atmosfera e estocá-lo na forma de biomassa florestal, através de ações de restauração florestal foi utilizado os indicadores de vulnerabilidade a erosão em conjunto com o índice de transformação antrópica, e dados do mapeamento das áreas elegíveis para projetos de carbono (OCT, 2011). A sobreposição desses indicadores foi utilizada como critério para definir áreas prioritárias para restauração florestal na bacia, assumindo que a remoção de carbono da atmosfera em atividades de restauração florestal é um serviço ecossistêmico.

Estudo realizado por BRITEZ (2006, p.50-57) e RODERJAN (1994) estabelecem os seguintes valores para cada tipologia e uso da terra para uma região de floresta atlântica localizada no litoral norte do Estado do Paraná, em Mg de C ha⁻¹:

- ✓ Fase Inicial de Sucessão, 26,43;
- ✓ Fase Intermediária de Sucessão, 82,70;
- ✓ Floresta Ombrófila Densa Aluvial, 129,40;
- ✓ Floresta Ombrófila Densa Montana, 187,34;
- ✓ Floresta Ombrófila Densa Submontana, 187,34;

- ✓ Formações Pioneiras com Influência Fluvial, 81,89.

TIEPOLO, (2002, p.13), TNC/ SPVS, (2000), TNC / SPVS, (2001), citados por CHANG, 2002, p.73), na mesma área do estudo apresentado por Brites e Roderjan, demonstraram que a tipologia florestal sub-montana apresentou o maior estoque de carbono, 135,89 Mg de C ha- e a tipologia floresta secundária conteve uma quantidade de 42,89 Mg de C ha-1.

No Estado de São Paulo, município de Nazaré Paulista, DITT (2010) obteve resultados de estoque de carbono com o calculo de biomassa nos seguintes valores: 113,4 tC ha⁻¹ para florestas secundárias em estágio avançado e 71,6 tC ha⁻¹ para florestas secundárias em estágio inicial.

Os efeitos de borda se intensificam quando a exposição dos fragmentos florestais está associada a sistemas produtivos como pastagens e lavouras permanentes, tal fato acelera a proliferação de espécies pioneiras na área de contato com a paisagem circundante. O que acarreta em alterações na dinâmica da comunidade arbórea comprometendo a capacidade de estoque de carbono nos fragmentos.

Através das métricas de paisagem utilizadas no estudo e de dados de incremento de carbono em fragmentos florestais de mata atlântica coletados de diferentes bibliografias, foram avaliados os fragmentos que apresentaram os melhores índices do ponto de vista da conservação e incremento de carbono e segundo os estudos apresentados os mesmos foram ranqueados quanto à inferências de carbono estocado.

Biodiversidade

Para avaliar o potencial das unidades de paisagem da Bacia do Juliana em fornecer serviços ecossistêmicos, relacionados à manutenção da biodiversidade e os benefícios diretos e indiretos que a mesma traz as atividades humanas, foi utilizado o indicador de métricas de paisagem aplicado aos fragmentos florestais.

A avaliação da biodiversidade foi baseada na estrutura da paisagem organizada em duas escalas distintas. A primeira foram os fragmentos florestais remanescentes num total de 326. A segunda um recorte dos fragmentos maiores que 100 hectares, perfazendo um total de 15. O recorte dos fragmentos foi feito para separar e avaliar individualmente áreas florestadas que por serem mais representativas em tamanho poderiam cumprir as funções ecossistêmicas pressupostas nesse estudo.

Com o cálculo e a espacialização desse indicador realizado através das métricas de paisagem definidas no estudo, os fragmentos florestais existentes foram avaliados sob a ótica das métricas de paisagem, e o resultado foi usado para avaliar as condições de permeabilidade da paisagem ao fluxo gênico e os fragmentos prioritários para conservação.

As métricas foram relacionadas entre si e os resultados individuais e em composição com os outros indicadores foram usados para inferir quais fragmentos mostraram-se prioritários para a biodiversidade na bacia.

Água

A avaliação dos serviços ecossistêmicos ligados à produção e manutenção dos recursos hídricos na bacia teve como objetivo identificar os locais prioritários para a conservação e restauração florestal visando a manutenção, o restabelecimento e recuperação de áreas vitais para a estabilidade hídrica como áreas de recarga e áreas com alta concentração de nascentes.

Os indicadores utilizados para este fim foram o índice de transformação antrópica e o de vulnerabilidade a erosão. A esses indicadores foram associados dados de densidade de nascentes, levantados através de modelagens topográficas pelo Instituto BioAtlântica e pela OCT para a região da APA do Pratigi e Bacia Hidrográfica do Rio Juliana.

Todas as classes de dados gerados foram sobrepostas utilizando a extensão Spatial Analyst Tools, função MapAlgebra no programa ArcGis 9.3, o resultado

evidenciou as áreas da bacia que abrigam os maiores potenciais relativos ao armazenamento e alimentação da rede de drenagem existente e sua fragilidade ambiental e estado de degradação.

2.5 Resultados e Discussão

2.5.1 Características Geoambientais da Bacia Hidrográfica do Rio Juliana

O tamanho da bacia hidrográfica e sua forma influenciam as características de escoamento dos rios. De acordo com Hewlett, Hibbert (1967) e Lima (1986) o deflúvio de uma bacia hidrográfica pode ser considerado como o produto residual do ciclo hidrológico e é influenciado por três grandes grupos de fatores: clima, fisiografia e uso da terra. Em resumo, esses três fatores citados, em seu conjunto, diferenciam as características geoambientais de uma bacia hidrografia para outra.

O rio Juliana é um curso d'água de 4^a ordem de acordo com os critérios estabelecidos por Strahler (1957). Sua área de drenagem total é de 299,7 km². As principais sub-bacias que integram a rede de drenagem da Bacia Hidrográfica do Rio Juliana são: as sub-bacias do rio Mina Nova, Vargido, Marimbu e Riachão, além das drenagens que compõem o curso principal (Figura 9).

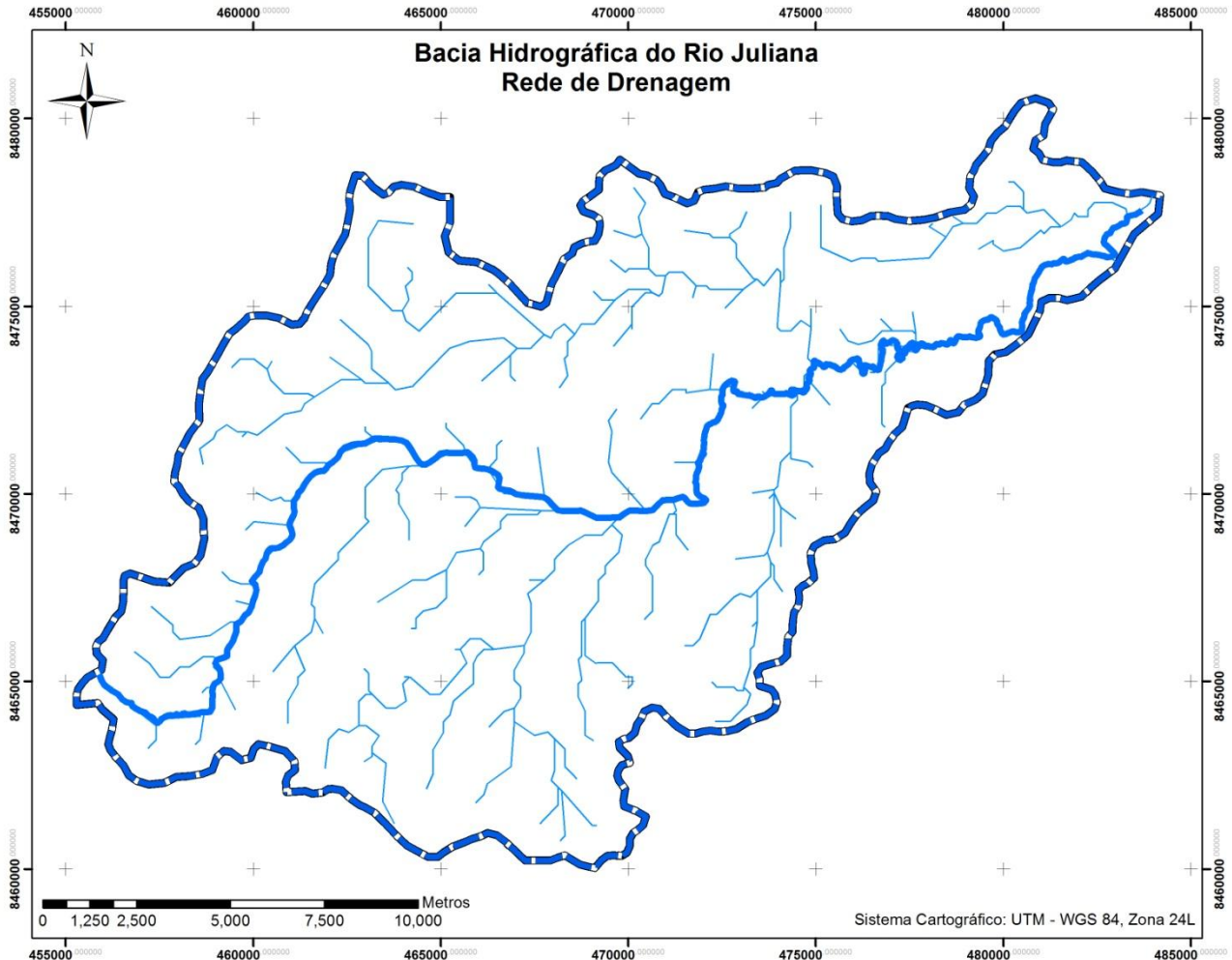


Figura 9: Rede Hidrográfica do Rio Juliana

Na Bacia do Rio Juliana a variação e a distribuição anual da pluviosidade apresentam grande variabilidade espacial, quando analisada a luz das médias anuais distribuídas ao longo das isoietas que cortam a bacia no sentido norte-sul, como evidenciado na figura 05 no item metodologia. Na foz do rio Juliana registra-se uma precipitação média na casa de 2.200 milímetros anuais, enquanto que na região próximo as nascentes esse valor cai para 1.600 milímetros anuais.

Para geologia e pedologia os dados da Superintendência de Assuntos Econômicos e Sociais da Bahia – SEI na escala de 1:250.000 mostram um grau maior de homogeneidade na bacia, fato que também se deve a escala dos levantamentos. O fator escala nesses dados de geologia e pedologia pode sobrepor outras classes, que

não estão representadas nessa escala por ocuparem áreas menores as detalhadas nos levantamentos.

A geologia é composta por cinco associações litotípicas sendo: Areias, argilas e sedimentos eólicos; Arenitos, conglomerados e folhelhos; Dacito, riolitos e tonalitos; Mangerito e Monzonito; Rochas Metabásicas e metaultrabásicas.

A associação de litologias composta por rochas do tipo Dacitos, Riolitos e Tonalitos ocupam mais de 90% de toda a área da Bacia do Rio Juliana (figura 10).

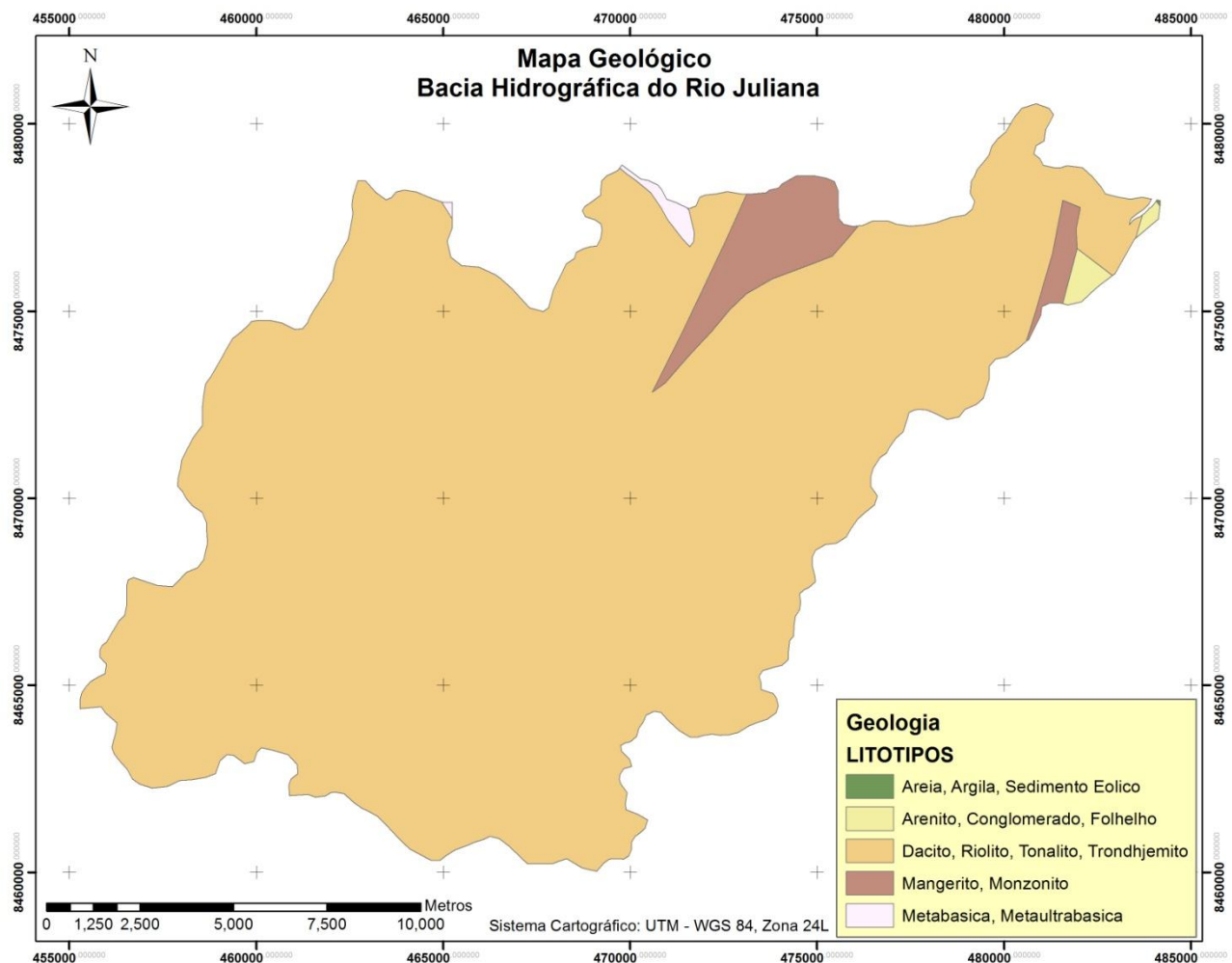


Figura 10 – Associações Geológicas na Bacia do Rio Juliana

As associações pedológicas existentes na área de estudo são compostas por duas associações de Latossolos, duas de Argisolos e uma de Solos Indiscriminados.

As associações de Latossolos recobrem mais de 90% da área da bacia, conforme evidenciado na figura 11.

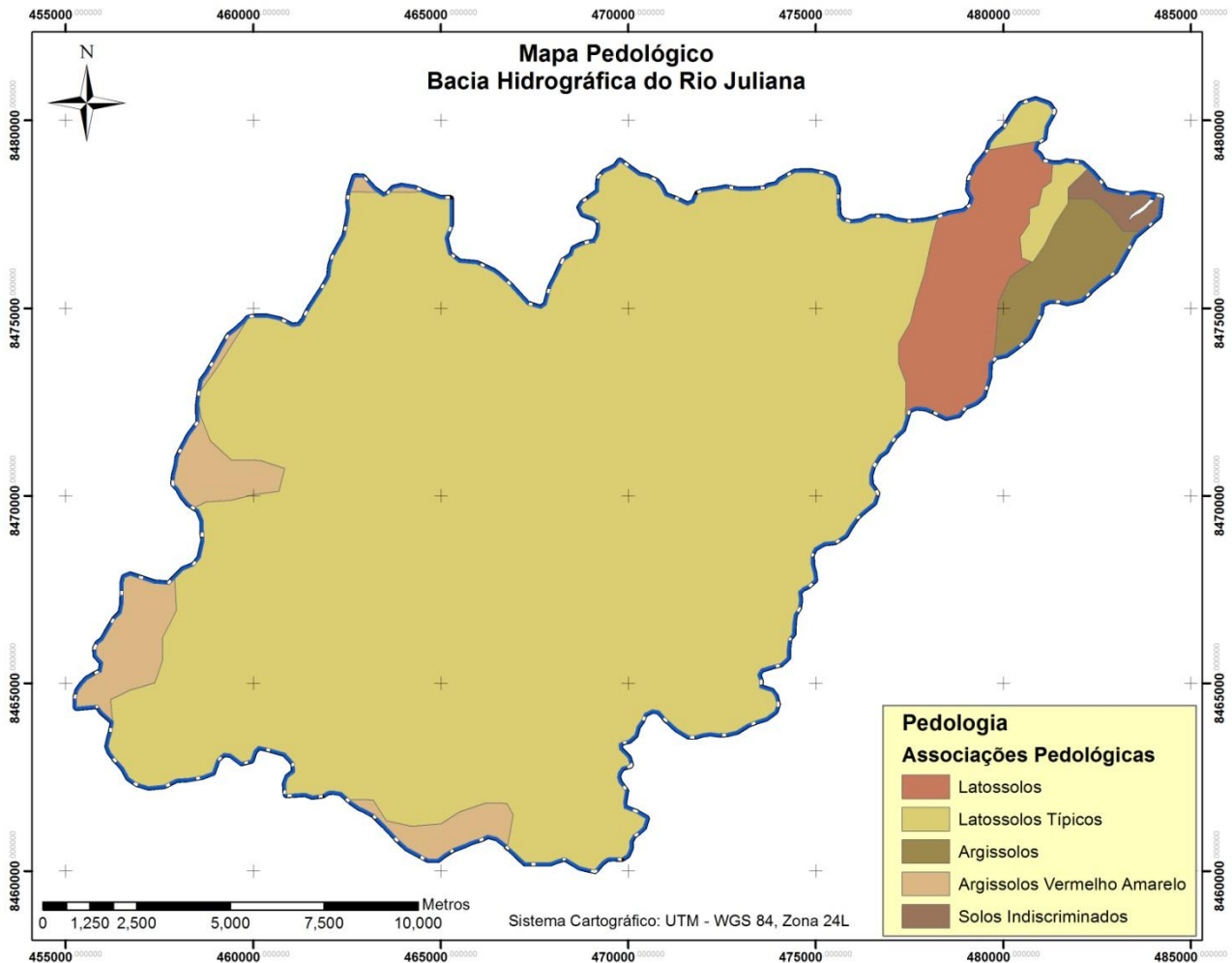


Figura 11: Associações Pedológicas na Bacia do Rio Juliana

Em relação à hipsometria e declividade da área de estudo, os dados gerados mostram que a amplitude altimétrica média na bacia é de 558 metros e a declividade média é de 16%. As classes hipsométricas e distribuição das declividades podem ser observadas nas figuras 12 e 13.

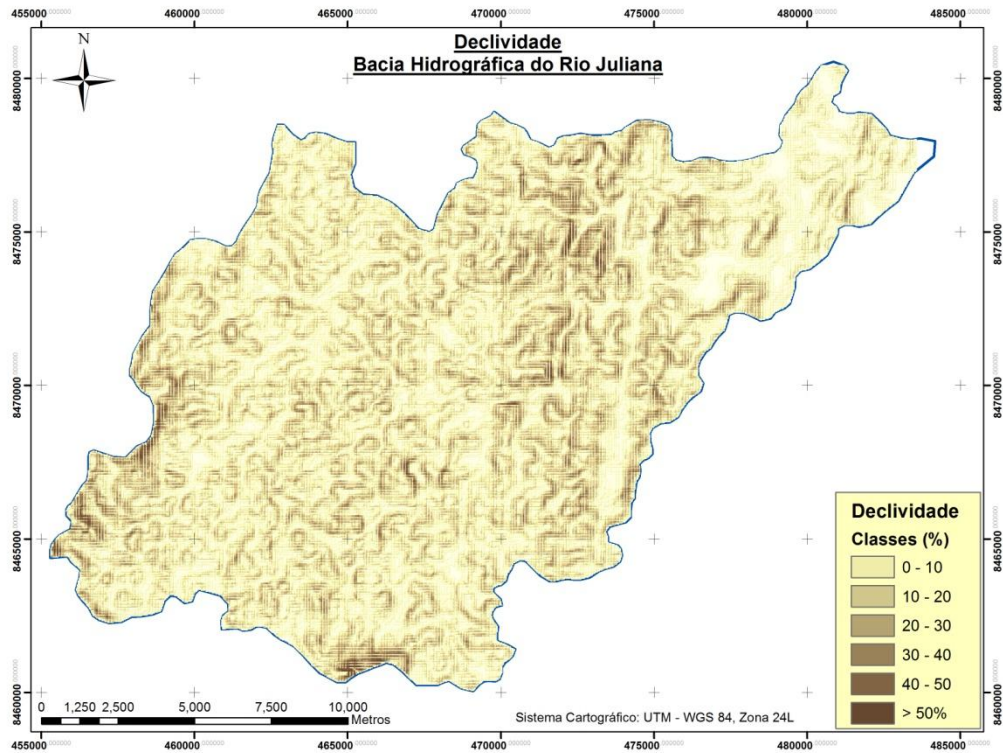


Figura 12: Mapa de Declividade na Bacia do Rio Juliana

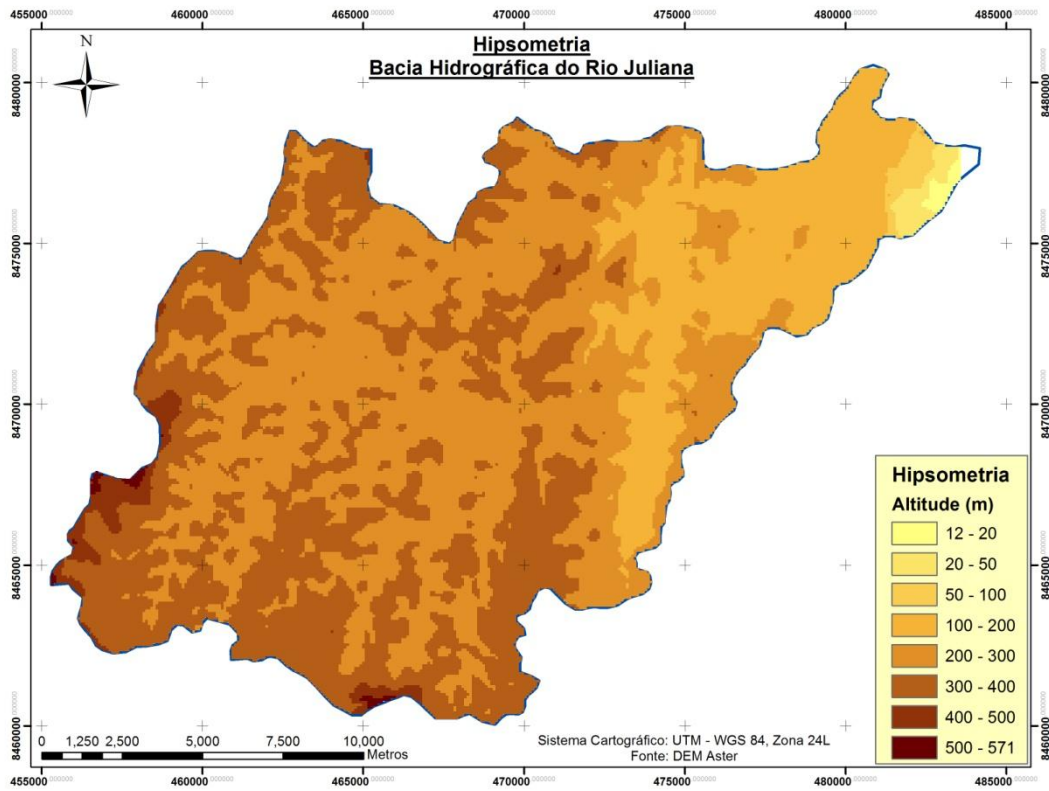


Figura 13: Mapa de Hipsometria na Bacia Hidrográfica do Rio Juliana

2.5.2 Uso da terra e Cobertura Florestal

Os diversos usos da terra e cobertura florestal remanescente podem alterar significativamente o equilíbrio hidrológico numa bacia hidrográfica. São vários os efeitos da vegetação que contribuem para minimizar o impacto do escoamento superficial, como: proteção contra o impacto direto das gotas de chuva, aumento da infiltração, diminuição da velocidade do escoamento (Bertoni e Lombardi Neto, 1985).

O mapeamento e caracterização do uso da terra e da cobertura florestal revelou que mais de 16.604 hectares dos quase 29.975 ha drenados pela bacia permanecem ocupados com vegetação nativa em seus diferentes estádios de regeneração. Desse total de mais de 16 mil hectares ocupados com floresta ombrófila densa, 13.900 ha estão em estágio médio a avançado de regeneração e os 2.704 hectares restantes encontram-se em estágio de inicial a médio.

Os outros usos da terra encontrados no mapeamento foram lavouras permanentes com um total de áreas ocupadas de 8.782 hectares, lavouras temporárias ocupando uma área de 2.608 hectares, pastagens com 1.464 hectares, seguida de lagos e barragens com 266 hectares e áreas de brejo com 125 hectares (Tabela 10).

Tabela 10: Uso e Ocupação do Solo na Bacia Hidrográfica do Rio Juliana

	Uso	Área (ha)	%
Uso da terra na Bacia Hidrográfica do Rio Juliana	Brejo	125	0,42
	Floresta - Estádio Médio a Avançado	13.900	46,60
	Floresta - Estádio Inicial a Médio	1.964	6,60
	Floresta - Estádio Inicial	739	2,47
	Lagos	266	0,89
	Lavoura Permanente	8.782	29,42
	Lavoura Temporária	2.608	8,74
	Pastagens	1.464	4,90

Os dados demonstram que apesar da ocupação humana na bacia ter se intensificado nas últimas décadas a classe ocupada por fragmentos florestais ainda representa o maior percentual de cobertura do solo, apesar das áreas com cobertura florestal terem declinado de 23.100 ha para 16.604 nas últimas 4 décadas.

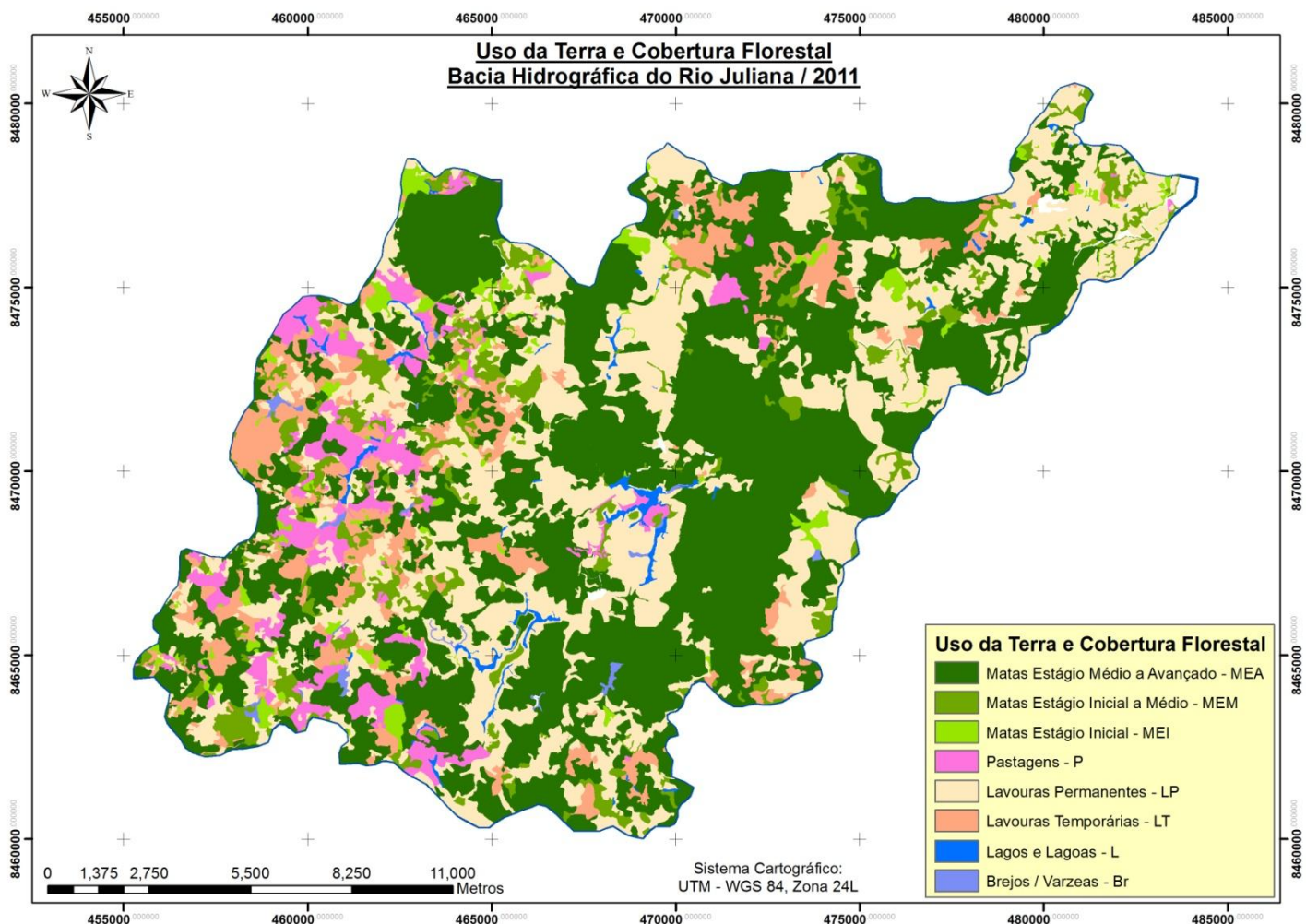


Figura 14: Uso da terra e Cobertura Florestal na Bacia do Rio Juliana

Os dados de uso da terra e de cobertura florestal associados aos parâmetros físicos como geologia, geomorfologia e pluviosidade permitiram caracterizar e avaliar a ocupação antrópica na Bacia do Rio Juliana através do uso de indicadores ambientais como as métricas de paisagem para os fragmentos florestais, índice de transformação antrópica e a vulnerabilidade aos processos erosivos.

2.5.3 Indicadores Ambientais na Bacia Hidrográfica do Rio Juliana

O cálculo e enfoque dos indicadores permitiram espacializar e avaliar as variáveis físicas e ambientais da bacia e as pressões antrópicas exercidas sobre seus sistemas

naturais focando na prestação de serviços ecossistêmicos. Também permitiram definir áreas prioritárias para conservação e restauração florestal, bem como nortear a proposição de diretrizes para implantação de projetos de pagamentos por serviços ambientais - PSA.

2.5.3.1 Indicadores de Fragmentos Florestais (Métricas de Paisagem)

O fragmento, também nomeado por outros autores de patch, ecótopo, biótopo, componente da paisagem, elemento da paisagem, célula da paisagem, site, entre outros termos, refere-se ao elemento básico que forma uma paisagem (Urban .,1987).

No mapeamento realizado foram levantados 326 fragmentos florestais, que em sua totalidade somam uma área de 16.604 hectares, com tamanhos variando de 0,09 ha a 8.109 ha.

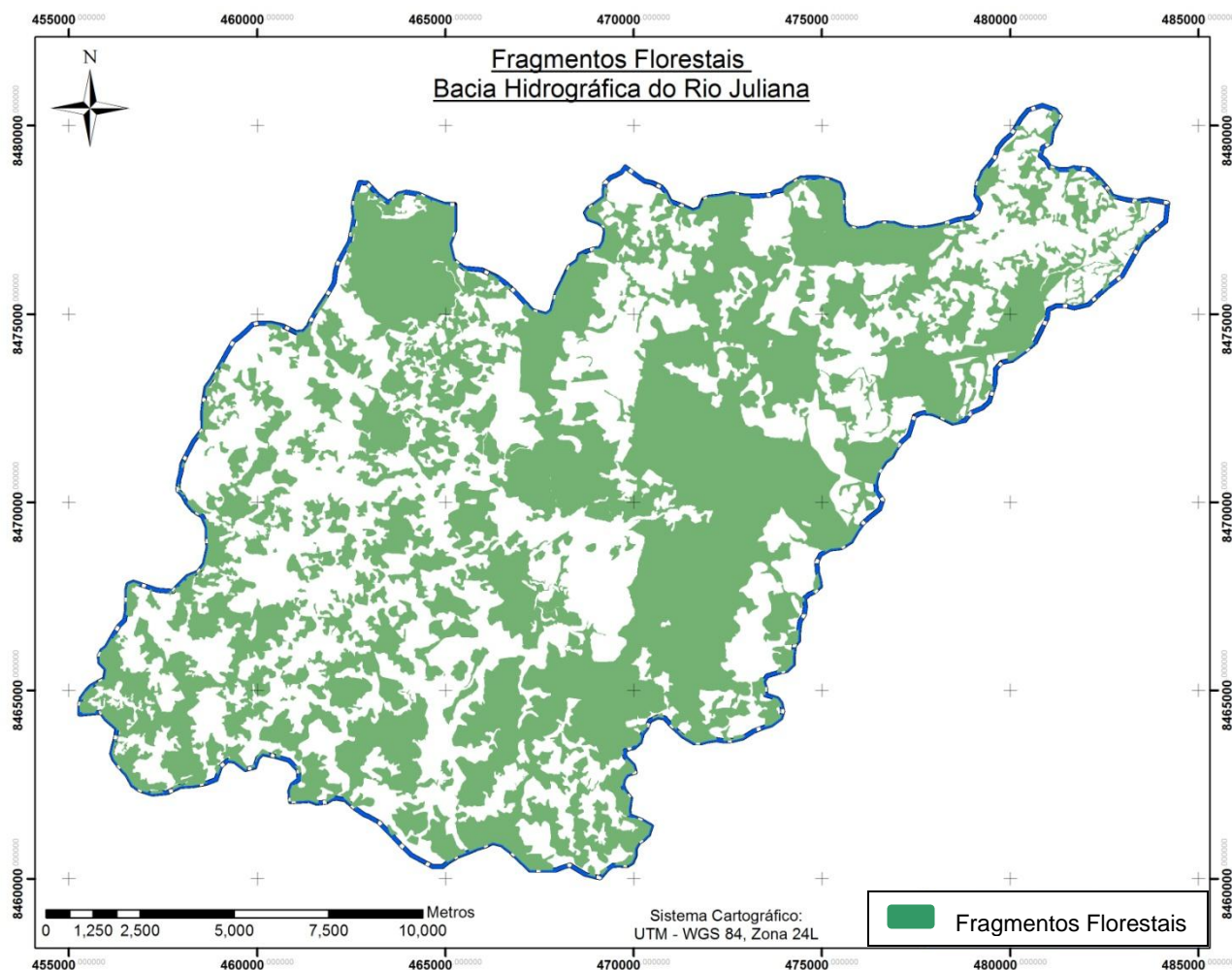


Figura 15: Fragmentos Florestais na Bacia Hidrográfica do Rio Juliana

No que se refere ao tamanho dos fragmentos, conforme destacado na tabela 11, 89% possuem área menor que 50 hectares, tratando-se de uma paisagem notadamente fragmentada apesar da cobertura florestal existente ainda ocupar mais de 55% do território. Tal fato representa uma tendência negativa para a manutenção dos serviços ecossistêmicos relacionados à biodiversidade nestes locais, principalmente para espécies de maior porte que geralmente necessitam de habitats mais extensos (Ditt, 2001 e Uezu ET AL, 2005).

Tabela 11: Fragmentos florestais na Bacia Hidrográfica do Rio Juliana.

Número de Fragmentos	Área (ha)
299	0,09 - 49,99
12	50 - 99,99
6	100 – 199,99
5	200 – 499,99
1	500 – 999,99
3	> 1.000

A área dos fragmentos juntamente com seus atributos ecológicos, especialmente a biodiversidade e a paisagem que os cercam, é um componente central da teoria de biogeografia de ilhas (MacArthur e Wilson, 1967). Viana (1992) afirma que as classes de tamanho e a distribuição dos fragmentos na paisagem são elementos importantes para o desenvolvimento de estratégias para a conservação da biodiversidade.

Apesar dos grandes fragmentos representarem menos de 11% do total. Em relação à área ocupada, eles representam 69% do total, cobrindo uma área de 15.283 hectares.

Dado todo o processo de degradação e perda de cobertura florestal que ocorreram na Mata Atlântica, a presença de pequenos fragmentos são bem comuns na paisagem, essas áreas acabam por tornar-se verdadeiras ilhas de habitats. O problema é que áreas muito pequenas implicam em alta exposição ao efeito de borda, fato que está relacionado à ocorrência de alterações na estrutura das comunidades biológicas que habitam esses fragmentos, levando muitas delas a extinção.

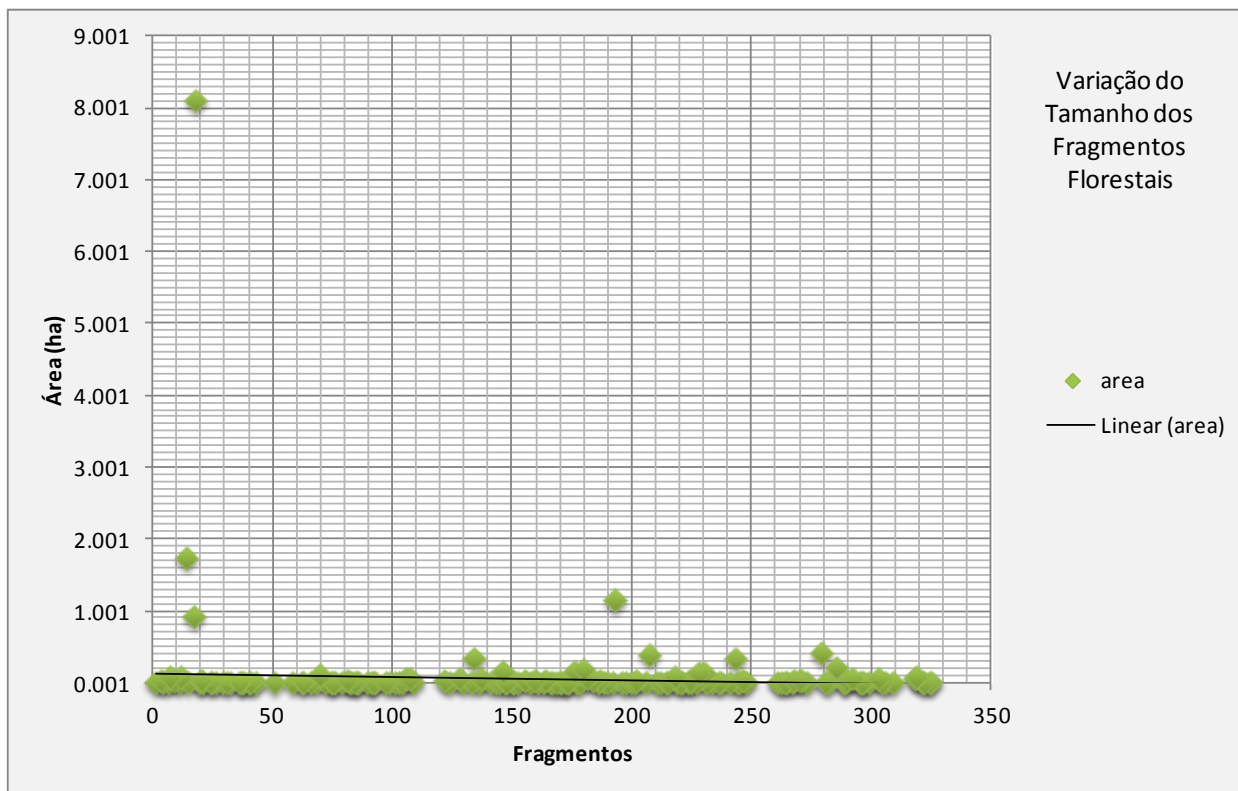


Figura 16: Variação do tamanho de fragmentos florestais na Bacia do Rio Juliana

Cabe ressaltar que no gráfico de variação do tamanho dos fragmentos florestais, o eixo linear, mostra a concentração de fragmentos com áreas inferiores a 50 ha. Os fragmentos acima de 50 ha limitam-se a um número pequeno, dos quais muitos vêm sofrendo sérios impactos provenientes de práticas agrícolas inadequadas, com uso de tecnologia rudimentar baseada no sistema corte e queima, caracterizada por aberturas de pequenas áreas (Desmatamento Formiga) para implantação de culturas temporárias, após a última área aberta perder suas condições naturais de fertilidade no solo. Segundo dados levantados pela OCT esse tipo de desmatamento tem ocasionado uma perda anual de 0,8% da cobertura florestal nos últimos 30 anos.

Com relação às formas dos fragmentos florestais na área de estudo, os resultados das métricas para as 326 classes de fragmentos analisados foram:

1. Mean Shape Index (MSI): 1.808
2. Mean Perimeter-Area Ratio (MPAR): 0.027
3. Mean Fractal Dimension (MFRAC): 1.324

Na análise realizada somente com os fragmentos maiores que 50 hectares os resultados apresentarem os seguintes parâmetros:

1. Mean Shape Index (MSI): 2.488
2. Mean Perimeter-Area Ratio (MPAR): 0.008
3. Mean Fractal Dimension (MFRACT): 1.304

Os resultados obtidos com os valores do Índice de Forma para grupos de fragmentos revelam que as menores áreas possuem as formas mais próximas de 1, que indicam áreas mais arredondadas, portanto com menor influência dos efeitos de borda. Ao contrário os maiores fragmentos florestais da bacia apresentam formas mais alongadas, com valores de Índice de Forma bem mais altos, evidenciando maior participação das áreas de borda na constituição da sua forma.

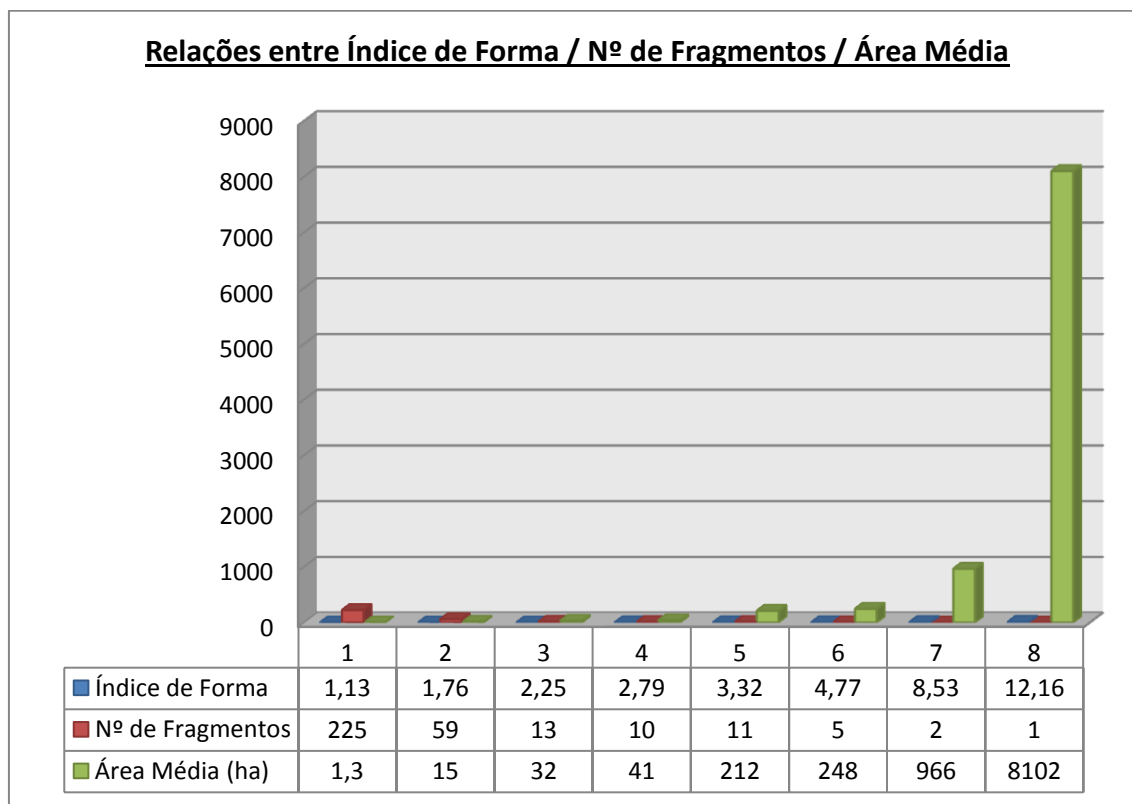


Figura 17: Relação entre Índice de Forma, Nº de Fragmentos e Área Média em ha

Conforme citado por Forman e Gordon (1986), Forman (1995) e Grise (2008) índices de forma de fragmentos que apresentam valores próximos a 1,0 representam formas mais circulares, enquanto formas mais irregulares apresentam valores em torno de 3 e 4. Fragmentos florestais que possuem forma irregular estão mais suscetíveis aos efeitos deletérios das zonas de borda, principalmente aqueles de menor área, em virtude da sua maior interação com a matriz de paisagem não florestal circundante. A maior exposição dos fragmentos aos efeitos de borda torna esses mais susceptíveis a perdas na estrutura da biodiversidade existente.

Com o aumento da fragmentação florestal na bacia e conseqüente aumento das áreas de borda e diminuição das áreas nucleares dos fragmentos florestais, podemos pressupor que em curto ou médio espaço de tempo tal fato irá influenciar na qualidade da estrutura dos serviços ecossistêmicos prestados (VALENTE, 2001).

Os resultados obtidos com as métricas para avaliação das áreas nucleares dos fragmentos existentes revelaram que dos 326, 177 fragmentos são formados integralmente por bordas.

Dos 149 fragmentos com área nuclear, os valores em hectares das áreas núcleo variam de 0,09 a 6.828ha. Desse total 98 ou 65,77% possuem núcleos com menos de 10ha, 35 ou 23,5% possuem núcleos florestais entre 10 a 50ha e 17 ou 11,4% do total possuem áreas nucleares com mais de 50ha.

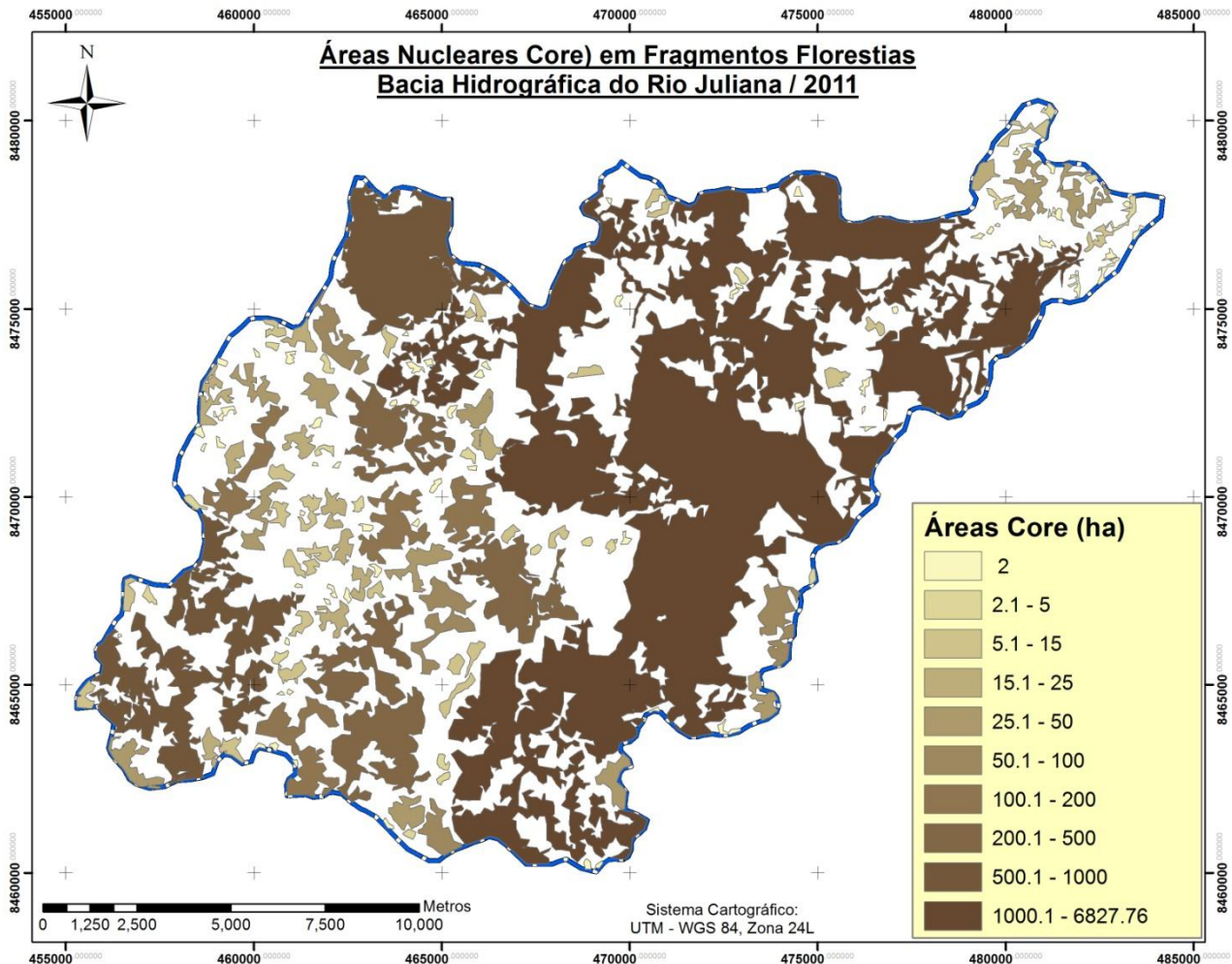


Figura 18: Distribuição e tamanho das áreas Core na Bacia do Rio Juliana

Os índices de proximidade média apurados para revelam a interação destes com os outros usos não florestais que compõem a área de estudo. Na tabela 12 são apresentados os valores médios dos índices de proximidades relacionados às classes de tamanho dos fragmentos florestais considerando a distância de 500 metros.

Tabela 12: Índice de Proximidade Média em relação às classes de área dos Fragmentos Florestais

Índice de Proximidade Média (MPI)	Área (ha)
6.299	0,09 - 49,99
4.967	50 - 99,99
12.315	100 - 199,99

4.825	200 – 499,99
45.210	500 – 999,99
12.181	> 1.000

De acordo com os parâmetros mostrados na tabela 12 as classes de fragmentos que apresentam grau de isolamento maior, são as classes de 200 a 499,99 hectares e as classes de 50 a 99,99 ha.

Analisando individualmente os fragmentos florestais, nenhum apresentou valores iguais à zero, ou seja, apresentam-se completamente isolados dentro do raio de busca de 500 metros definido no estudo. 72 fragmentos apresentaram índices de proximidade inferior a 100. A distribuição espacial do índice de proximidade média está caracterizada na figura 19, evidenciada abaixo.

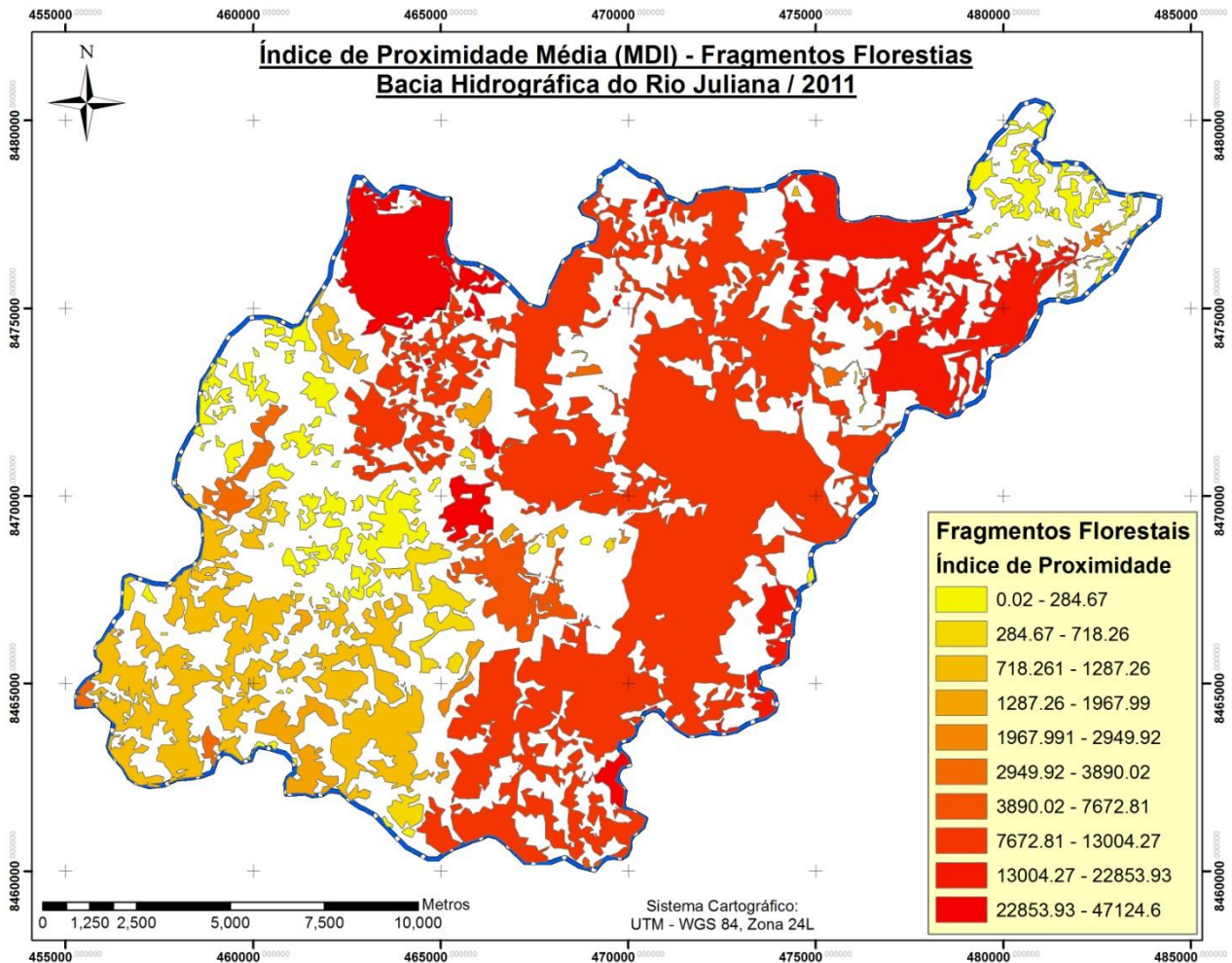


Figura 19: Índice de Proximidade na Bacia do Rio Juliana

As modificações dos fragmentos florestais na Bacia do Rio Juliana conferiram a estes, diferentes graus de subdivisões, disposição no espaço, forma, nível de isolamento, conectividade e tipos de paisagem circundante. Em relação às consequências dessas alterações na paisagem para a biodiversidade os novos padrões conferidos aos habitats fragmentados trazem consequências diretas sobre a manutenção da complexidade ecológica dos ecossistemas ocasionando perdas na composição da flora e fauna (LAMBIN, 1994).

Para Schelhas & Greenberg (1996), quando a fragmentação acontece nas áreas ocupadas por florestas nativas, é certo que os processos biológicos e suas funções ecossistêmicas serão afetados. Saunders, (1991) cita que a fragmentação florestal tem

dois componentes: (1) redução dos tipos de formações; e (2) redução proporcional na forma, tamanho e grau de isolamento dos fragmentos.

2.5.3.2 Indicador de Transformação Antrópica (ITA)

A partir das classes de uso da terra mapeadas, foi realizada uma análise da dinâmica da ocupação dentro da perspectiva do Índice de Transformação Antrópica.

Os valores do ITA foram calculados para cada classe, através das respostas dadas pelo resultado dos questionários com a matriz dos usos do solo e cobertura florestal. Os valores dos pesos variam de 1 a 10, no qual o menor valor representa um baixo grau de transformação antrópica e valores maiores um alto grau, conforme a tabela 13.

Tabela 13: Valores ITA e % de área ocupada pelos tipos de uso da terra.

Uso	Área Ocupada em %	Peso
Floresta Estádio Médio a Avançado	0.42	1
Floresta Estádio Inicial a Médio	46.60	2
Floresta Estádio Inicial	6.60	3
Lavoura Permanente	2.47	5
Lavoura Temporária	0.89	7
Pastos	29.42	8
Lagos	8.74	4
Brejo	4.90	3

Os resultados obtidos com os cálculos e a espacialização do ITA mostram que o valor médio alcançado para a área de estudo foi de 3,18. Os resultados apresentam um ITA médio relativamente baixo, apesar da crescente antropização da área. Um dado preocupante evidenciado na espacialização do indicador, refere-se à localização dos valores do ITA acima de 4. Esses valores concentram-se em sua maioria, nas regiões localizadas próximas as áreas das cabeceiras da Bacia Hidrográfica e ao redor da sua linha de cumeada (Divisor de Água).

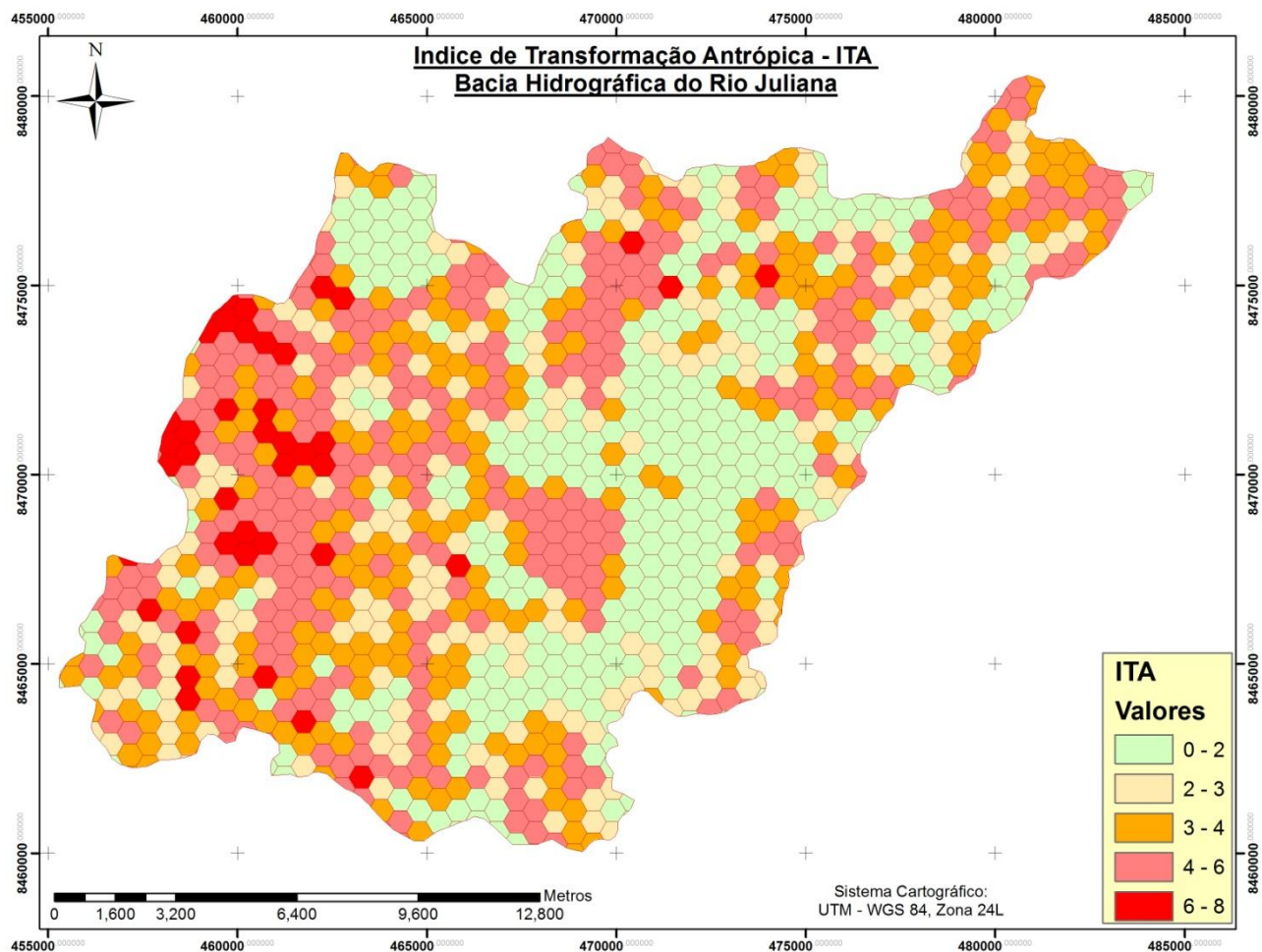


Figura 20: Índice de Transformação Antrópica na Bacia do Rio Juliana

Dos 42 hexágonos que apresentam os valores do ITA mais altos, entre 6 e 8, vinte estão localizados no Alto curso da Bacia do Rio Juliana, dois nas sub-bacias dos rios Mina Nova e Vargido e vinte na sub-bacia do rio Marimbu, conforme a compartimentação hidrográfica da do Rio Juliana realizada pela OCT em 2010. Esse fato confirma a concentração dos índices mais elevados do ITA nas zonas de cabeceira da bacia, conforme enunciando nos parágrafos anteriores.

Na sub-bacia do rio Marimbu 17 dos 20 hexágonos com valores entre 6 e 8 estão próximos as áreas de cabeceira e no divisor de drenagem da sub-bacia. Nas sub-bacias do Vargido e Mina Nova os 2 hexágonos com valores entre 6 e 8 estão na região de suas cabeceiras.

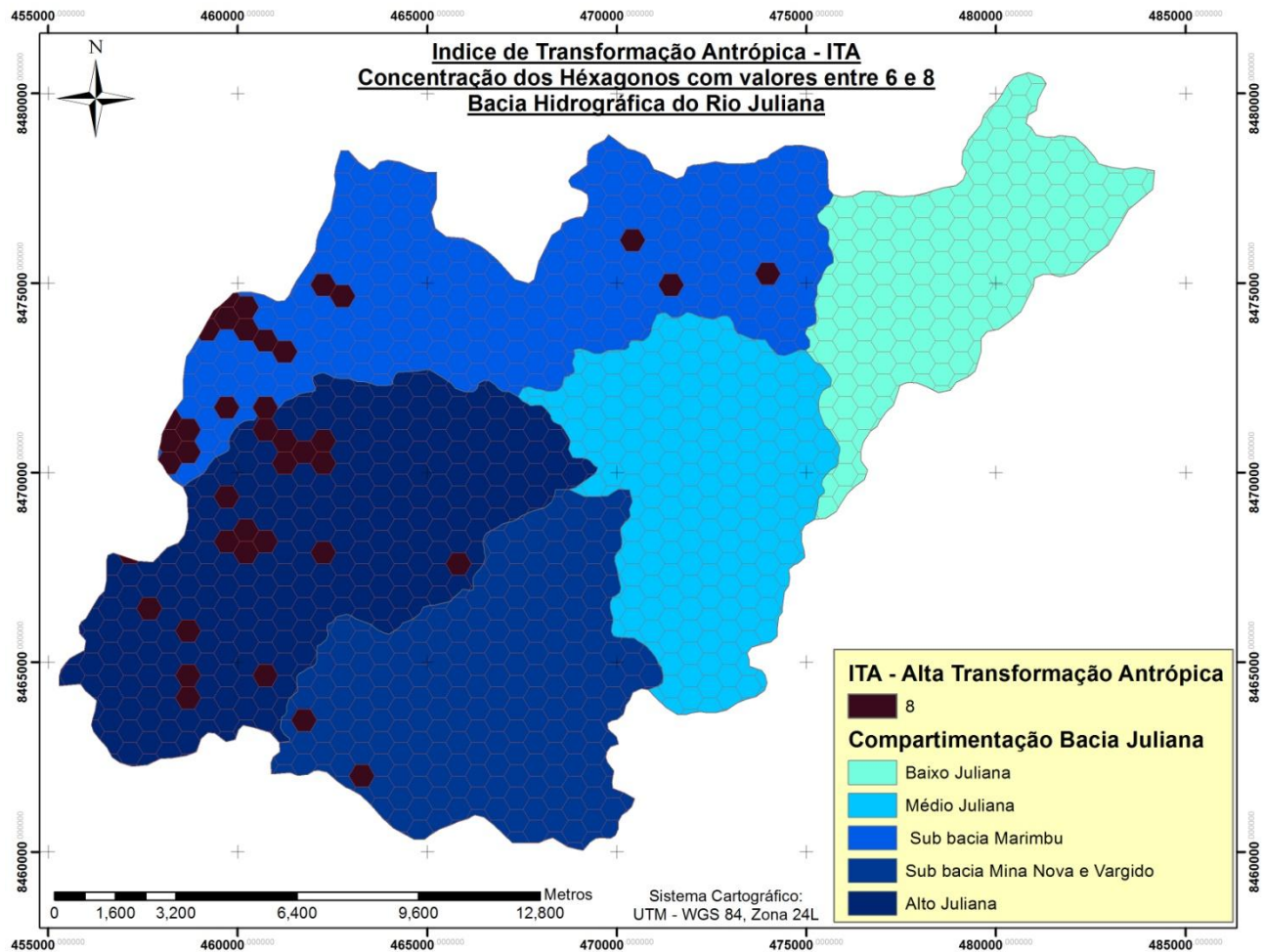


Figura 21: Concentração dos valores de ITA entre 6 e 8 na Bacia do Rio Juliana

O processo de degradação e antropização na Bacia Hidrográfica do Rio Juliana, principalmente os ocorridos nas zonas de cabeceiras, nascentes e divisores de drenagem podem acarretar conforme enunciado por Lino e Dias (2003) numa diminuição da qualidade da água, ocasionando aumento da eutrofização, alteração significativa no deflúvio superficial, com consequências seria para as áreas localizadas mais a jusante da bacia, como aumento das cheias nos períodos de chuvas e diminuição mais acentuada da vazão no período de seca.

Marcomin (2002) cita que a redução e a fragmentação de áreas naturais em uma bacia hidrográfica estão intensamente associadas à capacidade dessa bacia em produzir e manter água de qualidade dentro dos seus limites.

2.5.3.3 Indicador de Vulnerabilidade a Erosão

A determinação das classes de vulnerabilidade natural à erosão contribui para o estabelecimento de diretrizes apoiando na avaliação dos serviços ecossistêmicos. O potencial a processos erosivos calculado na bacia expressa o resultado da integração e ponderação de dados de geologia, geomorfologia, uso da terra e cobertura florestal, tipos de solos e clima, levando em consideração não apenas o risco potencial à ocorrência de processos erosivos, mas também a interferência antrópica acentuando áreas já naturalmente vulneráveis, como tornando instáveis do ponto de vista ecodinâmico, áreas que antes se encontravam em estado de estabilidade.

Os resultados do indicador de vulnerabilidade a erosão foram calculados de duas formas objetivando enfoques distintos, mas que ao mesmo tempo se integraram com os outros indicadores.

O primeiro enfoque foi o cálculo da vulnerabilidade natural a erosão. Nesse caso levaram-se em consideração apenas os dados físicos da bacia, como geologia, geomorfologia e clima, sem considerar os atributos de uso da terra e cobertura florestal. O objetivo foi chegar a um resultado que expressasse as áreas vulneráveis apenas do ponto de vista estritamente anatômico da paisagem.

O segundo enfoque do indicador foi o usual e descrito nas metodologias dos trabalhos que levam em consideração a teoria Ecodinâmica, calculando a vulnerabilidade potencial a erosão com todos os dados levantados, incluindo os dados físicos e de ocupação do solo, levando em consideração os impactos antrópicos ocorridos na bacia hidrográfica.

Os índices dos valores de vulnerabilidade a erosão, quando tratado apenas dos aspectos estritamente físicos e naturais, mostram que em relação à pedologia predominam as classes com vulnerabilidade baixa, ou que apresentam valores equivalentes a 1 correspondendo a 93,17% da área de estudo, as classes com vulnerabilidade intermediária correspondem a 6,24% e as classes com alta vulnerabilidade a apenas 0,55% conforme a tabela 14.

Tabela 14: Vulnerabilidade a Erosão da Classe Pedologia

Pedologia	Indice	%
LVAAd12 - Latossolos Vermelhos Amarelos Distróficos	1	5,17
LVAAd13 Latossolos Vermelhos Amarelos Distróficos Típicos	1	88
PVAAd29 - Argissolos Vermelhos Amarelos Distróficos	2	6,24
SM2	3	0,55

Para a classe geologia os valores de vulnerabilidade a erosão apresentam uma homogeneidade ainda mais acentuado, com 95,6% da área coberta com índice de vulnerabilidade baixo, os demais índices que apresentam vulnerabilidade média e alta correspondem a apenas 4,4% conforme a tabela apresentada abaixo.

Tabela 15: Vulnerabilidade a Erosão da Classe Geologia

Geologia (Litotipos)	Indice	%
Areia, Argila, Sedimento Eolico	3	0,03
Arenito, Conglomerado, Folhelho	2.5	0,42
Dacito, Riolito, Tonalito, Trondhjemito	1	95,6
Mangerito, Monzonito	1.8	3,67
Metabásica, Metaultrabásica	1.8	0,32

Os dados de pluviosidade associados à vulnerabilidade potencial a erosão na Bacia do Rio Juliana revelam que os maiores índices pluviométricos concentram-se no médio e baixo curso do rio, fato que minimiza seus efeitos erosivos nas áreas teoricamente mais vulneráveis do ponto de vista geomorfológico que são as zonas de cabeceira e dos divisores de água.

A espacialização dos índices de vulnerabilidade a erosão para o tema pluviosidade estão representados na figura 22, onde as áreas com maior potencial erosivo

caracterizadas pelo valor 3 estão associadas a precipitações que variam de 2.100 a 2.200 milímetros anuais. As áreas com potencial erosivo média ou valor 2 representam precipitações que variam entre 1.800 a 2.000 mm anuais e as áreas com baixo potencial erosivo ou valor 1, estão representados por precipitações entre 1.600 e 1.700 mm anuais.

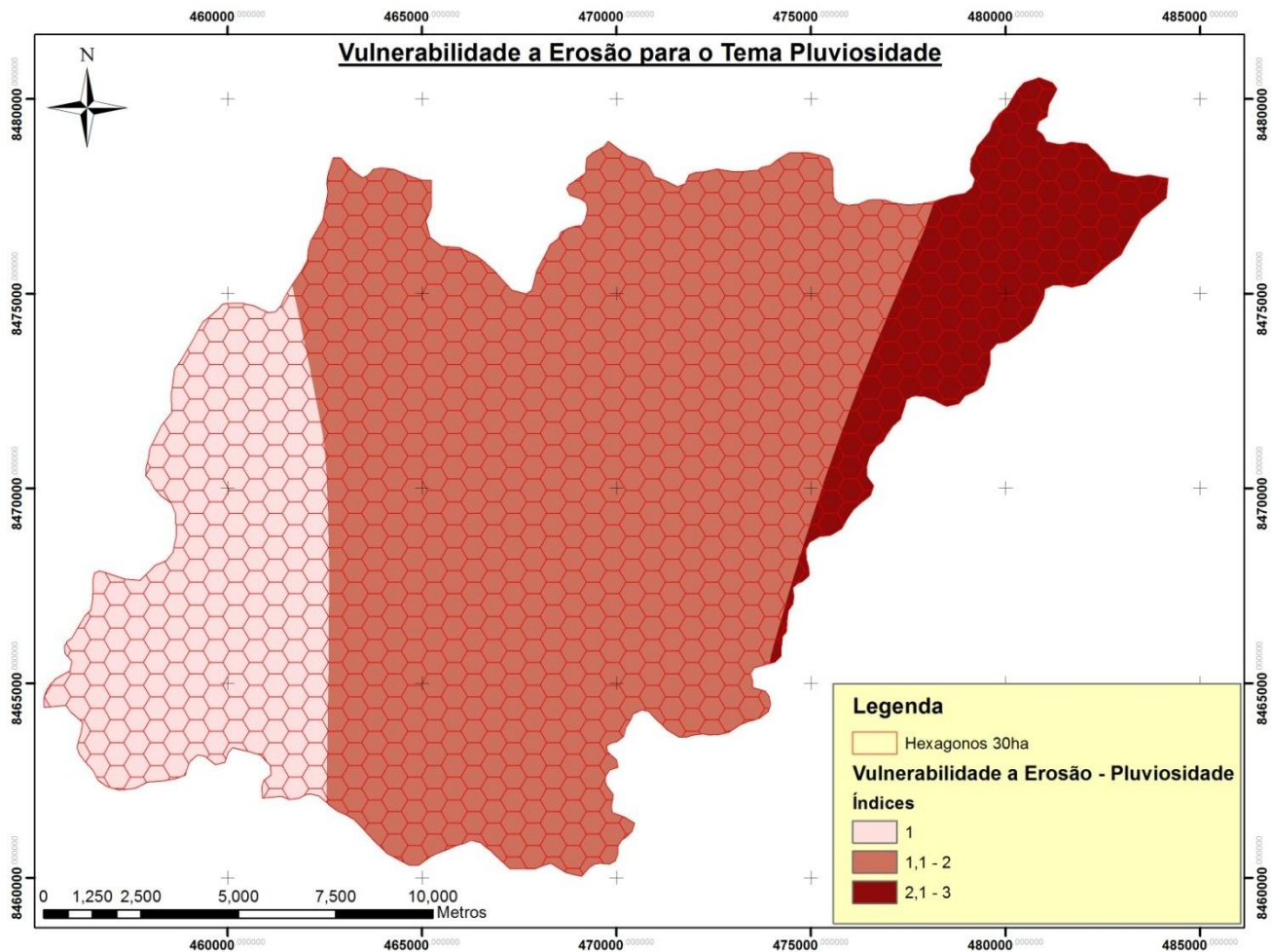


Figura 22: Índices de Vulnerabilidade a Erosão para o tema Pluviosidade

O tema geomorfologia, caracterizado pelas classes de declividade, hipsometria e grau de dissecação do relevo, caracterizou-se por apresentar grande variação espacial dos índices de vulnerabilidade a erosão, mas como os temas citados acima os dados de geomorfologia apresentaram certa hegemonia das classes com alta estabilidade paisagística.

As áreas com baixa vulnerabilidade corresponderam a 85% da Bacia do Rio Juliana, as áreas com índices de vulnerabilidade média estão presentes em 13,9% da área e os índices de alta vulnerabilidade a erosão ocupam 1,1%. A distribuição espacial da vulnerabilidade potencial a erosão para o tema geomorfologia está representada na figura 23.

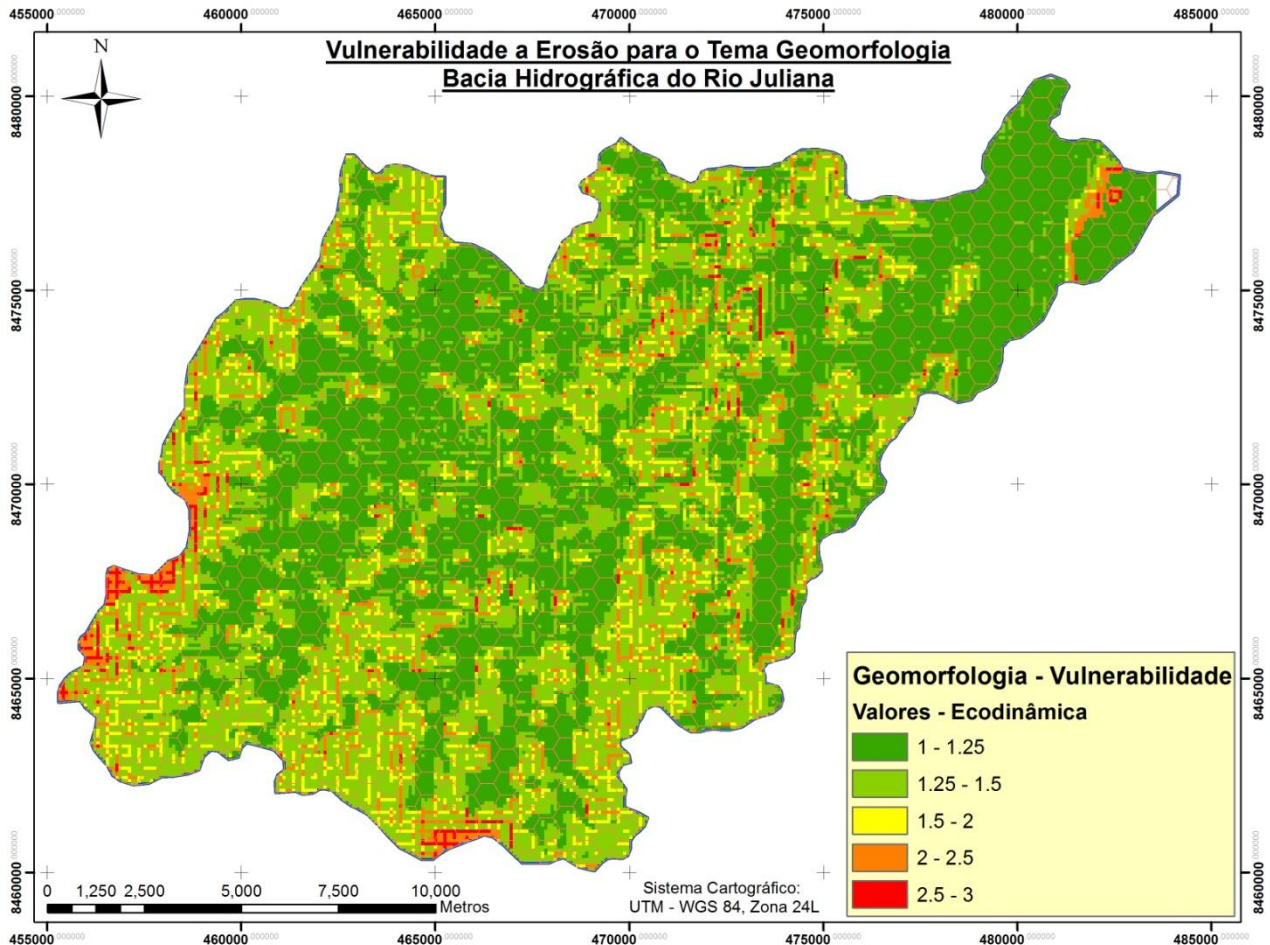


Figura 23: Vulnerabilidade a Erosão para o tema Geomorfologia na Bacia do Rio Juliana

Na obtenção do índice geral (Solos; Geologia; Pluviosidade; Geomorfologia) de vulnerabilidade potencial a erosão para os fatores físicos presentes na bacia, associados às unidades de paisagem definidas pelos hexágonos de 30 hectares, as classes “Muito Baixa” e “Baixa” vulnerabilidade estão distribuídas em 42,05% da área

de estudo. As classes de “Média” vulnerabilidade distribuem-se por 41,51%, e as classes de “Alta” a “Muito Alta” vulnerabilidade ocupam 16,43% da bacia.

Pode-se aferir que quase a totalidade da área estudada, 83,56% pertencem às classes de vulnerabilidade baixa a média baixa no tocante aos parâmetros estritamente físicos. A figura 24 apresenta o resultado do cálculo da vulnerabilidade à erosão (parâmetros físicos).

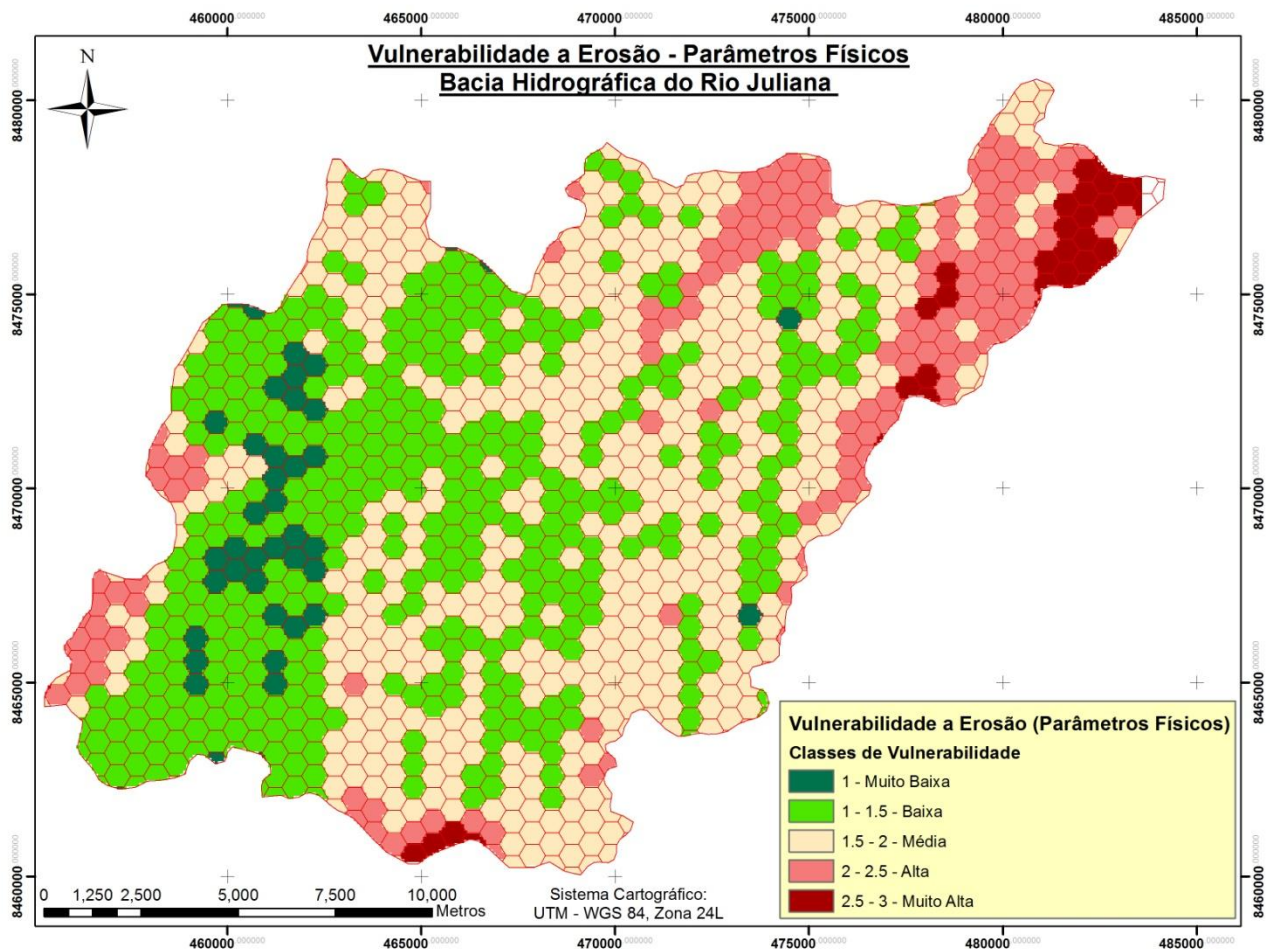


Figura 24: Vulnerabilidade a Erosão (Parâmetros Físicos) na Bacia do Juliana

Seguindo com a descrição dos resultados do segundo enfoque do indicador de vulnerabilidade a erosão, inserido o tema uso e cobertura do solo, que apresentou os seguintes parâmetros:

Tabela 16: Vulnerabilidade a Erosão do uso da terra

Classes de Uso da terra e Cobertura Florestal	Índice	%
Floresta Estágio Avançado	1	46.60
Floresta Estágio Médio	1	6.60
Floresta Estágio Inicial	1.5	2.47
Lavoura Permanente	2	29.42
Lavoura Temporária	3	8.74
Pasto	2.2	4.90
Lagos	1.5	0,89
Brejos	3	0,42

Notadamente os dados de uso e cobertura do solo refletem o resultado da interferência humana na bacia, ao contrário do que foi caracterizado pelos resultados de vulnerabilidade dos temas relacionados à estrutura física da paisagem que apresentam áreas estáveis cobrindo mais de 70% do território. Para o tema uso da terra e cobertura florestal esse valor cai para 56,56%. As áreas com vulnerabilidade média cobrem 34,32% e as classes com alta vulnerabilidade 9,14%.

O resultado geral do enfoque associando os dados de uso da terra e cobertura florestal aos parâmetros físicos da bacia está espacializado na figura 25.

Conforme evidenciado na distribuição dos hexágonos as áreas instáveis da bacia cobrem 1.250 ha ou 4,2%, as áreas com estabilidade média perfazem 22.000 ha ou 72,4% e as áreas estáveis cobrem 6.700 ha ou 23,4% do território analisado.

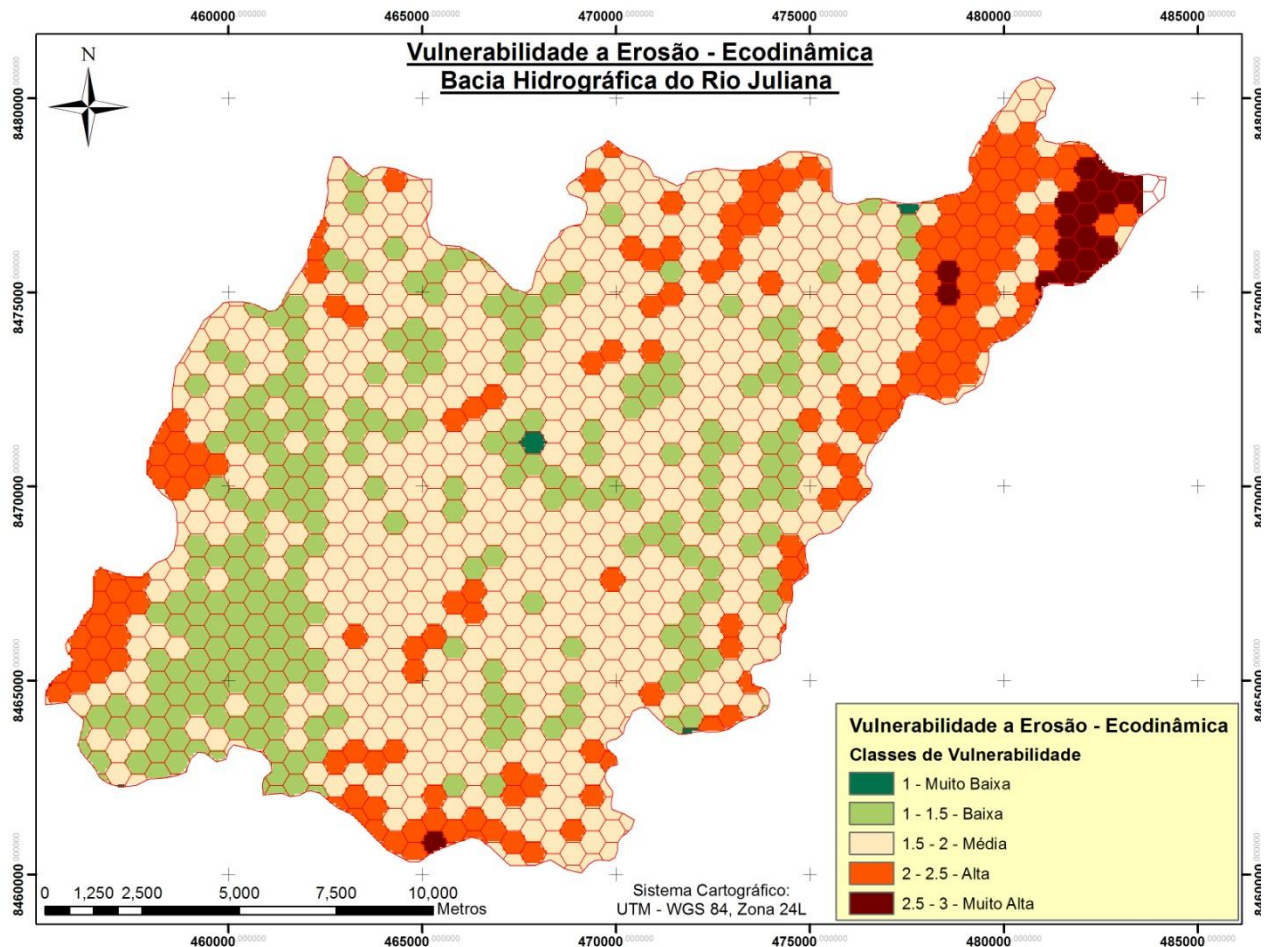


Figura 25: Vulnerabilidade a erosão (Ecodinâmica) na Bacia do Rio Juliana

A metodologia utilizada para os cálculos da vulnerabilidade a erosão utilizando dois enfoques revelou-se estratégica, porque tornou clara o papel das ações antrópicas em provocar a instabilidade das condições naturais encontradas.

O cálculo dos parâmetros onde foram inseridos os dados de uso da terra e cobertura florestal evidenciam bem isso. No primeiro enfoque mais de 83% da bacia apresentou grau de vulnerabilidade a erosão considerado baixo. No segundo enfoque com a inserção das ações humanas esse valor reduziu para 23,4%, tendo como característica predominante na paisagem as áreas com estabilidade média, 72%.

2.5.4 Avaliação dos Serviços Ecossistêmicos

Os resultados gerados pelos dados das características geoambientais, pelo mapeamento do uso da terra e cobertura florestal, pelos estudos realizados pela OCT na região e pelos cálculos e espacialização dos indicadores definidos nos evidenciam inúmeras características qualitativas e quantitativas, a cerca, das qualidades dos serviços ecossistêmicos presentes na bacia, principalmente no foco do presente estudo, água, biodiversidade e carbono.

A grande cobertura florestal ainda remanescente na bacia em questão atribui à mesma, características e importância no contexto regional no tocante a manutenção de serviços ecossistêmicos que são imprescindíveis para a sustentação das atividades econômicas desenvolvidas no território.

Em relação aos serviços ecossistêmicos ligados a biodiversidade, os resultados dos cálculos das métricas de paisagem aplicadas aos fragmentos florestais apontaram as áreas que do ponto de vista do contexto de tamanho (área), forma, área nuclear e grau de isolamento podem abrigar as comunidades biológicas mais heterogêneas, complexas e numerosas.

No contexto de viabilidade as funções ecossistêmicas ligadas a biodiversidade, o recorte dos fragmentos maiores que 100 ha apontam a localização e o número de fragmentos prioritários para a manutenção dos serviços ligados a biodiversidade na bacia. O resultado evidenciou 15 fragmentos com áreas variando de 111 a 8.102 hectares, conforme distribuição espacial mostrada na figura 26.

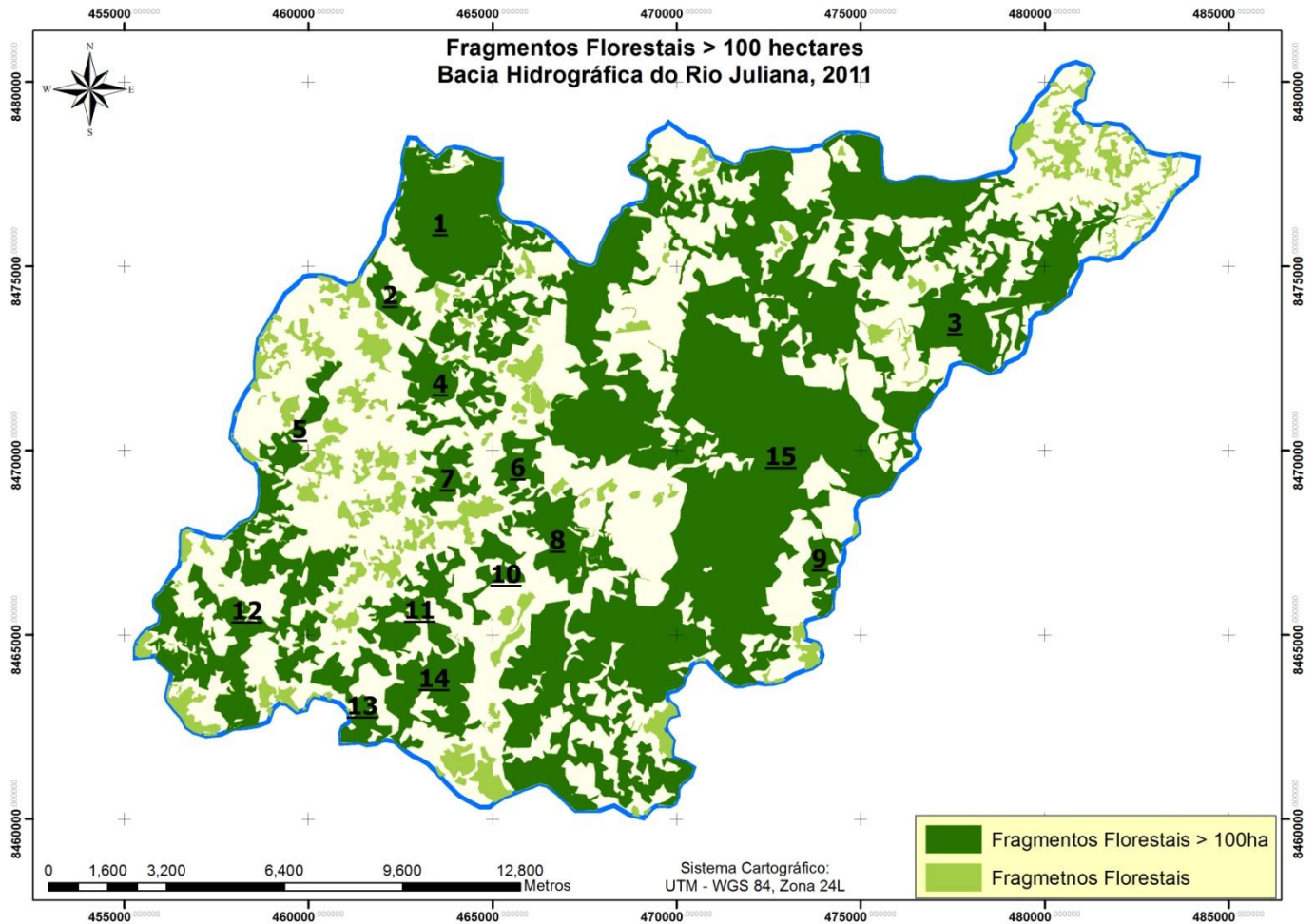


Figura 26: Fragmentos > 100 ha na Bacia do Rio Juliana

Conforme evidenciado na tabela abaixo esses fragmentos são os mais representativos em área, posição espacial e tamanho de área nuclear. A relação do tamanho destes fragmentos com sua área nuclear está acima de 60% chegando como nos casos dos fragmentos 1, 14 e 15 a mais de 80%.

Tabela 17: Índices de Paisagem para Fragmentos prioritários para manutenção da biodiversidade

Fragmentos Florestais > 100 ha	Índices de Paisagem				
	Área (ha)	Índice de Forma	Área Nuclear (ha)	Proporção Área/Núcleo (ha)	Índice de Proximidade
Fragmento 1	931.56	2.883	817.56	87.76%	45210
Fragmento 2	111	2.75	72.54	65.35%	1095
Fragmento 3	1746	7.285	1350.63	77.36%	22653
Fragmento 4	344.67	4.676	220.86	64.08%	11388
Fragmento 5	164	3.25	108.89	66.40%	3454
Fragmento 6	147	2.154	115.11	78.31%	46227
Fragmento 7	175.3	3.019	123.12	70.23%	162
Fragmento 8	402.4	4.122	292.59	72.71%	5861
Fragmento 9	125.5	2.659	88.29	70.35%	22530
Fragmento 10	142.2	2.837	97.02	68.23%	420
Fragmento 11	336	4.424	230.49	68.60%	1181
Fragmento 12	1153	7.787	804.51	69.78%	887
Fragmento 13	215	3.041	155.7	72.42%	1707
Fragmento 14	408.5	3.042	327.33	80.13%	1287
Fragmento 15	8102	10.709	6827.66	84.27%	13004

O estoque de carbono presente nos fragmentos florestais pode ser estimado com base no seu estágio de conservação. Vários trabalhos utilizaram-se desse método para realizar esse tipo de estimativa dentre os quais Ditt, 2010; Piotto, 2009; Britez, 2006; Tiepolo, 2002; Roderjan, 1994; foram utilizados como referência para esse tipo de inferência nos fragmentos florestais existentes na Bacia do Rio Juliana.

Os resultados estão destacados na figura 27 onde os valores dos estoques de carbono estão distribuídos por fragmentos em estágio médio a avançado, estágio médio e estágio inicial a médio. Os valores totais de carbono estocado em fragmentos florestais variam no entorno de 2.500.000 toneladas.

Tabela 18: Estoque Estimado de Carbono

Classes	Área (ha)	C / t
Fragmentos em Estádio Médio a Avançado	13.901	2.293.665
Fragmentos em Estádio Médio	1.964	157.120
Fragmentos em Estádio Inicial a Médio	739	25.865

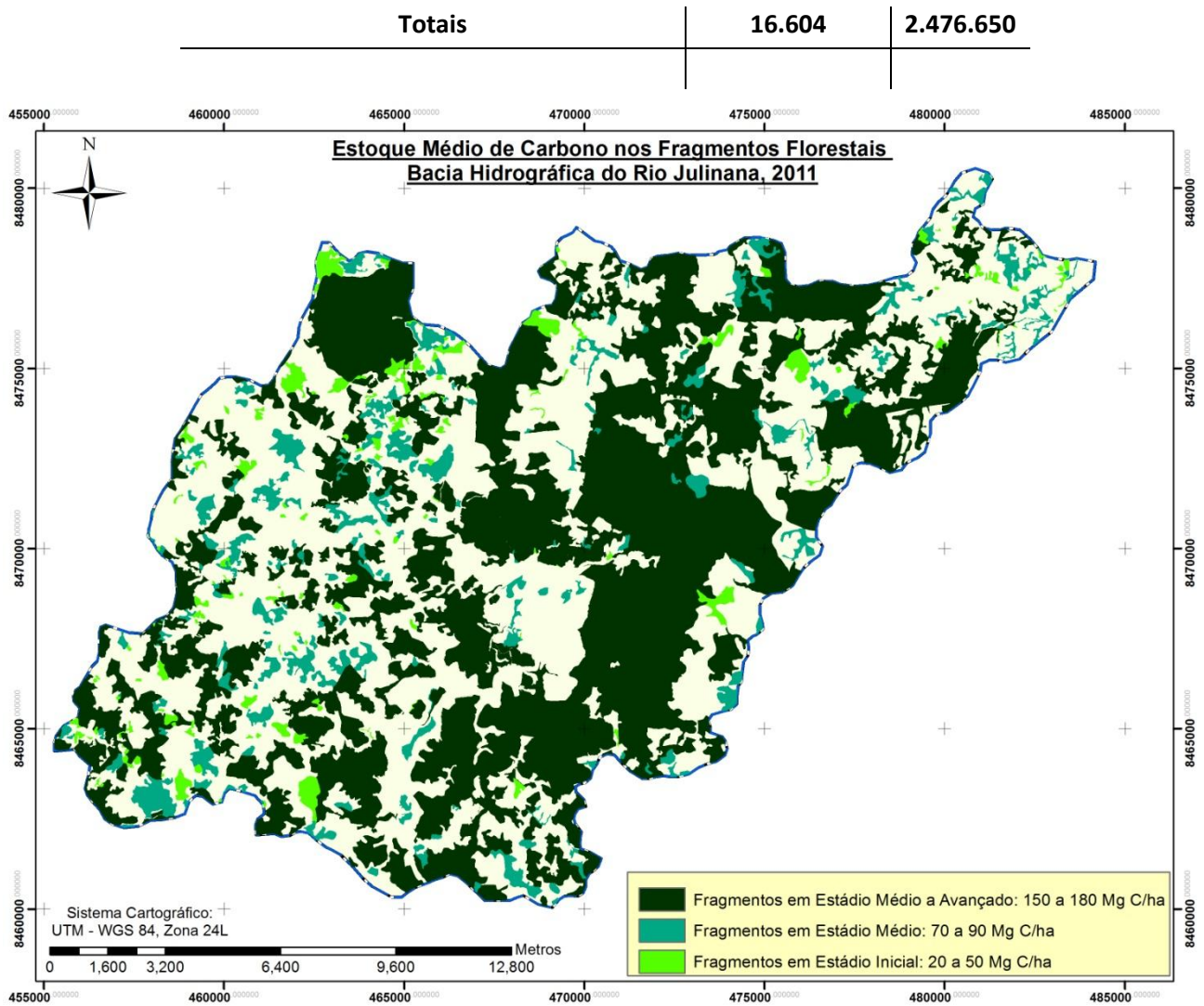


Figura 27: Estoque Médio de Carbono

Ainda na avaliação do componente carbono, vale inserir um dado de um levantamento realizado pela OCT em 2010 sobre as áreas elegíveis para restauração florestal objetivando a venda de créditos de carbono no mercado voluntário protocolo VCS. O levantamento foi realizado com base no programa CarbonoGeo (TNC, 2010).

O resultado revelou que na Bacia do Juliana existem cerca de 1.000 ha de áreas para projetos de carbono florestal com base na metodologia VCS (Figura 28).

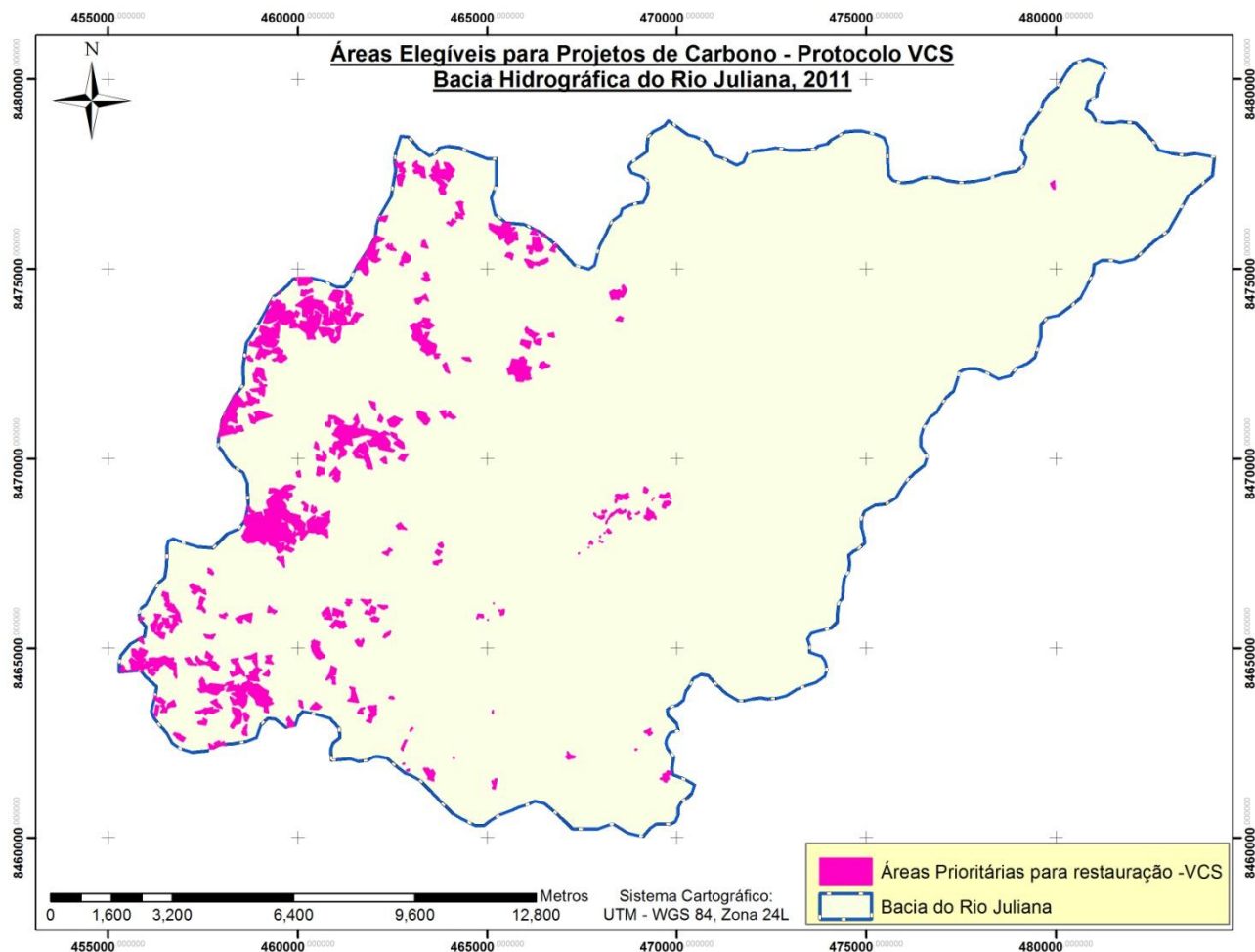


Figura 28: Áreas Elegíveis para Projetos de Carbono na Bacia do Rio Juliana

Dados de incremento de carbono em atividades de restauração florestal na mata atlântica indicam uma média de 10 a 12 t / ano de carbono, por um período de 30 anos, são sequestrados da atmosfera em plantios florestais com espécies nativas. Portanto pode-se inferir que na área de estudo existe um potencial de captura de carbono de 300 a 360 mil toneladas.

Integrando os dados do levantamento das áreas elegíveis para carbono com os dados dos estoques de carbono em fragmentos florestais na Bacia do Juliana podemos somar aos referidos 300 ou 360 mil toneladas os quase 2.500.000 toneladas de C presentes em estoque nos fragmentos florestais.

- 3.697 hectares localizados em áreas com baixa vulnerabilidade a erosão ou estáveis.

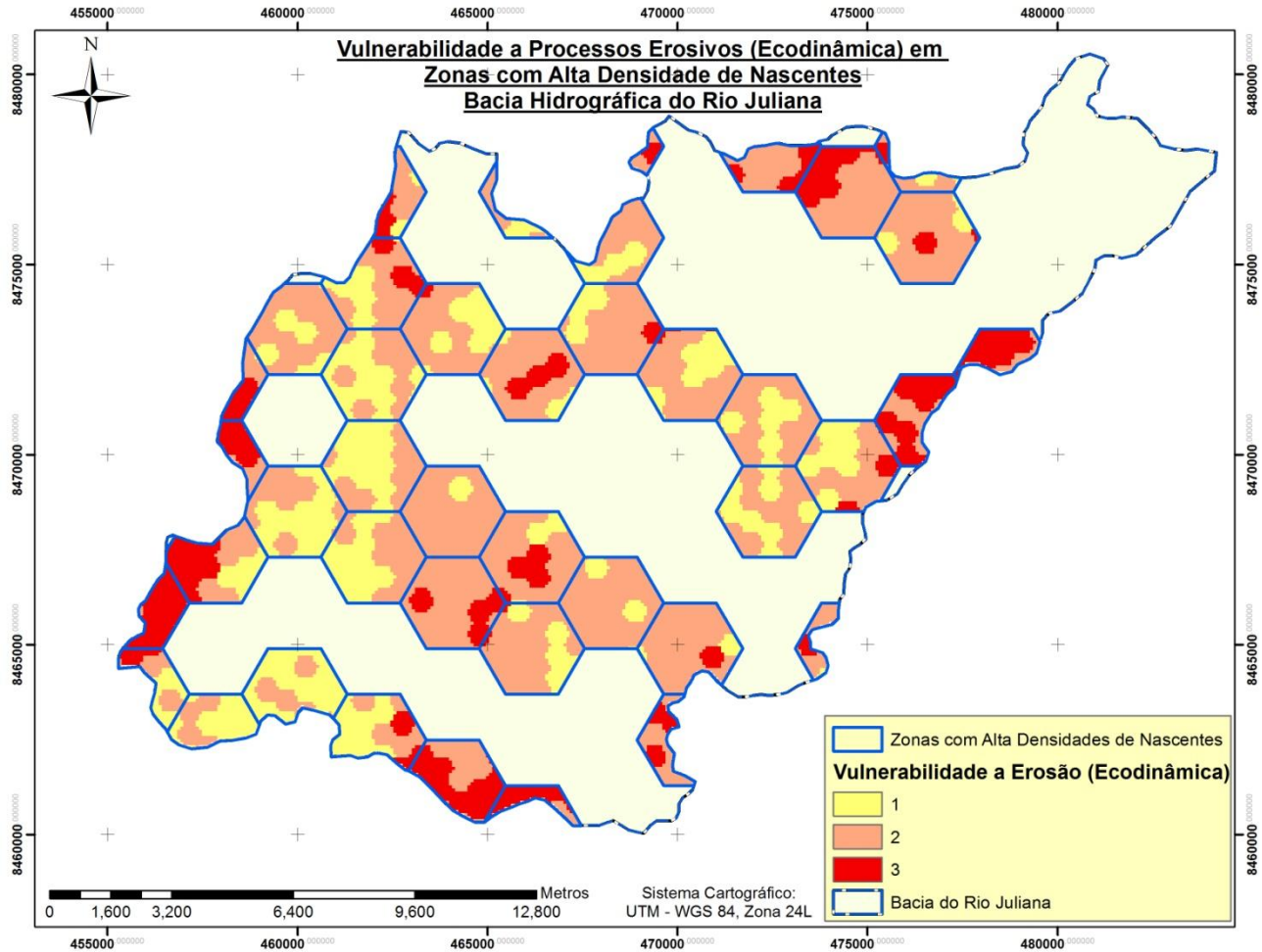


Figura 30: Vulnerabilidade a Erosão em Áreas com Alta Densidade de Nascentes

Em relação ao índice de transformação antrópica – ITA as áreas com alta densidade de nascentes apresentaram resultados que mostram o nível de antropização nas áreas prioritárias para a produção de água na bacia.

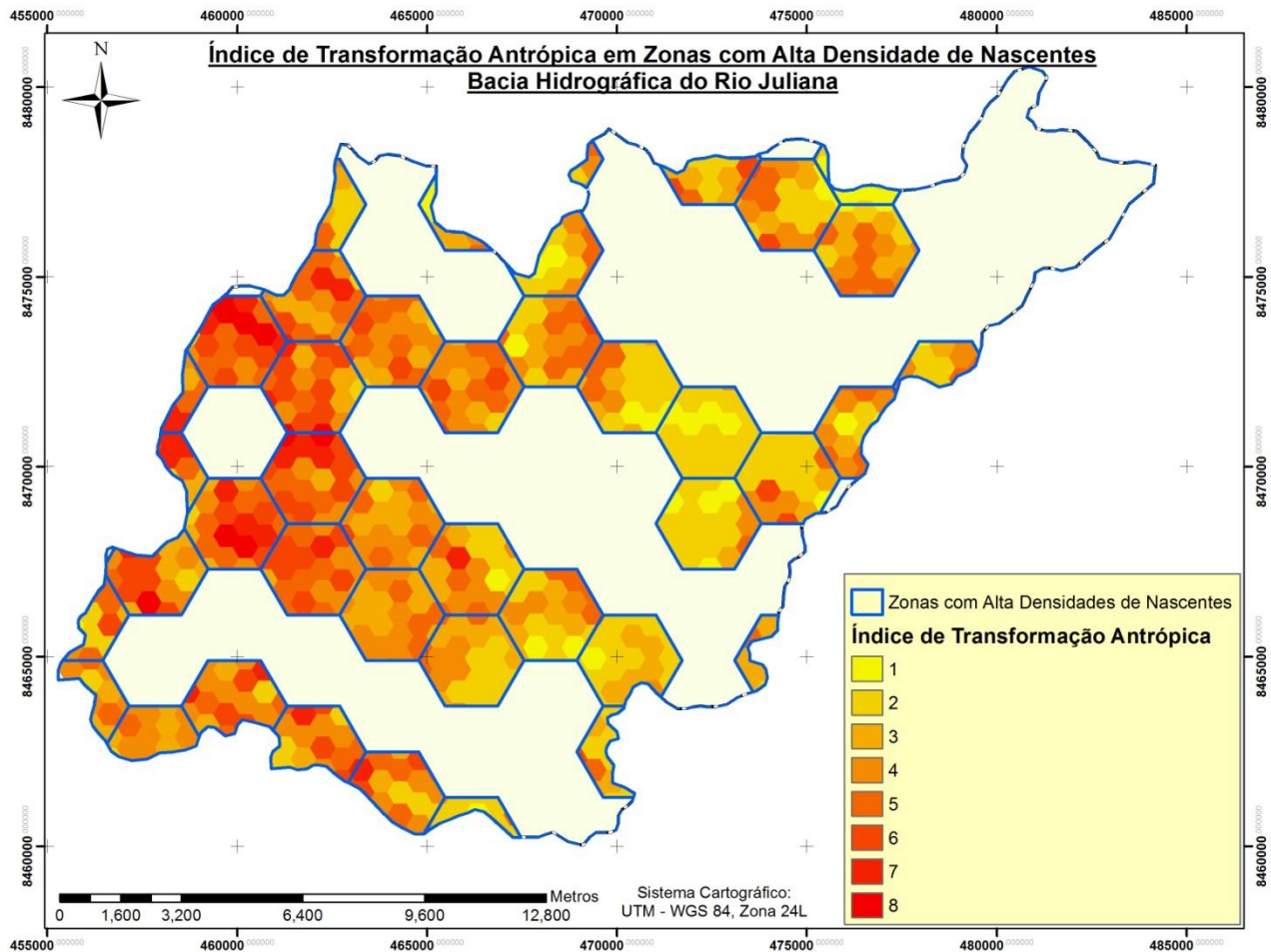


Figura 31: ITA em Áreas com Alta Densidade de Nascentes

Na figura 31 podemos visualizar a concentração de valores de ITA mais altos nas áreas próximas as cabeceiras e divisores de drenagem e de valores mais baixos nas áreas situadas na porção central da bacia.

Tabela 19: ITA distribuição

ITA - Zonas com Alta Densidade de Nascentes	
ITA	Área (ha)
1	687
2	3.341
3	2.554
4	3.018

5	2.676
6	1.353
7	572
8	234

Podemos observar que os valores de ITA mais baixos (1, 2 e 3) ocupam a maior parte dos hexágonos de alta densidade de nascentes. No entanto as concentrações das zonas com valores de ITA mais acentuados, indicando níveis acentuados de antropização, ocupam áreas localizadas nos divisores de drenagem que são consideradas áreas prioritárias do ponto de vista de recarga hídrica numa bacia hidrográfica.

2.6 Conclusões

Os estudos realizados e os dados gerados pelos indicadores ambientais e pela avaliação dos serviços ecossistêmicos mostram que na Bacia do Rio Juliana as áreas ocupadas com remanescentes florestais, independente dos diversos estádios de conservação e vários níveis de degradação, ainda ocupam mais de 55% da área total.

Em oposição à grande cobertura florestal na área de estudo, os resultados revelam que 5.457 hectares da bacia estão em áreas com alta vulnerabilidade a erosão, o que representa 18,2% do território analisado. E nessas áreas de alta fragilidade, os fragmentos florestais cobrem 2.182 hectares, 40% do total. Outro dado relacionado à degradação na bacia é o Índice de Transformação Antrópica, 1.260 ha de terras na bacia apontam para um alto nível de degradação, indicado pelo ITA. Em relação às APP fluvial, os dados de uso da terra evidenciaram que dos 55% dessas áreas estão com a cobertura florestal original alterada, sendo ocupadas por lavouras permanentes, temporárias ou pastagens.

A perda de área dos fragmentos florestais, com conseqüente aumento dos efeitos de borda e o isolamento crescente desses fragmentos expõe diversas espécies a efeitos nocivos, o que leva a uma redução exponencial da biodiversidade nesses locais e influencia negativamente nas trocas gênicas entre os diversos grupos e comunidades bióticas, aumentando o risco de extinção dos mesmos (Brown & Lomolino 2006).

A contínua intensificação da ocupação humana em áreas ambientalmente frágeis e definidas por lei como de preservação permanente, pode acarretar em perdas da qualidade e quantidade na prestação de serviços ecossistêmicos, como deterioração da qualidade da água, alterações microclimáticas, diminuição da polinização nas lavouras e aumento de pragas, ocasionadas pela redução dos habitats naturais.

A degradação destes serviços é resultado da complexa interação entre fatores inerentes ao processo de fragmentação florestal, poluição hídrica e atmosférica, perda da fertilidade natural do solo e da biodiversidade ocasionada pela redução das áreas florestais, maior exposição ao efeito de borda e isolamento, uso inadequado do solo e a constante pressão antrópica exercida sobre os ecossistemas. Estes fatores se manifestam e se combinam de diversas formas, gerando diferentes níveis de

degradação ambiental na Bacia do Rio Juliana. Como consequência, estabelece-se um mosaico de unidades de paisagem com diversos graus de conservação e degradação.

A eficácia desta intervenção que ajudou na identificação dos níveis de degradação, conservação e dos serviços ecossistêmicos, depende de alternativas sustentáveis para minimizar o processo de degradação e recuperar a estrutura da paisagem.

Os resultados também revelam a necessidade de aprofundamento dos estudos, principalmente os voltados à biodiversidade e interação dos fragmentos florestais com os sistemas produtivos locais.

Atrelar o desenvolvimento das atividades econômicas na bacia com a conservação dos ativos ambientais e seus serviços ecossistêmicos pode ser a chave para a integração do desenvolvimento econômico com a conservação dos recursos naturais na região.

Um modelo denominado de Conservação Produtiva (OCT, 2011) está sendo implantado em larga escala na região, com foco na Bacia do Rio Juliana. Esse modelo prevê o uso de espécies perenes como o cacau e a seringueira mesclados com espécies frutíferas nativas e modelos de silvicultura mesclando espécies nativas com eucalipto, implantados em áreas de pastagens degradadas e/ou em áreas com baixa aptidão agrícola em pequenos imóveis rurais agregando renda com a conservação dos ativos ambientais locais.

A Bacia Hidrográfica do Rio Juliana representa um grande banco de serviços ecossistêmicos tanto para o presente quanto para o futuro. Atividades econômicas em desenvolvimento na região evidenciam ainda mais o potencial hídrico da bacia. Nela se multiplicam atividades de aquicultura e já existem três pequenas centrais hidrelétricas em operação, e duas em planejamento.

A garantia do abastecimento humano e do desenvolvimento dessas atividades citadas está intrinsecamente relacionada com a contínua provisão de serviços ecossistêmicos mantidos pelos fragmentos florestais existentes e na interação destes com os diversos usos da terra que ocorrem na região. A ocupação de áreas ambientalmente frágeis sem planejamento adequado interfere na dinâmica dos serviços ecossistêmicos mantidos pelos fragmentos florestais.

2.7 Bibliografia

ANDRADE, D. C.; Romeiro, A. R.(2009) Capital natural, serviços ecossistêmicos e sistema econômico: rumo a uma “Economia dos Ecossistemas”. In: Texto para Discussão. IE/UNICAMP. n. 159, maio 2009.

BASILE, A.; Vetorrazzi, C. A.; Ferraz, S. F. B. Caracterização física e estrutural dos fragmentos florestais da bacia do Rio Corumbataí, SP, e sua relação com o NDVI. VII Congresso de Ecologia do Brasil. Caxambu – MG, 2005.

BENNET, E.M., PETERSON, G.D., LEVITT, E.A., 2005. Looking to the future of ecosystem services. *Ecosystems* 8, 125-132.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. Conservação do Solo. São Paulo: Iconi, 1985. <<http://www.millenniumassessment.org>>.

BONONI, V.L.R. 2004. Controle ambiental de áreas verdes. In: Philippi Jr, A.; Romério, M.A. & Bruna, G.C. (eds.). Curso de gestão ambiental. Coleção Ambiental. Manoele, Barueri. Pp. 213-255.

BRITEZ, R. M. de; BORGIO, M.; TIEPOLO, G.; FERRETTI, A.; CALMON, M.; HIGA, ROSANA. Estoques e incremento de carbono em florestas e povoamentos de espécies arbóreas com ênfase na floresta atlântica do sul do Brasil. Colombo: Embrapa Florestas, 2006. 165p.

BROWN, J.H. & Lomolino, M.V. 2006. Biogeografia. 2ª ed. FUNPEC Editora, Ribeirão Preto. 691p.

CARRÃO, H. Os efeitos da escala na caracterização da paisagem: modelação e avaliação das transformações na representação da ocupação de solo. Trabalho Fim de Curso, Universidade de Évora – Évora, Portugal, 2002.

CLAUDE, M.; PIZARRO, R. Indicadores de sustentabilidad y contabilidad ambiental para el caso chileno. In: SUNKEL, Osvaldo (Ed.). Sustentabilidad ambiental del crecimiento económico chileno. Santiago: Universidad de Chile, 1996.

COSTANZA, R. & Folke, C. in Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems (ed. Daily, G.) 49–70 (Island, Washington DC, 1997).

COSTANZA, R. The value of the world's ecosystem services and natural capital, in Nature. 1997. p. 253-260.

DAILY G. C. (1997). Introduction: What Are Ecosystem Services? in Daily, G. (edt), Nature's Services. Societal Dependence on Natural Ecosystems, Island Press, Washington DC.

DALY, H. E.; FARLEY, J. Ecological Economics: principles and applications. Washington: Island Press, 2004.

DE GROOT R.S., Wilson M.A., Boumans R.M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. Ecol. Econ. 41: 393-408. 2002.

DE MARCO P. Jr., Coelho F.M. Services performed by the ecosystem: forest remnants influence agricultural cultures' pollination and production. Biodiversity and Conservation. 13 (7): 1245-1255. 2002.

DITT, E. H. Fragmentos Florestais no Pontal do Paranapanema. Instituto Internacional de Educação do Brasil - IIEB e Instituto de Pesquisas Ecológicas – IPÊ. São Paulo, 2002.

DITT, E. H. Integration of Ecosystem Services and Policy to Manage Forest and Water Resources Around the Atibainha Reservoir in Brazil. Thesis submitted for the degree of Doctor of Philosophy for the University of London. Centre for Environmental Policy Imperial College London, January, 2008.

EIDEN, G.; KAYADJANIAN, M.; VIDAL, C., 2000. Capturing landscape structures: Tools. From Land Cover to Landscape Diversity. [Online].<http://europa.eu.int/comm/agriculture/publi/landscape/ch1.htm>

EIDEN, G.; KAYADJANIAN, M.; VIDAL, C., 2000a. Quantifying Landscape Structures: spatial and temporal dimensions. From Land Cover to Landscape Diversity. [Online]. <http://europa.eu.int/comm/agriculture/publi/landscape/ch1.htm>

European Environment Agency. Sustainable water use in Europe : part 1 : sectoral use of water / European Union. European Environment Agency. - Copenhagen, 1999. - 91p.

FORMAN, R. T. T. **Land mosaics: The ecology of landscapes and region**. New York: Cambridge Press, 1995. 632p.

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

FROHN, R. C., 1998. Remote Sensing for Landscape Ecology – New Metric Indicators for Monitoring, Modeling, and Assessment of Ecosystems. Department of Geography. University of Cincinnati. Cincinnati, Ohio.

GALLEGO, F. J.; ESCRIBANO, P.; CHRISTENSEN, S., 2000. Comparability of landscape diversity indicators in the European Union. From Land Cover to Landscape Diversity. [Online].<http://europa.eu.int/comm/agriculture/publi/landscape/ch1.htm>

GRISE, M. M. A estrutura da paisagem do mosaico de unidades de conservação do litoral norte do Paraná. Curitiba, 2008, 108 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) Universidade Federal do Paraná.

GUSTAFSON EJ, Parker GR., 1992. Relationship between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. *Landscape Ecology* 7:101-110.

GUSTAFSON, E.J., 1998. Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art. *Ecosystems*: 143-156.

HELLIWELL, D.R., 1969: Valuation of wildlife resources. *Regional Studies* 3, 41–49. <http://tejo.dcea.fct.unl.pt/riaformosa/gai.htm>, 2000.

IBGE, Manual Técnico de Geomorfologia, 2ª Ed. Rio de Janeiro, 2009.

IBGE, Manual Técnico de Uso da Terra, 2ª Ed. Rio de Janeiro, 2006.

IISD (2000). Climate Change Capacity Project–Africa. Report of the Workshop July 17-21, 2000 Dakar, Senegal. International Institute for Sustainable Development, Winnipeg, Canada http://iisd.ca/climate /cccp_africa.htm [Geo-2-153]

IPARDES. Indicadores analíticos: recurso de gestão e planejamento: metodologia e operacionalização. Curitiba, 1992. 84p.

ISAAKS, E. H.; Srivastava R. M. An Introduction to Applied Geostatistics. New York, Oxford University Press, 1989. 560p.

JACKSON W. Natural systems agriculture: a truly radical alternative. *Agr., Ecosyst. Environ.* 88: 111-117. 2002.

JUNIOR, O. B. e Müller, A. C. P. Indicadores Ambientais Georreferenciados para a Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba - www.ipardes.gov.br/pdf/revista_PR/99/bessa.

KEDDY P.A. & Lee H.T. Choosing indicators of ecosystem integrity: wetlands as a model system. In: Woodley S., Kay J. & Francis G. (eds) *Ecological integrity and the management of ecosystems*. St. Lucie Press, Ottawa, 1993, p. 61- 79.

KEPNER, W. G.; JONES, K.B.; CHALLOUD, D. J.; WICKHAM, J.D.; RIITTERS, K.H.; O'NEILL, R.V., 1995. Mid-Atlantic Landscape Indicators Project Plan. Environmental Protection Agency. U.S. EPA 620/R-95/003.

KING, R.T., 1966: Wildlife and man. *NY Conservationist* 20 (6), 8–11.

LAMBIN, E. F. (1994). *Modeling Deforestation Processes - A Review*, Trees series B: Research Report . European Commission, Luxembourg.

LANG, S. & Blaschke, T. 2009. *Análise da paisagem com SIG*. Oficina de Textos, São Paulo. 424p

LAURANCE, W.F.; Cochrane, M.A.; Bergen, S.; Fearnside, P.M.; Delamônica, P.; Barber, C.; D'Angelo, S. & Fernandes, T. 2001. The future of the Brazilian Amazon. *Science*, 291: 438-439.

LIMA, A.R. & Capobianco, J.P.R. 1997. *Mata Atlântica: avanços legais e institucionais para a sua conservação*. Documentos ISA n°4, Instituto Ambiental, São Paulo.

LINO, C.F. e DIAS, H. **Águas e Florestas da Mata Atlântica: Por uma Gestão Integrada**. Rio de Janeiro, 2003.

MACARTHUR, R.H.; Wilson, E.O. An Equilibrium Theory of Insular Zoogeography. *Evolution*, 17:373-387. 1963.

MACARTHUR, R.H.; Wilson, E.O. *The theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton. 1967.

MARCOMIN, Fátima E. Análise Ambiental da bacia hidrográfica do Rio Pinheiros (município de Orleans e São Ludgero, SC) com base na caracterização e diagnóstico dos elementos da paisagem e da perda de solo por erosão laminar. São Carlos: UFSCar, 2002. 155 p. Tese de Doutorado. Programa de pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J., 1995. Fragstats: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. Portland, OR: U. S. Department of Agriculture. Forest Service. Pacific Northwest Research Station.

METZGER, J. P. Estrutura da Paisagem e Fragmentação: análise bibliográfica. In: **An. Acad. Bras. Ci.**, v. 71, n. 3, 1999.

MEA - Millennium Ecosystem Assessment. **Ecosistemas e Bem-estar humano: Estrutura para uma Avaliação / relatório do Grupo de Trabalho da Estrutura Conceitual da Avaliação Ecosistêmica do Milênio**. Tradução: Renata Lucia Bottini. São Paulo: Editora Senac São Paulo, 2003. 379p.

MEA - Millennium Ecosystem Assessment. **Relatório-Síntese da Avaliação Ecosistêmica do Milênio**. 2005. Available in: <<http://www.millenniumassessment.org>>.

NEVES, Nuno (1996) – Aplicação de Sistemas de Informação geográfica ao Planeamento Municipal: Desenvolvimento de Modelos de Simulação e Decisão. Dissertação apresentada para obtenção de Doutoramento, Departamento de Geografia Humana, Faculdade de Geografia y História, Barcelona.

NEVES, N., FREIRE, M., CABEZAS, J., BUYOLO, T., FERNÁNDEZ, L., FERNÁNDEZ, I., BATISTA, T., 2006a. GESTA – Concepção e Desenvolvimento do Modelo de Dados Espaciais; in AMDE, Junta de Estremadura (Eds.) GEOALEX – Modelo de Gestão Ambiental e Territorial para a Área Transfronteiriça Alentejo-Estremadura. Badajoz, pp. 253-280.

O'NEILL, R.V.; JONES, K.B.; RIITTERS, K.H.; WICKHAM, J.D.; GOODMAN, I.A., 1994. Landscape monitoring and assessment research plan. Environmental Protection Agency. U.S. EPA 620/R-94/009.

OCDE. Core set of indicators for environmental performance reviews: a synthesis report by the group on the state environment. Paris: OCDE, 1993.

OTT, W. Environmental indices: theory and practice. Michigan: Ann Arbor, 1978.

Primack, R.B. & Rodrigues, E. 2002. Biologia da Conservação. Londrina, E. Rodrigues. p.83.

PORTO, A.; C.; LINARES, J.; A.; H.; NETO, G.; B.; S. Análise da estrutura e dinâmica da paisagem do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros. Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba, PR, Brasil, 30 de abril a 05 de maio de 2011, INPE p.3057.

RIBEIRO, D. D. M.; MELLO, F. R.; COSTA, J. C.; ROCHA, W. J. S. F. R. Mapeamento de Unidades Geoambientais para Preservação da Mata Atlântica na APA do Pratigi-BA, com Auxílio do Método AHP. AGIRÁS Revista AGIR de Ambiente e Sustentabilidades Ibirapitanga (BA), v. 2, n. 3, Agosto/Novembro de 2010.

RIITTERS, K. H.; O'NEILL, R. V.; HUNSAKER, C. T.; WICKHAM, J. D.; YANKEE, D. H.; TIMMINS, S. P.; JONES, K. B.; JACKSON, B. L., 1995. A factor Analysis of Landscape Pattern and Structure Metrics, in Landscape Ecology, vol. 10, n.º 1, pp. 23 – 39.

ROCHA, S. P. e CRUZ, C. B. M. Aplicação do ITA na análise espaço-temporal do entorno da BR-101 nos municípios de Angra dos Reis e Parati. Anais do XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, Brasil. INPE, pags 1.505 – 1.512, 2009.

RODERJAN, C.V. O gradiente da Floresta Ombrófila Densa no Morro do Anhangava, Quatro Barras, PR: Aspectos climáticos, pedológicos e fitossociológicos. 1994. 119f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

RODRIGUES, E. Ecologia de fragmentos florestais ao longo de um gradiente de urbanização em Londrina-PR. 1993. 110f. Tese (Mestrado) - Universidade de São Carlos, São Paulo.

SAUNDERS, D. A., R. J. Hobbs & C. R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-32.

SCHAFFER, C.L. *Nature Reserves: Island Theory and Conservation Practice*. Smithsonian Institution Press, Washington. 1990.

SCHELHAS, J. & Greenberg, R. 1996. Introduction: the value of forest patches. P.p. xv-xxxvi. In: J. SCHELHAS, & R. GREENBERG (eds.). *Forest patches in tropical landscapes*. Washington DC: Island Press.

SEROA da motta, R. Indicadores ambientais: aspectos ecológicos, de eficiência e distributivos. Rio de Janeiro: DIPES/IPEA, fev. 1996 (Texto para Discussão, 399).

STEENMANS, C.; PINBORG, U., 2000. Anthropogenic fragmentation of potencial seminatural and natural areas. From Land Cover to Landscape Diversity. <http://europa.eu.int/comm/agriculture/publi/landscape/ch1.htm>

SUKHDEV, P., 2008. The Economics of Ecosystems and Biodiversity. Interim Report of the Convention on Biological Diversity. European Communities, Cambridge, United Kingdom.

TIEPOLO, G.; CALMON, M.; FERRETTI, A.R. Measuring and Monitoring Carbon Stocks at the Guaraqueçaba Climate Action Project, Paraná, Brazil. Extension Series No. 153 (p 98-115) In: Taiwan Forestry Research Institute. International Symposium on Forest Carbon Sequestration and Monitoring. 2002

TOLEDO, P. E. N. *Cobrança do Uso da Água e Pagamento por Serviços Ambientais*. São Paulo: SMA, 2005.

TURNER, M. G. Landscape Ecology: the effect of pattern on process, in *Annual Review of Ecological Systems*, n.º 20, pp. 171 – 197, 1989.

UEZU, A.; Metzger, J. P.; Vielliard, J. M. E. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123 (2005) 507–519.

VALENTE, R. de O. A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do Rio Corumbataí, SP**. Piracicaba, 2001, 161 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.

VOLATÃO, C. F. S. **Trabalho de análise espacial Métricas do Fragstats**. INPE, São José dos Campos. 1998.

WICKHAM, J. D.; RIITTERS, K. H., 1995. Sensitivity of landscape metrics to pixel size, in *International Journal of Remote Sensing*, vol. 16, n.º 18, pp. 3585 – 3594.

Whitcomb, R.F., Robbins, C.S., Lynch, J.F., Whitcomb, B.L., Klimhiewicz, M.K. and Bystrak, D. 1981. Effects of forest fragmentation on avifauna of the eastern deciduous forest. In Burgess, R.L., Sharpe, D.M. (Eds.), *Forest island dynamics in man-dominated landscapes*. Springer, New York, pp. 125-20.

CAPÍTULO 3

Proposições de Ações para a Manutenção e Melhoria da Qualidade dos Serviços Ecossistêmicos (Água, Carbono e Biodiversidade) na Bacia Hidrográfica do Rio Juliana

3.1 Introdução

Este capítulo aborda a proposição de ações para a manutenção e melhoria da qualidade dos serviços ecossistêmicos avaliados na Bacia do Rio Juliana através da identificação de áreas prioritárias para conservação e restauração florestal e propõe diretrizes para implantação de pagamentos por serviços ambientais, através dos resultados obtidos no capítulo anterior pelos resultados dos indicadores ambientais e pela avaliação de serviços ecossistêmicos.

A conservação dos recursos naturais e a manutenção dos serviços ecossistêmicos dependem de estratégias para a conservação dos fragmentos florestais existentes e para a restauração florestal de áreas que são imprescindíveis para a adequada oferta hídrica e manutenção da conectividade entre fragmentos, que na atualidade encontram-se degradados.

Ao se adotar indicadores para avaliar qualidades e/ou características, de um determinado lugar, é necessário antes ter definido claramente a base geográfica a serem aplicadas as análises.

“A bacia hidrográfica tem sido reconhecida como o espaço geográfico mais adequado para tratar assuntos ambientais, abastecimento de águas e outros, constituindo-se em unidade de gestão administrativa” (CBH-PCJ, 2000). É um espaço de planejamento e gestão, adequando-se e compatibilizando-se às diversidades demográficas, sociais, culturais e econômicas das regiões. A qualidade ambiental de uma determinada região está diretamente relacionada às formas de ocupação e uso da terra da bacia hidrográfica (Zibordi, 2006).

Bacias hidrográficas podem ser consideradas sistemas geomorfológicos abertos, portanto, encontra-se em constante estado de flutuação entre aporte, transporte e exportação de materiais, num estado de equilíbrio dinâmico. A bacia hidrográfica encerra o conceito de integração, uma vez que qualquer alteração física, química ou climática pode modificar a qualidade e a quantidade da água no sistema. Assim ela se torna indispensável a melhor compreensão dos problemas ambientais e ao planejamento ambiental (Guerra e Cunha, 2003).

A Bacia Hidrográfica do Rio Juliana, ainda possui importantes fragmentos florestais, prioritários para a manutenção dos serviços ecossistêmicos e para a conservação da rica biodiversidade existente.

Os dados do mapeamento do uso da terra e cobertura florestal evidenciam que mais de 55% (Florestas Estádios Médio a Avançado e Inicial) da área da Bacia do Rio Juliana merece maior atenção no que tange a conservação e manutenção das áreas florestadas, como está evidenciado na figura 32.

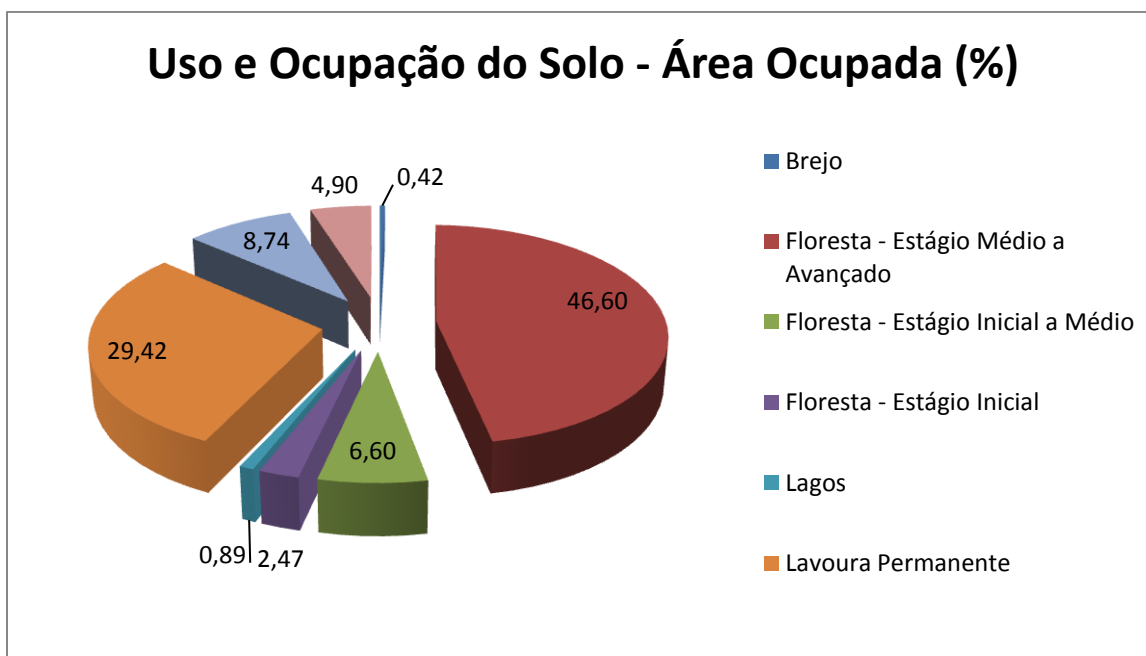


Figura 32: Porcentagens das Classes de Uso da terra e Cobertura Florestal na Bacia Hidrográfica do Rio Juliana.

3.2 Áreas Prioritárias para Conservação e Restauração

Embora na área estudada não se tenha conhecimento mais aprofundado sobre a fauna e flora, sendo este um dos critérios fundamentais para a criação de propostas de conservação mais direcionada, é possível a criação de grupos funcionais que busquem atender as necessidades do maior número possível de espécies. Conceitos e metodologias de Ecologia de Paisagem podem ser instrumentos importantes para uma avaliação ambiental e podem ser usados para direcionar ações de conservação e gestão de paisagens Almeida (2010).

Os esforços de conservação de ecossistemas e de restauração de áreas degradadas envolvem organismos e entidades nacionais e internacionais, governos e sociedade. Diversas metodologias e proposições vêm sendo implementadas em todo o mundo.

A organização Conservation International - CI possui várias definições de priorização de áreas que incluem: Corredores de Biodiversidade; Grandes Regiões Naturais; Hotspots.

Segundo a CI, Corredores de Biodiversidade, são formados por uma rede de parques, reservas e áreas privadas de uso menos intensivo, na qual um planejamento integrado das ações de conservação pode garantir a sobrevivência do maior número de espécies e o equilíbrio dos ecossistemas. O corredor pode se estender por centenas de quilômetros e atravessar fronteiras nacionais para incluir áreas protegidas, habitats naturais remanescentes e suas comunidades ecológicas. Os Corredores de Biodiversidade é a principal estratégia da CI no Brasil para direcionar ações de conservação nos Hotspots e nas Grandes Regiões Naturais.

Seguindo a metodologia adotada, o termo Grandes Regiões Naturais é utilizado para denominar um grande bloco de floresta tropical ainda praticamente intacto, com mais de 10.000 km² e mais de 70% de sua vegetação original. Em muitos casos, as Grandes Regiões Naturais apresentam baixa densidade populacional, menos de 5 pessoas por km², e são habitadas por comunidades indígenas.

No Brasil, o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica num esforço de definir mapear e quantificar áreas para restauração florestal nesse bioma publicou em 2009

suas Metodologias adotadas para mapear áreas potenciais para restauração florestal. A metodologia define critérios para identificação das áreas potenciais para restauração florestal sendo eles;

- a)** áreas ocupadas por pastagens ou que estão sem cobertura vegetal nativa, mas contam com instrumento legal de manutenção;
- b)** áreas cujas características de relevo as tornam pouco aptas ao uso agrícola;
- c)** áreas que já vêm sendo utilizadas em programas e projetos de restauração.

Nota-se com que as definições de áreas prioritárias para conservação e restauração abarca uma série de critérios que levam em consideração a importância biológica, o grau de importância e ameaça do ecossistema e ou região natural e a oferta e provisão de serviços ecossistêmicos prestados como é o caso da Floresta Atlântica Brasileira.

Localizada dentro de uma macro região considerada um dos hotspots mundiais a Bacia Hidrográfica do Rio Juliana está inserida em uma das mais importantes áreas prioritárias para conservação no Brasil. O Corredor Central da Mata Atlântica área de maior diversidade biológica dos corredores ecológicos brasileiros, (Figura 33). Abrangendo os Estados de Minas Gerais, Espírito Santo e Bahia ocupam cerca de 12 milhões de hectares.

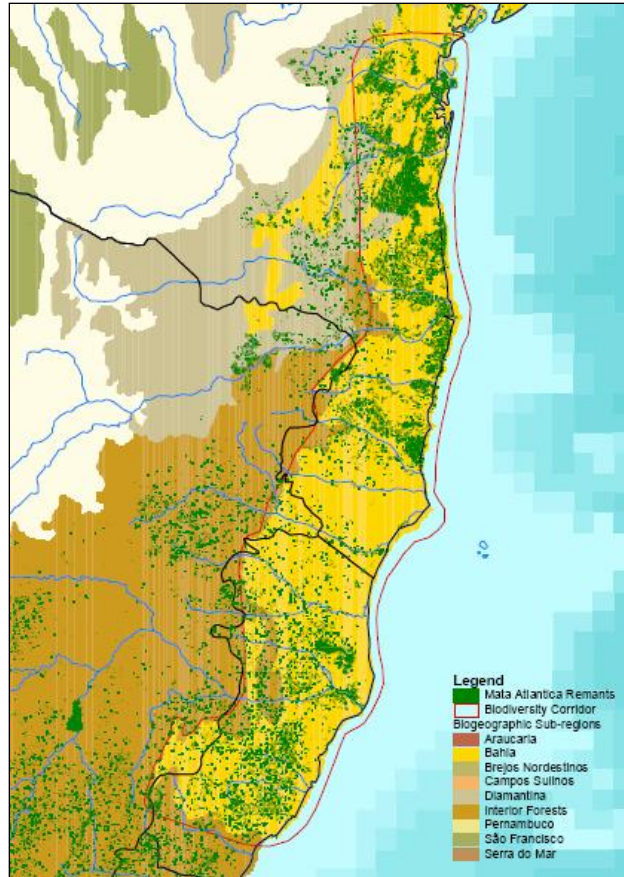


Figura 33: Corredor Central da Mata Atlântica

Grande parte da região do Corredor Central foi originalmente coberta com Mata Atlântica. Durante o povoamento da região, a extração de madeira, a pecuária e a agricultura, principalmente cana e cacau, levaram a cobertura florestal existente a 12% do que existia na época do descobrimento (Fundo de Parceria para Ecossistemas Críticos 2001).

Em se tratando de áreas prioritárias, tanto para conservação quanto para restauração florestal, *uma das áreas de maior diversidade biológica da Mata Atlântica é a região sul da Bahia no Corredor Central* (Thomas de Carvalho e 1997). Em geral, o Corredor Central abriga mais de 50% das espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica. Além da alta diversidade de aves, as comunidades de primatas no sul da Bahia e nas terras altas do Estado do Espírito Santo, são particularmente importantes, neste local, todos os seis gêneros de primatas da Mata Atlântica ocorrem em conjunto. Doze espécies de primatas, ou 60% dos primatas endêmicos da Mata Atlântica, ocorrem nesta região (Fundo de Parceria para Ecossistemas Críticos 2001).

3.3 Pagamentos por Serviços Ambientais

Serviços ambientais compreendem toda ação antrópica que gera algum efeito benéfico nos recursos naturais, com o objetivo de garantir a oferta de um ou mais serviços gerados por um ecossistema. Pagamentos por serviços ambientais - PSA significa uma transação contratual entre comprador ou consumidor de serviço ecossistêmico e um vendedor ou produtor de um serviço ambiental (Toledo, 2005).

De acordo com Wunder, 2005, a definição geralmente aceita de pagamentos por serviços ambientais inclui os seguintes elementos:

- Uma operação voluntária;
- Um bem definido serviço do ecossistema ou uma utilização dos solos suscetíveis de garantir esses serviços;
- Pelo menos um comprador;
- Pelo menos um provedor com controle efetivo sobre a prestação desses serviços;
- Se, e somente se, o provedor dos serviços de ecossistema assegura a prestação desses serviços (condicionalidade).

Pagamento por serviços ambientais podem ser considerados um instrumento econômico de gestão ambiental. De modo geral esses instrumentos ainda são muito recentes e estão em processo de construção, e apresentam-se caracterizados por uma generalidade, que se desdobra em diversos mecanismos, ou sistemas. Segundo Waage (NR IUCN fls. 60) existem quatro tipos de sistemas de pagamentos por serviços ambientais:

- Sistemas de pagamento público para terras privadas e proprietários florestais visando manter ou aumentar os serviços do ecossistema;
- Abertura de negociação entre compradores e vendedores sob um regulamento no nível dos serviços ambientais a serem prestados;

- Ofertas privadas auto-organizadas em que os beneficiários individuais de serviços ambientais contratam diretamente com os prestadores desses serviços;
- Eco-rotulagem dos produtos que assegura aos compradores que os processos de produção envolvidos têm um efeito neutro ou positivo sobre os ecossistemas.

Os instrumentos econômicos atrelados aos mecanismos de pagamentos por serviços ambientais ainda estão em discussão no mundo todo, mas notadamente podem ser uma forma eficiente de instrumento de conservação dos recursos naturais e justiça social. O esquema nacional de PSA colocado em prática na Costa Rica e em várias outras regiões do mundo mostra que esse mecanismo pode ser efetivo no objetivo de se manterem regiões naturais conservadas complementando outras ações de conservação. (Serôa da Motta, 1996).

Conforme destacado no capítulo 1 deste trabalho, a Costa Rica foi um dos países pioneiros na implantação de mecanismos de pagamentos por serviços ambientais, seu programa foi construído a partir do sistema de apoio ao reflorestamento junto aos produtores rurais, já existente naquele momento, o qual buscava incentivar a produção de madeira, sistema este que funcionava de forma efetiva, tendo repassado recursos para o financiamento de aproximadamente 116.000 hectares e mais do que isso, já havia desenvolvido as instituições para manejá-lo. A nova Lei, que criou o PSA, mudou o objeto do apoio, da madeira para os serviços ambientais, assim como a fonte de financiamento, do orçamento federal para taxas e pagamentos oriundos dos beneficiários dos quatro serviços, a saber:

- ✓ Mitigação das emissões de gases de efeito estufa (GEE);
- ✓ Serviços hidrológicos, incluindo provisão de água para consumo humano, para irrigação e para produção de energia;
- ✓ Conservação da biodiversidade;
- ✓ Provisão de beleza cênica para recreação e ecoturismo.

As atividades elegíveis para o recebimento são basicamente duas: o reflorestamento e a proteção florestal. Uma vez aprovado o plano, os produtores assinam contratos de cinco anos de prazo, na sua grande maioria. Neste contrato, os produtores cedem seus direitos de redução de emissões de GEE para o FONAFIFO.

O Programa está estruturado a partir de um tripé institucional, formado por:

- 1) Um mecanismo financeiro que coleta e maneja os pagamentos oriundos dos beneficiários. Este papel é assumido pelo FONAFIFO;
- 2) Um mecanismo que faz os contratos com os prestadores dos serviços, os produtores rurais; paga-se pelos serviços prestados, assim como realiza o monitoramento dos serviços. Este papel é cumprido em parte pelo Sistema Nacional de Áreas de Conservação – SINAC e parte por engenheiros florestais privados, que o fazem mediante um pagamento;
- 3) Uma estrutura de governança, que faz uma supervisão geral do Programa.

Este papel é cumprido por um Conselho Governamental, composto por três representantes do setor público (um do Ministério do Meio Ambiente e Energia, um do Ministério da Agricultura e um do sistema bancário governamental) e dois representantes do setor privado.

O Programa de PSA costa-riquenho é financiado por diversas fontes de recursos, a principal delas é oriunda da taxa sobre combustíveis fósseis, que do total de recursos arrecadados, 1/3 é destinado ao FONAFIFO. O Programa também recebeu US\$ 8 (oito) milhões do *Global Environmental Facility* – GEF, assim como empréstimos do Banco Mundial (US\$ 32,6 milhões). Também há a expectativa de que todos os usuários de água, incluindo empresas hidrelétricas, de abastecimento, irrigantes, etc., paguem pelos serviços ambientais relacionados à água. Até o momento, a maior parte dos pagamentos tem sido oriunda das empresas hidrelétricas.

O Programa costarrriquenho foi um dos primeiros arranjos institucionais que viabilizaram um PSA em larga escala e sua estruturação e funcionamento traz evidências claras da viabilidade e dos caminhos para estruturar algo semelhante em

regiões onde a pressão sobre os recursos naturais ainda é um desafio a ser vencido como é o caso da Bacia Hidrográfica do Rio Juliana e da APA do Pratigi.

Mesmo ainda havendo várias barreiras que interferem negativamente na implantação de PSA, alguns exemplos concretos do que pode significar essa transferência de renda a populações mais pobres já podem ser observados. Munõz (2004) citado em Wunder (2005) relata que na Península de Oca, na Costa Rica, que os pagamentos oriundos de sistemas de PSA implantados tornaram-se a principal fonte de renda para produtores rurais que se encontravam abaixo da linha de pobreza. *Em Pimampiro, no Equador, os pagamentos aos produtores localizados nas cabeceiras da bacia hidrográfica foram responsáveis por 30% das despesas referentes a alimentos e medicamentos* (Echevarría, 2005).

No Brasil, surge a partir de 2000 uma discussão mais intensa sobre o potencial dos programas de pagamento por serviços ambientais, com o lançamento do programa Proambiente. Esse programa pioneiro, lançado em várias comunidades amazônicas, mostrou várias barreiras a serem superados em programas de PSA, principalmente os relacionados aos arranjos sociais (Hall, 2007). Desde então, vários projetos de lei foram propostos visando à inclusão de PSA no portfólio de instrumentos de política ambiental do país. Esse portfólio atualmente tem como principal componente instrumentos de comando e controle e a criação de áreas protegidas, que vêm a contribuir direta ou indiretamente para a manutenção de serviços ambientais.

Irigaray (2010) relata que documento divulgado pela Frente Parlamentar Ambientalista enfatiza que existem algumas formas de se pensar instrumentos de PSA e que o mesmo pode ser utilizado como “pagamento”, “compensação”, ou mesmo “gratificação, conforme os exemplos listados abaixo:

1. Com uma maneira de “envolver” os moradores na proteção da floresta, hipótese em que eles seriam remunerados para prestarem um serviço de sensibilização e fiscalização voluntária – nesse caso um pagamento;

2. Como forma de compensação, por exemplo, para compensar a perda da competitividade ou da remuneração devido à observância às regras de manejo (custo adicional) ou de proteção (dentro de Unidades de Conservação);
3. Como forma de gratificação para recompensar usuários da floresta que adotem voluntariamente regras ou práticas dedicadas a manter os serviços ambientais.

Wunder (2008) mostra que uma das principais barreiras legais para implantação de PSA no Brasil é o estabelecimento de bases legislativas que possam inserir esses programas no orçamento federal. Indo além de procedimentos legais, existem diversas peculiaridades que precisam ser consideradas, como o melhor arranjo social a ser implantado, quem são os reais fornecedores dos serviços ambientais e os principais usuários que podem pagar pela prestação dos mesmos. (Wunder, 2008).

3.4 Metodologia

Diante do objetivo inicial exposto no Capítulo 1 deste trabalho, a metodologia para a proposição de ações para a manutenção e melhoria da qualidade dos serviços ecossistêmicos na Bacia do Rio Juliana está estruturada na identificação de áreas prioritárias para restauração e conservação florestal, a metodologia foi da nos mapeamentos, modelagens e análises realizadas a partir dos indicadores ambientais gerados, nos dados de densidade de drenagem e nascentes produzidos pelo IBIO e OCT e na avaliação dos serviços ecossistêmicos focados em água, carbono e biodiversidade.

Por uma questão de aspectos relacionados ao marco legal de proteção dos recursos naturais no Brasil e por essas áreas serem consideradas de preservação permanente pela sua importância na manutenção da qualidade da água, estabilidade física da paisagem e manutenção da biodiversidade, o primeiro recorte utilizado para identificar áreas prioritárias para restauração e conservação foi através das áreas de preservação permanente fluvial – APP, definidas pelo Código Florestal Brasileiro de 1965 e por resoluções posteriores.

Para identificação das áreas, foram realizadas análises espaciais, tendo como classe inicial o vetor da malha hidrográfica do Rio Juliana. No programa ArcGis 9.3 foi feito um “Buffer” de 30 metros nos dados de hidrografia para caracterizar as APP fluviais e 50 metros nas áreas de nascentes, em cima desse vetor foram recortados os polígonos que continham as classes de uso da terra e cobertura florestal. A partir do recorte foram definidas três classes:

Fragmentos florestais, lavouras permanentes e outros usos contendo as classes de lavouras temporárias e pastagens.

O segundo recorte envolveu os resultados dos cruzamentos dos cálculos dos indicadores ambientais, dos modelos de densidade de nascente e drenagem e das avaliações dos serviços ecossistêmicos. Para seleção das áreas prioritárias para conservação e restauração a partir dos dados expostos acima foram estabelecidos os seguintes critérios:

Áreas prioritárias para conservação:

1. Fragmentos florestais que se encontram em áreas de média a alta vulnerabilidade a erosão;
2. Fragmentos florestais com maior potencial a biodiversidade segundo os indicadores das métricas de paisagem;
3. Fragmentos florestais localizados nas áreas com maiores índices de densidades de nascentes e nas áreas prioritárias para manutenção dos serviços ecossistêmicos ligados a água;
4. Fragmentos florestais nas áreas de preservação permanente.

Áreas prioritárias para restauração:

1. Áreas com alta a vulnerabilidade a erosão que estão ocupadas por pastagens e lavouras temporárias;
2. Áreas desflorestadas localizadas nos hexágonos que apresentam alta vulnerabilidade a erosão e alto índice de transformação antrópica;
3. Áreas desflorestadas localizadas nas áreas com maiores índices de densidades de nascentes e nas áreas prioritárias para manutenção dos serviços ecossistêmicos ligados a água;
4. Áreas aptas a projetos de carbono florestal de acordo com o mapeamento das áreas elegíveis para projetos de carbono;
5. Áreas ocupadas por pastagens e lavouras temporárias nas áreas de preservação permanente.

A proposição de diretrizes para implantação de programas de pagamentos por serviços ambientais foi realizada com base nos resultados obtidos com os indicadores ambientais, avaliação de serviços ecossistêmicos e na definição de áreas prioritárias para conservação e restauração.

3.5 Resultados e Discussão

Os dados dos cálculos dos indicadores ambientais e da avaliação de serviços ecossistêmicos mostram que na Bacia do Rio Juliana, existem áreas ambientalmente frágeis e áreas que são prioritárias para a geração e manutenção de serviços ecossistêmicos, sendo que ambas apresentam graus de ameaça e de intervenção antrópica que podem resultar na degradação de tais serviços.

Os resultados obtidos com os procedimentos realizados nos capítulos anteriores mostraram-se importantes na interpretação da paisagem da bacia, pois além de servirem como indicadores da qualidade ambiental, foi através dos mesmos que foram definidas as áreas prioritárias para conservação e restauração ambiental com intuito de manter e recompor os serviços ecossistêmicos ligados a água, carbono e biodiversidade.

3.5.1 Áreas Prioritárias para Conservação

As áreas na Bacia do Rio Juliana definidas como prioritárias para conservação ambiental foram:

1. Fragmentos florestais localizados em áreas com alta vulnerabilidade a erosão;
2. Fragmentos florestais prioritários para a conservação da biodiversidade;
3. Fragmentos florestais localizados em zonas com alta concentração de nascentes;
4. Fragmentos florestais em APP fluvial.

Os fragmentos florestais localizados nas áreas indicadas por apresentarem alta vulnerabilidade potencial aos processos erosivos cobrem 2.182 hectares dos 5.457 hectares de áreas nessa situação, 40% do total (Figura 34).

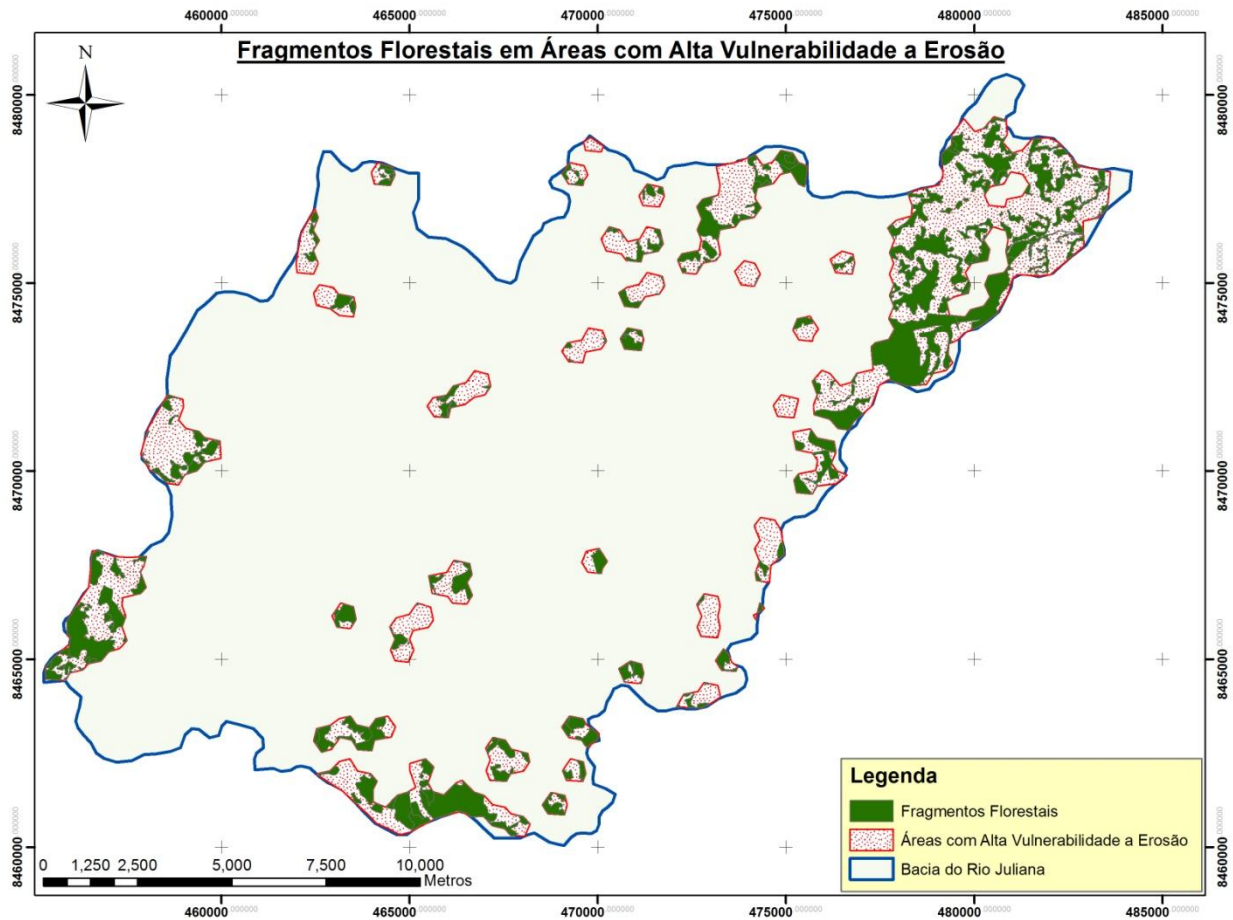


Figura 34: Fragmentos Florestais em Áreas com Alta Vulnerabilidade a Erosão

Os fragmentos florestais prioritários para manutenção de serviços ecossistêmicos ligados a biodiversidade foram definidos após os resultados das métricas de paisagens calculadas para os fragmentos florestais e da avaliação de serviços ecossistêmicos.

Foram elencados os fragmentos maiores que 100 hectares, totalizando 15 fragmentos com uma área total de 14.494 hectares (Figura 35).

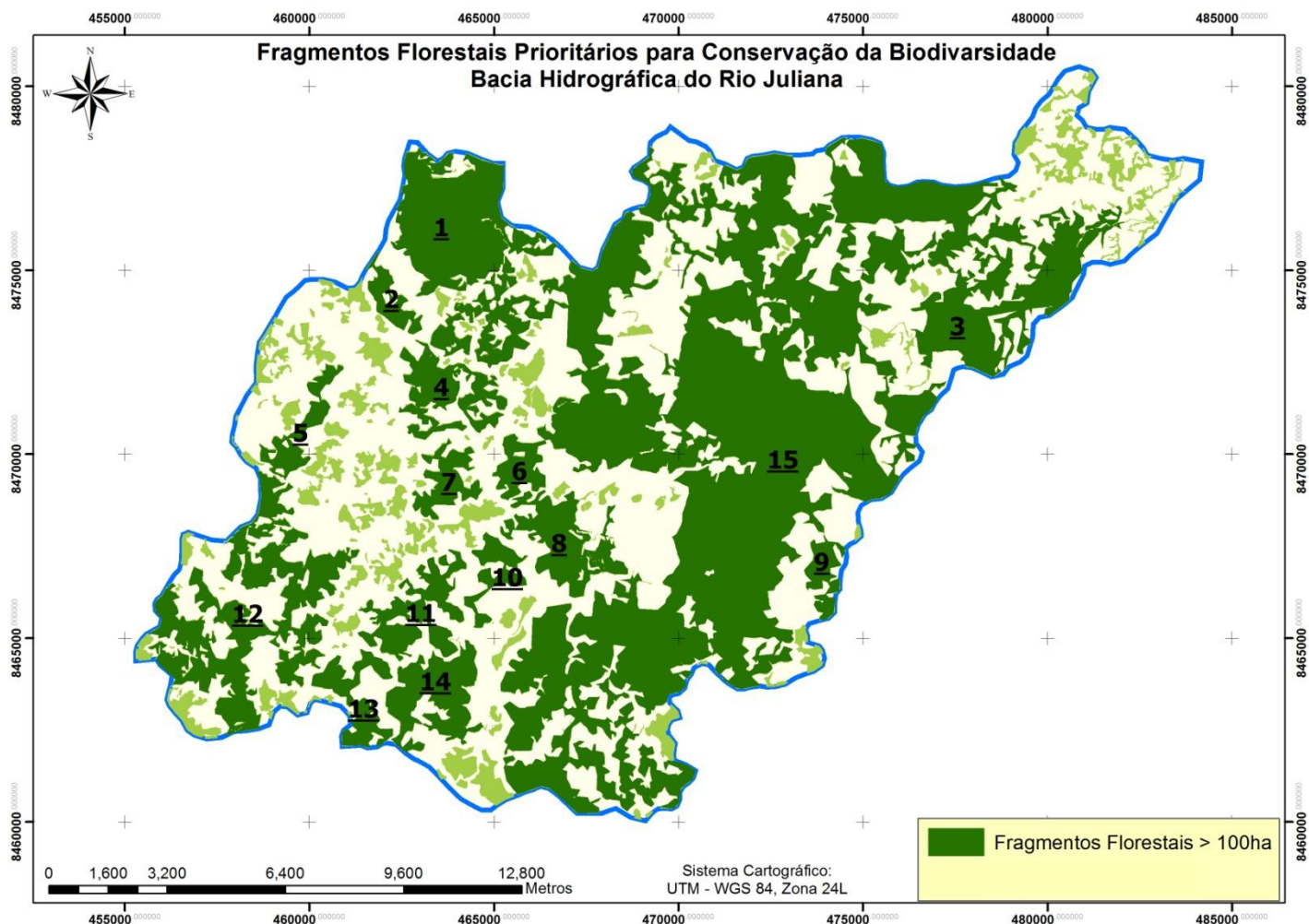


Figura 35: Fragmentos Florestais Prioritários para a Biodiversidade

Nas áreas apontadas por possuírem alta concentração de nascentes os resultados obtidos na definição das áreas prioritárias para conservação revelaram 8.112 ha de fragmentos florestais, que cobrem 56% dessas áreas (Figura 36).

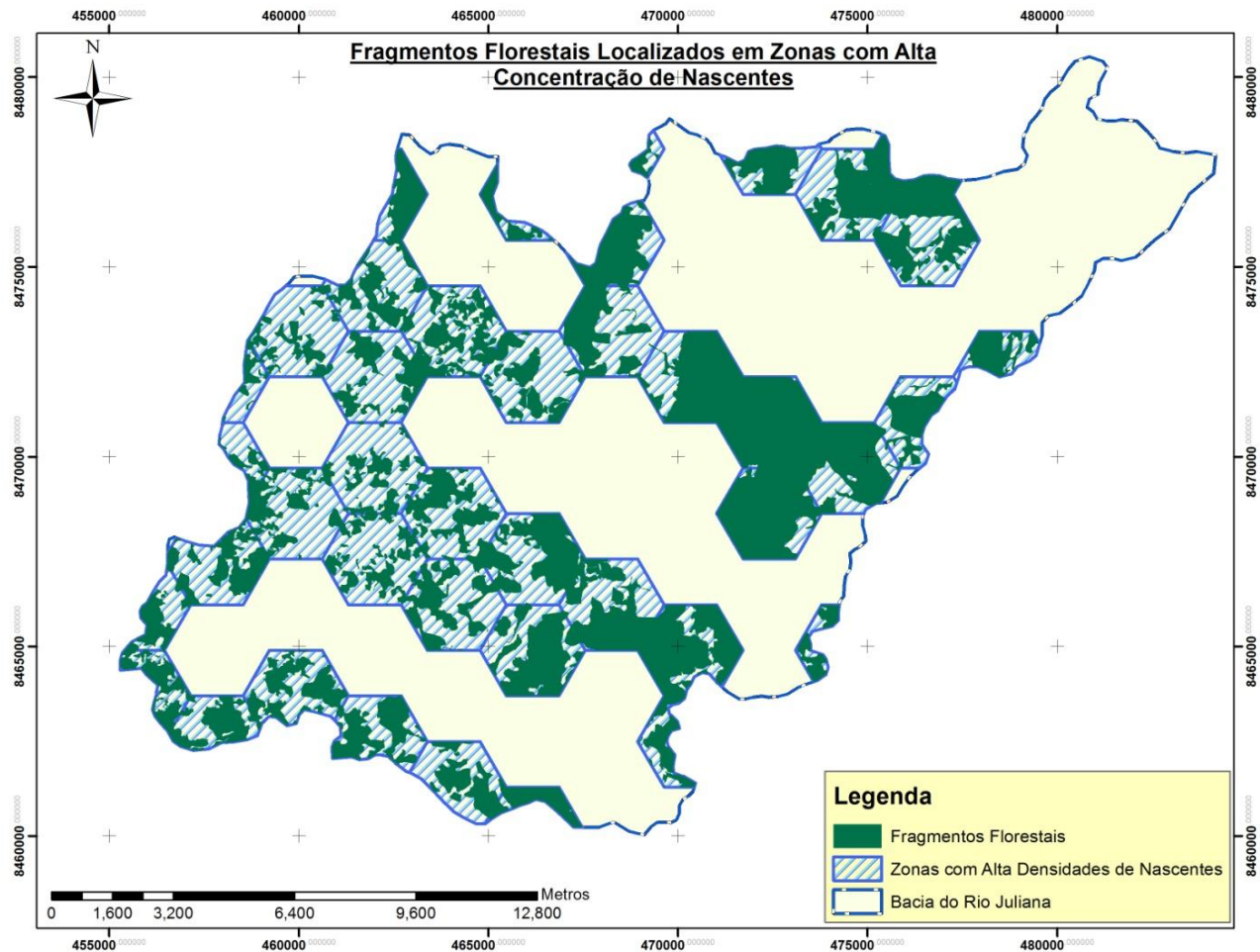


Figura 36: Fragmentos Florestais em Zonas com Alta Densidade de Nascentes

Em relação às áreas de preservação permanente na bacia, as APP fluviais apresentam 45% de suas áreas cobertas com floresta, o que representa 1.073 ha de áreas prioritárias para conservação (Figura 37).

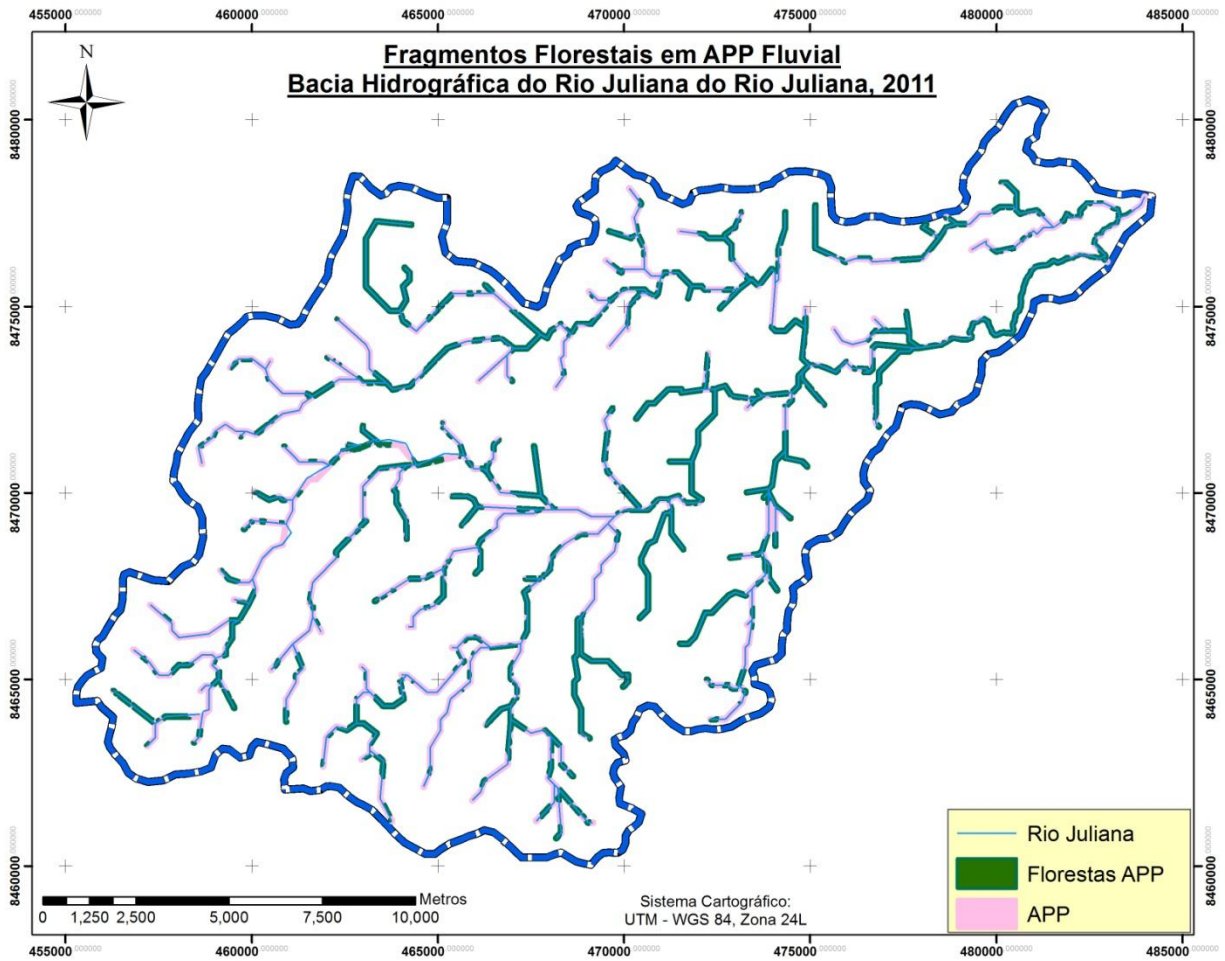


Figura 37: Fragmentos Florestais em APP Fluvial

3.5.2 Áreas Prioritárias para Restauração

As áreas na Bacia do Rio Juliana definidas como prioritárias para restauração foram:

1. Áreas com alta a vulnerabilidade a erosão que estão ocupadas por pastagens e lavouras temporárias;
2. Áreas desflorestadas localizadas nos hexágonos que apresentam alta vulnerabilidade a erosão e alto índice de transformação antrópica;
3. Áreas desflorestadas localizadas nas áreas com maiores índices de densidades de nascentes e nas áreas prioritárias para manutenção dos serviços ecossistêmicos ligados a água;
4. Áreas aptas a projetos de carbono florestal;
5. Áreas ocupadas por pastagens e lavouras temporárias nas áreas de preservação permanente.

As áreas prioritárias para restauração localizadas em áreas com alta vulnerabilidade a erosão estão distribuídas em 881 hectares, 16% do total de áreas localizadas em ambientes com alta instabilidade a processos erosivos (Figura 38).

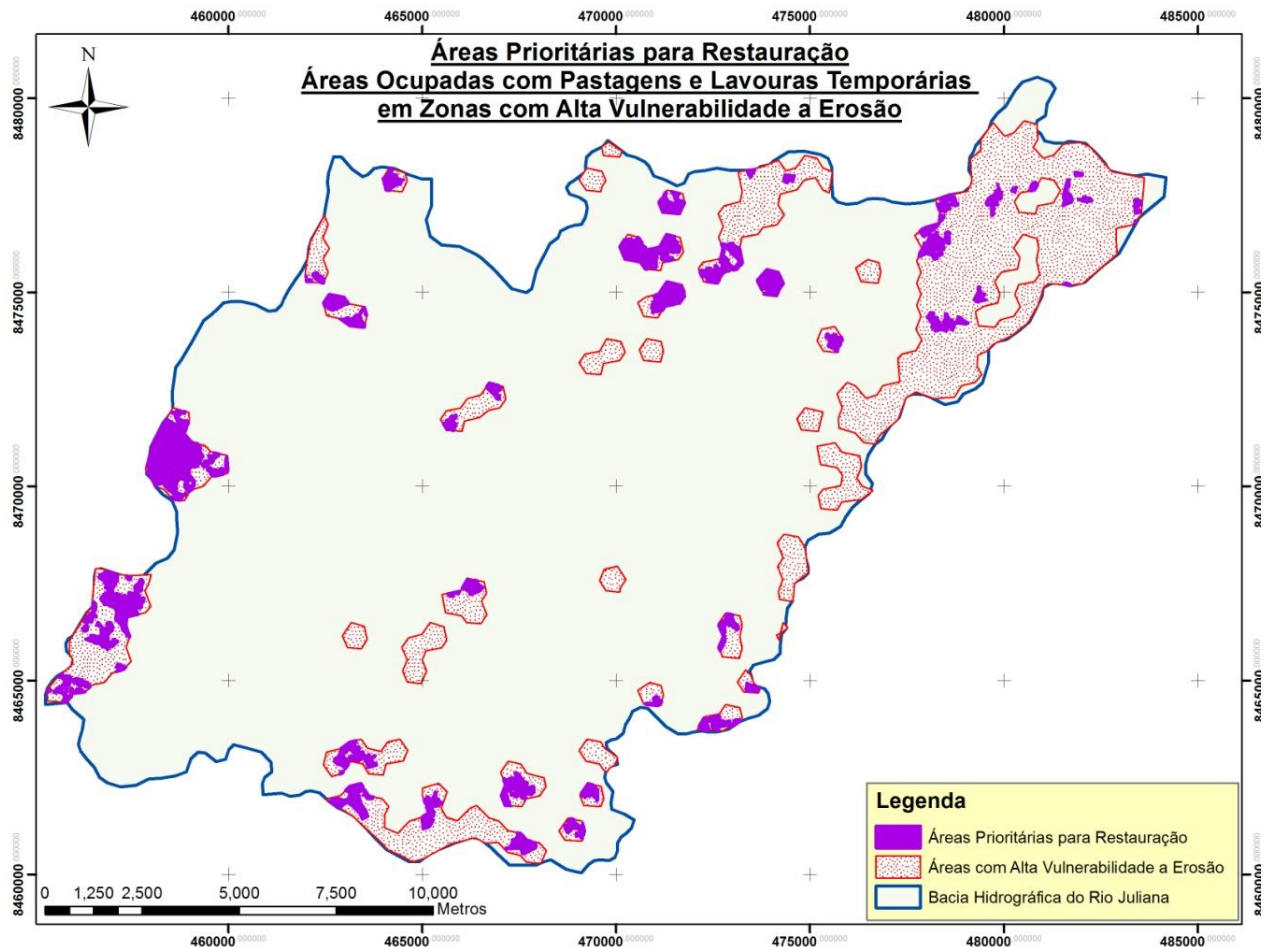


Figura 38: Áreas Prioritárias para Restauração em Zonas com Alta Vulnerabilidade a Erosão

Outro recorte analisado para definir áreas prioritárias para restauração foram as porções territoriais da bacia que estão localizadas em zonas com alta vulnerabilidade a erosão e com índices altos de transformação antrópica. A sobreposição do resultado dos dois indicadores revelou que 274 ha da área estudada estão nessa situação (Figura 39). Apesar de essas áreas representarem apenas 1% de toda a área da bacia, eles são as áreas mais degradadas e de maior prioridade para restauração tendo em vista o alto impacto negativo que representam para a prestação de serviços ecossistêmicos.

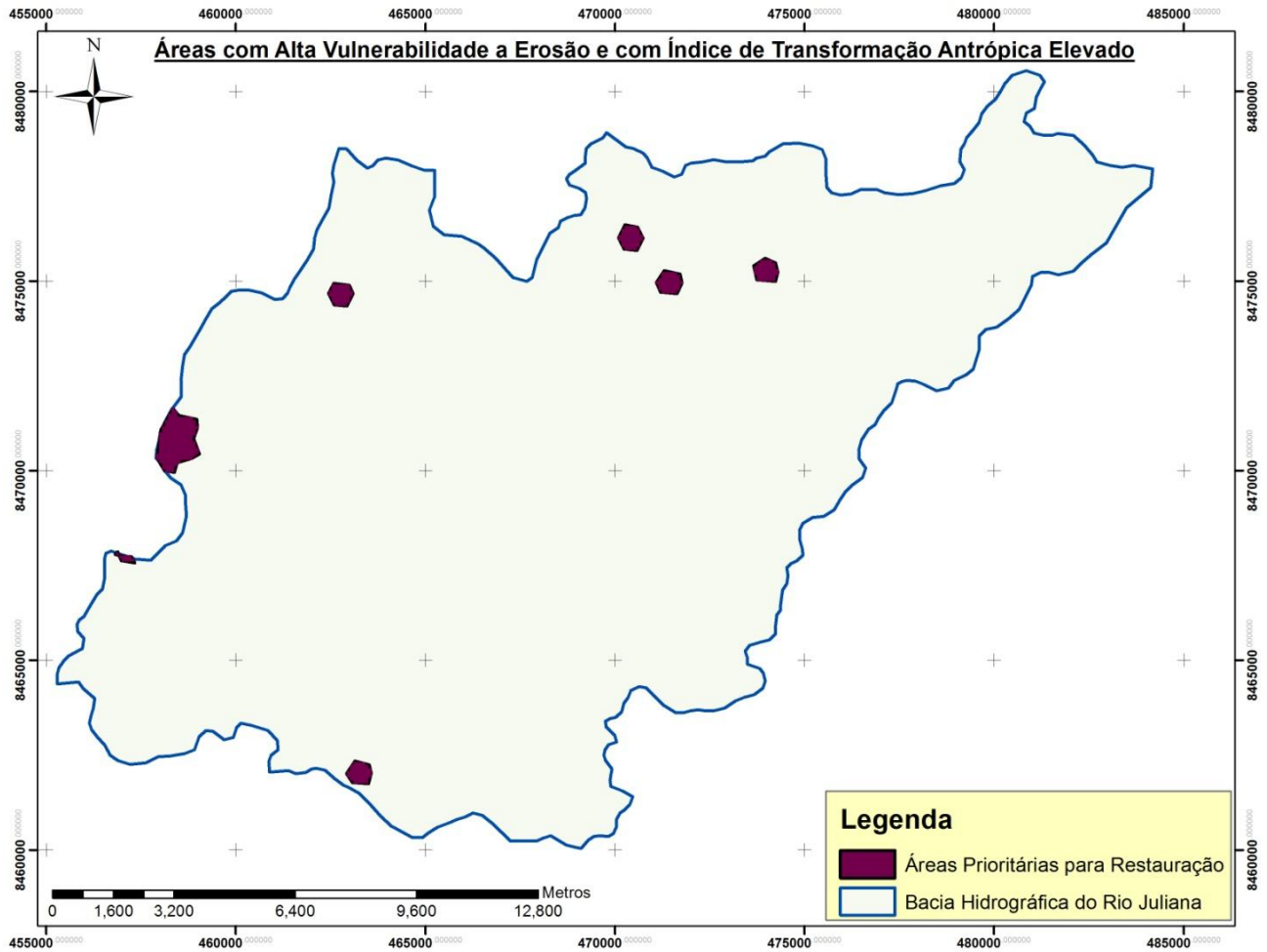


Figura 39: Áreas com Alta Vulnerabilidade a Erosão em com ITA Elevado

As zonas com alta densidade de nascentes ocupam 48% de todo o território da Bacia do Rio Juliana. Nessas zonas foram identificados 2.312 hectares de áreas prioritárias para restauração, 16 do total (Figura 40).

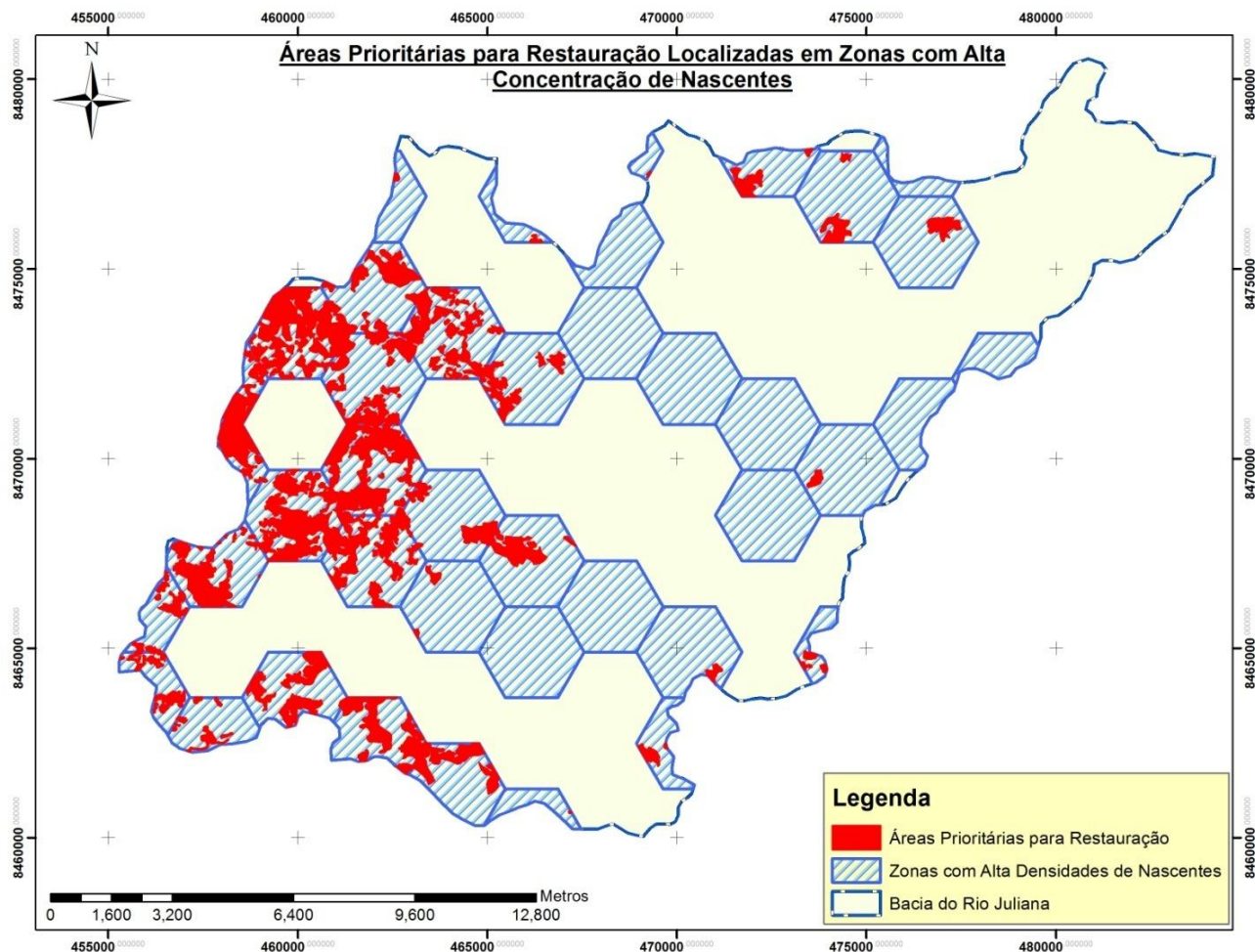


Figura 40: Áreas Prioritárias para Restauração em Zonas com Alta Concentração de Nascentes

Como resultado da avaliação dos serviços ecossistêmicos relacionados ao potencial de incremento de carbono, foram definidos como áreas prioritárias para restauração, as áreas elegíveis para projetos de carbono na bacia com base na metodologia do mercado voluntário de carbono, protocolo VCS.

O resultado revela a ocorrência de 1.004 hectares de áreas prioritárias para restauração nas condições expostas acima, o que representa 3,35% da bacia (Figura 41).

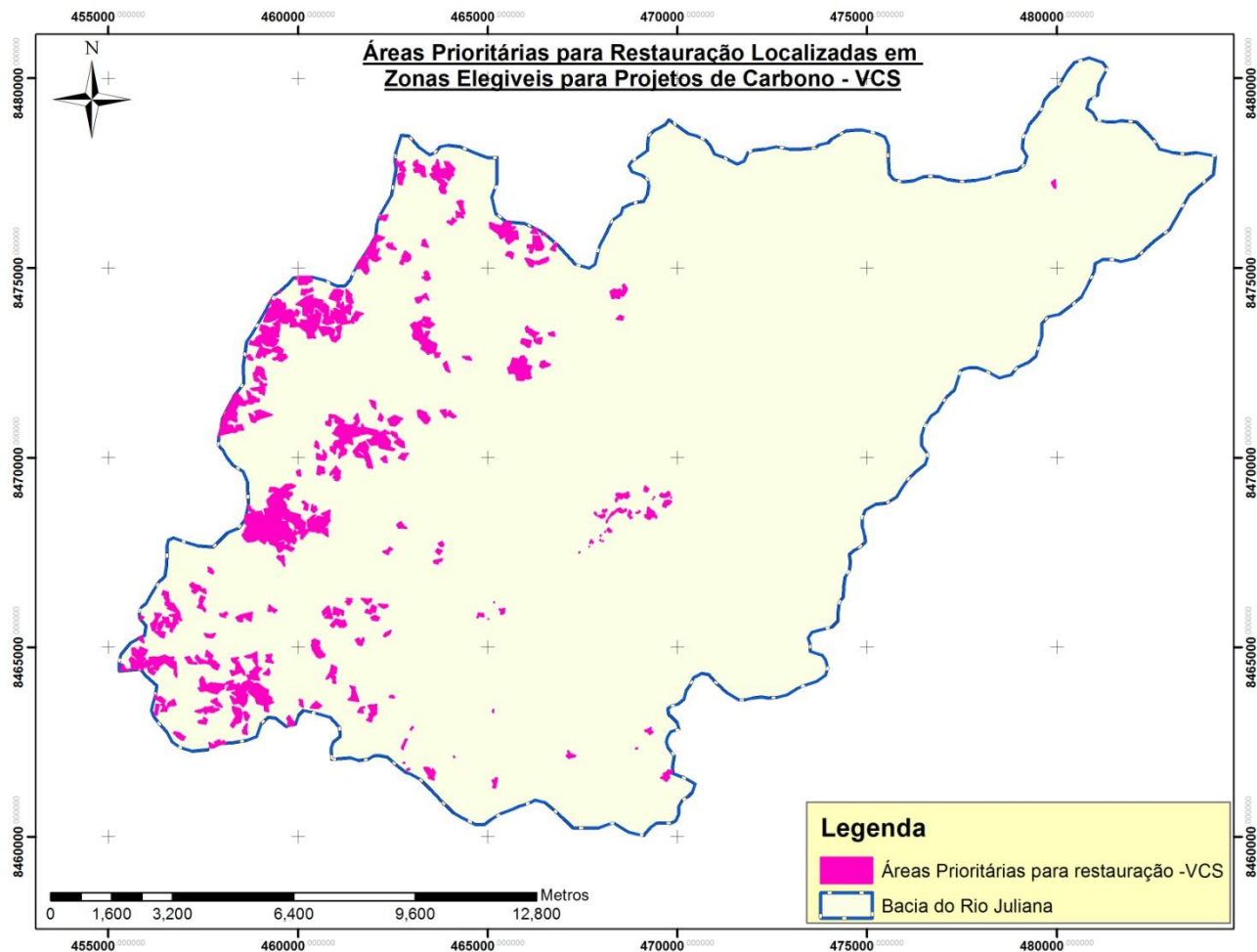


Figura 41: Áreas Prioritárias para Restauração em Zonas Elegíveis para Projetos de Carbono

No que tange as áreas de preservação permanente localizadas em ambientes ripários. O resultado das áreas prioritárias para restauração indica a ocorrência de 392 ha.

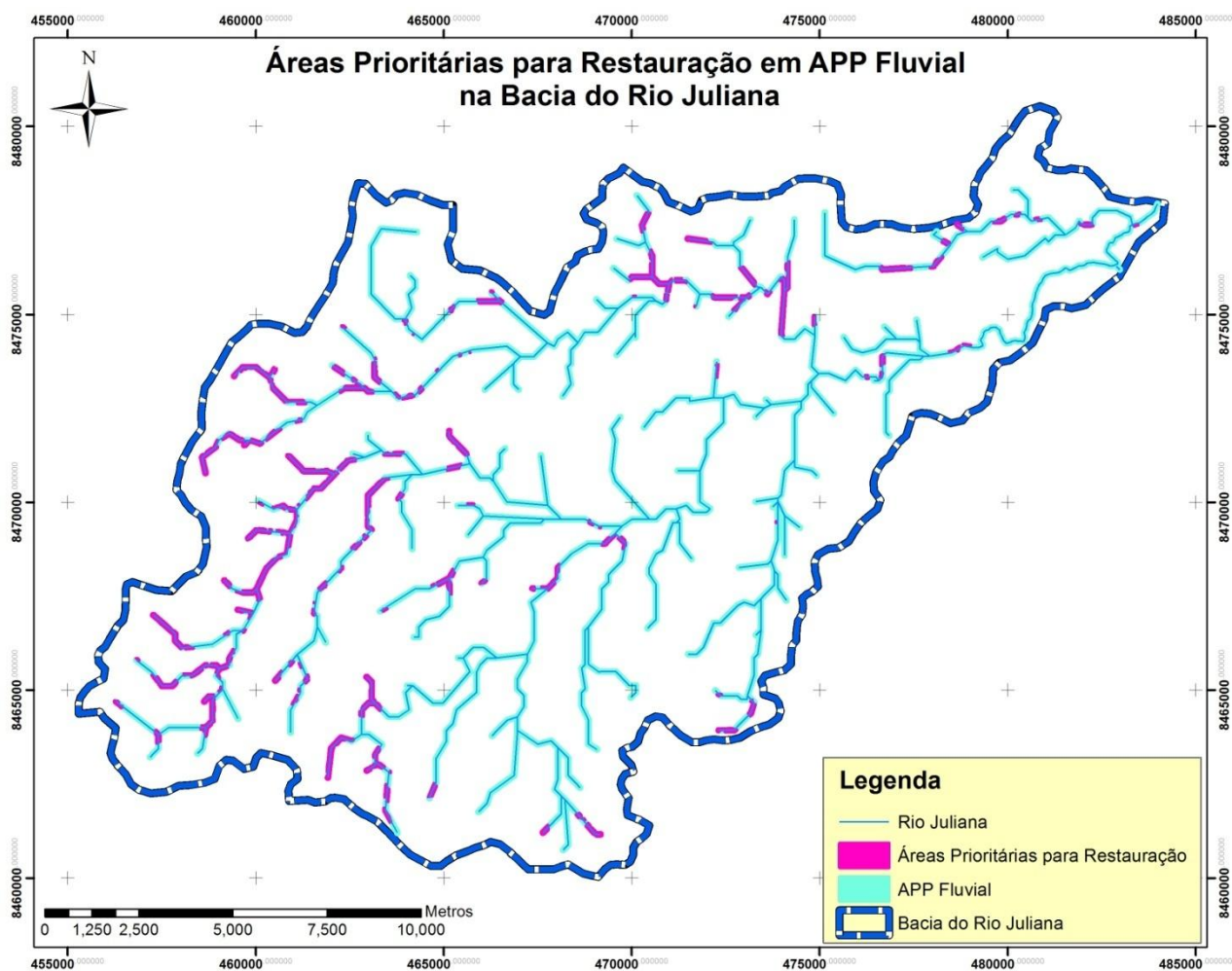


Figura 42: Áreas Prioritárias para Restauração em APP Fluvial

Os resultados gerais obtidos com a identificação de áreas prioritárias para conservação e restauração na Bacia do Juliana revelam claramente que de acordo com os resultados obtidos com os indicadores ambientais e a avaliação dos serviços ecossistêmicos existem muito mais áreas prioritárias para conservação do que para restauração (Tabela 20).

Fato positivo que revela um bom nível de conservação ambiental ainda presente na bacia, mas esconde o fato de que grande parte das áreas prioritárias para restauração estão localizadas em porções territoriais fundamentais para a manutenção do equilíbrio hídrico e ambiental.

Tabela 20: Áreas Prioritárias na Bacia do Rio Juliana

Bacia Hidrográfica do Rio Juliana - Áreas Prioritárias			
Áreas Prioritárias para Conservação	(ha)	Áreas Prioritárias para Restauração	(ha)
Alta Vulnerabilidade a Erosão	2.182	Alta Vulnerabilidade a Erosão	881
Biodiversidade	14.994	Alta Vulnerabilidade a Erosão e alto valor do ITA	274
Densidade de Nascentes	8.112	Densidade de Nascentes	2312
APP	1.073	Áreas Elegíveis para Carbono	1004
		APP	392

3.5.3 Proposições de Diretrizes para Implantação de Programas de PSA

As soluções para a resolução dos problemas ambientais na Bacia Hidrográfica do Rio Juliana, principalmente os diagnosticados pelo presente estudo requerem um conjunto de ações integradas envolvendo as esferas produtiva, econômica, social, educacional e ambiental.

A introdução de programas e/ou mecanismos de pagamentos por serviços ambientais são instrumentos de conservação importantes, mas não se configuram sozinhos como a solução de todos os problemas, dada a complexidade e heterogeneidade dos processos sociais, econômicos e ambientais que compõem uma paisagem.

Programas de PSA onde os consumidores e/ou usuários de determinado bem ambiental repassam parte de seus ganhos para a conservação de áreas fundamentais para a prestação de tais serviços, configuram-se como ações importantes para a conservação do patrimônio ambiental de determinada região e até como instrumentos de justiça social e transferência de renda para as famílias que habitam áreas consideradas prioritárias para a conservação e tem ou mantém parte de suas terras conservadas ou impedidas legalmente de utilização para a produção agropecuária.

Diante do exposto e visando atender um dos objetivos postulados no presente trabalho são propostas algumas diretrizes a serem seguidas na implantação de projetos ou programas de pagamento por serviços ambientais na Bacia do Rio Juliana.

1. Os programas devem ter como critério a manutenção e melhoria dos serviços ecossistêmicos, principalmente os ligados a água, carbono e biodiversidade;
2. Realizar estudos de pegada hídrica para os principais usuários de água;
3. Realizar estudos para definir o custo de oportunidade dos diversos usos da terra existentes, principalmente os atrelados a degradação florestal como a banana, pastagens e mandioca;
4. Focar as ações de restauração e conservação nas áreas identificadas como prioritárias para restauração e conservação florestal;

5. Buscar minimizar as ações de degradação dos serviços ecossistêmicos nas áreas altamente vulneráveis localizadas nas áreas prioritárias para geração e conservação de serviços ecossistêmicos, realizando planejamento sócio ambiental nos imóveis rurais, introdução de novos arranjos produtivos mais amigáveis as condições físicas e ambientais dessas áreas como sistemas agroflorestais;
6. Introduzir nas áreas prioritárias da bacia, mecanismos de PSA através de incentivos econômicos que visem reduzir a degradação dos serviços ecossistêmicos efetivando um sistema de gratificação pela conservação e/ou restauração florestal, que compense ainda que parcialmente, a rentabilidade das atividades associadas à degradação.

3.6 Conclusões

Os dados apresentados no presente estudo, obtidos pelos cálculos dos indicadores ambientais e pela avaliação dos serviços ecossistêmicos permitiram realizar inferências para determinar áreas prioritárias na Bacia do Rio Juliana, visando à conservação e restauração ambiental.

O presente trabalho pretende contribuir para a gestão territorial, aplicando metodologias que se mostrem capazes de oferecer soluções para os problemas decorrentes da ocupação desordenada e de áreas inaptas para o estabelecimento de atividades produtivas. As técnicas de geoprocessamento aplicadas à análise de paisagem são instrumentos poderosos no processo de gestão e tomada de decisão.

As áreas definidas como prioritárias para conservação e restauração, foram as que se mostraram as mais adequadas, do ponto de vista dos indicadores utilizados, para a manutenção, recuperação e melhoria dos serviços ecossistêmicos na bacia. São áreas que estão associadas a zonas de recarga hídrica, divisores de drenagem ou então áreas onde a ocupação humana resultou em degradação de locais extremamente frágeis do ponto de vista da estabilidade física do terreno, ocasionando em perdas da fertilidade natural do solo, vazão hídrica e diminuição da biodiversidade.

Os resultados apresentados apontam para a necessidade de se manejar os fragmentos florestais existentes e as paisagens em que estão inseridos, tanto quanto para sensibilizar a população local: os trabalhadores rurais e os proprietários para a importância dos serviços ecossistêmicos.

A importância dos fragmentos florestais na composição das paisagens, a biodiversidade residente nestes e a proteção e manutenção dos recursos hídricos, permitem defini-los como elementos chave para a recuperação qualitativa dos serviços ecossistêmicos visando à sustentabilidade e a melhoria da qualidade de vida.

O resultados gerados nesse estudo podem ser adotados como balizadores para a gestão e conservação dos recursos naturais em bacias hidrográficas, bem como pode ser integrado à propostas de projetos de pagamentos por serviços ambientais, orientados a atuarem nas áreas definidas como prioritárias para a preservação dos

remanescentes de Mata Atlântica e restauração florestal, priorizando a prestação de serviços ecossistêmicos.

Buscou-se que os estudos realizados mostrassem que a avaliação do estado ambiental, dos serviços ecossistêmicos e o desenvolvimento de novas aproximações metodológicas de caracterização ambiental em planejamento territorial, formem e incentivem a resolução dos conflitos entre a utilização dos recursos e a proteção ambiental, assim como a diminuição das lacunas existentes no âmbito da disponibilização de dados ambientais georreferenciados comparáveis e quantificáveis.

Estudos outros que vierem a ser realizados na região podem complementar os dados apresentados e balizar os resultados apresentados. É importante salientar que integrar dados de inventários e espacialização da biodiversidade, inventários de biomassa florestal e medidas de vazão e qualidade das águas na bacia serão de fundamental importância e agregarão informações extremamente úteis na comprovação e reformulação dos resultados apresentados.

Programas de PSA que venham a ser implantados na bacia terão dados norteadores sobre quais áreas são as mais aptas para atender aos objetivos propugnados, sejam eles em relação à produção de água, conservação da biodiversidade e remoção de carbono da atmosfera.

Para tanto é necessário que incentivos econômicos e financeiros que visem eliminar a degradação dos serviços ecossistêmicos na Bacia Hidrográfica do Rio Juliana culminem num sistema de pagamentos por serviços ambientais, que compense ainda que parcialmente, a rentabilidade das atividades associadas à degradação.

3.7 Bibliografia

Código Florestal Brasileiro Presidência da República Casa Civil Subchefia para Assuntos Jurídicos LEI Nº 4.771, DE 15 DE SETEMBRO DE 1965.

ECHEVERRÍA, J. (2005). Herramientas económicas y fiscales para la gestión ambiental en Costa Rica. In: ACQUATELLA, J.; BÁRCENA, A. (Ed). Política fiscal y medio ambiente: bases para una agenda común. Santiago: CEPAL. Disponible em: <<http://www.eclac.org/publicaciones/xml/4/23634/Indice-Presentacion-Intro.pdf> >.

Fundo de Parceria para Ecosistemas Críticos, 2001 - <http://www.cepf.net/Pages/default.aspx>

GUERRA, A. J. T. Processos erosivos nas encostas. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. da (Org.). **Geomorfologia**: uma atualização de bases e conceitos. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2003. p. 149-199.

FARBER, M.* & Hall, T. (2007.) Emotion and Environment: Visitors' Special Experiences along the Dalton Highway in Alaska. *Journal of Leisure Research*, 39(2): 248-270.

IRIGARAY, C. T. J. H. Pagamento por Serviços Ecológicos e o emprego de REDD para contenção do desmatamento na Amazônia. <http://www.planetaverde.org/artigos/> - 2010.

LANDELL-MILLS, N. and Porras, I. (2002). Silver bullet or fool's gold? A global review of markets for forest environmental services and their impacts on the poor. Instruments for sustainable private sector forestry series, IIED, London.

LINO, C. F., DIAS, H. Subsídios para uma política de gestão integrada de recursos hídricos e florestais da Mata Atlântica. Programa Água e Florestas da Mata Atlântica, mar. 2003.

MYERS, N., R.A. Mittermeier, G.A.B. da Fonseca, and J. Kent. "Biodiversity Hotspots for Conservation Priorities." *Nature*, 2000: 853-858.

MUÑOZ, C., Guevara, A., Bulás, J.M., Torres, J.M., and Braña, J., Forthcoming. Los Pagos por los Servicios Hidrológicos del Bosque en México. In: S. Pagiola, J. Bishop, and N. Landell-Mills, (Editors), *La Venta de Servicios Ambientales Forestales*, 2nd edition. Instituto Nacional de Ecología, México (in Spanish).

NR IUCN fls. 60

PACTO PARA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA. Método Utilizado para o Mapeamento das Áreas Potenciais de Restauração na Mata Atlântica. GT Gestão da Informação, 2009.

SEROA da Motta, R.; Ruitenbeek, J.; Huber, R. Uso de instrumentos econômicos na gestão ambiental da América Latina e Caribe: lições e recomendações. Rio de Janeiro: IPEA, 61 p., 1996. Texto para discussão nº 440.

SEROA da Motta, R. (1996). Indicadores ambientais no Brasil: aspectos ecológicos, de eficiência e distributivos. Texto para Discussão 403. Rio de Janeiro: IPEA.

THOMAS, W.W. e Carvalho, A.M. 1997. Atlantic moist Forest of Southern Bahia. In: Davis, S.D. et al. (ed.). Centres of plant diversity: a guide and strategy for their conservation. Vol. 3, WWF, IUCN. Londres.

TOLEDO, Sílvia Rodrigues Bio de. Indicadores da Capacidade de Gestão Ambiental Urbana dos Governadores Locais nas Cidades Médias do Estado de São Paulo. 131 fil. Dissertação de Mestrado em Geografia. Universidade Estadual Paulista. Rio Claro, 2005.

WUNDER, S., Bui Dung The, and E. Ibarra. 2005. Payment is good, control is better: why payments for environmental services so far have remained incipient in Vietnam (draft). In CIFOR. Bogor.

WUNDER, S., 2008. Payments for environmental services and poor: concepts and preliminary evidence. Environment and Development Economics 13 (3).

<http://www.conservation.org.br/como/>

ZIBORDI, M. S.; Cardoso, J. L.; Filho, L. R. V. Análise de aspectos socioeconômicos e tecnológicos da agropecuária na Bacia Hidrográfica do Rio Mogi Guaçu. Engenharia Agrícola, v.26, n.2, p.644-653, 2006.