

UFRRJ
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS E FLORESTAIS

DISSERTAÇÃO

**Análise dos Múltiplos Usos e das Estratégias de
Conservação na Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ**

Ivana Cola Valle

2011



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS E FLORESTAIS**

**ANÁLISE DOS MÚLTIPLOS USOS E DAS ESTRATÉGIAS DE CONSERVAÇÃO
NA BACIA DO RIO ALDEIA VELHA, RJ**

IVANA COLA VALLE

Sob a orientação do Professor

Márcio Rocha Francelino

e Co-Orientação do Prof.

Darcílio Fernandes Baptista

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**, no Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Área de Concentração Conservação da Natureza

Seropédica, RJ
Abril de 2011

577.34098153

V281a

T

Valle, Ivana Cola, 1980-.

Análise dos múltiplos usos e das estratégias de conservação na Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ/Ivana Cola Valle. - 2011. 130 f.: il.

Orientador: Márcio Rocha Francelino.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais.

Inclui bibliografias.

1. Ecologia florestal - Aldeia Velha, Rio, Bacia (RJ) - Teses. 2. Florestas - Conservação - Aldeia Velha, Rio, Bacia (RJ) - Teses. 3. Mata Atlântica - Aldeia Velha, Rio, Bacia (RJ) - Teses. I. Francelino, Márcio Rocha, 1966-. II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais. III. Título.

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E FLORESTAIS**

IVANA COLA VALLE

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**, no Curso de Pós Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, área de Concentração em Conservação da Natureza.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 07/ 04/ 2011.

Márcio Rocha Francelino. Prof. Dr. UFRRJ
(Orientador)

Daniel Forsin Buss. Dr. FIOCRUZ - IOC

Manoel do Couto Fernandes. Prof. Dr. UFRJ

AGRADECIMENTOS

À minha família pelo incentivo e apoio em todos os momentos de minha vida.

Aos amigos de Aldeia Velha, pelas enriquecedoras conversas sobre as temáticas propostas no trabalho.

Aos professores do PPGCAF e aos amigos da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, especialmente ao professor Márcio Rocha Francelino e aos amigos Leonardo de Souza, Eduardo Estiliano e Helena Pinheiro, pelas novas percepções sobre os alcances de minha pesquisa científica.

À equipe do Laboratório de Avaliação e Promoção da Saúde Ambiental (LAPSA - FIOCRUZ/ Instituto Oswaldo Cruz - IOC), Ana Sattamini, Carla Vieira, Lia Fernandes, Renata Oliveira, Priscilla Pereira, Ricardo Mugnai e Rosa Fonseca, pelo auxílio fundamental nas coletas e na identificação da macrofauna bentônica e em especial ao professor Darcílio Baptista, pelos ensinamentos, dedicação e incentivo fundamentais ao desenvolvimento da pesquisa.

Aos amigos e companheiros de trabalho da Reserva Biológica (REBIO) Poço das Antas, da Área de Proteção Ambiental (APA) da Bacia do Rio São João e da Associação Mico-Leão-Dourado (AMLD), especialmente Gustavo Ventorim, Denise Rambaldi, Ana Maria Teixeira, Rodrigo Mello, Rodrigo Mayerhofer, Cristina Albuquerque, Celso e José Maia, pelo apoio operacional, pelos ensinamentos e por, gentilmente, conceder materiais fundamentais para a produção desta Dissertação.

À equipe do Departamento de Recursos Minerais do Estado do Rio de Janeiro (DRM-RJ) e à Prefeitura Municipal de Silva Jardim (PMSJ) por gentilmente disponibilizarem as fotografias aéreas e a imagem de satélite utilizada para as análises da dinâmica da paisagem.

Aos professores Manoel Fernandes (UFRJ) e Daniel Buss (LAPSA/ FIOCRUZ) pelas contribuições para a finalização deste trabalho.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo fomento.

Enfim, a todos que contribuíram para a realização deste estudo, aos que acreditam que novas propostas são fundamentais e trabalham para que um novo modelo de desenvolvimento se efetive de forma a minimizar a degradação ambiental, em busca de mais qualidade de vida e respeito à natureza.

RESUMO

VALLE, Ivana Cola. **Análise dos múltiplos usos e das estratégias de conservação na Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ.** 2011. 119 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais). Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2011.

A paisagem deve ser interpretada com o objetivo de identificar os espaços mais adequados para o desenvolvimento das diversas atividades socioeconômicas e as áreas destinadas à proteção, de modo a contribuir com o desenvolvimento sustentável. Este trabalho tem como objetivo realizar uma análise integrada das características estruturais da paisagem em uma região de Mata Atlântica litorânea fluminense, avaliando a influência das diferentes formas de uso/ocupação do solo sobre a conservação da biodiversidade e a manutenção do equilíbrio ambiental na bacia do rio Aldeia Velha (RJ). Através de uma abordagem sistêmica, analisou-se as unidades interativas da paisagem através de instrumentos utilizados em programas de monitoramento ambiental na avaliação da efetividade das estratégias para a manutenção da biodiversidade em uma área de grande relevância ecológica, que abrange parte do território da primeira Reserva Biológica do Brasil, a REBIO Poço das Antas, abrigo de espécies endêmicas e ameaçadas de extinção em decorrência principalmente da diminuição de seu habitat em áreas de baixada. Foram quantificados os efeitos dos impactos negativos e positivos na área de estudo, em função das atividades humanas e relacionados à criação de Reservas e Áreas de proteção ambiental. Os métodos utilizados mostraram-se eficientes e os resultados indicaram uma relevante contribuição da Reserva Biológica para um incremento na cobertura florestal e para a manutenção da biodiversidade bentônica na porção do território protegido inserido na bacia. Entretanto, foram identificados locais prioritários para recuperação e conservação da cobertura florestal, como em áreas de mata ciliar e na zona de amortecimento da Reserva Biológica, essenciais para o equilíbrio dinâmico da bacia, caracterizada como de alta fragilidade/ susceptibilidade à distúrbios. Dessa forma, pretende-se fortalecer as condições de manejo adequadas e subsidiar projetos em que os processos de ocupação levem em conta conservação da natureza, fragilidade ambiental e conseqüências da degradação da Mata Atlântica sobre a biodiversidade e a qualidade de vida na bacia em estudo.

Palavras Chave: mata atlântica, áreas protegidas, ecologia de paisagem.

ABSTRACT

VALLE, Ivana Cola. **Analysis of multiple uses and the strategies for conservation in the watershed of Aldeia Velha river, RJ.** 2011. 119 p. Dissertation (Master Science in Environmental and Forest Sciences). Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ. 2011.

The landscape should be interpreted with the objective of identify which areas are most suitable for the development of the various socioeconomic activities and as areas of environmental protection in order to contribute to sustainable development. This work aims to conduct an integrated analysis of the structural features of the landscape in an area in Rio de Janeiro State's Coastal Atlantic Forest, evaluating the influence of different forms of land use and occupancy of lands on the conservation of biodiversity and maintenance of environmental balance in the basin of Aldeia Velha river. Through a systemic approach, was analyzed the interactive units of the landscape by instruments used in environmental monitoring programs to evaluate the effectiveness of strategies for maintenance of biodiversity in an area of great ecological relevance, covering part of the territory of Brazil's first Biological Reserve, Biological Reserve Poço das Antas, home of endemic and endangered species extinction, due mainly to the reduction of its habitat in lowlands areas. Was quantified the effects of negative and positive impacts in the region, regarding the effects of human activities related to the creation of Reserves and Environmental Protection Areas. Methods used were effective and the results indicated the effectiveness of the area occupied by the Biological Reserve for an increase in forest cover and for the maintenance of benthic biodiversity, as well as the priority sites for restoration and conservation of forest cover to ensure the environmental quality. Thus, it is intended to strengthen appropriate management conditions to subsidize projects that take into account the processes of occupation and nature conservation, environmental fragility and the consequences of degradation of the Atlantic Forest in the biodiversity and quality of life in the study watershed.

Key Words: rainforest, protected areas, landscape ecology.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Localização da Bacia do rio São João e da área de estudo, a Bacia do rio Aldeia Velha. Estado do Rio de Janeiro, Brasil.	15
Figura 2: Ao fundo, a “Serra Grande” (denominação local) em Aldeia Velha, apresentando feições características da unidade morfoescultural Escarpas Serranas.	17
Figura 3: Fotografias no encontro dos rios Aldeia Velha e Quartéis, área de baixada na sede do distrito de Aldeia Velha.	19
Figura 4: Mapa da Região e Unidades de Conservação na Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ.	23
Figura 5: Processamento Digital de Imagens da Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ.	27
Figura 6: Mapas de uso e cobertura do solo nos anos de 1970, 2000 e 2006 na Bacia do rio Aldeia Velha, RJ.	31
Figura 7: Dinâmica das áreas ocupadas por cobertura florestal e pastagem nos anos em análise na Bacia do rio Aldeia Velha, RJ.	32
Figura 8: Cobertura florestal nos territórios da REBIO e em sua Zona de Amortecimento em relação à área total de cobertura florestal na Bacia do rio Aldeia Velha (RJ) nos anos de 1970, 2000 e 2006.	32
Figura 9: Cobertura florestal na área do habitat original do mico-leão-dourado na Bacia do rio Aldeia Velha (RJ) nos anos de 1970, 2000 e 2006.	34
Figura 10: Comportamento da cobertura florestal nas Áreas de Preservação Permanente referentes às margens dos cursos d’água na Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ (anos de 1970, 2000 e 2006).	34
Figura 11: Comportamento da cobertura florestal nas Áreas de Preservação Permanente referentes às margens do Rio Aldeia Velha, RJ (anos de 1970, 2000 e 2006).	35
Figura 12: Mapa geomorfológico da Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ.	36
Figura 13: Fotografias de um trecho na estrada de acesso à Aldeia Velha, apresentando área típica de baixada aluvial, nos anos de 2000 (1), 2005 (2) e 2009 (3).	37
Figura 14: Distribuição das médias e desvios padrão mensais da precipitação e temperatura na Reserva Biológica Poço das Antas (RJ).	56
Figura 15: Modelo de declividade na Bacia do rio Aldeia Velha, RJ.	57
Figura 16: Mapa das classes Pedológicas na Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ.	58
Figura 17: Mapa de uso e cobertura do solo no ano de 2006 na Bacia do rio Aldeia Velha, RJ.	60
Figura 18: Fotografias e registros de Processos Erosivos Aparentes (PEA) na imagem Ikonos (2006). Bacia do rio Aldeia Velha, RJ.	62
Figura 19: Mapas dos graus de fragilidade atribuídos às classes de declividade do terreno, pedologia e uso/ cobertura do solo na Bacia do rio Aldeia Velha (RJ).	64

Figura 20: Mapa da Fragilidade Ambiental Potencial na Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ.....	66
Figura 21: Mapa da Fragilidade Ambiental Emergente na Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ.	67
Figura 22: Localização dos pontos de coleta da macrofauna bentônica (outubro/2009).	87
Figura 23: Desenho esquemático da amostragem proporcional da fauna de macroinvertebrados bentônicos.	89
Figura 24: Subamostrador (64 x 36 cm) utilizado para homogeneizar a amostra e no auxílio da separação dos <i>quadrats</i> após o procedimento da lavagem.....	90
Figura 25: Valores obtidos através do Índice Biótico Estendido (IBE-IOC) nos pontos de coleta.	96
Figura 26: Diagrama de dispersão na correlação de Pearson entre os valores do Protocolo de Avaliação Visual de Habiat (PAH) e o Índice Biótico Estenso (IBE-IOC) na Bacia do rio Aldeia Velha, RJ.....	97
Figura 27: Diagrama de dispersão na correlação de Pearson entre os valores da % de área florestada e o Índice Biótico Estenso (IBE-IOC) na Bacia do rio Aldeia Velha, RJ.....	97
Figura 28: Fotos de ninfa e inseto adulto de Plecoptera (<i>Perlidae</i>), organismos indicadores de ambientes com características naturais preservadas.....	98

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1: Classes, formas e padrões de uso/ cobertura do solo na bacia do rio Aldeia Velha, RJ.....	28
Tabela 2: Área ocupada (%) pelas classes de uso/ cobertura do solo na área de estudo	30
Tabela 3: Área da cobertura florestal (em hectares) inserida na Reserva Biológica, em sua Zona de Amortecimento e o total registrado na bacia do rio Aldeia Velha (RJ) nos anos de 1970, 2000 e 2006.....	33
Tabela 4: Comportamento da cobertura florestal nas áreas ocupadas pelos diferentes domínios geomorfológicos na bacia do rio Aldeia Velha, RJ.....	35
Tabela 5: Valores atribuídos aos graus de Fragilidade Ambiental na bacia em estudo.....	53
Tabela 6: Temas, fontes e escalas dos produtos cartográficos intermediários	54
Tabela 7: Níveis hierárquicos das variações pluviométricas.	55
Tabela 8: Classificação e pontuação atribuída para a declividade do terreno na bacia do rio Aldeia Velha, RJ	57
Tabela 9: Valores de vulnerabilidade dos solos atribuída às classes pedológicas na bacia do rio Aldeia Velha, RJ	59
Tabela 10: Classificação e pontuação das formas de uso e cobertura do solo na bacia do rio Aldeia Velha, RJ	60
Tabela 11: Soma das pontuações atribuídas aos critérios avaliados e descrição das classes de Fragilidade Potencial (MFP).....	61
Tabela 12: Soma das pontuações obtidas no MFP e dos valores atribuídos às classes de uso/ cobertura do solo na determinação da Fragilidade Emergente e intervalos considerados para descrição das classes de Fragilidade Emergente no MFE	61
Tabela 13: Área ocupada pelas diferentes formas de relevo na bacia do rio Aldeia Velha, RJ	63
Tabela 14: Intervalos considerados para as pontuações dos critérios avaliados e descrição das classes nos Mapas de Fragilidade Potencial (MFP) e Emergente (MFE)	68
Tabela 15: Processos Erosivos Aparentes (PEA) registrados nas classes de fragilidade, de acordo com o Mapa de Fragilidade Potencial (MFP) na bacia do rio Aldeia Velha, RJ	69
Tabela 16: Processos Erosivos Aparentes (PEA) registrados nas classes de fragilidade, de acordo com o Mapa de Fragilidade Emergente (MFE) na bacia do Rio Aldeia Velha.....	69
Tabela 17: Localização, altitude e descrição dos pontos de coleta da macrofauna bentônica	88
Tabela 18: Valores e Classes de Qualidade do Protocolo de avaliação Visual de Habitat (PAH).....	88
Tabela 19: Sistema de conversão dos valores numéricos do IBE-IOC para classes de qualidade na bacia do rio Aldeia Velha, RJ.	91

Tabela 20: Resultados do Protocolo de Avaliação Visual e do levantamento do uso e cobertura do solo nos trechos avaliados.....	92
Tabela 21: Resultados das análises físico-químicas e microbiológicas da água nos pontos amostrados (outubro de 2009).....	94
Tabela 22: Valores e Classes de Qualidade do IBE nos pontos de coleta.....	95

SUMÁRIO

Introdução	1
Capítulo I: Dinâmica da Paisagem e Análise da Influência de Áreas Protegidas para a Conservação da Biodiversidade na Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ	
Resumo	5
Abstract.....	6
1 Introdução.....	7
2 Revisão de Literatura.....	9
2.1 Áreas Protegidas como Estratégia Preservacionista no Brasil.....	9
2.2 Tecnologias de Análise Espacial Aplicadas aos Estudos Ambientais.....	11
3 Material e Métodos.....	15
3.1 Área de Estudo.....	15
3.1.1 Caracterização Fisiográfica	16
3.1.2 Histórico da Ocupação e Aspectos Ambientais.....	21
3.2 Geotecnologias e Análise Ambiental.....	26
4 Resultados e Discussão.....	30
5 Conclusão	39
6 Referências Bibliográficas.....	40
Capítulo II: Mapeamento da Fragilidade Ambiental na Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ	
Resumo	46
Abstract.....	47
1 Introdução.....	48
2 Revisão de Literatura.....	49
3 Material e Métodos.....	52
3.1 Área de Estudo.....	52
3.2 Mapeamento da Fragilidade Ambiental na Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ.....	52
4 Resultados e Discussão.....	63
5 Conclusão	71
6 Referências Bibliográficas.....	72
Capítulo III: Avaliação da Qualidade Ecológica utilizando Macroinvertebrados Bentônicos na Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ	
Resumo	76
Abstract.....	77
1 Introdução.....	78
2 Revisão de Literatura.....	80
2.1 Considerações sobre ambientes lóticos, macroinvertebrados bentônicos e avaliação da qualidade da água.....	80
2.2 Índices Bióticos: conceitos e aplicações.....	82
3 Material e Métodos.....	86
3.1 Área de Estudo	86
3.2 Procedimentos e Análises.....	86
3.2.1 Subamostragem da Macrofauna Bentônica	90
3.2.2 Análise dos Dados	91
4 Resultados e Discussão.....	92
5 Conclusão	101
6 Referências Bibliográficas.....	102
Conclusões e Recomendações Gerais	108

ANEXOS	109
ANEXO 1: Mapa temático de Geomorfologia na Região e Zona de Amortecimento da REBIO Poço das Antas.	110
ANEXO 2: Modelo Digital de Elevação (MDE) da Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ.	111
ANEXO 3: Pontos de Coleta da macrofauna bentônica e classes de uso/ cobertura do solo na Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ.	112
ANEXO 4: Protocolo de Avaliação Visual de Habitat (PAH).	113
ANEXO 5: Tabela para o cálculo dos valores de Qualidade Biológica no IBE-IOC.	115
ANEXO 6: Sistema de conversão dos valores numéricos do IBE-IOC para classes de qualidade	116
ANEXO 7: Composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos	117

INTRODUÇÃO

Um dos biomas que mais sofreu perdas em termos de bens e serviços ambientais pela intensa ocupação humana é a Mata Atlântica; originalmente ocupava cerca de 1.103.961 km² do território brasileiro, porém, deste total restaram 22,25% da cobertura florestal, cerca de 24.500 km² (MMA, 2010). Na Mata Atlântica de baixada litorânea fluminense a situação é crítica, a paisagem encontra-se altamente depauperada e fragmentada. De acordo com Kierulff & Rylands (2003) restam cerca de 27% da cobertura florestal na área de ocorrência original do mico-leão dourado (*Leontopithecus rosalia*), a Mata Atlântica de baixada litorânea fluminense, localizados em fragmentos dispersos na Área de Proteção Ambiental (APA) da Bacia do Rio São João. As atividades humanas desenvolvidas ao longo da história foram responsáveis pela redução e pela fragmentação da cobertura florestal, que ameaça a manutenção da rica biodiversidade da região, seja pela intensificação do efeito de borda, pela significativa redução na oferta de recursos, pela invasão de espécies exóticas, etc.

Entre os poucos remanescentes da Mata Atlântica de baixada litorânea, a bacia do rio Aldeia Velha, localizada nos municípios de Silva Jardim e Casimiro de Abreu, destaca-se em razão das políticas e ações voltadas à preservação e conservação do ecossistema. Entre as ações mais importantes destaca-se a criação da primeira Reserva Biológica (REBIO) do Brasil em 1974, a REBIO Poço das Antas, com cerca de 5.000 ha. Posteriormente, foram criadas a Área de Proteção Ambiental (APA) da Bacia do Rio São João/ Mico-Leão-Dourado, em 2002, e duas Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs), em 1993 e 2006. Estas iniciativas tendem a favorecer a conservação dos elementos da diversidade biológica, dos atributos naturais da região, além de um incremento positivo na qualidade de vida da população, frente aos bens e serviços ambientais oferecidos por condições de equilíbrio dinâmico.

O planejamento territorial orientado pelos preceitos da preservação ambiental constitui importante instrumento para a gestão dos espaços urbanos e rurais, através das áreas legalmente protegidas, o que gera embasamento para ações, tornando-se ferramenta de sistematização dos conhecimentos e direcionamento em relação às ações voltadas para o aproveitamento sustentável dos recursos naturais. A rápida destruição de remanescentes de habitat chama a atenção para a importância de modelos ecológicos explicitamente espaciais, os quais consideram que a estrutura espacial das interações ecológicas pode afetar as populações da mesma forma que as taxas de natalidade e mortalidade e as interações de competição e predação afetam uma dada população (HANSKI, 1996).

Para orientar políticas e ações de intervenção no ambiente, é essencial que se faça um amplo diagnóstico através da caracterização do meio físico e da disponibilização de um banco de dados constituído de informações espacialmente definidas, que retratem as características estruturais e funcionais da paisagem. Estes procedimentos, aliados ao monitoramento da qualidade ambiental, constituem instrumentos fundamentais à gestão territorial, os quais são capazes de conciliar o máximo de benefício social com o mínimo de degradação ambiental e redução da biodiversidade.

O manejo eficiente e a conservação dos ecossistemas fundamentam-se no conhecimento da distribuição espacial dos elementos que interagem na paisagem, dessa forma, é possível encontrar os diferentes níveis de análises e identificar os locais prioritários para a conservação da biodiversidade. Sabe-se que a preservação da heterogeneidade de habitats favorece enormemente a manutenção da biodiversidade e que a cobertura florestal é um dos elementos mais importantes neste processo (BOYERO & BAILEY, 2001; LENAT et al., 1994; EGLER, 2002; TRAIN & RODRIGUES, 2004).

A Geoecologia, ou Ecologia da Paisagem, é uma área do conhecimento ecológico que se destaca tanto pela abordagem geográfica, que privilegia o estudo da influência do homem sobre a paisagem e a gestão do território, como pela abordagem ecológica, que enfatiza a importância do contexto espacial sobre os processos ecológicos, e a importância destas relações em termos de conservação da biodiversidade, assim como, pela interconexão entre os elementos bióticos, abióticos e intervenções humanas na avaliação da qualidade ambiental. A geoecologia representa uma mudança de paradigma nos estudos sobre fragmentação e conservação de espécies e ecossistemas, pois permite a integração da heterogeneidade espacial e do conceito de escala na análise ecológica, enfatizando os possíveis efeitos das alterações na relação da paisagem com os organismos vivos (BACCA, 2002; METZGER, 2001).

A presente pesquisa selecionou como objeto de estudo um ambiente que possui tanto uma paisagem dominada pela atividade agropecuária - cercada por uma área de vegetação natural relativamente contínua à montante - como uma paisagem de controle, a Reserva Biológica Poço das Antas, com atributos capazes de servir de referência, como uma das últimas áreas minimamente impactadas relativas à baixada na bacia do rio São João.

Com o intuito de melhor compreender a relação entre os processos biológicos e o padrão estrutural nesta paisagem, assim como a dinâmica da cobertura florestal frente às unidades de conservação existentes na área, o presente estudo procurou reunir importantes ferramentas e métodos utilizados em programas de controle da qualidade ambiental. Partindo da noção integradora de paisagem, obteve-se um amplo diagnóstico através da documentação histórica da dinâmica e da caracterização da estrutura da paisagem, visando à compreensão do padrão espacial sobre o funcionamento e a estabilidade dos ecossistemas. Dessa forma, estabeleceu-se subsídios para ações de conservação e manejo da diversidade biológica, recuperação de áreas degradadas e monitoramento de áreas prioritárias na bacia hidrográfica em estudo.

No primeiro capítulo realizou-se uma análise espaço-temporal da paisagem através do processamento digital de imagens aéreas, orbitais e dados sobre a área de estudo. Foram utilizadas fotografias aéreas (anos de 1970 e 2000) e a imagem de satélite Ikonos (2006). Através das técnicas de Sensoriamento Remoto e de Sistemas de Informação Geográfica (SIGs) foi possível quantificar as mudanças ocorridas na paisagem nos períodos analisados, avaliando a efetividade das Áreas Protegidas para a conservação do habitat do mico-leão-dourado na bacia. Através de uma compartimentação geomorfológica foi possível identificar as unidades morfoesculturais que apresentaram as maiores taxas de recuperação ou redução da cobertura florestal na bacia, dessa forma, revelou-se tendências e demandas para aperfeiçoar as estratégias conservacionistas na área em estudo.

O segundo capítulo consiste na produção de um mapa da fragilidade/ vulnerabilidade ambiental da bacia em análise, elencando múltiplos fatores capazes de refletir a tendência natural (Fragilidade Potencial) e o risco de degradação do ambiente frente às diferentes formas de uso e cobertura do solo (Fragilidade Emergente). Através das técnicas de geoprocessamento, identificou-se áreas de alta susceptibilidade à erosão, isto é, com restrições à ocupação humana e prioritárias para recuperação e preservação da cobertura florestal. Os modelos produzidos corroboram registros dos Processos Erosivos Aparentes (PEA) e juntamente com os produtos intermediários, elaborados no desenvolvimento da análise, consistem em importantes ferramentas para o planejamento territorial na área de estudo.

O terceiro capítulo baseia-se em uma avaliação da qualidade ecológica utilizando os macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores. Para isso, aplicou-se o Índice Biótico Estendido – Instituto Oswaldo Cruz (IBE-IOC), que foi relacionado com um Protocolo de Avaliação Visual de Habitat (PAH) e com a percentagem (%) de área florestada circunvizinha aos pontos amostrais, considerando-se uma zona tampão de 150 metros. Desta forma,

identificou-se a influência das diferentes formas de uso/ ocupação do espaço sobre a biodiversidade aquática e a qualidade ecológica da água na bacia do rio Aldeia Velha.

As análises apontam para a efetividade da área ocupada pela Reserva Biológica (REBIO) na conservação da cobertura florestal no habitat original do mico-leão-dourado; nesse sentido, verificou-se uma relativa contribuição da REBIO para a recuperação da biodiversidade aquática no rio Aldeia Velha, que em geral apresenta indícios de degradação do ecossistema lótico. Constatou-se a necessidade de fortalecer os mecanismos de gestão e controle das atividades exercidas no entorno da REBIO, no intuito de restaurar a cobertura florestal em sua Zona de Amortecimento, que apresentou um decréscimo no período analisado, e também nas Áreas de Preservação Permanente nas margens do rio Aldeia Velha, que se encontram extremamente degradadas. Dessa forma, torna-se possível assegurar importantes funções destas estratégias de conservação, capazes de minimizar possíveis impactos negativos sobre as áreas protegidas, favorecer a conectividade entre as manchas florestais e a conservação da diversidade biológica na região.

CAPÍTULO I:

DINÂMICA DA PAISAGEM E ANÁLISE DA INFLUÊNCIA DE ÁREAS PROTEGIDAS PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE NA BACIA DO RIO ALDEIA VELHA, RJ

DINÂMICA DA PAISAGEM E ANÁLISE DA INFLUÊNCIA DE ÁREAS PROTEGIDAS PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE NA BACIA DO RIO ALDEIA VELHA, RJ

RESUMO

As áreas protegidas constituem uma importante estratégia para a manutenção da biodiversidade *in situ* e das funções ambientais proporcionadas pelos fatores bióticos e abióticos em equilíbrio. Na bacia do rio Aldeia Velha, localizada na região das baixadas litorâneas fluminense, foi criada a primeira Reserva Biológica (REBIO) do Brasil em 1974, a REBIO Poço das Antas, com cerca de 5.000 hectares, como principal esforço para a preservação do mico-leão-dourado, espécie em risco de extinção. Posteriormente, foram criadas a Área de Proteção Ambiental (APA) da Bacia do Rio São João/ Mico-Leão-Dourado, em 2002, e duas Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs), em 1993 e 2006. Nesse sentido, o presente capítulo tem como objetivo a análise da dinâmica da paisagem na referida bacia hidrográfica, através do comportamento da cobertura florestal nos anos de 1970, 2000 e 2006, utilizando técnicas de Sensoriamento Remoto (SR) e Sistemas de Informação Geográfica (SIGs), para relacionar os processos espaciais de desmatamento/regeneração florestal à criação e de Unidades de Conservação na região. Através das análises foi possível observar mudanças no âmbito das metas conservacionistas, expressados pela efetividade das áreas naturais protegidas. Foram caracterizados três cenários com tendências distintas nos intervalos temporais analisados, principalmente em relação à cobertura florestal nas áreas da REBIO e em sua Zona de Amortecimento inseridas na bacia. O estudo também constatou que 9% da área de estudo deveriam estar protegidas por mata ciliar, porém, 53% desta Área de Preservação Permanente na bacia e 66% nas margens do rio Aldeia Velha, necessitam ser recuperadas para atender a legislação ambiental. Apesar da deterioração da vegetação ripária e da grande área convertida em pastagens, os processos de conservação e regeneração florestal no entorno da Reserva Biológica se intensificaram nos últimos anos da análise, com um acréscimo de 554 hectares de cobertura florestal entre os anos 2000 e 2006, o que revela possíveis avanços nas estratégias para a conservação do habitat do mico-leão-dourado na bacia.

Palavras-chave: Unidades de Conservação, Gestão ambiental, Geotecnologias.

**LANDSCAPE AND DYNAMIC ANALYSIS OF THE INFLUENCE OF PROTECTED
AREAS ON BIODIVERSITY CONSERVATION IN THE WATERSHED OF
ALDEIA VELHA RIVER, RIO DE JANEIRO STATE**

ABSTRACT

Protected areas are an important strategy for the maintenance of biodiversity in situ and functions offered by environmental biotic and abiotic factors in balance. In the watershed of Aldeia Velha river, a region of coastal lowlands of Rio de Janeiro State, was created the first Biological Reserve in Brazil in 1974, the REBIO Poço das Antas, with about 5000 hectares, the main effort to the preservation of golden lion tamarin, an endangered specie. Subsequently it were created the Environmental Protection Area (APA) River Basin São João/ Golden Lion Tamarin in 2002, and two Private Reserves of Natural Heritage (RPPNs) in 1993 and 2006. In that sense, this chapter aims to understand the dynamics of the landscape in that basin, analyzing forest cover in 1970, 2000 and 2006, through the techniques of Remote Sensing and Geographic Information Systems - GIS, and relating the spatial processes of deforestation / regeneration and the establishment of forest protected areas in the region. Through the analysis was possible to observe changes in the effectiveness of protected natural areas. Protection was characterized by distinct trends in the time intervals of studied scenarios, especially in forest cover of the area inserted in REBIO and its buffer zone. Regarding the habitat of golden lion tamarin, was not recorded an increase in forest coverage. The study also showed that 9% of the basin area should be protected by riparian forest, but 53% of this area in the basin and 66% on the shores of Aldeia Velha river, need to be retrieved to meet environmental legislation. However, despite the large area occupied by pastures, the processes of conservation and forest regeneration in the vicinity of the Biological Reserve intensified in recent years of the analysis, with an additional 554 hectares of forest cover between 2000 and 2006, showing advances in conservation strategies in the study watershed.

Keywords: Conservation Units, Environmental Management, Geographical analysis technologies.

1 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica vem sendo intensamente devastada desde o início da colonização europeia no Brasil, no século XVI, quando cobria cerca 1.103.961 km² do território brasileiro; atualmente, restam 22,25% da cobertura florestal original (MMA, 2010). Embora poucos casos de extinção tenham sido relatados devido a este processo de devastação (BUDIANSKY, 1994), existem estimativas futuras de extinção em massa na Mata Atlântica (BROOKS & BALMFORD, 1996). Um ponto de extrema relevância consiste no fato de que este bioma possui um alto grau de endemismo e uma crescente perda no habitat de suas espécies, o que justifica sua indicação como um dos cinco principais “pontos-quentes” (*hotspots*) do planeta a serem prioritariamente conservados (MYERS et al., 2000).

De acordo com Lima (2004), os estudos da paisagem constituem importante recurso para as questões ambientais, uma vez que revela a forma como o espaço geográfico se encontra em função de sua utilização. Turner (1989) considera a paisagem como um mosaico de manchas de habitat e interligações. Nessa perspectiva, a qualidade da paisagem refere-se ao grau de excelência ambiental e visual que esta apresenta, podendo ser estudada sob a ótica da dinâmica espaço-temporal, que associa as mudanças nas áreas e/ ou nas formas dos elementos da paisagem ao longo de uma série temporal.

Para compatibilizar o uso das terras e a sustentabilidade ambiental, social e econômica, é necessário planejar a ocupação e a conservação da paisagem de forma integrada. A ecologia da paisagem adota uma perspectiva correta para propor soluções aos problemas ambientais, pois ao lidar com a paisagem como um todo, considera as interações espaciais entre unidades culturais e naturais, incluindo assim o homem e as conseqüências de suas ações em seu sistema de análise (METZGER, 2001). Ribeiro et al., (2009), apontam para diversos trabalhos que adotam parâmetros da estrutura da paisagem para estabelecer diretrizes gerais no planejamento e em projetos de conservação da biodiversidade.

A importância da compreensão da evolução histórica e da dinâmica espacial dos elementos que atuaram em diferentes momentos na estrutura da paisagem reside na documentação destes processos e no entendimento de suas conseqüências sobre a conservação da biodiversidade na área pesquisada. Os fragmentos, os corredores e a matriz espacial das manchas florestais são importantes elementos em uma paisagem, capazes de determinar sua funcionalidade. A análise multitemporal da paisagem também permite a construção de uma matriz de transição espacial para o cálculo da taxa de substituição entre seus elementos, o que relaciona sua estrutura e funcionamento, com as mudanças em suas formas e padrões (FORMAN & GODRON, 1986). Estes processos são influenciados, sobretudo, pelas políticas e/ou pelo perfil das atividades socioeconômicas que atuam sobre uma determinada área da superfície terrestre.

O entendimento sobre a dinâmica de fragmentos e manchas florestais é importante para orientar as decisões referentes ao desenho e manejo das reservas naturais e para subsidiar políticas de conservação (SCARIOT, 1999). Uma área florestal pode ser analisada através de vários pontos de vista. Na análise de comunidades pode ser dada ênfase à estrutura e dinâmica de associações de espécies e às interações entre as populações. Se for enfatizada a ecologia de ecossistemas, o sistema será considerado a partir de relações determinísticas entre a comunidade e o meio abiótico, ressaltando ciclos de nutrientes e o fluxo de energia entre outros. Sob a ótica de ecologia de paisagens, a estrutura da comunidade é estudada através da dinâmica do mosaico florestal, formado pelas manchas de vegetação em diferentes estágios sucessionais e de perturbação (METZGER, 2001).

Na região das baixadas litorâneas do Estado do Rio de Janeiro, a bacia do rio Aldeia Velha destaca-se por sua importância ecológica e estratégica para a conservação de remanescentes florestais em um dos ecossistemas mais ameaçados no Brasil, a Mata Atlântica de Baixada Litorânea Fluminense. Esta bacia caracteriza-se tanto por uma paisagem dominada pela atividade agropecuária como por uma paisagem de controle, representada pela área ocupada pela Reserva Biológica (REBIO) Poço das Antas. Além disso, a região da bacia do rio Aldeia Velha encontra-se totalmente inserida na Área de Proteção Ambiental (APA) da Bacia do Rio São João/ Mico-Leão-Dourado e abriga duas Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs).

Foi diante de um intenso cenário de devastação ambiental que a REBIO Poço das Antas foi criada, em 1974, com o objetivo de preservar a fauna e flora características da região, especialmente o mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*), uma espécie endêmica da baixada litorânea fluminense, criticamente ameaçado de extinção. Nesta época, a espécie já havia se tornado foco da atenção mundial para a discussão sobre o risco de sua extinção na natureza. Esta preocupação surgiu a partir dos estudos de Coimbra-Filho (1969), que estimou cerca de 600 indivíduos remanescentes de mico-leão-dourado em seu habitat original, restritos a cinco municípios do Estado do Rio de Janeiro e dispersos em fragmentos florestais.

O presente capítulo tem como objetivo a análise espaço-temporal das diferentes formas de uso e ocupação do solo na bacia do rio Aldeia Velha, nos anos de 1970, 2000 e 2006. Para avaliar os efeitos da criação de Unidades de Conservação na bacia, quantificou-se a área de habitat disponível para a espécie-bandeira das políticas ambientais e esforços conservacionistas nesta área nos três anos analisados. Assim, verificou-se através da cobertura florestal nas áreas de baixada, sua relação com as diferentes estratégias estabelecidas para a conservação da biodiversidade na região. No intuito de identificar as áreas que apresentaram significativa redução, regeneração ou preservação da cobertura florestal nos períodos analisados, realizou-se uma compartimentação geomorfológica e quantificou-se a cobertura florestal das unidades morfoesculturais na bacia. Para isso, foram utilizadas ferramentas específicas para o Processamento Digital de Imagens e para as análises de dados georreferenciados através das técnicas de geoprocessamento.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Áreas Protegidas como Estratégia Preservacionista no Brasil

A atual situação de degradação ambiental suscita o debate sobre o estabelecimento de novos modelos de gestão ambiental para a conservação da natureza, numa abordagem complexa e integradora, envolvendo também aspectos sociais e econômicos. Nessa perspectiva, o despertar para a importância da questão ambiental é relativamente recente, a primeira reunião oficial para tratar dessas questões em âmbito mundial foi a Conferência de Estocolmo, na década de 70. A partir daí, a consciência sobre as causas e as conseqüências dos problemas ambientais foi se ampliando. Destaca-se a aprovação da incorporação da Agenda 21 por mais de 180 países durante a conferência das Nações Unidas sobre o meio ambiente no Rio de Janeiro, em 1992.

A base da Agenda 21 reflete um processo de reorganização da racionalidade social-produtiva e concerne aos princípios do desenvolvimento econômico que satisfaz tanto as necessidades humanas de recursos e emprego presentes quanto as futuras, enquanto minimiza o impacto sobre a diversidade (WCED, 1987; LUBCHENCO et al., 1991; WRI/IUCN/UNEP, 1992 *apud* PRIMACK & RODRIGUES, 2001). Diante das dificuldades de atingir tais metas, os esforços atuais estão se voltando mais para a gestão e articulação territorial, buscando soluções para os problemas referentes à insustentabilidade do atual modelo produtivo e à tentativa de conciliar crescimento econômico e desenvolvimento sustentável a partir de estudos e iniciativas locais.

A paisagem deve ser planejada com o objetivo de identificar os espaços mais adequados para o desenvolvimento das diversas atividades socioeconômicas e também os espaços destinados à proteção, conhecidos como Áreas Protegidas, que destinam determinadas porções do território a um regime jurídico específico; um instrumento de grande relevância para a manutenção da biodiversidade. A criação e o gerenciamento de Unidades de Conservação fazem parte da Estratégia Global da Conservação da Biodiversidade, da Política de Proteção da Biodiversidade, da Política Nacional de Meio Ambiente e da Política Nacional de Áreas Protegidas (BRASIL, 2008). As primeiras iniciativas de instituir uma legislação específica para proteção das florestas brasileiras começou no ano de 1934, com a edição do Decreto Federal nº 23.793 (BRASIL, 1934). Posteriormente, em 1965, o Código Florestal é estabelecido pela Lei nº 4771 (BRASIL, 1965) trazendo o conceito sobre Reserva Legal, atividades de interesse social e Áreas de Preservação Permanente (APPs).

A definição das Áreas de Preservação Permanente (APP) foi posteriormente estabelecida pela resolução CONAMA nº 303 (BRASIL, 2002), como sendo áreas localizadas em qualquer posse ou propriedade tidas como bens de interesse nacional e espaços territorialmente protegidos, cobertos ou não por vegetação, tendo a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico da fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas (ambientes como nascentes, mata ciliar, encostas, topos de morro, reservatórios de água etc.).

Este conceito está diretamente relacionado à proteção de áreas com maior risco de degradação, onde o manejo incorreto pode causar erosão, deslizamento de terra e, conseqüentemente o assoreamento dos rios e a diminuição da oferta e qualidade da água, depreciando o valor das terras (COSTA & ARAÚJO, 2002). Entretanto, desde a época em que foram criadas, as APPs têm sido ocupadas indiscriminadamente, o que afeta várias inter-relações dinâmicas da paisagem na qual estão inseridas.

As estruturas espaciais das paisagens nas margens dos rios, por exemplo, vêm sendo alteradas desde os primórdios da ocupação humana, com profundos impactos negativos em função da dinâmica de ocupação e uso do solo, reflexos de insustentáveis meios de apropriação dos recursos naturais. No caso das Áreas de Preservação Permanente (APPs) relativas às faixas marginais de cursos d'água, procura-se garantir as funções relacionadas com a capacidade da vegetação de conter processos erosivos, reter sedimentos e influenciar a qualidade da água, funcionando como uma zona “tampão”, para amortecer possíveis impactos externos que venham afetar os ecossistemas locais.

Atualmente, as principais referências na Legislação Ambiental Brasileira são o Código Florestal de 1965, a Lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação- SNUC e algumas resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que compreendem um campo normativo bastante abrangente e muitas vezes, de difícil execução (ROCCO, 2004). De acordo com o SNUC (BRASIL, 2000), a Unidade de Conservação constitui-se como um “espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes; legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção”. A criação de unidades de conservação consiste em uma das principais estratégias de conservação *in situ*, o que proporciona a sobrevivência das espécies em seus habitats, entretanto, sabe-se que o empenho para preservá-las será pouco eficaz se não combinado com esforços destinados a salvar ecossistemas inteiros (FERNANDES et al., 2008; GRATIVOL et al., 2008; HANSKI, 1996).

As unidades de conservação dividem-se em Unidades de Proteção Integral e Unidades de Uso Sustentável. No primeiro grupo admite-se somente o uso indireto dos recursos naturais, encontram-se nesta categoria as Reservas Biológicas, os Parques Nacionais, as estações ecológicas, os monumentos naturais e os refúgios de Vida Silvestre. Já nas Unidades de Uso sustentável admite-se o uso direto dos recursos naturais, com o objetivo de conciliar as atividades humanas com a preservação da vida silvestre e a manutenção do equilíbrio ambiental; constituem-se pelas Áreas de Proteção Ambiental, Áreas de Relevante Interesse Ecológico, Florestas Nacionais, Reservas Extrativistas, Reservas da Fauna, Reservas de Desenvolvimento Sustentável e Reservas Particulares do Patrimônio Natural (BRASIL, 2000).

As Reservas Biológicas foram criadas em conformidade com o Código Florestal (BRASIL, 1965), com a Lei N.º 5.197, que dispõe sobre a Proteção à Fauna (BRASIL, 1967), e, mais recentemente, com a Lei N.º 9.985, que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) (BRASIL, 2000). De acordo com o SNUC, o objetivo de criação de uma Reserva Biológica (REBIO) é “a preservação integral da biota e demais atributos naturais existentes em seus limites, sem interferência humana direta ou modificações ambientais, executando-se as medidas de recuperação de seus ecossistemas alterados e as ações de manejo necessárias para recuperar e preservar o equilíbrio natural, a diversidade biológica e os processos ecológicos naturais” (Cap.III, Art.10). Uma Reserva Biológica (REBIO), frequentemente contém ecossistemas ou comunidades frágeis e são áreas de particular importância para a conservação dos recursos genéticos. Seu tamanho deve ser determinado pela área requerida para os objetivos científicos a que se propõe, para garantir sua efetividade.

O SNUC (*op cit.*, 2000) também define a Área de Proteção Ambiental (APA), que caracteriza-se por ser geralmente 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; tendo por objetivos básicos proteger a diversidade biológica, disciplinar o processo de ocupação e assegurar a sustentabilidade do uso dos recursos naturais (Art. 15).

As áreas protegidas, assim como todos os elementos pertencentes ao meio ambiente, dadas as suas características de interação e interdependência com os demais recursos ambientais, não podem ser destacadas de todo o contexto estabelecido em seu entorno. Nesse sentido, o SNUC (Art. 2, XVIII), determina que em qualquer região torna-se necessária a definição de uma área de proteção aos limites imediatos das Unidades de Conservação (com exceção das Áreas de Proteção Ambiental e Reservas Particulares do Patrimônio Natural – APAs e RPPNs). A Zona de Amortecimento ou Zona Tampão é estabelecida com a finalidade de conferir mecanismos adicionais de proteção, aptos a oferecer uma adequada sustentação da unidade de conservação, permitindo a manutenção dos processos ecológicos, do fluxo de espécies e genes, além de minimizar efeitos negativos das intervenções humanas.

Diversos estudos apontam que a sucessão secundária natural responde à proximidade de áreas naturais preexistentes, o que sugere um efeito significativo da proximidade à fonte de propágulos (ENDRESS & CHINEA. 2001; DEWALT et al. 2003; METZGER et al., 2002). SCOSS et al. (2004) ao estimar a riqueza de espécies que utilizam habitats cortados por estradas, destaca o fato de que, uma vez que a paisagem natural é subdividida ou fragmentada, removendo determinadas porções de habitat, a migração e a dispersão de espécies pode ser inibida e a propagação de distúrbios facilitada (por exemplo fogo, poluentes e caça) para o interior dessas áreas.

Segundo Trombulak & Frissel (2000), associada a toda paisagem que recebe estradas, está a ocorrência de impactos negativos sobre a integridade biótica, tanto de ecossistemas terrestres como aquáticos. De acordo com Turner (1989), a propagação de perturbações através de uma paisagem é um importante processo ecológico influenciado pela heterogeneidade espacial. Neste sentido, distúrbio pode ser definido como "qualquer acontecimento relativamente discreto no tempo que interrompe um ecossistema, comunidade ou a estrutura da população e interfere na disponibilidade de recursos, substrato ou no ambiente físico" (PICKETT & WHITE¹, 1985 *apud* TURNER, 1989).

2.2 Tecnologias de Análise Espacial aplicadas aos Estudos Ambientais

A percepção tardia dos desequilíbrios ambientais causados pelo desmatamento tornou crucial o desenvolvimento de estudos científicos dirigidos ao monitoramento e à conceitualização dos processos que levam às mudanças do uso e cobertura das terras. Nesse sentido, para ações de intervenção ambiental e planejamento eficaz, se torna necessário um diagnóstico da situação ambiental através do mapeamento e da análise de dados espaço-temporais. Estes procedimentos, aliados às tecnologias de análise espacial, isto é, às geotecnologias, consistem hoje num instrumento fundamental às atividades de gestão territorial (NAGENDRA et al., 2003).

Define-se geoprocessamento como o conjunto de tecnologias voltadas à coleta e ao tratamento de informações espaciais para um objetivo específico, ou seja, uma informação atrelada a um atributo geográfico (MOREIRA, 2011). O objetivo do geoprocessamento é fornecer ferramentas matemáticas e computacionais na determinação das evoluções espacial e temporal de um fenômeno geográfico e das inter-relações entre diferentes fenômenos (CÂMARA & MEDEIROS, 1998).

A necessidade crescente de representação dos fenômenos naturais com suas relações e também mudanças no tempo e no espaço, encontrou suporte nos avanços tecnológicos das representações cartográficas, tais como: o Sensoriamento Remoto (SR), os sistemas de

¹ PICKETT, S. T. A.; WHITE, P. S. The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. New York: Academic Press. 1985.

posicionamento por satélite (GNSS) e os Sistemas de Informação Geográficas (SIGs) . Isto permitiu uma constante análise e sistematização do conhecimento geográfico para o aprimoramento de pesquisas em análise ambiental. (LACHOWSKI et al., 1994; OLIVER, 1992).

O Sensoriamento Remoto (SR) pode ser definido como a tecnologia que permite obter imagens e outros tipos de dados interpretáveis (informações), sobre objetos ou elementos da superfície terrestre, através da captação e do registro da radiação eletromagnética refletida ou emitida pelos alvos imageados. O termo sensoriamento refere-se à obtenção dos dados, e remoto, que significa distante, é utilizado porque a obtenção é feita a distância, ou seja, sem o contato físico entre o sensor (satélites orbitais, câmeras fotográficas) e a superfície terrestre (FLORENZANO, 2002; *op. cit.*, 2011). Segundo Bacca (2002), o SR é uma das mais poderosas ferramentas que devem ser aplicadas pela Ecologia da Paisagem, porque a variedade de sensores e a melhoria das resoluções espaciais, temporais e espectrais enriquecem a quantidade de dados sobre a superfície terrestre e seus fenômenos.

Os Sistemas de Informação Geográficas (SIGs) são ferramentas computacionais para geoprocessamento, que permitem realizar análises complexas, ao integrar dados de diferentes fontes (dados cartográficos, imagens de satélite, fotografias aéreas, modelos numéricos do terreno etc) e ao criar bancos de dados georreferenciados, capazes de combinar vários níveis de informação e inferir sobre a dinâmica dos elementos na paisagem, além de permitir automatizar a produção de documentos cartográficos (*op. cit.*, 1998).

Um SIG permite a associação de dados geográficos (posicionais) a uma infinidade de atributos (dados alfanuméricos), possibilitando assim realizar consultas, análises e simulações, envolvendo todo o tipo de informação em que a variável “espaço” é importante. Em geral, um SIG é composto de cinco componentes independentes, porém interligados uns aos outros através de funções específicas, são eles: interface com o usuário; entrada e integração de dados; funções de consulta e análise espacial; visualização e plotagem; e banco de dados geográficos (*op. cit.*, 2011).

Um banco de dados geográficos é composto por conjuntos de planos de informação, um conjunto de geo-objetos e um conjunto de objetos não-espaciais. Os Sistemas Gerenciadores de Banco de Dados (SGBD) informatizados constituem a principal ferramenta para o armazenamento, manipulação e organização da informação não-espacial, ou seja, os atributos que complementam a informação espacial na denominada “Arquitetura Dual”, que é uma das formas de organização de bancos de dados geográficos mais utilizada em geoprocessamento. Um SIG implementado com a estratégia dual utiliza um SGBD relacional para armazenar os atributos convencionais dos objetos geográficos (na forma de tabelas) e arquivos para guardar as representações geométricas desses objetos (na forma de pontos, linhas ou polígonos). No modelo relacional, os dados são organizados na forma de uma tabela onde as linhas correspondem aos dados e as colunas correspondem aos atributos; desta forma realiza-se diversas análises (CÂMARA & MEDEIROS, 1998; MOREIRA, 2011).

A análise de mudanças ambientais somente pode ser amplamente estudada com o emprego de imagens de satélites e /ou fotografias aéreas (SR), que possibilitam o estudo do espaço ao longo do tempo e também dos Sistemas de Informações Geográficas (SIGs), que permitem a criação, o armazenamento e a manipulação de informações espacializadas sobre a superfície terrestre, de forma rápida e eficiente. Estas ferramentas oferecem importante apoio para as tomadas de decisões, que podem prevenir ou minimizar diversos impactos ambientais negativos em determinadas áreas. O diagnóstico das mudanças ocorridas na paisagem, por meio do estudo da dinâmica espaço-temporal, constitui um importante suporte técnico à gestão ambiental, através das geotecnologias, é possível realizar diversas análises, integrar os componentes do meio e elaborar produtos cartográficos capazes de retratar o ambiente

estudado sob diferentes enfoques (CÂMARA & MEDEIROS, 1998; LIMA, 2004; SOUSA et al., 2009).

Nos últimos anos, diversos estudos têm sido desenvolvidos no intuito de ampliar os conhecimentos sobre o meio ambiente e orientar projetos voltados à preservação da biodiversidade e do equilíbrio do meio físico, frente à exponencial taxa de ocupação humana e aos impactos provenientes de suas atividades sobre o território. Nestes estudos, as técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto se destacam por disponibilizarem cada vez mais informações fidedignas sobre a realidade ambiental, provenientes dos avanços das tecnologias de análise espacial e monitoramento.

Segundo o IBGE (2009), a incorporação do Processamento Digital de Imagens - PDI na análise ambiental é uma clara tendência nas geociências e atualmente representa a maneira mais eficiente e completa de executar pesquisas e levantamentos temáticos. O mapa temático obtido através de interpretação de imagens de satélites e/ ou de fotografias aéreas tem como objetivo representar o universo real, isto é, representar espacialmente as feições contidas na área imageada, o que possibilita a quantificação das classes de uso e cobertura do solo (MOREIRA, 2011).

Bacca (2004) desenvolveu um método baseado em conceitos geoecológicos para organizar as informações ambientais e analisar a dinâmica da paisagem, empregando tecnologias computacionais e aplicando princípios sistêmicos, holísticos e transdisciplinares da ecologia de paisagem. O trabalho apresenta um conjunto de ferramentas para o planejamento territorial regional, de forma a contribuir para implementação prática das estratégias, planos e políticas da Agenda 21 em seus diferentes níveis, tendo como objetivos: 1) estruturar a informação espacial para uma melhor organização e sistematização; 2) analisar a dinâmica dos componentes da paisagem em duas épocas diferentes e realizar projeções (simulações) futuras da paisagem e de sua dinâmica no tempo, utilizando cadeias de Markov, simulação de Monte Carlo e o “algoritmo efeito de borda”; 4) classificar as paisagens empregando a técnica de Inteligência Artificial (IA), mais especificamente Redes Neurais Artificiais (RNA) e Sistemas Especialistas (SE), capazes de automatizar tarefas; 5) determinar os pesos das temáticas que intervêm na modelagem da paisagem.

Turner (1989) ressalta a construção de modelos ecológicos ligados a Sistemas de Informação Geográfica (SIG's) e aponta para análises de estimativas da produção primária líquida (*net primary production* – NPP) na paisagem, em escalas regionais, através do uso da tecnologia de Sensoriamento Remoto (SR), que neste sentido representa também uma importante contribuição para a estimativa de outros processos ecológicos em grandes escalas. Nos estudos de Luvall & Holbo^{2,3} (1991; 1989 *apud* TURNER, 1989), a evapotranspiração (ET) de paisagens florestais pode ser estimada a partir de dados de sensoriamento remoto. Estimativas do dossel da ET florestal foram baseadas em dados de um Scanner Infravermelho Termal Multiespectral (TIMS) e confirmadas quando comparadas com estimativas feitas através de técnicas de balanço de energia.

Andrade & Oliveira (2004) avaliaram a dimensão espacial e temporal da ação antropogênica na cobertura vegetal em parte do semi-árido cearense, através de imagens de satélite e geoprocessamento identificou-se a unidade fitoecológica mais degradada e os impactos negativos desencadeados em suas unidades circunvizinhas. SOUSA et al. (2007)

² LUVALL, J. C., & HOLBO, H. R. Modeling forest canopy thermal response on a landscape scale using remotely sensed data. In: **Quantitative methods in landscape ecology**. TURNER M. G. & GARDNER, R. H. (eds.). Springer, New York. p. 127–152. 1991.

³ LUVALL, J. C., HOLBO, H. R. Measurements of short-term thermal responses of coniferous forest canopies using thermal scanner data. **Remote Sens. Environ.** 27:1-10. 1989.

também retrataram a evolução espaço-temporal da cobertura vegetal no semi-árido paraibano utilizando produtos orbitais de sensoriamento remoto e geoprocessamento na elaboração de mapas temáticos e análises sobre uso das terras e atividades impactantes na região. Kleinpaul (2005) realizou a análise multitemporal de uma microbacia no Rio Grande do Sul (RS) a fim de detectar mudanças na cobertura florestal, monitorando os fatores determinantes dos processos de desmatamento e regeneração.

Teixeira (2005) realizou uma modelagem a partir dos dados de dinâmica da paisagem em uma região de Mata Atlântica, foram simulados diferentes cenários a partir de índices referentes a composição (cobertura florestal) e a configuração da paisagem (distribuição espacial em termos de número de fragmentos, tamanho e grau de isolamento/ proximidade), com base em fotografias aéreas dos anos de 1962, 1981 e 2000. Dessa forma, verificou-se a importância de variáveis proximais no direcionamento das modificações (relevo, hidrografia, proximidade a estradas, a áreas urbanas ou a unidades de uso e cobertura das terras) e inferiu-se sobre mudanças futuras na estrutura da paisagem, utilizando um programa específico de análise espacial, considerando as possíveis implicações estratégicas em termos de conservação da biodiversidade.

Estudos de conservação dos recursos naturais requerem entendimento dos padrões e dos processos de alteração das paisagens, conhecendo a interação dos elementos componentes da mesma, para assim, desenvolver estratégias de conservação que ultrapassem os limites das Reservas e que permitam a manutenção dos processos envolvidos no funcionamento do sistema, compreendendo os padrões de organização espacial, a dinâmica de alterações das unidades da paisagem e sua interação espaço-temporal.

Dessa forma, o estudo da dinâmica de uso e cobertura das terras em regiões de Mata Atlântica é de relevante importância ao entendimento dos processos que determinam o desmatamento e a regeneração florestal e, em consequência, ao planejamento territorial de uma região que vem, historicamente, sofrendo intensas perdas e fragmentação de florestas (TEIXEIRA, 2005). A fragmentação florestal representa um sério risco à conservação da biodiversidade, pois as modificações de habitats geralmente têm como consequência a diminuição da diversidade e abundância de espécies, acarretando com isso a diminuição da complexidade ecológica dos ecossistemas; incluindo a perda de genes da fauna e flora ainda não-catalogados e o depauperamento das reservas genéticas em nível global (LAMBIN, 1994).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

A bacia do rio Aldeia Velha está situada na zona costeira ou região das baixadas litorâneas do Estado do Rio de Janeiro, entre os paralelos de 22°23' e 22°33' S e os meridianos de 42°15' e 42°19' W, possuindo extensão de aproximadamente 14.400 ha. O rio Aldeia Velha constitui limite físico e político entre os municípios de Silva Jardim e Casimiro de Abreu, sendo um dos principais afluentes pela margem esquerda do Rio São João, rio este responsável pelo abastecimento de água em dez municípios da Região dos Lagos (Figura 1). A bacia hidrográfica do Rio São João é também a principal opção para abastecer a Região Metropolitana do Rio de Janeiro em caso de crise no sistema do Rio Paraíba do Sul/Guandu (BIDEGAIN & VÖLCKER, 2003). Para a delimitação da área de estudo utilizou-se fotografias aéreas nos anos de 1956⁴ e 1970⁵, a imagem de satélite Ikonos (2006)⁶ e cartas do IBGE, na escala 1:50.000 (hipsometria e hidrografia), complementadas por dados de sensor remoto SRTM⁷ nas áreas com altitude inferior à 20 metros.

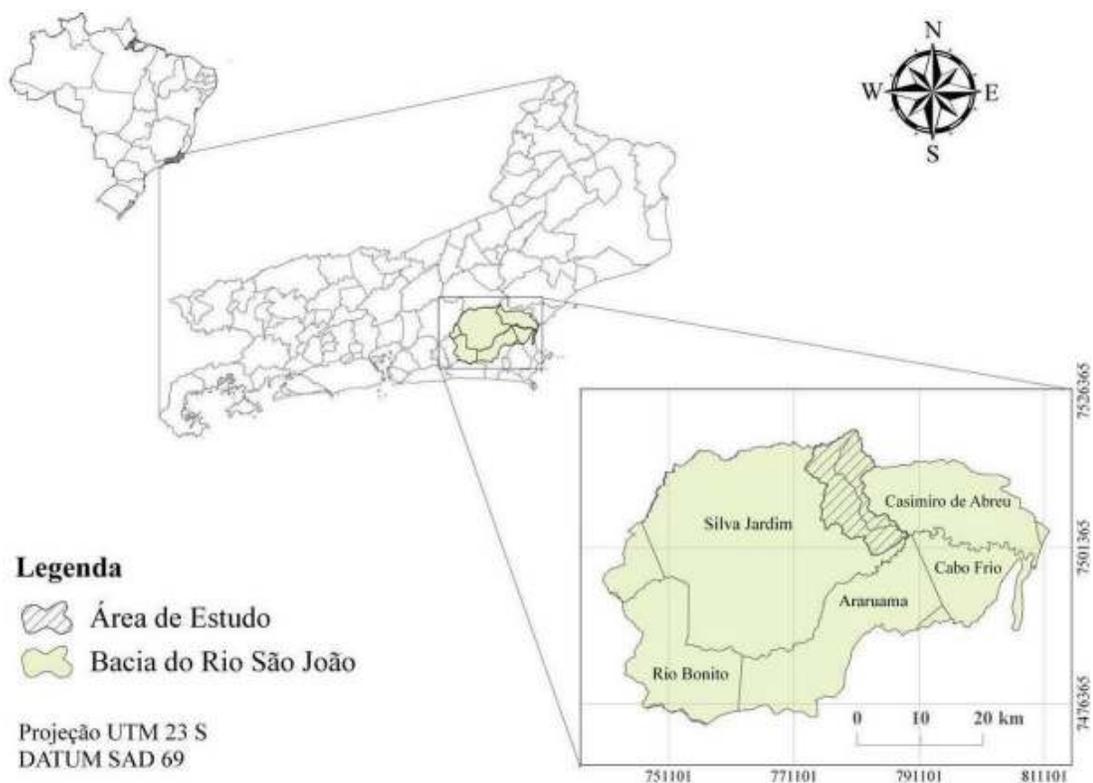


Figura 1: Localização da bacia do rio São João e da área de estudo, a Bacia do rio Aldeia Velha. Estado do Rio de Janeiro, Brasil.

⁴ Obtidas através do Laboratório de Geoprocessamento da Associação Mico-Leão-Dourado (AMLD).

⁵ Obtidas através do Laboratório de Geoprocessamento do DRM-RJ.

⁶ Cedida pela Prefeitura Municipal de Silva Jardim, RJ.

⁷ Disponível no site: <<http://edc.usgs.gov/products/elevation/srtm>>.

O clima local é quente e úmido com uma estação seca no inverno (*Aw*, de acordo com a classificação de Köppen). A precipitação anual média pode ser sintetizada em isoietas de 2.500 (região montanhosa), 2.000 e 1.700 mm anuais (colinas e baixada aluvial). Dados da Reserva Biológica (REBIO) Poço das Antas, para o período avaliado entre os anos de 1983-2002, indicaram um volume médio anual de 1.954 mm. Na localidade de Aldeia Velha, situada na transição entre o domínio de planície fluvial e a Serra do Mar, a precipitação média anual chega a 2.400 mm. A temperatura média anual na REBIO situa-se entre 21,4°C e 24,3°C (BRASIL, 2005).

Segundo o IBGE (CENSO 2000 *apud* SGP, 2003), a localidade de Aldeia Velha é citada como “ex-Quartéis”, sinalizando a mudança ocorrida no nome do 2º distrito de Silva Jardim, legitimada pelo novo Plano Diretor de Silva Jardim (PMSJ, 2006). Aldeia Velha dista 32 km da sede municipal e 8 km de Casimiro de Abreu e possui cerca de 1.068 habitantes⁸. O principal acesso à Aldeia Velha é pela rodovia BR-101, interligando Silva Jardim a capital do Estado do Rio de Janeiro, outro acesso é pela estrada Macharet - Encontro dos Rios, que faz a comunicação com o município de Nova Friburgo (estrada não asfaltada), sendo esta a via que conduziu imigrantes até Aldeia Velha no séc. XIX.

3.1.1 Caracterização fisiográfica

A bacia do rio Aldeia Velha encontra-se em região de transição entre relevos de degradação e agradação, na interface entre a vasta planície costeira que corresponde à área da baixada litorânea fluminense (sujeitas à inundação) e as encostas da Serra do Mar, intermediada por um conjunto de colinas suaves.

Para individualizar os sistemas de relevo realizou-se uma revisão bibliográfica sobre as unidades geomorfológicas na região, conforme os trabalhos de Dantas (2001), Cunha (1995), Cunha & Freitas (2004) e o Plano de Manejo da REBIO Poço das Antas (BRASIL, 2005). Foram identificados quatro compartimentos geomorfológicos na área estudada, sendo o relevo de agradação representado pelas áreas de planícies (Planícies Aluviais e Planícies Flúvio-lagunares), onde predominam os processos de deposição e os relevos de degradação, representados pelas Escarpas Serranas (ESR), Colinas Isoladas (CIS) e pelos Alinhamentos Serranos e Degraus Estruturais (ASD), onde predominam os processos de erosão (DANTAS, 2001).

As Escarpas Serranas (ESR) correspondem ao que Dantas (2001) denomina como Relevo de Degradação em Áreas Montanhosas. Segundo Cunha & Freitas (2004), essa unidade morfoescultural apresenta amplitudes altimétricas elevadas, com múltiplas e sucessivas superfícies de aplainamento, além de encostas abruptas e íngremes, de forma retilínea e convexa, com topos em crista e ricas em rupturas de declive. Nos terços inferiores das encostas encontram-se depósitos de talús. As características climáticas estão diretamente relacionadas à topografia acidentada e de direção concordante com a linha de costa, responsável por chuvas orográficas durante todo o ano, com precipitações médias acima de 2.400 mm, como na localidade de Aldeia Velha (BRASIL, 2005).

Nas Escarpas Serranas é onde se encontra a maior porção de cobertura florestal preservada, o que se explica pelos limitantes naturais à intensa transformação pela ocupação humana. A cobertura florestal é classificada por Veloso et al. (1991) como Floresta Ombrófila

⁸ - Não obteve-se dados mais recentes relativos à população do distrito de Aldeia Velha, porém, considera-se que não houveram mudanças significativas no número de habitantes na região, pois o CENSO 2010 (IBGE) registrou um aumento de apenas 95 habitantes em todo município de Silva Jardim, RJ. Dados disponíveis no site: <www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/>, acesso em fevereiro de 2011.

Densa Submontana (de 50 até 500 metros de altitude) e porções de Floresta Ombrófila Densa Montana (de 500 até 1500 metros de altitude), prioritária para a preservação, principalmente pela forte tendência que o domínio montanhoso apresenta quanto aos processos erosivos (ravinas e voçorocas), facilitados naturalmente pelas altas declividades das vertentes, solos rasos e acelerados por atividades de agropecuária intensiva na baixa encosta, além da exploração madeireira para carvão (CUNHA, 1995).

O rio Aldeia Velha drena a escarpa degradada da Serra do Taquaruçu, caracterizada como um relevo de transição entre terrenos planos e elevações isoladas da baixada do rio São João; esta escarpa constitui a primeira barreira montanhosa de um sistema de escarpamentos paralelos na bacia do rio São João na direção W-E (Figura 2). A sede do distrito de Aldeia Velha, no município de Silva Jardim, situa-se na base dessa escarpa, marcada por um relevo montanhoso, acidentado, transicional entre sistemas de relevo. Mais próximo ao município de Casimiro de Abreu, o paredão montanhoso é completamente desmantelado devido à ação erosiva do rio Macaé, que atinge a baixada litorânea neste trecho, adjacente à bacia do rio Aldeia Velha (BRASIL, 2005).



Figura 2: Ao fundo, a “Serra Grande” (denominação local) em Aldeia Velha, apresentando feições características da unidade morfoescultural Escarpas Serranas (Foto: MOSKA, 2005).

As planícies, localizadas ao longo do rio Aldeia Velha, são expressivas no contexto da bacia do rio São João. Os rios Aldeia Velha e Quartéis, ao se encontrarem, seguem com a denominação de rio Aldeia Velha e deságua no rio São João, sendo um de seus principais tributários de baixo curso. Este afluente da margem esquerda penetra de forma encaixada através de vales retilíneos, tendo sua direção influenciada por falhas ou fraturas até a área de baixada, onde a hidrografia é fortemente influenciada pelo rio São João.

Na bacia do rio Aldeia Velha, distinguem-se as Planícies Aluviais (PAL) e as Planícies Flúvio-Lagunares (PFL). As Planícies Aluviais são superfícies sub-horizontais, com gradientes extremamente suaves e convergentes em direção à linha de costa, delimitam-se bruscamente com as escarpas serranas por meio de vertentes íngremes, sendo os depósitos

coluviais de tálus interdigitais ou sobrepostos aos depósitos aluviais. As Planícies Flúvio-Lagunares constituem superfícies planas, de interface com os Sistemas Depositionais e Lagunares, onde estão incluídos terrenos argilosos orgânicos. Caracterizam-se por terrenos muito mal drenados com lençol freático subaflorante (BRASIL, 2005). Em geral, estas zonas úmidas caracterizam-se por uma drenagem deficiente, originando alagadiços, brejos e turfeiras nas áreas de baixada. O clima é mais seco conforme se aproxima do litoral, com precipitação média anual entre 1.500 e 2.000mm (BIDEGAIN & VÖLCKER, 2003). A vegetação caracteriza-se como Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas (Floresta Pluvial Tropical das Terras Baixas); situada entre 5m e 50m de altitude (VELOSO, 1991).

Grandes impactos sobre este domínio decorreram de obras de engenharia, como a retificação dos Rios Aldeia Velha e São João e a construção da Barragem de Juturnaíba, na década de 1970, para o abastecimento de água da Região dos Lagos. As obras de canalização e retificação, que produziram o alargamento e aprofundamento dos leitos dos rios Aldeia Velha e São João, tiveram como objetivo “sanear” a planície de inundação, tornando grandes extensões das baixadas aptas ao desenvolvimento de atividades agropecuárias e facilitando uma ocupação humana mais intensa na área. A bibliografia faz referência aos episódios de inundação que ocorriam na região da bacia do rio Aldeia Velha:

“(…) Excetuando-se a parte da baixada, onde periodicamente assola a malária em consequência das freqüentes inundações, o restante do território possui regulares condições climáticas, havendo localidades que gozam de tradicional saudabilidade” (IBGE, 1956. pg. 318).

A construção do reservatório de Juturnaíba e a canalização dos rios São João e Aldeia Velha trouxeram graves impactos geomorfológicos e ecológicos. Na região onde se insere a Reserva Biológica (REBIO) Poço das Antas, o reservatório alagou terras à montante e promoveu uma radical drenagem à jusante, o que ocasionou a modificação de parte do ecossistema, que era de matas e várzeas inundadas. Outro fator de mudança progressiva das condições deste ecossistema foi o saneamento da região com a retificação de longos trechos dos rios São João e Aldeia Velha, transformando-os em canais retilíneos de escoamento, com a drenagem de seus solos. Assim, essas obras modificaram as condições necessárias à regeneração e manutenção da vegetação ripária outrora existente na área; como consequência ocorreu a emersão das turfeiras à jusante do rio Aldeia Velha, provocando o aumento dos incêndios e de suas consequências no entorno e interior da Reserva Biológica (BRASIL, 2005).

Cunha & Freitas (2004) identificaram essa unidade como sendo os terraços e as planícies de inundação, com declives dominantes inferiores a 1%, com exceção do alto curso e dos cursos nas proximidades de colina meia laranja, onde atingem 6% e altitudes de até 23 metros, no alto curso e de 5-6 metros no baixo vale do rio São João. A presença de meandros abandonados reflete as mudanças periódicas no regime de escoamento. As características climáticas mais secas e a topografia horizontal tornam a potencialidade erosiva baixa em solos aluviais. A pecuária é a principal atividade desenvolvida nestas áreas, o que contribui para a degradação da mata ciliar (vegetação ripária) e das vegetações adaptadas aos pântanos e brejos (Figura 3); atualmente, destaca-se a expansão da atividade agrícola à jusante do rio Aldeia Velha.



Figura 3: Fotografias no encontro dos rios Aldeia Velha e Quartéis, área de baixada na sede do distrito de Aldeia Velha, município de Silva Jardim (RJ). A retirada da mata ciliar contribui para a instabilidade das margens e para a evolução dos processos de assoreamento na bacia do rio Aldeia Velha, RJ.

A unidade de Colinas Isoladas (CIS) representa uma área com topografia uniforme e topos nivelados, de baixa amplitude de relevo, em cotas que variam de 40 a 100 metros de altitude. Em geral, essas colinas caracterizam-se por uma depressão marginal entre a escarpa da Serra do Mar e a região costeira, estando delimitada por extensas baixadas fluviais e fluvio-lagunares na bacia do rio São João (BRASIL, 2005).

Segundo Cunha & Freitas (2004), esta unidade corresponde aos domínios de morros mamelonares ou colinas do tipo meia laranja, classificada como áreas de contato ou de transição entre o relevo montanhoso, o planalto muito dissecado e/ou as áreas de baixada. Caracteriza-se por uma topografia mais rebaixada e níveis topográficos escalonados, com vertentes simétricas, do tipo “mares de morros”, além de declives que podem variar de acima de 45% nas encostas íngremes e inferiores a 6% nas planícies e terraços aluviais.

Os impactos ambientais sobre este domínio se fazem presentes, sobretudo, pela criação extensiva de gado. A cobertura vegetal, caracterizada como de floresta ombrófila densa submontana, se restringe às formações secundárias fragmentadas no topo das elevações. Também se apresenta como prioridade para as práticas preservacionistas e estratégias de recuperação ambiental, pois abriga uma rica fauna com grande endemismo. De modo geral, a cobertura vegetal está representada por mata secundária, em estágios diversos de desenvolvimento, derivada da descaracterização da Mata Atlântica original, sendo encontrado nos pontos mais elevados do relevo, um estrato arbóreo mais adensado.

A unidade de Alinhamentos Serranos e Degraus Estruturais (ASD) representa os terrenos colinosos, de baixa amplitude de relevo, em alternância com alinhamentos de cristas serranas de elevada amplitude de relevo. Entremeados a este relevo colinoso, destacam-se alinhamentos serranos com direção preferencial WSW-ENE, caracterizados por imponentes elevações de relevo com vertentes íngremes, por vezes rochosas, de altos gradientes e topos aguçados de cristas alinhadas. As colinas apresentam vertentes de gradiente médio e topos alongados ou arredondados, freqüentemente recobertos por colúvios, enquanto as serras apresentam vertentes íngremes e escarpadas, por vezes rochosas, freqüentemente recobertas por colúvios e depósitos de tálus. De acordo com Dantas (2001), esta unidade apresenta de médio a alto potencial de vulnerabilidade a eventos de erosão e movimentos de massa.

Cunha & Freitas (2004) apresentam este domínio como de topografia bastante diversificada, com altitudes que variam entre 50 e 500 metros, classificando-o como áreas de planalto muito dissecado, que consiste em uma área de transição entre as unidades montanhosa e de morros mamelonares, com encostas íngremes, apresentando declividades superiores a 45% com ombreiras mais alargadas e setores de encosta mais suaves com declividades entre 6 e 20%, fortemente dissecadas, com interflúvios de geometria côncava e convexa e vales simétricos, na maioria das vezes de fundos côncavos e boa competência transportadora de sedimentos.

Nestas áreas, a formação vegetal mais característica é a floresta ombrófila densa submontana, com manchas de vegetação caracterizadas como montana e de terras baixas. A cobertura florestal encontra-se extremamente degradada devido às atividades econômicas ao longo da história na região, com a predominância de áreas com vegetação pioneira e de capoeiras em estágios de sucessão secundários. O forte processo de desmatamento reflete-se em impactos sobre o solo, onde predominam processos erosivos tipo ravinhas e laminar, facilitados pelo intenso pisoteio de gado.

3.1.2 Histórico da ocupação e aspectos ambientais

A economia da região começou a ser incrementada com a construção da estrada de ferro Leopoldina (em 1881), constituindo uma nova via de transporte da população e escoamento da produção para a região. O povoado hoje denominado Aldeia Velha originou-se a partir da migração de colonos suíços e alemães de Nova Friburgo, que desceram a Serra após o fim da escravidão, decretada em 1888, quando houve um grave abandono dos campos, com enorme queda da atividade da lavoura. Formou-se, nessa época, um povoamento em Juturnaíba e outro em Aldeia Velha (SGP, 2003).

Desde o início da sua formação, a renda da região foi obtida por atividades primárias, primeiro com o cultivo de cana-de-açúcar e de cereais, que, posteriormente, foi substituído pela cultura do café, que proporcionou significativo desenvolvimento para todo o município de Silva Jardim, contribuindo, também para o seu povoamento mais intenso. Outra atividade importante foi a exploração madeireira voltada para a exportação, que iniciou um intenso processo de desmatamento no século XVIII. No início do século XX, como reflexo da crise de 1930, houve uma queda dos preços das *commodities* agrícolas, tornando a situação econômica crítica, o que acarretou a evasão rural, juntamente com o surgimento de outros problemas como a malária, solucionada apenas em 1947, a partir de obras de drenagem (SGP, 2003). As primeiras obras de drenagem na região da bacia do rio Aldeia Velha tiveram como objetivo sanear a planície de inundação e fizeram parte das obras para a construção da Rodovia BR-101, em meados do século XX, o que facilitou o acesso à região, dinamizando a ocupação do município de Silva Jardim, devido ao melhor aproveitamento de grandes extensões de terras (BRASIL, 2005).

Na década de 1970, a região do vale do São João foi alvo de ações governamentais, como a construção da Barragem de Juturnaíba para o abastecimento de água na Região dos Lagos e a canalização dos rios Aldeia Velha e São João. O objetivo destas intervenções hidráulicas, realizadas pelo Departamento Nacional de Obras de Saneamento (DNOS), foi regularizar as enchentes no baixo curso do São João e irrigar áreas agrícolas, onde foram realizadas as obras de canalização dos rios e a abertura de canais de irrigação para regularizar a disponibilidade de água. O programa de desenvolvimento do governo federal buscava adequar a região à “monocultura de arroz”, nos moldes produtivos aplicados no Rio Grande do Sul. Este programa favorecia os proprietários das terras, que arrendaram suas terras, inicialmente para o arroz e posteriormente para outras culturas, à custa de muitos insumos químicos. O fracasso da rizicultura na região, ocorrido em menos de 10 anos, está associado à oxidação dos solos e à conseqüente acidificação das águas dos canais de drenagem construídos na região. (BRASIL, 2005).

A construção do reservatório e as obras de canalização rebaixaram o nível do lençol freático tornando grandes extensões das baixadas aptas ao desenvolvimento de atividades agropecuárias, porém, com fortes reflexos na dinâmica dos ecossistemas fluviais e no equilíbrio dos sistemas biológicos que neles vivem. Segundo Cunha (1995), a montante do reservatório, o aumento do nível de base local acentuou os processos de assoreamento, favorecendo as atividades de extração de areias no médio vale do rio São João e ocasionou a formação de novas áreas de inundação nas planícies durante o período das chuvas, além de grandes modificações na vegetação ciliar e na fauna aquática da planície de inundação. A jusante da barragem, os impactos potenciais são o entalhe no leito do rio São João, processos de erosão e deposição intensos, assim como, e alterações sedimentares no fundo, nas margens dos cursos e na dinâmica da foz; além de alterações na vegetação ciliar e nas espécies aquáticas.

Diante do cenário de devastação ambiental na região, diferentes Unidades de Conservação foram ali estabelecidas, como: a Reserva Biológica (REBIO) Poço das Antas,

criada em 1974 em uma área de aproximadamente 5.000 hectares, tendo por objetivo proteger a fauna característica da região, especialmente o mico-leão-dourado; a Área de Proteção Ambiental (APA) da Bacia do Rio São João/ Mico-Leão-Dourado, criada em 2002 e as Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) Fazenda Bom Retiro e Fazenda Shangrilá, criadas em 1993 e 2006, respectivamente.

A bacia do rio Aldeia Velha está totalmente inserida na Área de Proteção Ambiental (APA) da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado e compreende aproximadamente 56% da Reserva Biológica (REBIO) Poço das Antas (Figura 4). Além disso, 65% do território da bacia se insere na Zona de Amortecimento da REBIO, conforme estabelecido em seu Plano de Manejo (BRASIL, 2005). Daí, destacam-se os esforços pela conservação ambiental, inclusive com a criação de RPPNs e projetos que contemplam a criação de corredores florestais na região, almejando reestruturar a conectividade entre os fragmentos florestais (FERNANDES et al., 2008), essenciais para a manutenção do fluxo gênico das diversas espécies locais, buscando a conservação da rica biodiversidade da Mata Atlântica de baixada; habitat de espécies endêmicas, como o mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*), a preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus*) e a borboleta da praia (*Parides ascanius*).

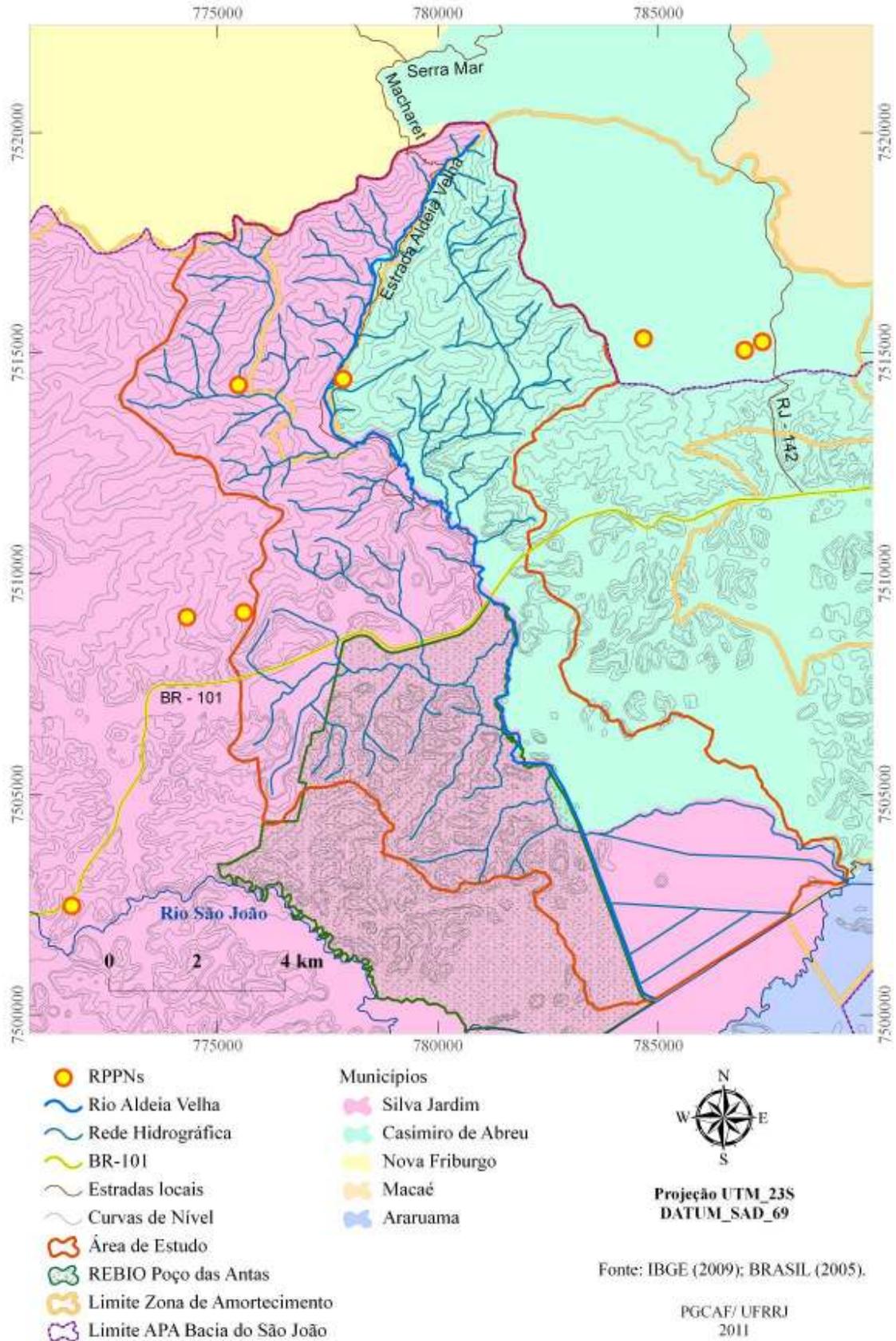


Figura 4: Mapa da Região e Unidades de Conservação na Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ.

A preocupação com a situação do mico-leão-dourado na natureza surgiu a partir de estudos no final da década de 60, quando foi estimada na região uma população de 600 animais livres em seu habitat natural (Coimbra-Filho, 1969). A partir do ano de 1971, com base nos trabalhos efetuados no Brasil sobre o Mico-Leão-Dourado, a opinião pública internacional foi mobilizada e passou a se interessar pelo tema através de entidades conservacionistas. Assim, em 1972, foi realizado em Washington, um Simpósio intitulado “*Wild Animal Propagation Trust Golden Lion Marmoset Conference*”, que discutiu a importância da conservação da espécie. Este movimento recebeu o apoio de importantes entidades internacionais, como o WWF, o Jardim Zoológico de Nova Iorque e a IUCN. Nesta época, já se pensava em selecionar uma área na região do Vale do São João, que servisse para proteger o mico-leão-dourado e, também, a preguiça-de-coleira. Em 1974, o antigo Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal - IBDF (atual IBAMA/ ICMBIO), criou uma área para a proteção da espécie, a Reserva Biológica Poço das Antas no município de Silva Jardim, com cerca de 5.000 hectares (BRASIL, 2005).

As principais ameaças à sobrevivência do mico-leão-dourado, espécie em perigo de extinção, é a perda e fragmentação do seu habitat, o qual se caracteriza por florestas localizadas em baixas altitudes, com tamanho suficiente para abrigar grupos e que não estejam isoladas na paisagem, o que possibilita o deslocamento dos indivíduos pelas áreas florestais. Poucas espécies da fauna têm o forte apelo popular e também político como o mico-leão-dourado, uma “espécie-bandeira”, ou espécie símbolo, utilizada em campanhas públicas de conscientização e mobilização para a proteção deste ecossistema, o que popularizou a espécie e a Mata Atlântica, no Brasil e no mundo (BRASIL, 2008).

Originalmente o mico-leão-dourado ocorria em altitudes inferiores a 300 metros em toda região costeira do Rio de Janeiro e no sul do Espírito Santo (KIERULFF & RYLANDS, 2003). No PHVA (Análise de Viabilidade Populacional e do Habitat, em inglês) realizado em 2005, a população de micos-leões-dourados estava estimada em 1.500 indivíduos, distribuídos em 12.000 hectares de cobertura florestal, principalmente na área da bacia do rio São João, que possui a maioria dos remanescentes de habitat desta espécie, sendo que a maior população encontra-se no município de Silva Jardim (RJ), mais especificamente na Reserva Biológica (REBIO) Poço das Antas. Este estudo dividiu os micos-leões-dourados em seis populações viáveis (sendo a maior localizada na área da REBIO) e 12 populações isoladas e pequenas, distribuídas pela baixada litorânea do Estado do Rio de Janeiro. Nesse sentido, enfatiza-se que nenhuma destas populações é viável quando manejada individualmente, pois populações pequenas e isoladas são vulneráveis à extinção por inúmeras razões (RUIZ-MIRANDA et al., 2008). Neste sentido, a Zona Tampão é de fundamental importância para uma paisagem consolidada por florestas protegidas e funcionalmente conectadas, capaz de garantir a viabilidade da população de micos-leões-dourados em seu habitat natural.

Com exceção das populações litorâneas, todas as outras populações de micos-leões-dourados estão inseridas na bacia do rio São João. Entretanto, Kierulff & Rylands (2003) constataram que em seu estudo que estas populações se distribuíam por apenas 4,2% dos remanescentes florestais em sua área de ocorrência original. A conservação e a sobrevivência do mico-leão-dourado estão diretamente relacionadas ao uso do solo na bacia e ao restabelecimento da função ecológica dos fragmentos remanescentes, pois muitos estão extremamente isolados e o fluxo gênico entre eles torna-se impossível (RUIZ-MIRANDA et al., 2008). Neste contexto, a região que abriga a Área de Proteção Ambiental (APA) da bacia do rio São João/ Mico-Leão-Dourado, com aproximadamente 150.700 ha, foi considerada prioritária para a conservação da Mata Atlântica, conforme os resultados do Seminário de Avaliação e Ações Prioritárias para Conservação dos Biomas Floresta Atlântica e Campos Sulinos (MMA, 2000).

Outro fato a ser destacado refere-se à criação de assentamentos de reforma agrária na região onde se localiza a bacia do rio Aldeia Velha; em 1972, o Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA) desapropriou a fazenda Boi Branco como parte das ações para a criação da primeira Reserva Biológica (REBIO) do Brasil. O Projeto Integrado de Colonização e Reforma Agrária da Gleba Aldeia Velha foi o primeiro assentamento para fins de reforma agrária ocorrido no entorno da Unidade de Conservação, criado em 1981, no intuito de ali estabelecer as famílias retiradas da área delimitada para a criação da Reserva Biológica (REBIO) Poço das Antas, fazendo limites com a BR-101 (margem oposta à REBIO), com o rio Aldeia Velha e fazendas de gado (PEREIRA, 2005). Posteriormente, outros dois assentamentos foram estabelecidos na zona tampão da REBIO, em seus limites contíguos, o assentamento Cambucaes/ Olhos D'água (criado em 1995) e o assentamento Sebastião Lan (criado em 1999), além do acampamento Sebastião Lan II (ocupado em 1997).

A Associação Mico Leão Dourado (AMLD) é uma Organização Não Governamental (ONG) que atua na região da baixada litorânea fluminense estimulando e auxiliando proprietários rurais a criarem uma Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN). A maior preocupação é com a ampliação da área florestada para que se amplie o nicho do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*), através da recuperação de seu habitat, marcado pela grande fragmentação florestal. Foi no município de Silva Jardim onde se criou, além da primeira Reserva Biológica (REBIO), a primeira RPPN do Brasil; sendo que hoje o município ainda se constitui como um dos com maior número de RPPNs no Brasil. Até 2006 já haviam sido criadas 15 RPPNs na bacia do rio São João (FERNANDES, et al., 2008).

O Programa de Conservação do Mico-Leão-Dourado tem como meta atingir até o ano de 2025, a marca de 2.000 indivíduos vivendo livremente em 25.000 hectares de habitat protegido e conectado funcionalmente na unidade da paisagem, de acordo com o mais recente PHVA. Esta análise se apoiou nos fundamentos da Biologia da Conservação e da Ecologia da Paisagem, ao considerar como prioridade o manejo do mosaico de fragmentos de habitat resultante da subdivisão de áreas florestais anteriormente contínuas. De acordo com GRATIVOL et al. (2008), este foco reflete a inserção de elementos da paisagem como corredores de habitat, *stepping stones* (ou seja, áreas reduzidas de habitat distribuídas na paisagem inter-habitat) e diferentes tipos de matriz (neste caso, o mosaico formado pelos variados usos e coberturas das terras no entorno dos fragmentos florestais) à abordagem de metapopulação, manejo da biodiversidade e planejamento territorial.

Nas últimas décadas, uma das características da região das baixadas litorâneas tem sido o desenvolvimento de atividades turísticas e de lazer. De acordo com Sydenstricker (2003), entre os problemas ambientais na bacia em estudo, as ameaças aos refúgios da flora e da fauna são problemas críticos, ou seja, necessitam de atenção emergencial. São considerados problemas semi-críticos a degradação das áreas de preservação, como nas Áreas de Preservação Permanente nas margens do rio Aldeia Velha e a própria situação da lagoa de Juturnaíba. Caracterizados como em estado de alerta, existem os problemas que originam a erosão dos solos e as precárias condições de vida da população local, que dentre muitos fatores estão associados ao manejo inadequado dos recursos naturais, sobretudo do solo e água.

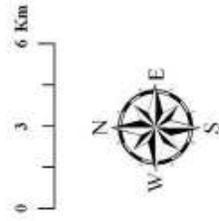
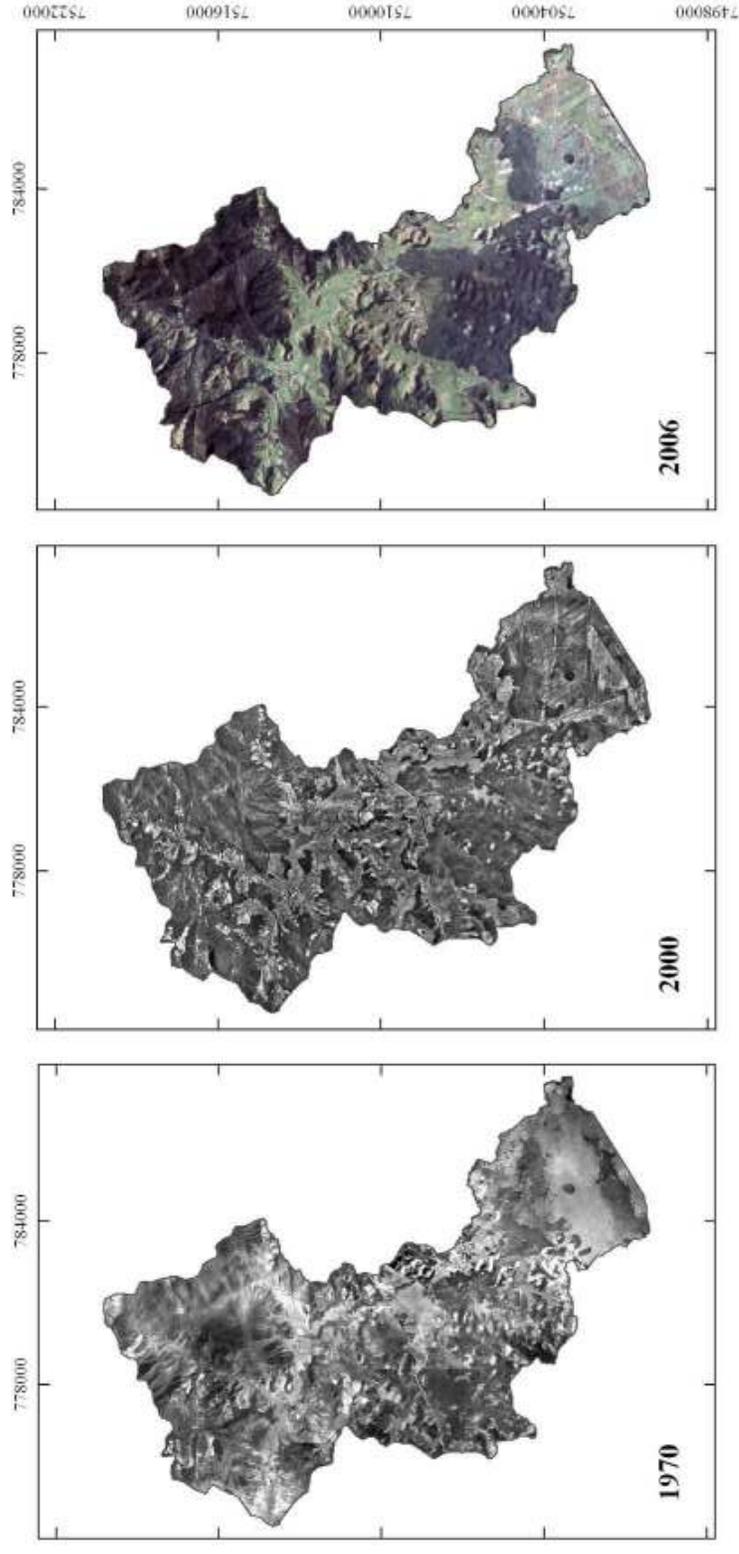
3.2 Geotecnologias e análise ambiental

Para a análise da dinâmica do uso e cobertura do solo na bacia do rio Aldeia Velha foram utilizadas fotografias aéreas dos anos de 1970 e 2000 e a imagem do satélite Ikonos no ano de 2006. Além das imagens, realizou-se um levantamento das informações existentes sobre a área de estudo, tais como: localização das Unidades de Conservação, rodovias estaduais e federais, hipsometria, limites municipais e hidrografia (BRASIL, 2005; IBGE, 2008). As informações foram organizadas em um Sistema Gerenciador de Banco de Dados (SGBD), contendo os temas espaciais e os dados alfa-numéricos organizados em planilhas, relacionais às análises realizadas na presente pesquisa. O banco de dados foi retificado a partir dos traçados dos cursos d'água e das curvas de nível da região (IBGE, 2008).

Obteve-se as fotografias aéreas do ano de 1970 através do Laboratório de Geoprocessamento do Departamento de Recursos Minerais do Estado do Rio de Janeiro (DRM-RJ). As ortofotos no ano de 2000 foram cedidas pela empresa de energia CERJ/AMPLA e obtidas através da Reserva Biológica Poço das Antas (ICMBIO/ MMA). A Imagem Ikonos, no ano de 2006, foi disponibilizada pela Secretaria de Meio Ambiente da Prefeitura Municipal de Silva Jardim (PMSJ-RJ).

As fotografias aéreas de 1970 foram *rasterizadas* (resolução de 0,6m) e através dos programas computacionais *Autostitch*, *PanaVue 2.1* e *Photoshop CS3*, confeccionou-se um fotomosaico semi-controlado da região. Dessa forma, as imagens foram individualizadas nas três épocas analisadas com técnicas de Processamento Digital de Imagens (Figura 5). As imagens foram retificadas a partir da base cartográfica do IBGE (hipsometria e hidrografia) e do ortomosaico do ano 2000, elaborado previamente pela empresa de energia AMPLA, com erro médio (RMS) inferior a 5m, coordenadas UTM - Datum SAD 69.

Através do Sistema de Informação Geográfica (SIG) *ArcGis 9.2*, foi possível realizar a interpretação visual e a classificação das mudanças nos padrões de uso e cobertura do solo nos três períodos estudados, na escala 1:20.000, objetivando identificar e quantificar a dinâmica de alterações na paisagem, especialmente quanto à cobertura florestal. Através da sobreposição dos mapas de uso e cobertura do solo com os dados referentes à altitude, rede hidrográfica, limites oficiais das Áreas Protegidas e Reservas (IBGE, 2008; BRASIL, 2005), analisou-se as relações espaciais, seus efeitos sobre a estrutura da paisagem e sobre a conservação da biodiversidade na bacia em estudo.



Fonte:
 1970: 48 fotografias Aéreas cedidas pelo DRM-RJ.
 Executado por: Aerofoto Natividade S.A - vôo nº 0170; escala do vôo 1 : 20000.
 2000: 13 Ortofotos cedidas pelo ICNIBIO/ MMA - ReBio Poço das Antas.
 Executado por: CERJ / Ampla - RJ - vôo NI; escala do vôo 1:8.000.
 2006: Imagem Ikonos, cedida pela FMISJ. Resolução espacial: 1m.
 PGCAF - UFRRJ, 2011.

Projeção UTM 23S - DATUM SAD 69

Figura 5: Processamento Digital de Imagens da Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ.

Todas as classes de uso e cobertura do solo foram vetorizadas através de fotointerpretação visual no formato *shapefile* no programa ArcGis 9.2, o que permitiu a quantificação das áreas ocupadas por cada classe de uso nos intervalos temporais compreendidos entre os anos de 1970, 2000 e 2006. Foram consideradas as seguintes classes de uso e cobertura do solo (Tabela 1):

Tabela 1: Classes, formas e padrões de uso/ cobertura do solo na bacia do rio Aldeia Velha, RJ (continua)

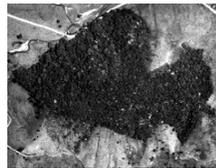
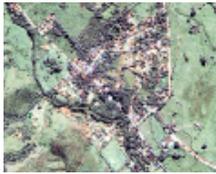
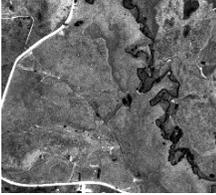
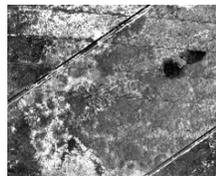
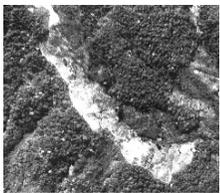
CLASSES	FORMAS/ PADRÕES	
Área Agrícola		
Floresta		
Núcleo Rural/ Construções		
Pastagem		
Pasto Sujo/ Campo		
Pasto Sujo/ Área Alagável (Zonas Úmidas)		

Tabela 1: Continuação

CLASSES	FORMAS/ PADRÕES	
Solo Exposto/ Área Degradada		
Outras (Afloramento Rochoso, Corpos d'água)		

A partir das curvas de nível na região (IBGE) foi possível identificar a área que representa o habitat do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*), isto é, com altitude inferior a 300m (KIERULFF & RYLANDS, 2003). Assim, analisou-se a contribuição das políticas e ações voltadas para a preservação e recuperação do habitat disponível para esta espécie na bacia em estudo. O risco de extinção do mico-leão-dourado motivou a criação da REBIO Poço das Antas em 1974 e diversos outros projetos e ações conservacionistas nos últimos anos. Nesse sentido, também foram analisadas as Áreas de Preservação Permanente (APP's) referentes a vegetação ripária na bacia do rio Aldeia Velha.

A imagem de satélite Ikonos (2006), as curvas de nível (IBGE, 2008) e o traçado da rede hidrográfica na área de estudo foram utilizados como “âncora” para refinar a classificação das unidades morfoesculturais da paisagem, com base nos estudos produzidos por Cunha (1995), Dantas (2000), Bidegain & Völcker (2003) e BRASIL (2005) (Anexo 1). Assim, foi possível identificar a dinâmica de recuperação/ conservação florestal na bacia estudada frente às diferentes formas e padrões de uso e ocupação do solo nas áreas de Escarpas Serranas (ESR), Planícies (PAL, PFL), Colinas Isoladas (CIS), e Alinhamentos Serranos-Degraus Estruturais (ASD).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com as imagens e o banco de dados necessários para as análises produziu-se os mapas de uso e cobertura do solo na bacia em estudo (Figura 6), que serviram de base para as análises espaciais da cobertura florestal nos anos analisados e possibilitaram avaliar as tendências associadas aos múltiplos usos do território e aos processos de preservação e recuperação florestal na área em estudo.

Conforme pode ser observado na Tabela 2, as classes de uso e cobertura do solo predominantes nos anos analisados foram cobertura florestal e pastagem. A cobertura florestal ocupou uma área de aproximadamente 7.776 hectares no ano de 1970, 7.078 hectares no ano 2000 e 7.632 hectares em 2006, correspondendo a aproximadamente 54%, 49% e 53% da bacia, respectivamente. As áreas ocupadas por pastagens ocuparam aproximadamente 3.608 hectares no início da década de 1970, 3.670 hectares no ano 2000 e 3.312 hectares no ano de 2006; correspondendo a 25%, 25,5% e 24% do total da bacia nos anos analisados (Figura 7). Os resultados apontam para a regressão da atividade pecuária a jusante da bacia, na área canalizada em planície Flúvio-Lagunar; entretanto, a atividade intensificou-se na região do médio curso do rio Aldeia Velha, nas proximidades da rodovia BR-101, fazendo limites com a REBIO.

Nas análises, identificou-se que a cobertura florestal em estágio de regeneração inicial tendeu a uma redução em torno de 10% em sua área de ocorrência na bacia entre 1970 e 2000 (de aproximadamente 5.700 hectares em 1970 para 4.305 hectares no ano 2000); e um aumento de 4% em 2006, ocupando uma área de aproximadamente 4.880 hectares. As áreas florestais nos estágios de regeneração médio e avançado apresentaram um significativo aumento entre 1970 e 2000, com respectivamente 2.076 e 2.773 hectares e um pequeno declínio em 2006, ocupando aproximadamente 2.752 hectares.

Tabela 2: Área ocupada (%) pelas classes de uso/ cobertura do solo na área de estudo

Classes de uso/ cobertura do solo	1970 (%)	2000 (%)	2006 (%)
Área Agrícola	0.5	6.4	6.2
Floresta	54	49	53
Núcleo Rural/ Construções	0.5	0.6	0.8
Pastagem	25	25,5	23
Pasto Sujo/ Área Alagável (zonas úmidas)	6	7,5	7
Pasto Sujo/ Campo	12	10	8
Solo Exposto/ Área Degradada	1	0,5	1
Outras (Afloramento Rochoso, corpos d'água, BR – 101)	1	1	1

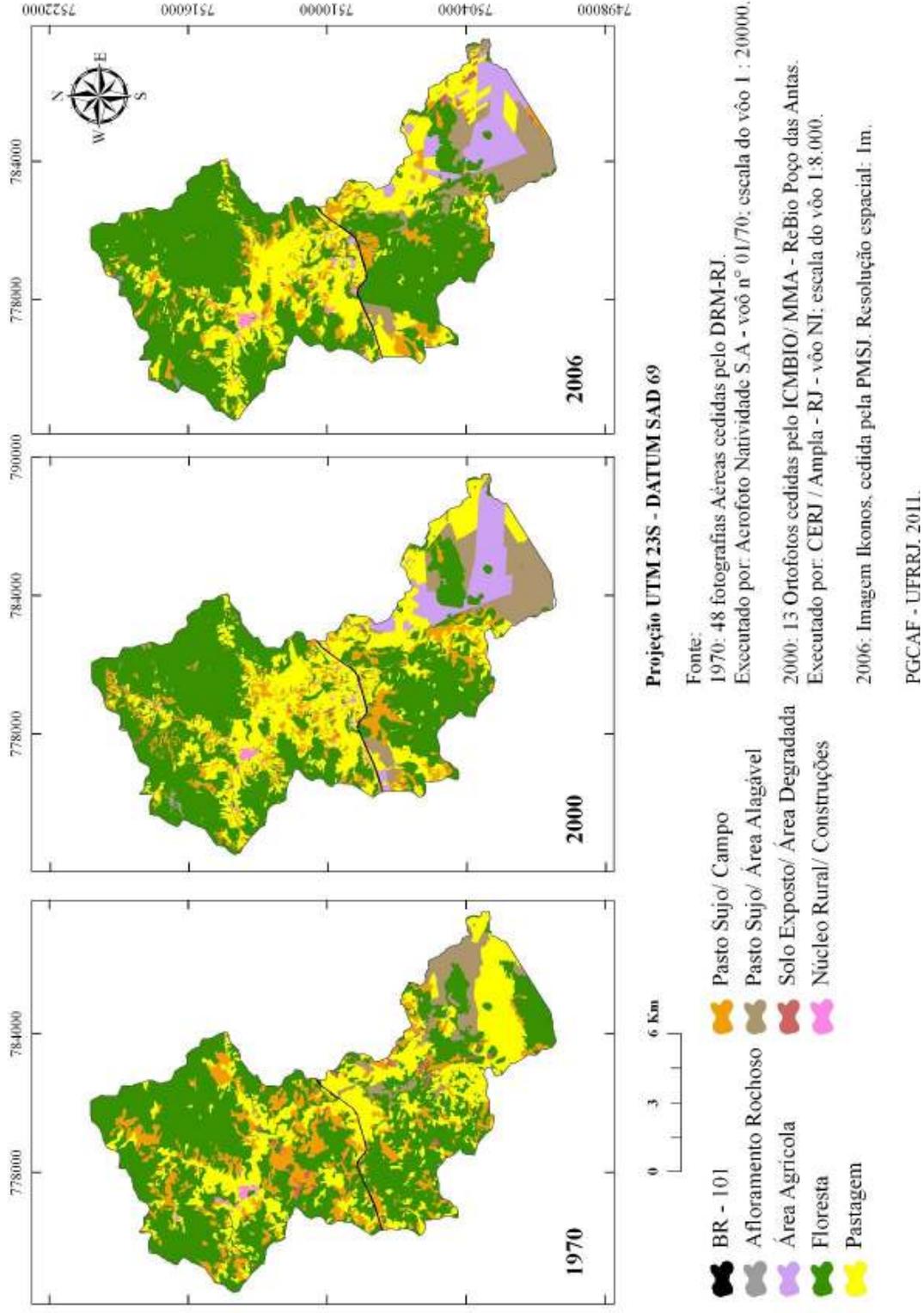


Figura 6: Mapas de uso e cobertura do solo nos anos de 1970, 2000 e 2006 na Bacia do rio Aldeia Velha, RJ.

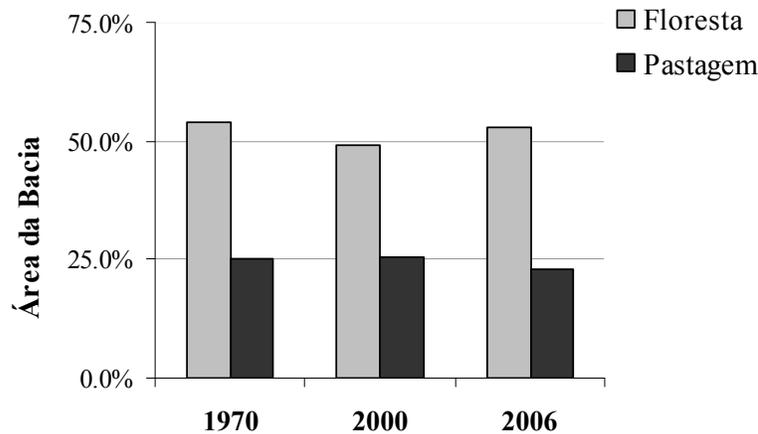


Figura 7: Dinâmica das áreas ocupadas por cobertura florestal e pastagem nos anos em análise na Bacia do rio Aldeia Velha, RJ.

As demais classes de uso/ cobertura do solo foram menos representativas, entretanto, no ano 2000 verificou-se que a área agrícola teve um significativo aumento, ocupando então uma área de 922 hectares, com um pequeno declínio em 2006, passando a ocupar 893 hectares. Este aumento da atividade agrícola, assim como o decréscimo da atividade pecuária a jusante na bacia, relacionam-se às áreas drenadas pela canalização dos leitos dos rios São João e Aldeia Velha na área de planície Fluvio-lagunar.

A bacia do rio Aldeia Velha está 100% inserida na APA Bacia do Rio São João e aproximadamente 70% de seu território (10.124 hectares) compreende Zona de Amortecimento da REBIO Poço das Antas (que ocupa 19% da área de estudo); isto totaliza 89% (12.860 hectares) da área em estudo sob influência da referida Unidade de Conservação de Uso Indireto. Analisando-se a cobertura florestal nas áreas da Reserva Biológica e em sua Zona de Amortecimento, é possível observar que estas representam 81%, 82% e 84% da cobertura florestal na bacia nos anos de 1970, 2000 e 2006, respectivamente (Figura 8). Nessa perspectiva, verifica-se que a área florestal nestes territórios manteve-se estável, porém, alternando-se as áreas de regeneração e desmatamento entre o interior da REBIO e em sua Zona de Amortecimento.



Figura 8: Cobertura florestal nos territórios da REBIO e em sua Zona de Amortecimento em relação à área total de cobertura florestal na Bacia do rio Aldeia Velha (RJ) nos anos de 1970, 2000 e 2006.

De acordo com os resultados, apesar da criação da Reserva Biológica (REBIO) em 1974, não registrou-se um incremento para a qualidade da paisagem na bacia entre os anos de 1970 e 2000; ao contrário, houve uma redução de aproximadamente 698 hectares na área de cobertura florestal neste primeiro momento da análise. Entretanto, na área da REBIO registrou-se um acréscimo de 169 hectares na cobertura florestal, ocupando 53% em 1970 e 59% no ano 2000. No segundo período da análise, verificou-se um aumento significativo da área de cobertura florestal na bacia, que em apenas seis anos aumentou 554 hectares, sendo que 352 hectares na área da REBIO, onde a cobertura florestal aumentou de 59% em 2000 para 72% em 2006. Na porção da Zona de Amortecimento da REBIO inserida na bacia, houve primeiramente um decréscimo de aproximadamente 15% da cobertura florestal, de 5.421 hectares em 1970 para 4.607 hectares no ano 2000; e posteriormente, em 2006, registrou-se um discreto aumento de 156 hectares, aproximadamente 6% (Tabela 3).

Tabela 3: Área da cobertura florestal (em hectares) inserida na Reserva Biológica, em sua Zona de Amortecimento e o total registrado na bacia do rio Aldeia Velha (RJ) nos anos de 1970, 2000 e 2006

Cobertura Florestal	1970	2000	2006
Reserva Biológica	1.482 ha	1.651 ha	2.005 ha
Zona de Amortecimento	5.421 ha	4.607 ha	4.763 ha
Total Bacia	7.776 ha	7.078 ha	7.632 ha

Em relação ao habitat do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*), verificou-se que a bacia do rio Aldeia Velha (RJ) representa 4,3% da extensão total do habitat original da espécie, cerca de 10.800 hectares e somente nos últimos anos da análise que foram observados avanços significativos para a recuperação dos remanescentes florestais na Mata Atlântica de baixada (Figura 9). Verificou-se que a criação da REBIO Poço das Antas, em 1974, não foi capaz de contribuir para a conservação do ecossistema no primeiro período da análise. Nos últimos anos da análise verificou-se uma recuperação da cobertura florestal na área de ocorrência do mico-leão-dourado, porém este avanço ainda não foi capaz de superar significativamente o marco de 1970, com 4.274 hectares de florestas. Nesse sentido, ressalta-se o fato de que a Reserva Biológica Poço das Antas foi criada em 1974 com o objetivo específico de proteger o habitat do mico-leão-dourado e a bacia do rio Aldeia Velha representa uma das principais áreas de conservação da espécie na atualidade (RUIZ-MIRANDA et al., 2008).

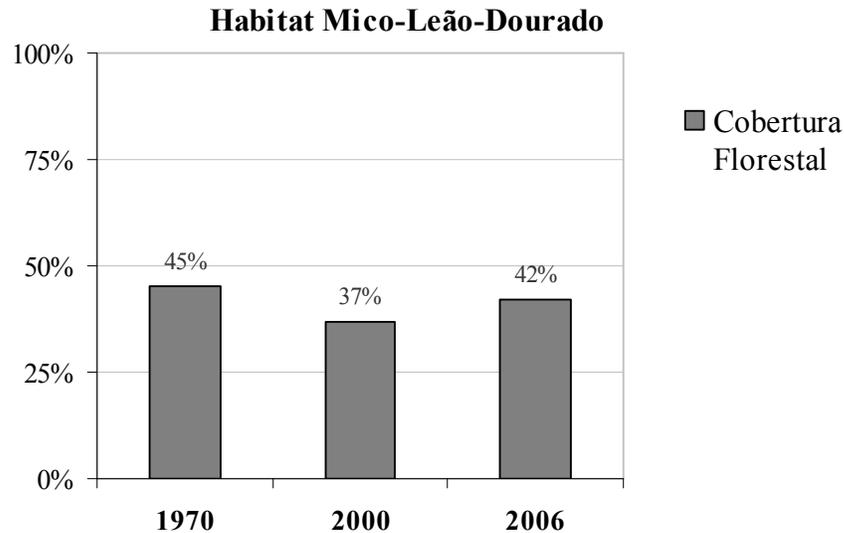


Figura 9: Cobertura florestal na área do habitat original do mico-leão-dourado na Bacia do rio Aldeia Velha (RJ) nos anos de 1970, 2000 e 2006.

Através dos levantamentos do uso/ cobertura do solo na bacia, também foi possível identificar que a cobertura florestal das Áreas de Preservação Permanentes (APPs) relativas aos cursos d'água e canais de drenagem, com largura de 30 metros em projeção horizontal conforme resolução CONAMA n° 303 (BRASIL, 2002), foram retiradas em uma grande extensão, inclusive em áreas contíguas a Reserva Biológica (Figura 10), apresentando dinâmica equivalente às áreas ocupadas por cobertura florestal em outras áreas protegidas, como na REBIO e em sua Zona de Amortecimento. Considerando-se as margens do rio Aldeia Velha, que constituem o limite físico da REBIO por uma extensão de aproximadamente 12 km, constatou-se um pequeno acréscimo na cobertura florestal nos últimos anos (1970: 59 ha; 2000: 61 ha; 2006: 65 ha.), sendo que uma grande parcela destas APPs continua degradada (Figura 11).

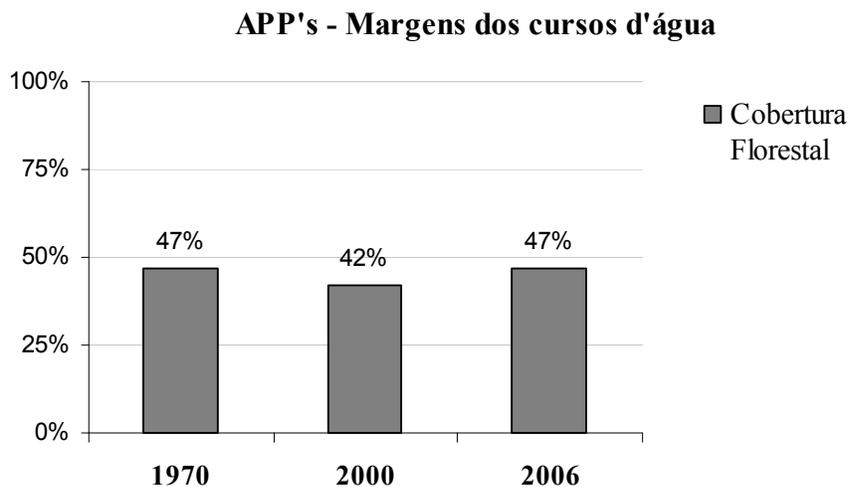


Figura 10: Comportamento da cobertura florestal nas Áreas de Preservação Permanente referentes às margens dos cursos d'água na Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ (anos de 1970, 2000 e 2006).

APP's - Margens do Rio Aldeia Velha

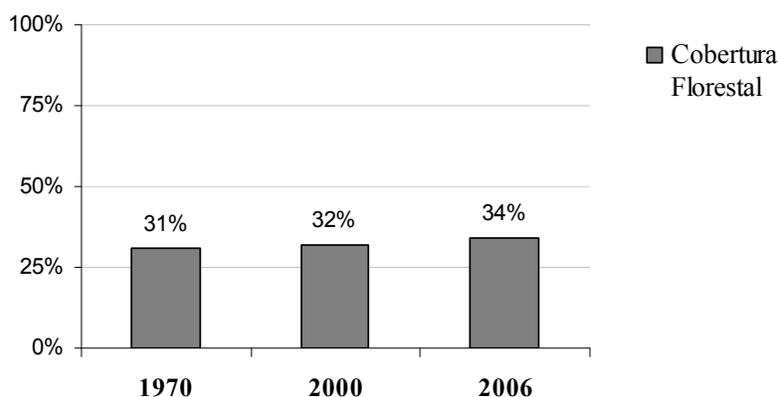


Figura 11: Comportamento da cobertura florestal nas Áreas de Preservação Permanente referentes às margens do Rio Aldeia Velha, RJ (anos de 1970, 2000 e 2006).

Dessa forma, afirma-se que cerca de 9% da bacia deve estar preservada com mata ciliar, porém, evidenciou-se no último ano da análise que 53% desta Área de Preservação Permanente (APP) necessita ser recuperada para atender à legislação ambiental, do total de 1.274 hectares de APPs relativas à mata ciliar na bacia, no ano de 2006, 675 hectares estavam de acordo com a resolução CONAMA n° 303 (BRASIL, 2002). No caso do rio Aldeia Velha, do total de 190 hectares, apenas 34% das APPs nas margens do rio estão de acordo com a referida resolução. Sendo que, neste caso, a área ocupada por pastagens supera a área florestada, ocupando 73 hectares (38%) desta área protegida no ano de 2006. Assim, 66% destas APPs necessitam ser recuperadas para atender à legislação ambiental (*op cit.*, 2002).

Através do mapa temático de geomorfologia (Figura 12), foi possível compartimentar a bacia em cinco domínios geomorfológicos e identificar onde os processos de redução, regeneração ou preservação florestal foram mais intensos. Através da sobreposição dos diferentes domínios com o registro da cobertura florestal, evidenciou-se que apesar dos esforços para a conservação dos ecossistemas em áreas de baixada (Planícies de Inundação), foram as Escarpas Serranas (ESR) que, em termos de área florestada, apresentaram a maior recuperação nos períodos analisados (Tabela 4).

Tabela 4: Comportamento da cobertura florestal nas áreas ocupadas pelos diferentes domínios geomorfológicos na bacia do rio Aldeia Velha, RJ

	Cobertura Florestal (%)			Área de Estudo (%)
	1970	2000	2006	
Escarpas Serranas (ESR)	70	73	76	43
Planícies (PAL; PFL)	34	17	21	42
Colinas Isoladas (CIS)	63	69	76	14
Alinh. Serr./ Degr. Estrut. (ASD)	9	11	12	1
Total	54	49	53	100

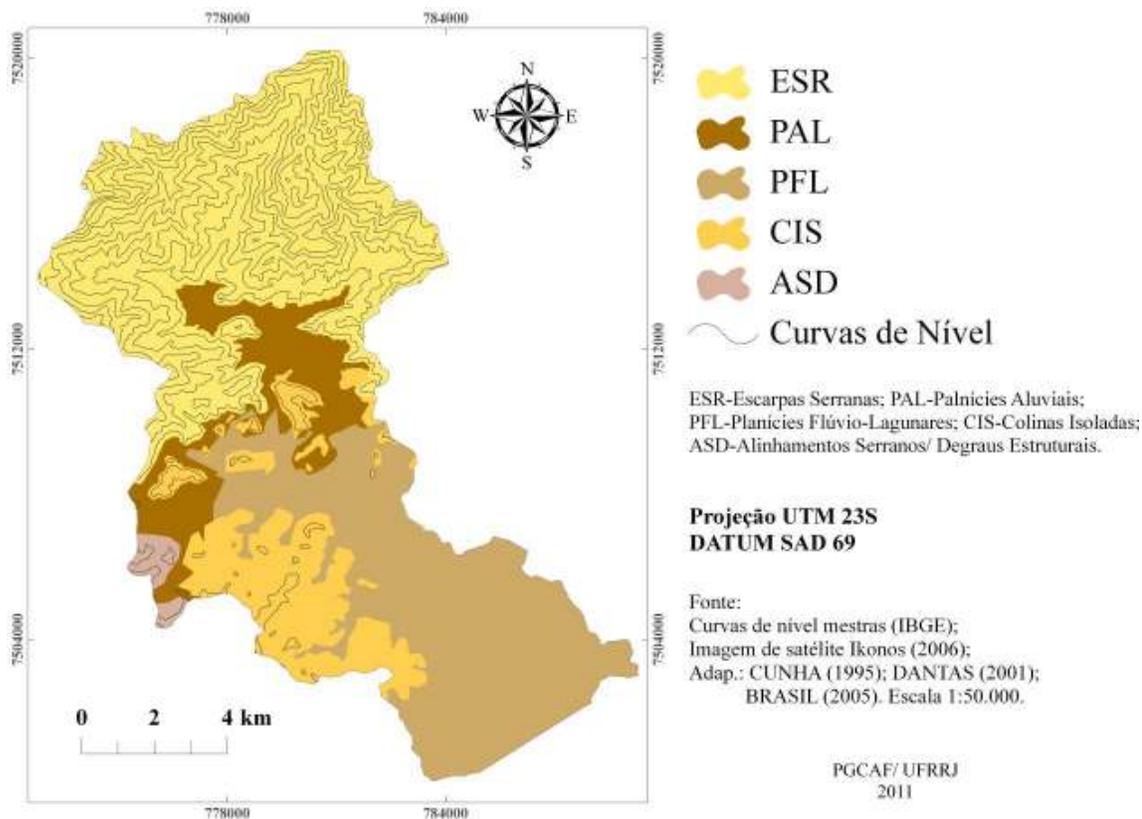


Figura 12: Mapa geomorfológico da Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ.

Considerando-se os domínios predominantes na bacia em análise, é possível constatar o maior grau de preservação/ recuperação da cobertura florestal nas Escarpas Serranas (ESR) e uma situação inversa nas áreas de baixada (planícies aluviais e flúvio-lagunares), mais propícias para o desenvolvimento de diversas atividades humanas, entre elas, ocupação e atividades agropecuárias. Nestas áreas de planícies (PAL e PFL) é possível observar uma dinâmica semelhante à da Zona de Amortecimento da REBIO, porém, neste caso, registra-se um processo de degradação da cobertura florestal mais intenso, que ocupava 2.056 hectares (34%) das áreas de baixada aluvial no ano de 1970 e diminuiu para 1.028 hectares, ocupando apenas 17% em 2000, apresentando uma recuperação de 242 hectares em 2006, ocupando 1.270 hectares, isto é 29% das áreas de baixada.

A dinâmica da cobertura florestal nas planícies (PAL e PFL) retrata o intenso cenário de degradação que se configurou na área de estudo e que se repete em toda baixada costeira no Estado do Rio de Janeiro. Entre os anos de 1970 e 2000, a cobertura florestal nestas áreas diminuiu cerca de 50%, principalmente devido ao ressecamento das zonas úmidas. Entretanto, é possível observar uma tendência de regeneração nos últimos anos, ainda incapaz de se igualar a situação de 1970, mas que em poucos anos pode extrapolar os limites até hoje registrados, considerando-se a diferença nos intervalos temporais em análise. Um forte constituinte para efetivar este processo é a imediata restauração das APPs referentes à mata ciliar do rio Aldeia Velha, desmatada por uma grande extensão (Figura 13).

De acordo com Zimmerman et al. (2000), em locais que possuem grande cobertura vegetal, o simples abandono e isolamento de áreas degradadas seria o suficiente para que o processo de sucessão se iniciasse. No entanto, em paisagens extremamente fragmentadas ou isoladas por barreiras de dispersão, a recolonização pode ser inibida pela falta de propágulos. Na bacia em estudo, a BR- 101 e a devastação da mata ciliar no rio Aldeia Velha representam

barreiras para a dispersão de grande parte das espécies existentes na área da Reserva Biológica, assim como para a recuperação espontânea da vegetação nas áreas de baixada, sendo necessária intervenção antrópica para estabelecer um processo de revegetação.

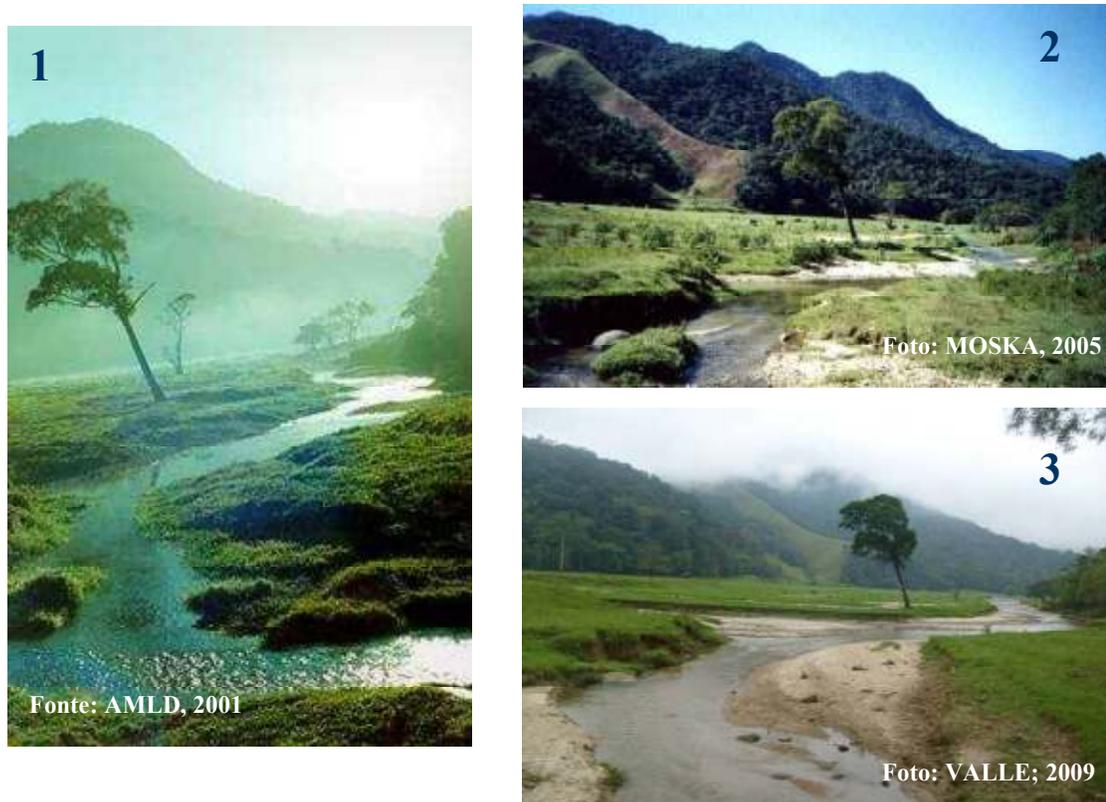


Figura 13: Fotografias de um trecho na estrada de acesso à Aldeia Velha, apresentando área típica de baixada aluvial, nos anos de 2000 (1), 2005 (2) e 2009 (3). Verifica-se a paisagem dominada por pastagens em detrimento da mata ciliar e a evolução dos sinais de assoreamento no leito do rio Aldeia Velha.

De maneira geral, foi possível distinguir duas tendências na estrutura da paisagem: a primeira, de 1970 a 2000, se caracteriza por um lento processo de regeneração florestal na área onde foi criada a Reserva Biológica (REBIO) e um grande decréscimo da cobertura florestal em sua Zona de Amortecimento, nas margens do rio Aldeia Velha e na área da bacia como um todo. As únicas exceções foram às áreas de Escarpas Serranas (ESR), que apresentaram um aumento de 186 hectares na área ocupada por florestas e também nas áreas de Colinas Isoladas (CIS) e Degraus Serranos/ Alinhamentos Estruturais (ASD), que apresentaram um aumento de 6% e 2% na área florestada em seus domínios, respectivamente.

Este primeiro cenário, onde foi possível verificar um decréscimo de aproximadamente 698 hectares da cobertura florestal no habitat do mico-leão-dourado, reflete os esforços iniciais das políticas ambientais na área de estudo, quando foi criada a primeira REBIO do Brasil. A falta de instrumentos para a operacionalização das políticas ambientais, associada com a menor percepção da necessidade da conservação ambiental neste período, foram decisivos para resultados tão discretos quanto à conservação e recuperação das áreas florestais na área protegida, que apresentou um acréscimo de aproximadamente 170 hectares na cobertura florestal, enquanto as áreas ocupadas por pastagens registraram uma expansão na região do médio curso do rio Aldeia Velha, em detrimento de áreas florestais. Todavia,

considerando-se o ritmo de destruição neste ecossistema, acredita-se que a criação da Reserva Biológica (REBIO) foi fundamental para que um quadro ainda pior de degradação ambiental não se estabelecesse na região.

No segundo cenário, de 2000 a 2006, retratou-se um processo de regeneração florestal mais intenso, principalmente na área que compreende a Reserva, mas também na bacia como um todo. Na Zona de Amortecimento da REBIO, é possível observar uma tendência inversa em relação ao primeiro cenário de devastação, no sentido de avanços nos esforços conservacionistas na área de estudo. Áreas ocupadas por pastagens ou capoeiras foram reflorestadas, em parte naturalmente, por sucessão ecológica ou de forma induzida, através de vários projetos desenvolvidos na bacia em estudo. Além da criação da REBIO Poço das Antas em 1974, essencial para a recuperação da cobertura florestal na área em que foi criada, principalmente no último período sob análise, destacam-se a criação da APA da Bacia do Rio São João/ Mico-Leão-Dourado, em 2002 e a atuação de organizações não-governamentais (ONGs), principalmente da Associação Mico-Leão-Dourado (AMLD), que executaram diversos projetos voltados para a recuperação da cobertura florestal na região.

Entretanto, foi possível constatar a degradação de uma grande extensão em áreas de baixada, na Zona de Amortecimento da REBIO e nas APPs relativas às margens dos cursos d'água. Estas áreas são estratégicas para garantir a conectividade entre a área da reserva e a cobertura florestal contínua representada pela Serra do Mar, à montante no rio Aldeia Velha, garantindo assim o fluxo gênico e a manutenção de muitas espécies. Embora tenha sido constatada uma mudança neste quadro nos últimos anos, explicita-se a necessidade de ações e estratégias mais intensas para acelerar a recuperação destas áreas, tendo em vista que as áreas de baixada encontram-se criticamente ameaçadas pelas atividades humanas. Nesse sentido, as APPs são essenciais para reverter este quadro, já que contribuem para a manutenção do equilíbrio ambiental, preservação dos recursos hídricos, estabilidade geológica e manutenção da biodiversidade na bacia.

Nesta perspectiva, a Zona Tampão é um elemento de ordenamento essencial para favorecer uma paisagem consolidada por florestas protegidas e funcionalmente conectadas, nas quais o uso do solo e as demais atividades econômicas devem contribuir para a manutenção da integridade dos ecossistemas circundados. Na bacia do rio Aldeia Velha, a vegetação ripária reafirma-se como prioritária para recuperação da cobertura florestal, em consonância com as funções e objetivos conservacionistas relacionados às Zonas Tampão da REBIO, capazes de minimizar a propagação de distúrbios, principalmente nos trechos próximos a rodovia BR-101, que corta transversalmente a área da bacia e faz limite com a REBIO. Além disso, a restauração da mata ciliar ao longo do rio Aldeia Velha pode favorecer a conectividade entre a mancha florestal da REBIO e a unidade da paisagem representada pela Serra do Mar, à montante do rio Aldeia Velha, uma matriz de cobertura florestal contínua, que se encontra isolada da área da Reserva Biológica (REBIO) por uma grande área ocupada por pastagens, inclusive nas referidas APPs.

5 CONCLUSÃO

As Geotecnologias utilizadas mostraram-se eficientes para a elaboração da base de dados cartográficos, em sua manipulação e nas análises da dinâmica da paisagem para os períodos analisados. Através do processamento digital das imagens utilizadas na pesquisa, foi possível individualizar os cenários e as áreas que caracterizam os elementos em análise, assim, utilizando técnicas de geoprocessamento, foi possível mapear o uso e a cobertura do solo nos períodos analisados, para então em seguida, sobrepor-los ao banco de dados georreferenciados e quantificar cada elemento de interesse para a pesquisa.

Apesar de não ter-se registrado um aumento da área florestal no habitat do mico-leão-dourado, os resultados sugerem que o processo de recuperação vem se intensificando e que em poucos anos os registros podem ser extrapolados, considerando-se a tendência atual e as diferenças temporais nos períodos analisados. Nesse contexto, tanto as Zonas de Amortecimento, como a mata ciliar, são essenciais para minimizar possíveis impactos que venham comprometer as funções ambientais proporcionadas pela Reserva Biológica, que foi responsável pelo maior incremento em termos de área recuperada na bacia.

O controle do uso e cobertura do solo nas áreas de entorno é fundamental para garantir a eficiência das áreas protegidas e atingir as metas do desenvolvimento sustentável, pois sua proteção é capaz de permitir a manutenção da biodiversidade e da dinâmica natural dos ecossistemas, favorecendo assim a subsistência dos objetivos conservacionistas em conciliação com atividades socioeconômicas exercidas em áreas de Mata Atlântica.

Através da análise foi possível observar que a bacia do rio Aldeia Velha apresentou um sensível incremento em termos de qualidade ambiental e paisagística, o que foi determinado, sobretudo, pela recuperação florestal na área inserida na REBIO e em áreas de relevo montanhoso. Apesar da degradação observada em áreas de planície, principalmente na vegetação ripária ao longo do rio Aldeia Velha, observou-se nos últimos anos uma tendência de recuperação na cobertura florestal da Zona de Amortecimento da REBIO, em consonância com os objetivos almejados na ocasião da criação da Unidade de Conservação de Uso Indireto na região.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRADE, J. B.; OLIVEIRA, T. S. Análise espaço-temporal do uso da terra em parte do semi-árido cearense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28: 393-401. 2004.

BACCA, J. F. M. **Ecologia da paisagem: métodos analíticos, modelos de classificação e simulação prognóstica, sob a ótica geocológica**. Tese (Doutorado). Departamento de Geografia. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2002. 184 p.

BIDEGAIN, P.; VÖLCKER, C. M. Bacia Hidrográfica dos rios São João e das Ostras – Águas, Terras e Conservação Ambiental. **Consórcio Intermunicipal para Gestão das Bacias Hidrográficas da Região dos Lagos, Rio São João e Zona Costeira – CILSJ**. Rio de Janeiro: 2003.

BOYERO, L.; BAILEY, R.C. Organization of macroinvertebrate communities at a hierarchy of spatial scales in a tropical stream. **Hydrobiologia**, 464: 219-225, 2001.

BRASIL, **Decreto nº 23.793**, de 23 de Janeiro de 1934. Aprova o Código Florestal. 1934.

BRASIL. **Lei nº 4.771**, de 15 de Setembro de 1965. Institui o Novo Código Florestal. 1965.

BRASIL. **Lei nº 5.197**, de 3 de Janeiro de 1967. Dispõe sobre a proteção à fauna e dá outras providências. 1967.

BRASIL. **Lei Nº 9.985**, de 18 de Julho de 2000. Institui o SNUC - Sistema Nacional de Unidades de Conservação. 2000.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 303**, de 20 de Março de 2002. Brasília. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. 2002.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. **Revisão do Plano de Manejo da Reserva Biológica Poço das Antas**. IBAMA/ MMA. 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental da Bacia do Rio São João/ Mico-Leão-Dourado**. ICMBIO/ IBAMA/ MMA. 2008.

BROOKS T. M.; BALMFORD A. Atlantic forest extinctions. **Nature**, v. 380: 115. 1996.

BUDIANSKY S. Extinction or miscalculation? **Nature**, v. 370: 105. 1994.

CÂMARA, G.; MEDEIROS, J.S. **Geoprocessamento para Projetos Ambientais**. 2ª edição. INPE, São José dos Campos, 1998.

COSTA, R. D. G.; ARAÚJO, M. **Planejamento e Uso da Propriedade Rural – a reserva legal e as áreas de preservação permanente**. In: Caderno de Meio Ambiente, nº 8. Jornal Agora. Itabuna. Abril, 2002.

CNUMAD. **Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento: Agenda 21**. Senado Federal, Brasília, 585 P. 1992.

COIMBRA-FILHO, A. F. Mico-leão, *Leontopithecus rosalia* (Linnaeus, 1744): Situação atual da espécie no Brasil (Callithricidae – Primates). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 41: 29-52. 1969.

CUNHA, S. B. D.; FREITAS, M. W. D. Geossistemas e Gestão Ambiental na Bacia Hidrográfica do Rio São João”. In: **GEOgraphia, Revista da pós-graduação em Geografia da UFF**. Ano VI. N° 12. Niterói / RJ, UFF / EGG, 2004.

CUNHA, S. **Impacto das Obras de Engenharia sobre o Ambiente Biofísico da Bacia do Rio São João**. Rio de Janeiro: Ed. UFRJ. 1995.

DANTAS, M. E; SHINZATO, E; MEDINA, A. I. M; SILVA, C. R.; PIMENTEL, J; LUMBREAS, J. F.; CALDERANO, S. B.; CARVALHO FILHO, A; OLIVEIRA, R. P; MANSUR, K; FERREIRA, C. E. O. Diagnóstico Geoambiental do Estado do Rio de Janeiro. In: **Estudo Geoambiental do Estado do Rio de Janeiro**. CPRM - SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. 2001. Brasília: CPRM. CD-ROM. Escala 1:500.000. Disponível em: <<http://www.cprm.gov.br>> Acesso em: 19 nov. 2010

DEWALT, S. J., MALIAKAL, S. K.; DENSLOW, J. S. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. **Forest Ecology and Management**, v. 182: 139-151. 2003.

EGLER, M. **Utilizando a fauna de macroinvertebrados como indicadores de integridade ambiental em uma área de agricultura intensiva em Nova Friburgo**. Tese de Mestrado. Rio de Janeiro: Escola Nacional em Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz. 2002. 154p.

ENDRESS, B. A.; CHINEA, J. D. Landscape patterns of tropical forest recovery in the Republic of Palau. **Biotropica**, v. 33(4): 555-565. 2001.

FERNANDES, R. V; RAMBALDI, D. M.; TEIXEIRA, A. M. D. G. Restauração e Proteção Legal da Paisagem – Corredores Florestais e RPPNs. In: **Conservação do Mico-Leão-Dourado: enfrentando desafios de uma paisagem fragmentada**. OLIVEIRA, P. de O; GRATIVOL, A. D; RUIZ-MIRANDA, C. R. (orgs). Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro - UENF. Campos dos Goytacazes, RJ. Série em Ciências Ambientais; v.3: 160-179. 2008.

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

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

GRATIVOL, A. D; RUIZ-MIRANDA, C. R; TEIXEIRA, A. M. G.; SCHMIDT, M. A. R. Abordagem de metapopulação para a conservação dos micos-leões-dourados na paisagem fragmentada da bacia do rio SãoJoão, RJ. In: **Conservação do Mico-Leão-Dourado: enfrentando desafios de uma paisagem fragmentada**. OLIVEIRA, P. de O; GRATIVOL, A. D; RUIZ-MIRANDA, C. R. (orgs). Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy

Ribeiro - UENF. Campos dos Goytacazes, RJ. Série em Ciências Ambientais; v.3: 136-159. 2008.

HANSKI, P. W. Metapopulation ecology. In: **Population Dynamics in Ecological Space and Time**. RHODES JR. O. E.; CHESSER, R. K.; SMITH, M. H. (eds). University of Chicago Press, Chicago. 1996. pp. 13-43.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Anuário Geográfico do Estado do Rio de Janeiro**. Conselho Nacional de Geografia. Diretório Regional do Estado do Rio de Janeiro. Vol. nº 9, Rio de Janeiro. 334pp. 1956.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Bases cartográficas em ambiente digital (formato dgn, pdf e tif), na escala 1:50.000 representando as feições naturais e artificiais, grupadas por categorias de informação: hidrografia, localidades, sistema viário e limites políticos. **Cartas de Quartéis (SF-23-Z-B-III-3-SE), Casimiro de Abreu (SF-23-Z-B-III-4-SO), Silva Jardim (SF-23-Z-B-VI-1-NE) e Morro de São João (SF-23-Z-B-VI-2-NO)**. Disponível na internet: <www.ibge.gov.br> Acesso em: Outubro de 2008.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de Geomorfologia**. 2º ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2009. 182 p.

KIERULFF, M. C. M.; RYLANDS, A. B. Census and Distribution of the Golden Lion Tamarin (*Leontopithecus rosalia*). **American Journal of Primatology**, 59: 29-44. 2003.

KLEINPAUL, J. J. **Análise Multitemporal da Cobertura Florestal na Microbacia do Arroio Grande, Santa Maria, RS**. Dissertação (Mestrado). PPGEF. Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul. 2005.

LENAT, D. R.; CRAWFORD, J. K. Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. **Hydrobiologia**, 294: 185-199. 1994.

LACHOWSKI, H. M., WIRTH, MAUS, P.; AVERS, P. Remote Sensing and GIS: their role in ecosystem management. **Journal of Forestry**, v. 92 (8): 39-40. 1994.

LAMBIN, E. F. **Modelling deforestation process: a Review**. Luxemburgo, TREES - Tropical Ecosystem Environment Observations by Satellites. European Commission, 1994.

LIMA, E. C; SANQUETTA, C. R; KIRCHNER, F. F.; FERRETTI, E. R. Qualidade da Paisagem: Estudo de Caso na Floresta Ombrófila Mista. **Revista Floresta**, 34 (1): 45-56. 2004.

METZGER, J. P. O que é ecologia da paisagem? **Biotaneotropica**, v. 1(1/2). Disponível em: <www.biotaneotropica.org.br>. Acesso em 19 de janeiro de 2011. 9 p. 2001.

METZGER, J. P; SIMONETTI, S; UEZU, A; DIEDERICHSEN, A.; GOULART, W. **Conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas no Planalto Atlântico de São Paulo**. São Paulo, Projeto FAPESP, Proc. 99/05123-4. Relatório. 2002.

MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos**. Projeto de

Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira (PROBIO). Brasília, 2000.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Monitoramento do Desmatamento nos Biomas Brasileiros por Satélite** Acordo de Cooperação Técnica MMA/IBAMA. Monitoramento do Bioma Mata Atlântica, 2002 a 2008. Relatório Técnico: Brasília, 2010.

MOREIRA, M. A. **Fundamentos do Sensoriamento Remoto e Metodologias de Aplicação**. 4º ed. Viçosa: Ed. UFV, 2011. 422 p.

MYERS N; MITTERMEIER C.G; FONSECA G. D.; KENT J. Biodiversity hotspots for conservations priorities. **Nature**, v. 403: 853 – 858. 2000.

NAGENDRA, H; SOUTHWORTH, J.; TUCKER, C. Accessibility as a determinant of landscape transformation in Western Honduras: linking pattern and process. **Landscape Ecology**, v.18:141-158. 2003.

OLIVER, C. D. A landscape approach: achieving and maintaining biodiversity and economic productivity. **Journal of Forestry**, v. 90, n. 9, p. 20-25, 1992.

PEREIRA, M. C. D. B. Reforma Agrária e Meio Ambiente: Interfaces da Função Social e Ambiental da Terra. **GEOgraphia**, Ano VII, n. 14. Niterói , RJ. UFF, 2005. p. 93-111.

PMSJ - PREFEITURA MUNICIPAL DE SILVA JARDIM. **Lei Complementar nº 050 de 20 de Outubro de 2006**. Dispõe sobre a Revisão do Plano Diretor de Silva Jardim nos termos da Constituição Federal e da Lei nº 10257 / 2001 e dá outras providências. 2006.

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

RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, P. P. D. Programa de Fortalecimento institucional das ongs que atuam no corredor da Serra do Mar. **Relatório Anual da Associação Mico-Leão Dourado**, 2003.

RIBEIRO, M.C., METZGER, J.P., MARTENSEN, A.C., PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**. 142:1141-1153. 2009.

ROCCO, R. Breve Histórico da Legislação Florestal Brasileira. In: **Seminário sobre Recomposição de Matas Ciliares das Bacias Hidrográficas Fluminenses e do Rio Paraíba do Sul**. Rio de Janeiro: IBAMA, 2004; p. 88.

RUIZ-MIRANDA, C. R; GRATIVOL, A. D.; OLIVEIRA, P. O. A espécie e sua situação na paisagem fragmentada. In: **Conservação do Mico-Leão-Dourado: enfrentando desafios de uma paisagem fragmentada**. OLIVEIRA, P. de O; GRATIVOL, A. D; RUIZ-MIRANDA, C. R. (orgs). Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro - UENF. Campos dos Goytacazes, RJ. Série em Ciências Ambientais; v.3: 6-13. 2008.

SCARIOT, A. Forest fragmentation effects on palm diversity in central Amazônia. **Journal of Ecology**, 87: 66-76. 1999.

- SCHREIBER, K. F. The history of landscape ecology in Europe. In: Zonneveld, I. S.; FORMAN, R. T. T. (eds.). **Changing landscapes: an ecological perspective**. Springer: 21-33. New York, 1990.
- SCOSS, L.M.; MARCO JÚNIOR, P.de; SILVA, E.; MARTINS, S.V. Uso de parcelas de areia para o monitoramento de impacto de estradas sobre a riqueza de espécies de mamíferos. **Revista Árvore**: 28 (1): 121-127. Viçosa, 2004.
- SGP - SECRETARIA-GERAL DE PLANEJAMENTO. **Estudo sócio-econômico - 2003: Silva Jardim**. Tribunal de Contas do Estado do Rio de Janeiro. 2003.
- SOUSA, R. F. D; BARBOSA, M. P; CARVALHO, A. D. P; JÚNIOR, S. P. D. S. J.; ALENCAR, M. L. S. D. Geotecnologia no Estudo da Evolução Espaço-Temporal da Cobertura Vegetal do Município De São João Do Cariri – PB. **Engenharia Ambiental – Espírito Santo do Pinha**. v.4 (2): 60-67. 2007.
- SOUSA, G. M; COURA, P. H. F; FERNANDES, M. C.; MENEZES, P. M. L. Mapeamento geocológico da potencialidade à ocorrência de incêndios no maciço da Pedra Branca/RJ. In: **Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Natal, 2009. p. 4433 – 4440.
- SYDENSTRICKER, L. **Guia Sócio-econômico dos municípios do Estado do Rio de Janeiro**. Volumes 1 e 2. Rio de Janeiro: Gráfica JB, 1993.
- TEIXEIRA, A. M. de G; 2005. **Modelagem da dinâmica de uma paisagem no Planalto de Ibiúna (1962 – 2000) e inferências sobre a sua estrutura futura (2019)**. Dissertação (Mestrado). Departamento de Ecologia. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2005.
- TRAIN, S.; RODRIGUES. Phytoplanktonic assemblages. In: S.M. THOMAZ; A.A. AGOSTINHO; N.S. HAHN (eds.). *The Upper Paraná River and its floodplain: Physical aspects, ecology and conservation*. **Leiden, Backhuys Publishers**: 103-124. 2004.
- TROMBULAK, C. S.; FRISSEL, A. C. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. **Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p. 18-30, 2000.
- TURNER, M.G. Landscape Ecology: Effect of Pattern on Process. In: **Annual Review of Ecological Systems**, vol.10 (3): 171-197. 1989.
- VELOSO, H. P; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A.. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro, 1991.
- ZIMMERMAN, J. K; PASCARELLA, J. B.; AIDE, T. M. Barriers to forest regeneration in abandoned pastures in Puerto Rico. **Restoration Ecology** v. 8 (4):350-360. 2000.

CAPÍTULO II:

MAPEAMENTO DA FRAGILIDADE AMBIENTAL NA BACIA DO RIO ALDEIA VELHA RJ

MAPEAMENTO DA FRAGILIDADE AMBIENTAL NA BACIA DO RIO ALDEIA VELHA, RJ

RESUMO

O objetivo deste capítulo foi produzir o mapeamento da fragilidade ambiental na bacia do rio Aldeia Velha, situada nos municípios de Silva Jardim e Casimiro de Abreu (RJ), utilizando técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento. Para isso, realizou-se uma análise envolvendo múltiplos critérios, que exercem influência direta sobre a susceptibilidade a perturbações ambientais, capazes de refletir o risco de degradação das áreas mapeadas, principalmente em relação à erosão. Considerando a intensidade pluviométrica, as classes pedológicas e a declividade do terreno, gerou-se o Mapa da Fragilidade Potencial e posteriormente, através do cruzamento deste com a carta de uso e cobertura do solo, obteve-se o Mapa da Fragilidade Emergente da área de estudo. Utilizou-se o modelo numérico de terreno, a imagem Ikonos, a ferramenta de álgebra de mapas e revisões bibliográficas nas análises. Os resultados indicaram um ambiente de alta fragilidade, com mais de 70% da área da bacia classificada como fragilidade alta e muito alta, tanto potencial quanto emergente. Os métodos utilizados mostraram-se eficientes e os mapas produzidos confirmaram a influência dos fatores elencados na vulnerabilidade do ambiente. O registro dos Processos Erosivos Aparentes (PEA) se correlacionou positivamente com as áreas identificadas como fragilidade muito alta nos produtos cartográficos finais, apontando para uma relação entre a realidade local e as informações geradas sobre a região. Dessa maneira, o levantamento das áreas mais susceptíveis à ocorrência de processos erosivos constitui um importante instrumento para o planejamento territorial na região.

Palavras chave: geoprocessamento, fragilidade ambiental, planejamento territorial.

MAPPING OF ENVIRONMENTAL FRAGILITY IN THE WATERSHED OF ALDEIA VELHA RIVER, RJ

ABSTRACT

The objective of this chapter was to produce the mapping of environmental fragility in the micro basin of Aldeia Velha river, located in the municipalities of Silva Jardim and Casimiro de Abreu - RJ, via remote sensing and GIS. For this, we performed an analysis involving multi-criteria, which influence to greater or minor susceptibility to environmental perturbations, able to reflect the risk of degradation of the mapped areas, especially related to erosion. Considering the classes of soil, intensity of rainfall and slope of the terrain, a map of potential fragility was generated; and later, by crossing this map with the map of use and land cover (image data of orbital remote sensing and visual interpretation), the map of the emerging fragility on the study area was obtained. In the analysis, were used the numerical model of terrain, Ikonos image, map algebra and book reviews. The results indicated a highly fragile environment, with more than 70% of basin area classified as high and very high fragility, both potential as emerging. The methods used were efficient and produced maps confirmed the influence of the factors listed in the vulnerability of the environment. The registration of Apparent Erosion Processes (PEA) was positively correlated with the identified areas as very high environmental fragility in the final map products, pointing to a relationship between the local reality and the generated information over the region. Thus, the survey of the areas most susceptible to the occurrence of erosion processes constituted a binding important tool for territorial planning in the region.

Key words: GIS, environmental fragility, land planning.

1 INTRODUÇÃO

Na perspectiva moderna de gestão do território, toda ação de planejamento, ordenação ou monitoramento do espaço deve incluir a análise dos diferentes componentes do ambiente, incluindo o meio físico-biótico, a ocupação humana e suas inter-relações. O conceito de desenvolvimento sustentável, consagrado na Rio-92, estabelece que as ações de ocupação do território devem ser precedidas de uma análise abrangente de seus impactos no ambiente, a curto, médio e longo prazo (CÂMARA & MEDEIROS, 1998).

O planejamento territorial orientado pelos preceitos da política ambiental constitui um importante instrumento para a gestão do espaço urbano, rural e das áreas legalmente protegidas, tornando-se instrumento de sistematização de informações e direcionando reflexões sobre cenários futuros para o aproveitamento dos recursos naturais (DUARTE et al., 2004). Para viabilizar um efetivo gerenciamento ambiental, informações geradas levando em consideração a declividade, a pedologia, a intensidade pluviométrica, o uso das terras e a cobertura vegetal, permitem identificar características e condições da região estudada, o que fornece subsídios para atividades de análise ambiental e planejamento territorial.

A aplicação de geotecnologias para a elaboração de produtos cartográficos relacionados com a fragilidade do ambiente, como suporte técnico à gestão territorial (qualidade da paisagem) é cada vez mais difundida (RODRIGUES et al., 2001; BACCA, 2002; GIBOSHI et al., 2006; SOARES et al., 2008; FRANCISCO et al., 2008; SANTOS et al., 2010). Diversas ferramentas que compõem Sistemas de Informação Geográfica (SIGs) permitem a automatização de operações complexas, de difícil execução na forma tradicional, como a integração de dados, informações e cartas, de natureza e escalas diferentes, com precisão aceitável. A base geral do estudo integrado da relação dos elementos naturais é a avaliação sistêmica dos ambientes, o que possibilita um resultado coerente da dinâmica espacial (RODRIGUES et al., 2001; SPÖRL, 2007).

De acordo com Kawakubo et al. (2005), o mapa de fragilidade ambiental constitui uma das principais ferramentas utilizadas pelos órgãos públicos na elaboração do planejamento territorial. O mapeamento da fragilidade ambiental permite avaliar as potencialidades do meio ambiente de forma integrada, compatibilizando suas características naturais com suas restrições. Dessa forma, pode-se avaliar previamente o risco de degradação do ambiente, o que reúne características relacionadas à erosão do solo, perda de biodiversidade, assoreamento de cursos d'água e contaminação do solo e da água; que afetam diretamente o fornecimento de bens e serviços ambientais.

De acordo com Assad (1995), a avaliação do potencial de uso da terra e da fragilidade ambiental consiste em valiosa ferramenta para o ordenamento territorial, pois favorece o gerenciamento e a elaboração de estratégias para o desenvolvimento econômico sustentável. No cenário brasileiro, entre os sistemas de avaliação da fragilidade e do potencial de uso das terras mais utilizados destaca-se o de Mapeamento da Vulnerabilidade Natural à Perda de Solo (CREPANI et al., 2001) e a proposta para análise empírica proposta por Ross (1994).

Neste contexto, o presente capítulo tem como objetivo elaborar uma cartografia de síntese da fragilidade na bacia do rio Aldeia Velha, através de critérios e métodos capazes de avaliar qualitativamente os riscos de degradação ambiental, especialmente em termos de processos erosivos (CREPANI et al., 2001; ROSS, 1994). Dessa maneira, pretende-se fornecer embasamento à importantes instrumentos de gestão, como o monitoramento de áreas de risco, essenciais para o ordenamento territorial calcado nos pressupostos do desenvolvimento com política conservacionista.

2 REVISÃO DE LITERATURA

O planejamento é um instrumento para racionalizar a ocupação, sempre se levando em conta as limitações e fragilidades dos ecossistemas, e para redirecionar as atividades econômicas, servindo de subsídio às estratégias e ações de planos regionais em busca do desenvolvimento sustentável, otimizando dessa forma, tanto o uso do espaço quanto as políticas públicas (SPÖRL, 2007). O termo fragilidade tem sido associado normalmente à qualidade dos espaços físicos, mais especificamente como “fragilidade do meio físico” (ALMEIDA, 2009).

As principais exigências para se racionalizar o uso do solo demandam um conjunto de interpretações do próprio solo e do meio ambiente onde ele se desenvolve; a declividade, por exemplo, pode ser um fator determinante para sua capacidade de uso (LEPSCH, 1991). Segundo Araújo (1995), os mapas de fragilidade dos solos objetivam mostrar a expectativa de perda de solos sob sistemas alternativos de uso da terra, fornecendo a base para seleção de áreas prioritárias quanto à conservação do solo.

Dias et al. (2001) mapearam áreas problemáticas, com Risco de Erosão do Solo, no município de Volta Redonda (RJ) utilizando o Sistema de Análise Geoambiental (SAGA/UFRJ). Para a realização das avaliações foi empregado o algoritmo classificador, aplicável a uma estrutura de matrizes, na qual cada célula corresponde a uma unidade territorial. Os critérios de influência analisados foram: geomorfologia, solos, declividade, relações de proximidades, uso e cobertura do solo. Dessa forma, considerando o potencial do terreno à erosão, realizou-se um diagnóstico do ambiente, onde foram apontados os riscos ambientais e feitas recomendações para o manejo eficiente das áreas analisadas.

As fragilidades dos ambientes naturais devem ser avaliadas quando se pretende aplicar um planejamento territorial ambiental, baseado no conceito de Unidades Ecodinâmicas preconizadas por Tricart (1977). Nesta concepção ecológica, o ambiente é analisado sob o prisma da Teoria de Sistemas, que parte do pressuposto de que na natureza as trocas de energia e matéria se processam através de relações em equilíbrio dinâmico. Porém, este equilíbrio pode ser alterado por intervenções humanas nos diversos componentes da natureza, o que gera desequilíbrios temporários ou até permanentes. Para análise da fragilidade, entretanto, exige-se que esses conhecimentos sejam avaliados de forma integrada, calcada sempre no princípio da funcionalidade intrínseca entre as componentes físicas e bióticas do ambiente.

Partindo deste princípio, Ross (1994) propôs um método para análise empírica da fragilidade de ambientes naturais e antropizados. Neste estudo, os diferentes padrões de fragilidade são representados através das Unidades Ecodinâmicas Estáveis (Instabilidade Potencial) e das Unidades Ecodinâmicas Instáveis (Instabilidade Emergente); sendo que o mapa de Fragilidade Potencial se relaciona com os fatores naturais da paisagem; e o mapa de Fragilidade Emergente relaciona a fragilidade potencial com a cobertura do solo e as intervenções humanas.

Crepani et al. (2001), apresentam um método para elaborar mapas de vulnerabilidade natural à perda de solo, também desenvolvido com base no conceito de Ecodinâmica (Tricart, 1977) e na reinterpretação de dados temáticos preexistentes com a utilização de imagens de satélite, com o objetivo de subsidiar o Zoneamento Ecológico-Econômico da Amazônia. Neste trabalho, a vulnerabilidade das unidades de paisagem é estabelecida por meio de uma escala de valores relativos e empíricos de acordo com a relação morfogênese/ pedogênese, analisando individualmente cada Plano de Informação (PI) considerado. Para análise e

interpretação das imagens utilizadas considerara-se os padrões identificados pelas variações de cores, textura, forma, padrões de drenagem e relevo.

Em relação às formas de calcular a fragilidade, o modelo proposto por Crepani et al. (2002) trabalha com valores aritméticos médios para o produto final e considera que todas as variáveis têm a mesma importância (peso) para o estabelecimento dos graus de fragilidade das Unidades Territoriais Básicas (UTBs). Já o modelo proposto por Ross (1994) trabalha com o agrupamento dos índices das variáveis e adota o relevo, ou a declividade, como variável principal, com uma importância maior na definição dos graus de fragilidade.

Spörl & Ross (2004) apresentam uma comparação de três métodos aplicados aos estudos da fragilidade ambiental, dois propostos por Ross (1994): um com base em Índices de Dissecção do Relevo e outro nas Classes de Declividade; e um proposto por Crepani et al. (2002) baseado em Unidades Territoriais Básicas (UTBs). Nos resultados, tanto as ponderações das variáveis, quanto a forma de cálculo para obtenção dos graus de fragilidade foram responsáveis por divergências entre os três produtos analítico-cartográficos apresentados. Desta forma, enfatiza-se a necessidade de comparação entre os três modelos empíricos gerados e a realidade, correlacionando-os com os problemas de erosão, deslizamentos e perda de qualidade das águas de superfície registrados em campo.

Santos & Sobreira (2008), analisaram a susceptibilidade natural dos terrenos aos processos erosivos na região do Alto Rio das Velhas, tendo como base as unidades geomorfológicas e a análise integrada de aspectos do meio físico. Diferentes métodos foram comparados, sendo as bacias hidrográficas hierarquizadas segundo o grau de fragilidade e vulnerabilidade a processos erosivos; dessa forma, realizou-se uma verificação da conformidade das informações geradas com registros em campo. Nos resultados, entre os métodos propostos por Crepani et al. (2001) e Ross (1994), este último foi o que melhor se ajustou a realidade observada na área de estudo, porém, a necessidade das análises de campo para a avaliação do ambiente é ressaltada como fundamental para uma interpretação mais precisa dos resultados.

Na perspectiva da Ecologia da Paisagem, Bacca (2002) enfatiza que a formação do padrão do mosaico da paisagem é resultado direto da interação entre seus elementos componentes, definidos como as classes das diferentes temáticas que intervêm na paisagem, através de uma classificação que aplique a intersecção espacial destes. Dessa maneira, os processos de decisão podem satisfazer um ou múltiplos objetivos, desenvolvidos com base na avaliação de um ou vários critérios elencados.

Em geoprocessamento, quantificar as variáveis analisadas torna possível a aplicação das ferramentas de álgebra de mapas, capazes de realizar uma análise multicriterial através da hierarquização dos fatores envolvidos em uma escala contínua de fragilidade. Com a combinação de vários planos de informações, por meio de algoritmos de manipulação, é possível converter as cartas para arquivos georreferenciados no formato de armazenamento matricial ou *raster* e gerar os mapeamentos derivados necessários para a produção do mapa síntese. Neste formato, existe uma matriz de células, às quais estão associados valores, que permitem reconhecer os objetos sob a forma de imagem digital, os algoritmos possibilitam também um processamento mais rápido e eficiente das informações. Cada uma das células, denominada pixel, é endereçável por meio de suas coordenadas, a partir de uma referência espacial e os valores dos pixels representam a medição de alguma grandeza física, correspondente a um fragmento do mundo real (ROCHA, 2000).

De acordo com Moura (2007) o procedimento de análise multicriterial é muito utilizado em geoprocessamento, pois se baseia na lógica básica de construção de um Sistema de Informações Geográficas (SIG), através da seleção das principais variáveis que caracterizam um fenômeno e do recorte da área de interesse. Dessa maneira, busca-se representar a realidade com base em diferentes variáveis e discretizar os planos de informação

em resoluções espaciais adequadas para os objetivos a serem alcançados. Através da combinação das diferentes camadas de informação, padronizadas em uma mesma escala e integradas na forma de um sistema, torna-se possível traduzir a complexidade da realidade, o que permite a validação e a calibração dos modelos gerados, mediante identificação e atualização das relações construídas entre as variáveis mapeadas.

Modelos baseados em decisão multicriterial são indicados para problemas onde existam vários critérios de avaliação, ou seja, atributos que podem ser quantificados ou avaliados. Na abordagem multicriterial é possível combinar os diferentes dados espaciais (planos de informação) e gerar mapas finais que auxiliam a tomada de decisão (MALCZEWSKI, 1996). A atribuição de pesos aos critérios (valoração) refere-se a quantificação da importância relativa de cada um deles no processo de decisão. Várias técnicas que funcionam como suporte à decisão estão atualmente disponíveis nos Sistemas de Informação Geográfica (SIGs), porém, estas podem ser avaliadas como menos vantajosas quando são automáticas e aproveitam de forma limitada o conhecimento e a experiência do profissional (PRADO, 2004).

Em estudos relativos à fragilidade dos ambientes, a identificação dos ambientes naturais e suas fragilidades potenciais e emergentes proporcionam uma melhor definição das diretrizes e ações a serem implantadas no espaço físico-territorial, servindo de base para o zoneamento e fornecendo subsídios à gestão do território. Através da inter-relação entre as variáveis (relevo, pedologia, clima e uso da terra), modelos computacionais aplicados ao estudo da fragilidade para fins de ordenamento territorial resultam em um mapeamento de síntese, em que a área de estudo é classificada segundo uma escala de fragilidade. Nesse sentido, modelos qualitativos são modelos empíricos ligados à questão da fragilidade/vulnerabilidade ambiental, que avaliam o fenômeno da erosão no que diz respeito a sua origem e evolução, os condicionantes e mecanismos que explicam seu surgimento e atuam em seu desenvolvimento; para isso, estes modelos fundamentam-se na experiência de especialistas (SPÖRL, 2007).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

A bacia do rio Aldeia Velha está situada na zona costeira ou região das baixadas litorâneas do Estado do Rio de Janeiro, localiza-se entre os paralelos de 22°23' e 22°33' S e os meridianos de 42°15' e 42°19' W, possui a extensão de aproximadamente 14.400 ha. O rio Aldeia Velha constitui limite físico e político entre os municípios de Silva Jardim e Casimiro de Abreu, sendo um dos principais afluentes pela margem esquerda do Rio São João, rio este responsável pelo abastecimento de água em dez municípios da Região dos Lagos. A bacia hidrográfica do Rio São João é também a principal opção para abastecer a Região Metropolitana do Rio de Janeiro em caso de crise no sistema do Rio Paraíba do Sul/ Guandu (BIDEGAIN & VÖLCKER, 2003).

O clima local é quente e úmido com uma estação seca no inverno (A_w , de acordo com a classificação de Köppen). A precipitação anual média na Reserva Biológica (REBIO) Poço das Antas, para o período avaliado entre os anos de 1983-2002, indicaram um volume de 1.954,4 mm. Na localidade de Aldeia Velha (ex- Quartéis), situada na transição entre o domínio de planície fluvial e a Serra do Mar, a precipitação média anual chega a 2.400 mm. A temperatura média anual na REBIO situa-se entre 21,4°C e 24,3°C (BRASIL, 2005).

A bacia do rio Aldeia Velha encontra-se na interface entre a baixada litorânea fluminense e os degraus da Serra do Mar, está totalmente inserida na APA da Bacia do Rio São João, abrange aproximadamente 56% da Reserva Biológica Poço das Antas, constituindo parte de seu Entorno e Zona de Amortecimento, conforme pode ser observado no Plano de Manejo da Reserva. A vegetação predominante é a Mata Atlântica de baixada litorânea fluminense, habitat de espécies endêmicas como o Mico-Leão-Dourado (*Leontopithecus rosalia*), a Preguiça-de-Coleira (*Bradypus torquatus*) e a Borboleta da Praia (*Parides ascanius*). De acordo com Kierulff & Rylands (2003), restam 27% da cobertura florestal original desta região.

3.2 Mapeamento da Fragilidade Ambiental na Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ.

O mapeamento da fragilidade ambiental na bacia foi realizado através de uma análise multicriterial, por meio de adaptação dos métodos propostos por Ross (1994) e Crepani et al. (2001), no contexto da presente análise. Segundo Ross (1994), as unidades de fragilidade dos ambientes naturais devem ser resultantes dos levantamentos básicos de geomorfologia, solos, cobertura vegetal, uso da terra e clima. Esses elementos tratados de forma integrada possibilitam obter um diagnóstico das diferentes categorias hierárquicas de fragilidade dos ambientes naturais. Este modelo propõe que cada uma destas variáveis seja hierarquizada em cinco classes que expressam, principalmente, a vulnerabilidade do ambiente em relação aos processos ocasionados pelo escoamento superficial difuso e concentrado das águas pluviais (Tabela 5). No trabalho, o autor descreve os procedimentos operacionais necessários para a elaboração do produto cartográfico síntese, o qual identifica manchas de diferentes padrões de fragilidade.

Tabela 5: Valores atribuídos aos graus de Fragilidade Ambiental na bacia em estudo

Fragilidade	Pontuação
Muito Baixa	1
Baixa	2
Média	3
Alta	4
Muito Alta	5

No trabalho de Crepani et al. (2001) é apresentado um método para elaboração de mapas de vulnerabilidade natural à perda de solo; primeiramente, realiza-se a reinterpretação das informações temáticas disponíveis (mapas geológicos, geomorfológicos, pedológicos, de cobertura vegetal e uso da terra) sobre a imagem de satélite utilizada como âncora e a geração de curvas de intensidade pluviométrica, definindo Planos de Informação (PI) temáticos georreferenciados (PI Geologia, PI Geomorfologia, PI Pedologia, PI Vegetação e Uso e PI Intensidade Pluviométrica). A interseção vetorial destes PIs define o mapa de Unidades Territoriais Básicas (PI UTB) composto de unidades de paisagem natural e polígonos de intervenção antrópica. Ao PI UTB, de modelo cadastral, associa-se um banco de dados relacional contendo as classes dos PI temáticos e valores, relativos e empíricos, de vulnerabilidade à perda de solo de cada uma das classes.

No presente estudo, o Mapa de Fragilidade Potencial (MFP) foi elaborado por meio da sobreposição das informações de intensidade pluviométrica, declividade do terreno e pedologia. O Mapa de Fragilidade Emergente (MFE) foi elaborado sobrepondo as informações espaciais resultantes do MFP correlacionadas com as classes de uso e cobertura do solo na bacia do rio Aldeia Velha, RJ. Conforme exposto, para a determinação dos graus de fragilidade ambiental diferentes critérios foram avaliados e hierarquizados, atribuindo-se os valores (pesos) variando de um, correspondendo à fragilidade muito baixa ou quase nula, a cinco, retratando uma fragilidade muito alta.

A fragilidade do ambiente abordada neste trabalho refere-se ao risco de degradação por erosão dos recursos naturais, que pode ser agravado por fatores antropogênicos, o que resulta em perda de biodiversidade, terras improdutivas e comprometimento da qualidade e quantidade dos recursos hídricos. Através de referências bibliográficas foi possível obter a melhor interpretação das informações sobre a área de estudo e assim, através da hierarquização dos atributos de cada plano de informação, estabelecer classes que expressam os graus de susceptibilidade do ambiente a processos de degradação do solo. Isto possibilitou uma análise integrada dos diferentes temas investigados (critérios), capazes de explicar o fato de alguns solos erodirem mais que outros apesar de expostos a mesma condição ambiental, e correlacionar o uso e a cobertura do solo com a estabilidade ou com sua capacidade associada de influenciar o desencadeamento de processos erosivos no ambiente. Neste estudo, considerou-se a pontuação atribuída às classes como qualitativa, na medida em que os atributos foram considerados como tendo o mesmo peso na qualidade ambiental.

Todas as informações cartográficas necessárias para o mapeamento da fragilidade ambiental foram georreferenciadas utilizando o programa *ArcGis 9.2*. A confecção dos mapas de fragilidade exigiu a execução de inúmeros produtos intermediários, que por sua vez, contribuíram para uma análise integrada com o produto final. A integração dos critérios analisados foi realizada pela soma dos valores associados aos *grids* gerados. Os *grids* foram resultantes da conversão das informações espaciais relativas às classes de fragilidade das diferentes variáveis analisadas, do formato vetorial para um modelo *raster* (matricial). Este

formato consiste em uma grade regular, representada por uma malha quadriculada composta por células de dimensão espacial definida (*grids*) (SILVEIRA, C. T. S & OKA-FIORI, C; 2007). O tamanho do *grid* adotado neste estudo foi de 10 metros de resolução espacial, considerado adequado à escala de trabalho.

Empregou-se os seguintes arquivos como fonte de dados cartográficos: a imagem Ikonos (2006), as curvas de nível e hidrografia (IBGE, 2008) e a Carta de Reconhecimento de Baixa Intensidade dos Solos no Estado do Rio de Janeiro (EMBRAPA SOLOS, 2003) (Tabela 6). Com o objetivo de aumentar a consistência entre os mapas utilizados e ajustar a escala de origem para a escala de trabalho, conforme exposto por Spörl (2007) e Crepani et al., (2001), efetuou-se a reinterpretação dos mapas preexistentes utilizando como “âncora” a imagem de satélite Ikonos e dados georreferenciados referentes às curvas de nível, pontos cotados e traçados dos canais de drenagem na bacia em análise (IBGE, 2008). Dessa maneira, analisou-se: a intensidade pluviométrica, a declividade do terreno, as classes pedológicas e as formas de uso e cobertura do solo.

Tabela 6: Temas, fontes e escalas dos produtos cartográficos intermediários

Tema	Fonte	Escala
Uso do Solo	Imagem Ikonos, 2006.	1: 10.000
Declividade	Curvas de Nível - IBGE.	1: 50.000
Classes Pedológicas	Embrapa Solos, 2003.	1: 250.000

Os dados climatológicos, principalmente as chuvas, são de fundamental importância para a análise da fragilidade decorrente da sua ação direta na dinâmica do sistema ambiental. A ação das chuvas, principalmente quando concentradas em pequenos períodos, é um importante elemento modificador por regular e ativar todos os processos morfodinâmicos contribuindo diretamente para acelerar os processos erosivos (SPÖRL, 2007). A ação da chuva sobre o solo é a causa fundamental da erosão hídrica, seja ela laminar, em sulcos ou ravinas. A chuva é o agente ativo da erosão e o solo é o agente passivo (CREPANI et al., 2001). Desta forma, a distribuição e a intensidade das chuvas ao longo do ano são fatores que influem no processo de intemperismo de rochas e solos sendo, portanto, fundamentais para a análise da fragilidade ambiental.

Foram utilizados como referência os níveis hierárquicos das variações pluviométricas estabelecidos por Spörl (2007) às características climatológicas, de acordo com a maior ou menor intensidade do efeito pluviométrico sobre os processos morfodinâmicos, com base em Ross (1994). Nesta proposta, os comportamentos pluviométricos obedeceram a uma hierarquização de ordem crescente quanto à capacidade de interferência na estabilidade do ambiente. Estas categorias vão desde a classe de fragilidade muito baixa até a muito forte, conforme apresentado na Tabela 7.

Tabela 7: Níveis hierárquicos das variações pluviométricas. Fonte: SPÖRL, 2007.

Níveis Hierárquicos	Características Pluviométricas
1 – Muito baixa	Situação pluviométrica com distribuição regular ao longo do ano, com volumes anuais não muito superiores a 1.000 mm/ ano
2 – Baixa	Situação pluviométrica com distribuição regular ao longo do ano, com volumes anuais não muito superiores a 2.000 mm/ ano
3 – Média	Situação pluviométrica com distribuição anual desigual, com períodos secos entre 2 e 3 meses no inverno, e no verão com maiores intensidades de dezembro a março
4 – Forte	Situação pluviométrica com distribuição anual desigual, com período seco entre 3 e 6 meses, e alta concentração das chuvas no verão entre novembro de abril quando ocorrem de 70 a 80% do total das chuvas
5 – Muito Forte	Situação pluviométrica com distribuição regular, ou não, ao longo do ano, com grandes volumes anuais ultrapassando 2.500 mm/ ano; ou ainda, comportamentos pluviométricos irregulares ao longo do ano, com episódios de chuvas de alta intensidade e volumes anuais baixos, geralmente abaixo de 900 mm/ ano (semi-árido)

De maneira geral, a Região das Baixadas Litorâneas, no Estado do Rio de Janeiro, possui as maiores variações pluviométricas, com um baixo valor no litoral, próximo à região de Arraial do Cabo, e um aumento gradativo à medida que se direciona para o interior, até chegar aos maiores valores nas proximidades da Região Serrana (MONTEBELLER, 2005). Na bacia do rio Aldeia Velha (RJ), a precipitação média pode ser sintetizada em isoietas de 2.500 mm na região montanhosa, 2.000 mm e 1.700 mm anuais, nas colinas e baixada aluvial respectivamente (BARBIERI & COELHO-NETO, 1999; BIDEGAIN & VÖLCKER, 2003).

Assim, atribuiu-se valor 4 (forte) para o Plano de Informação (PI) intensidade pluviométrica na bacia do rio Aldeia Velha (RJ), que caracteriza uma situação pluviométrica com distribuição anual desigual, com período seco entre 3 e 6 meses, e alta concentração das chuvas no verão entre novembro de abril quando ocorrem de 70 a 80% do total das chuvas (BRASIL, 2005). Esta alta pontuação se relaciona ao próprio quadro natural dominante na região, que se encontra na interface entre a vasta planície costeira correspondente à baixada litorânea fluminense e os degraus da Serra do Mar. O ambiente marcado por colinas suaves, planícies de inundação (aluviais) e as encostas da citada Serra faz parte do contexto da bacia do rio Aldeia Velha, sendo que suas características climáticas se associam diretamente à topografia acidentada e de direção concordante com a linha de costa, responsável por chuvas orográficas principalmente durante o verão. Este quadro pode ser verificado no gráfico de distribuição das medias e desvio padrão mensais da precipitação e temperatura, apresentado no trabalho de Sansevero (2008), baseado na série histórica de 1994 a 2004 na Reserva Biológica, conforme dados do Programa Mata Atlântica do Jardim Botânico do Rio de Janeiro (JBRJ) (Figura 14).

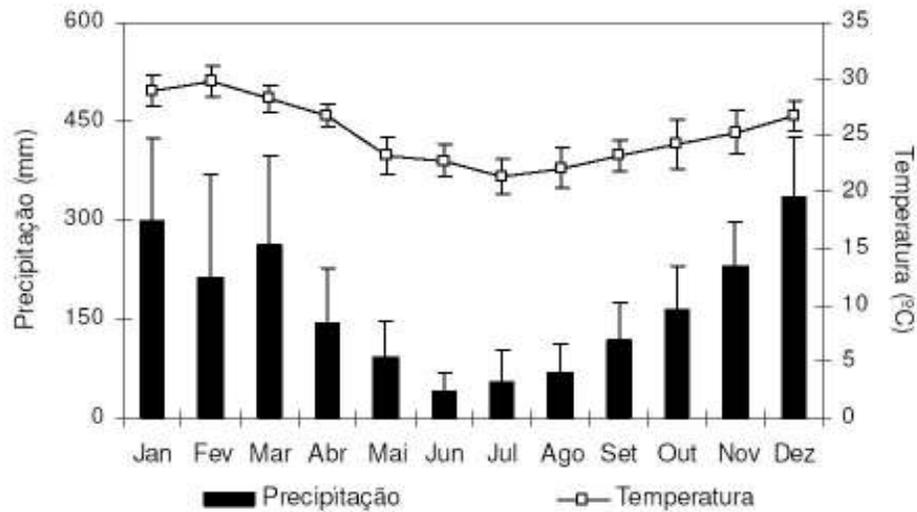


Figura 14: Distribuição das médias e desvios padrão mensais da precipitação e temperatura na Reserva Biológica Poço das Antas, Rio de Janeiro (série histórica de 1994 a 2004). Fonte: SANSEVERO, 2008.

Entre os fatores topográficos, a declividade do terreno é possivelmente o mais importante no condicionamento da gênese e evolução do processo erosivo (RODRIGUES, 1982). O termo declividade refere-se à inclinação do relevo em relação ao horizonte. A declividade guarda relação direta com a velocidade de transformação da energia potencial em energia cinética e, portanto, quanto maior a declividade mais rapidamente a energia potencial das águas pluviais transforma-se em energia cinética e maior é, também, a velocidade das massas de água e sua capacidade de transporte, responsáveis pela erosão que esculpe as formas de relevo e, portanto, prevalece a morfogênese (CREPANI et al., 2001).

Para o cálculo da declividade do terreno na bacia do rio Aldeia Velha, a partir da interpolação das curvas de nível (IBGE, 2008) e ajustes de acordo com o traçado da rede hidrográfica (IBGE, 2008) foi gerado um Modelo Digital de Elevação (MDE) (Anexo 2), que representa matematicamente as coordenadas X, Y e Z (ROCHA, 2000). O algoritmo de interpolação utilizado está implementado no programa *ArcGis 9.2*, na ferramenta *Topo to Raster*. Este método projeta-se especificamente para a criação de MDEs hidrologicamente corrigidos, através de uma técnica de interpolação por diferenças finitas. Este algoritmo de interpolação mescla a eficiência computacional dos métodos de interpolação locais (como o inverso do quadrado da distância) com a continuidade da superfície de métodos de interpolação globais, como o interpolador *Kriging* e o *Spline* (MCCOY & JOHNSTON, 2002). Dessa maneira, foi possível gerar o mapa de declividade do terreno na bacia (Figura 15) através da ferramenta *slope* do mesmo programa. Os arquivos de saída foram no formato de imagem *raster* e as dimensões das células unitárias estabelecidas foram de 10 x 10m.

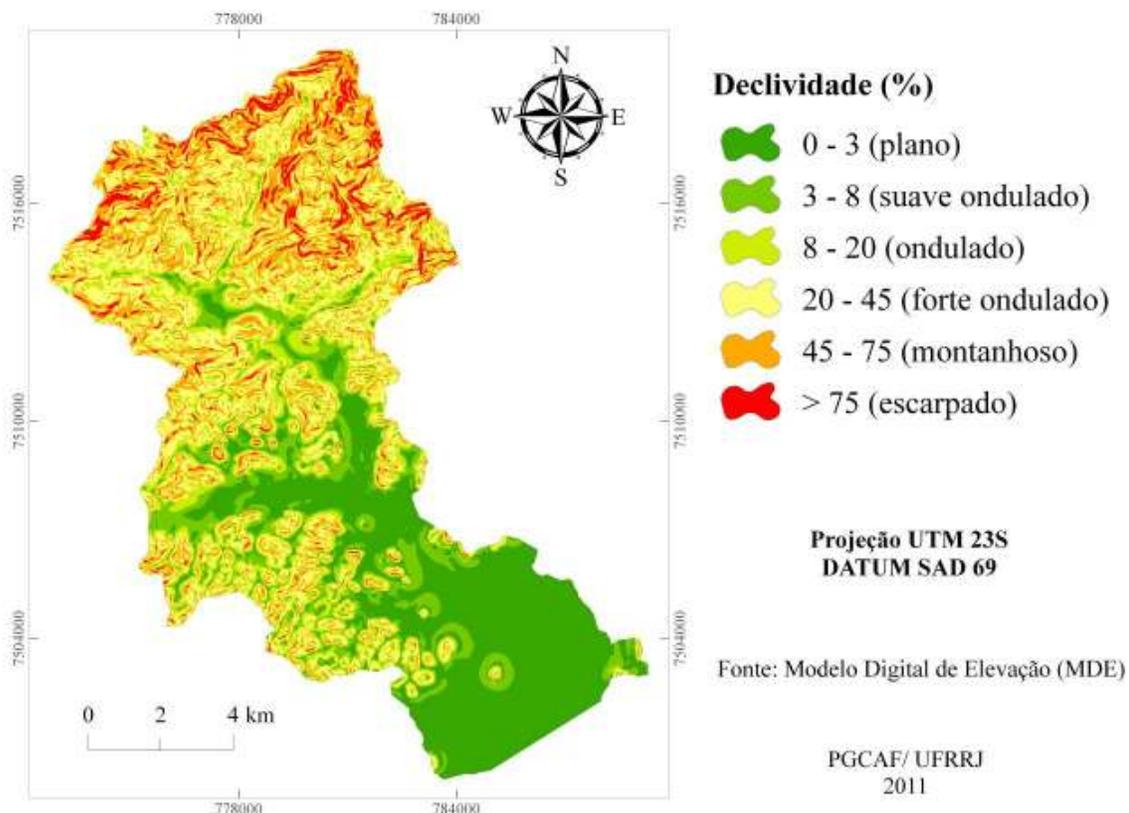


Figura 15: Modelo de declividade na Bacia do rio Aldeia Velha, RJ.

As classes morfodinâmicas foram definidas a partir das categorias ecodinâmicas preconizadas por Tricart (1977), que classificou os meios em estáveis, *intergrades* (em transição) e instáveis. Esta avaliação identifica categorias de relevo em função de suas características e sua dinâmica atual, bem como os efeitos das atividades antrópicas e sua reciprocidade sobre a morfodinâmica. O IBGE (2009) propõe uma avaliação do relevo ou da morfodinâmica da paisagem através das classes de declividade. Assim, classificou-se a declividade (%) conforme os parâmetros propostos pela EMBRAPA (1999) e pelo IBGE (2009), atribuindo-se pontuações às diferentes classes de declividade (Tabela 8).

Tabela 8: Classificação e pontuação atribuída para a declividade na bacia do rio Aldeia Velha, RJ

Declividade (%)	Descrição do relevo	Pontuação
0 - 3	Plano	1
3 - 8	Suave ondulado	2
8 - 20	Ondulado	3
20 - 45	Forte ondulado	4
45 - 75	Montanhoso	5
> 75	Escarpado	5

A erodibilidade relativa dos solos é estimada com base na classificação pedológica destes. Nesta estimativa, são consideradas as principais características físicas, químicas e morfológicas que influenciam na resistência à erosão dos solos, como: textura; estrutura; espessura; permeabilidade; densidade e porosidade; propriedades químicas, biológicas e mineralógicas do solo (DUARTE et al., 2004). Em caso de unidades de mapeamento com associações de solos, é considerada apenas a primeira classe, por ser a mais representativa.

O mapa de solos da região (CARVALHO FILHO et al., 2003) foi digitalizado, georreferenciado e vetorizado em ambiente SIG, utilizando como “âncora” a imagem de satélite Ikonos (2006) e as curvas de nível na região, posteriormente, gerou-se o campo “pontuação” no banco de dados relacional do arquivo (Figura 16). Assim, com base na carta da EMBRAPA, as classes pedológicas que apresentam comportamento erosivo semelhantes foram agrupadas e hierarquizadas, atribuindo-se valores de acordo com adaptação da classificação realizada por Crepani et al. (2001) (Tabela 9).

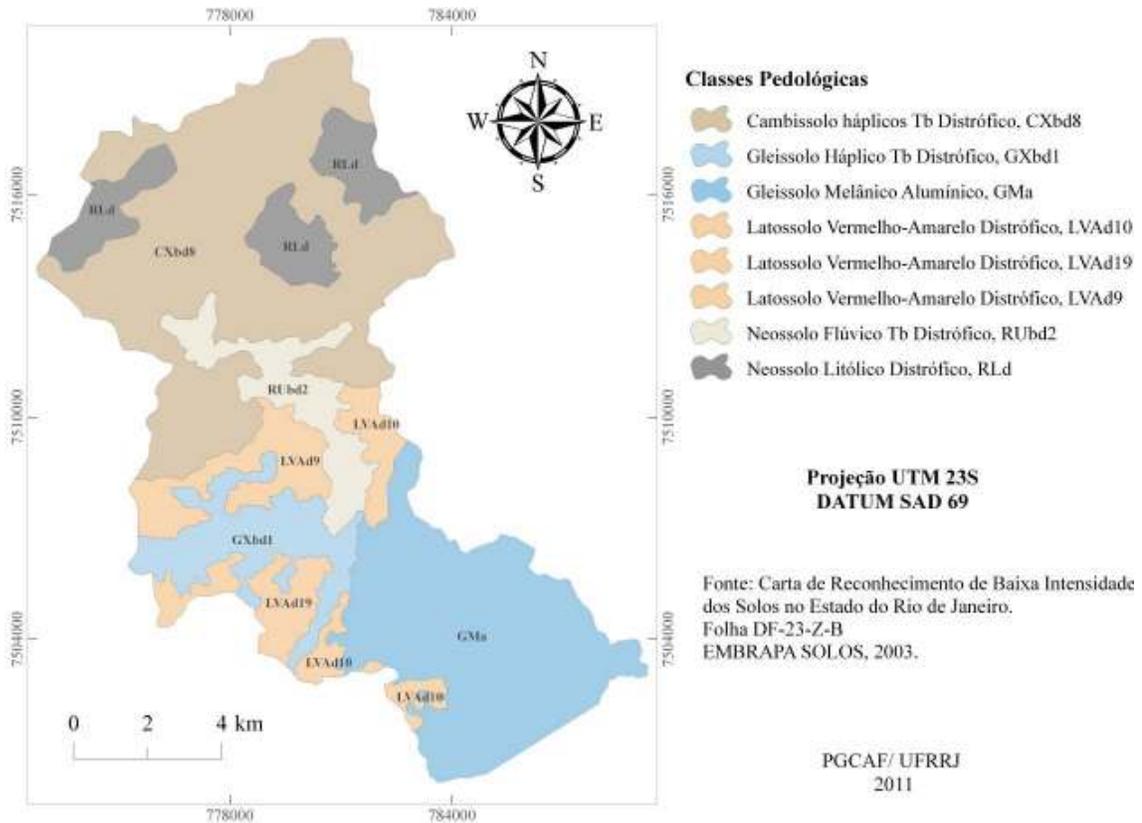


Figura 16: Mapa das classes Pedológicas na Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ.

Tabela 9: Valores de vulnerabilidade das classes pedológicas na bacia do rio Aldeia Velha, RJ

Sigla	Descrição	Pontuação
RLd	Neossolo Litólico Distrófico	5
CXbd8	Cambissolo háplicos Tb Distrófico	4
GXbd1	Gleissolo Háptico Tb Distrófico	5
GMa	Gleissolo Melânico Alumínico	5
RUBd2	Neossolo Flúvico Tb Distrófico	5
LVA9	Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico	1
LVA10	Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico	1
LVA19	Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico	1

As atividades antrópicas e/ ou a cobertura vegetal representam as diferentes formas de apropriação e ocupação do território, compondo as classes do plano de informação “uso do solo”. Este tema é fundamental para determinar a fragilidade emergente em determinada área, uma vez que a ação humana pode alterar os processos naturais de uma paisagem e influenciar/intensificar o desencadeamento de determinados processos no ambiente, como a erosão.

Silveira & Oka-Fiori (2007) destacam diversas formas de influência que a cobertura vegetal exerce para a estabilidade de vertentes, como: resistência do sistema solo-raiz, peso da cobertura vegetal, efeito de “atirantamento” das raízes e força do arrasto do vento atuando nas copas das árvores. A atuação da cobertura florestal na dinâmica da paisagem está diretamente ligada a sua capacidade de proteção do solo e manutenção das relações biológicas no ambiente, favorecendo a capacidade de infiltração da água e a redução do escoamento superficial, representando, dessa forma, um agente de equilíbrio da paisagem.

No presente estudo, o plano de informação uso/ cobertura do solo faz referência ao grau de estabilidade que as diferentes formas de ocupação/ cobertura vegetal exercem sobre a fragilidade do ambiente, como uma forma de proteção. Nesse sentido, a imagem Ikonos (2006) foi interpretada visualmente para determinar as classes de uso/ cobertura na bacia em estudo, através da identificação das formas, padrões e texturas dos elementos inseridos na paisagem, na escala 1: 8.000 (Figura 17), assim atribuiu-se valores às diferentes classes de uso e cobertura do solo registradas na área, por meio da adaptação dos valores atribuídos por Ross (1994) e Crepani et al. (2001) (Tabela 10).

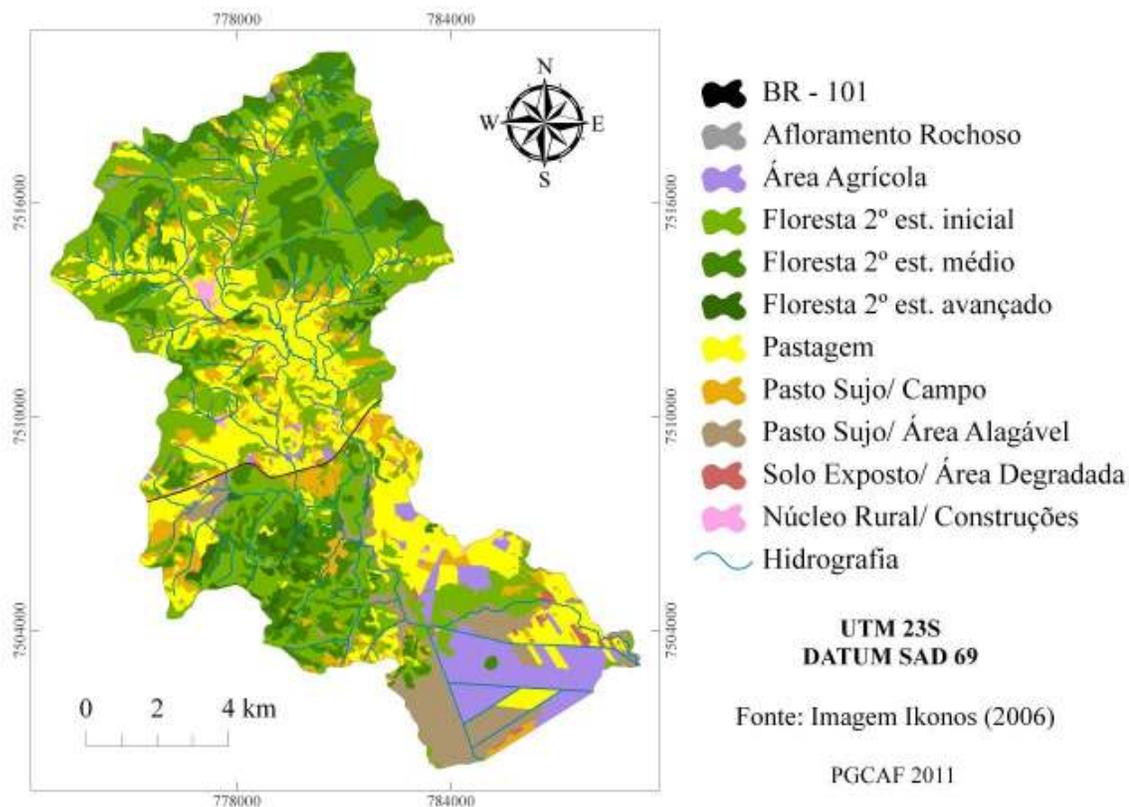


Figura 17: Mapa de uso e cobertura do solo no ano de 2006 na Bacia do rio Aldeia Velha, RJ.

Tabela 10: Classificação e pontuação das formas de uso e cobertura do solo na bacia do rio Aldeia Velha, RJ

Classes	Pontuação
Afloramento Rochoso	5
Área Agrícola	4
Rodovia	3
Corpos d'água	2
Floresta 2º est. inicial	2
Floresta 2º est. médio	1
Floresta 2º est. avançado	1
Núcleo Rural/ Construções	3
Pastagem	4
Pasto Sujo/ Área Alagável	3
Pasto Sujo/ Campo	3
Solo Exposto/ Área Degradada	5

Dessa forma, gerou-se matrizes intermediárias dos temas de declividade do terreno, pedologia e uso/ cobertura do solo, em formato *raster*, com resolução espacial de 10 metros. Para produção dos modelos georreferenciados de Fragilidade Potencial (MFP) e Fragilidade Emergente (MFE) na bacia estudada, utilizou-se a ferramenta de álgebra de mapas no programa *ArcGis* 9.2. As categorias foram hierarquizadas através do somatório dos valores inferidos nos planos de informação considerados, assim, cada elemento foi associado a um valor numérico e estabeleceram-se os intervalos relativos aos graus de fragilidade Potencial (Tabela 11) e Emergente (Tabela 12) na bacia do rio Aldeia Velha, RJ.

Tabela 11: Soma das pontuações atribuídas aos critérios avaliados e descrição das classes de Fragilidade Potencial (MFP)

PONTUAÇÃO	I. Pluviométrica		Declividade		Pedologia		Tot. Potencial	Descrição
	1			1		1	03	Muito Baixa
	2			2		2	04 a 06	Baixa
	3	+		3	+	3	= 07 a 09	Média
	4			4		4	10 a 12	Alta
	5			5		5	13 a 15	Muito Alta

Tabela 12: Soma das pontuações obtidas no MFP e dos valores atribuídos às classes de uso/ cobertura do solo na determinação da Fragilidade Emergente e intervalos considerados para descrição das classes de Fragilidade Emergente (MFE)

PONTUAÇÃO	Tot. Potencial		Uso do Solo		Tot. Emergente	Descrição
	03			1	04	Muito Baixa
	04 a 06			2	05 a 08	Baixa
	07 a 09	+		3	= 09 a 12	Média
	10 a 12			4	13 a 16	Alta
	13 a 15			5	17 a 20	Muito Alta

Posteriormente, a fim de confirmar a coerência dos dados espaciais de fragilidade, realizou-se um mapeamento dos Processos Erosivos Aparentes (PEA), identificando-os visualmente através da imagem de satélite Ikonos (2006) e comparando os registros cartográficos da fragilidade ambiental em seus locais de ocorrência (Figura 18), considera-se que estes processos distribuem-se em sua grande maioria nas áreas classificadas como de fragilidade muito alta.



Figura 18: Fotografias e registros de Processos Erosivos Aparentes (PEA) na imagem Ikonos (2006), Bacia do rio Aldeia Velha, RJ (Fotos: VALLE, I. C.; 2009).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Conforme descrito, para a produção dos mapas de fragilidade ambiental na bacia do rio Aldeia Velha (RJ) foram confeccionados importantes produtos intermediários, essenciais para a compreensão do equilíbrio dinâmico dos fatores naturais na paisagem estudada (Figura 19). Estas matrizes permitiram a avaliação da influência dos aspectos analisados para a vulnerabilidade do terreno ao desencadeamento de processos erosivos.

Em relação a intensidade pluviométrica na bacia em estudo, é possível observar a influência da zona de contato entre os domínios de planície fluvial e relevo montanhoso sobre a pluviosidade na região. A alta pontuação atribuída à intensidade pluviométrica nesta área, (valor 4), se relaciona diretamente à topografia acidentada e de direção concordante com a linha de costa, responsável pelas fortes chuvas orográficas, concentradas no verão.

No caso do mapa de declividade do terreno conferiu-se a maior declividade às áreas montanhosas, determinando seu alto grau de fragilidade no mapa, porém, devido às limitantes condições para a ocupação humana, estas áreas apresentam também as maiores porções de cobertura florestal preservada, o que minimiza a vulnerabilidade à erosão relacionada aos fatores naturais (Fragilidade Potencial). Conforme pode ser observado na tabela 9, a maior parte da bacia apresenta declividade superior a 20%, com predominância de relevo do tipo forte ondulado, que ocupa 26% do total da área da bacia, recebendo valor 4 (Alto); a área de relevo escarpado e montanhoso ocupa 24% da bacia; nestes casos, atribuiu-se um valor 5 (Muito Alto) para o grau de fragilidade (Tabela 13).

Tabela 13: Área ocupada pelas diferentes formas de relevo na bacia do rio Aldeia Velha, RJ

Relevo	%
Plano	23
Suave Ondulado	14
Ondulado	13
Forte Ondulado	26
Montanhoso e Escarpado	24
Total	100%

A hierarquização das classes pedológicas, de acordo com os pesos atribuídos por Crepani et al. (2001) apontou para uma fragilidade Muito Alta em áreas de baixada, onde ocorre o Gleissolo (valor 5) em planície fluvial, ocupando 33% da área de estudo; o Neossolo Litólico (valor 5), ocupando 9%, correspondente às áreas de maior declividade e também o Cambissolo (valor 4), predominante nas áreas montanhosas, ocorrendo em 38% da bacia. O Latossolo Vermelho-Amarelo ocorre em 14% da bacia, correspondendo às áreas que apresentam a menor vulnerabilidade ao desencadeamento de processos erosivos e a maior aptidão para o desenvolvimento de atividades agrícolas (RAMALHO FILHO & BECK, 1995).

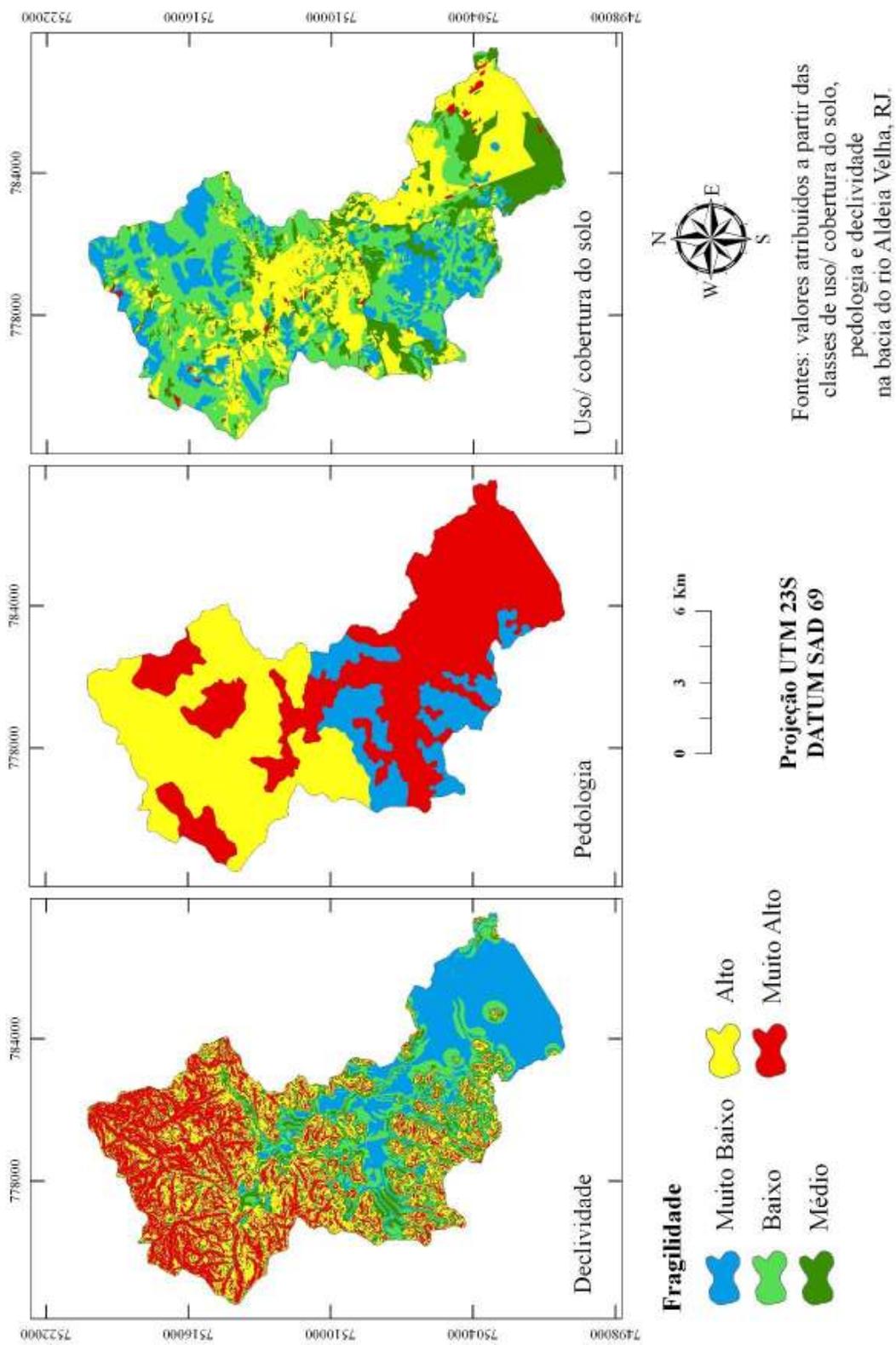
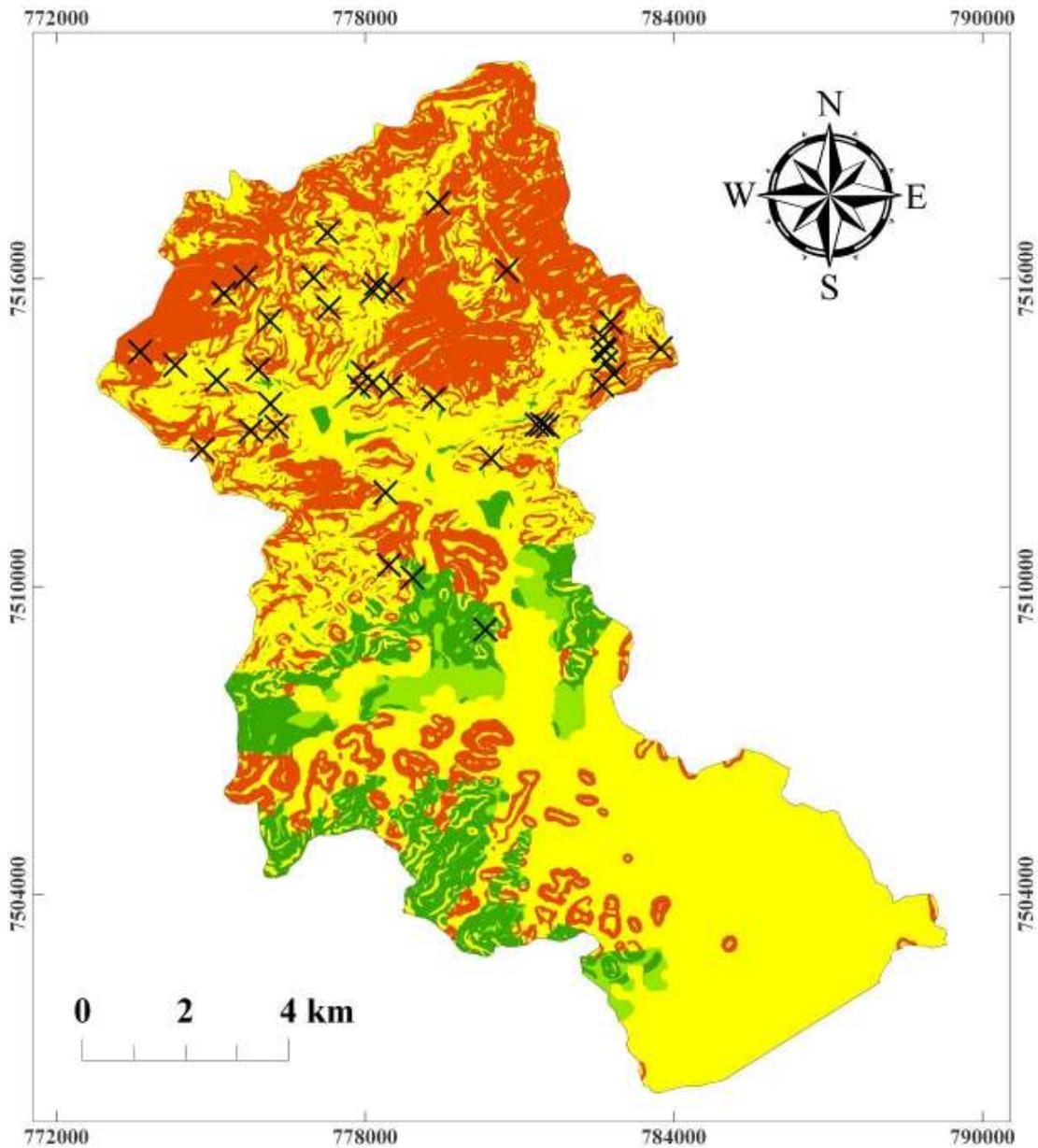


Figura 19: Mapas dos graus de fragilidade atribuídos às classes de declividade do terreno, pedologia e uso/ cobertura do solo na Bacia do rio Aldeia Velha (RJ).

Referindo-se aos solos que obtiveram o máximo grau de fragilidade nesta pesquisa (Gleissolos e Litossolos), Leme (2007) caracteriza os solos jovens e pouco desenvolvidos como solos em que o horizonte A está assentado diretamente sobre o horizonte C ou diretamente sobre a rocha mãe (não possuem horizonte B); constituindo solos em fase inicial de formação, seja porque estão se desenvolvendo a partir de materiais de origem recentemente depositados (Gleissolos) ou porque estão situados em lugares de maior declividade, onde a velocidade de erosão supera a de transformação da rocha em solo (Litossolos).

A influência das diferentes formas de uso e cobertura do solo sobre a estabilidade/ fragilidade do ambiente à sofrer distúrbios foi indicada por três classes predominantes: a Baixa, a Alta e a Média, que ocuparam 36%, 30% e 17% da bacia, respectivamente. Através do mapa de uso e cobertura dos solos da área, foi possível verificar que a cobertura florestal é a classe que mais influencia para o baixo grau de susceptibilidade à erosão conferido na bacia. A segunda classe dominante, que determinou o alto grau de fragilidade na matriz, refere-se às áreas agrícolas à jusante e às áreas ocupadas por pastagens na bacia (valor 4), localizadas sobretudo em áreas de baixada.

Através do cruzamento das matrizes intermediárias, por meio da combinação das pontuações atribuídas às classes analisadas (de declividade, pedologia, intensidade pluviométrica e uso/ cobertura do solo), foi possível delimitar as unidades espaciais que representam os graus de fragilidade potencial e emergente nos modelos produzidos. O Mapa de Fragilidade Potencial (MFP) representou a influência dos fatores analisados para vulnerabilidade potencial natural de erosão dos solos (Figura 20). Sobrepondo este mapa síntese às informações referentes às classes de uso do solo e cobertura vegetal, tornou-se visível o quanto este fator interfere na fragilidade do ambiente à erosão, através do Mapa de Fragilidade Emergente (MFE) (Figura 21). De acordo com Kawakubo et al. (2005), além de proteger o solo contra perda de material, o uso adequado e a cobertura florestal o protege direta e indiretamente de efeitos modificadores das feições naturais, no relevo ou canais de drenagem por exemplo.



Fragilidade Potencial

- × P.E.A.*
- Baixa
- Média
- Alta
- Muito Alta

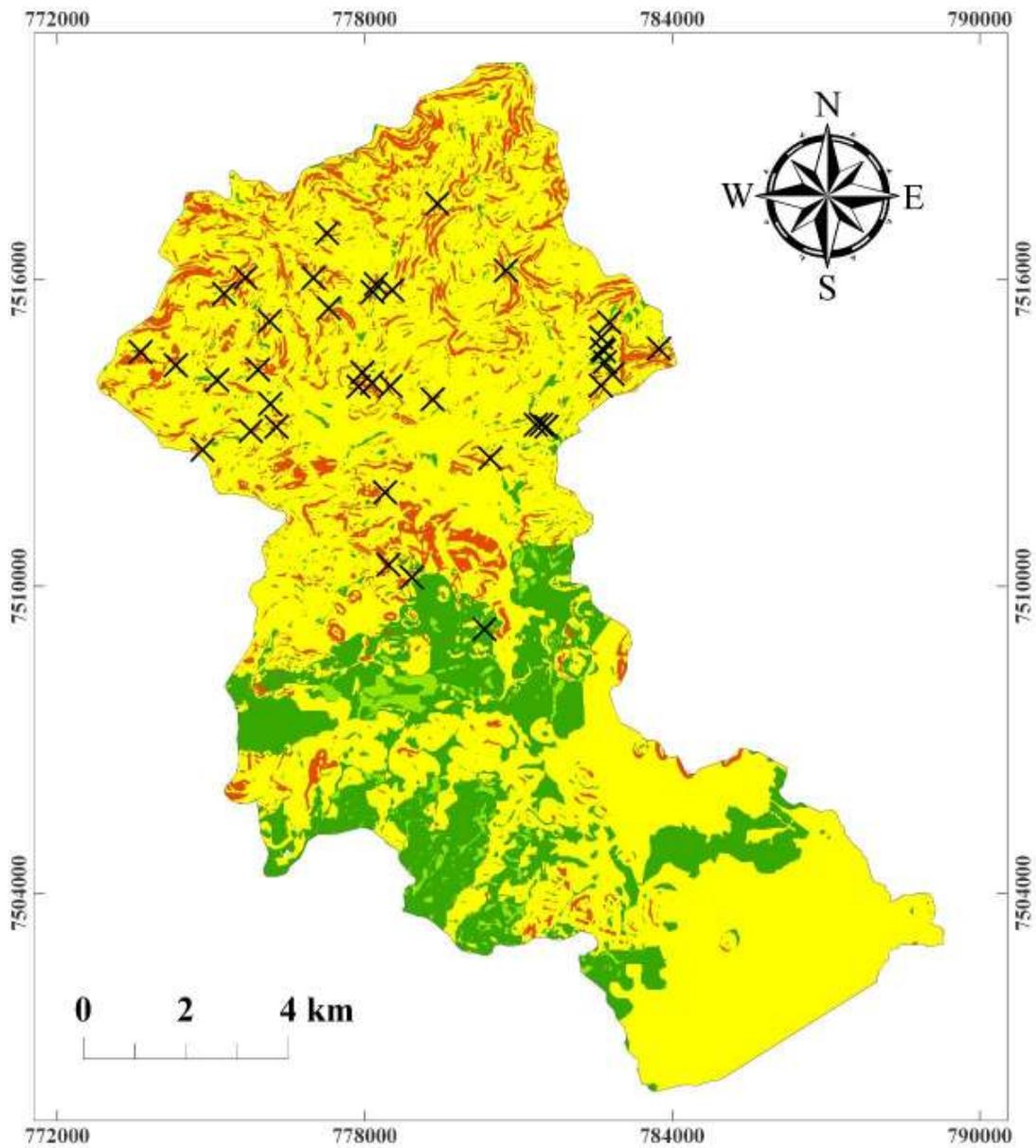
Fonte: valores de vulnerabilidade atribuídos a partir das classes pedológicas, intensidade pluviométrica e declividade na bacia do rio Aldeia Velha, RJ.

* - Processos Erosivos Aparentes (PEA).

Projeção UTM 23S
DATUM SAD 69

PGCAF/ UFRRJ - 2011

Figura 20: Mapa da Fragilidade Ambiental Potencial na Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ.



Fragilidade Emergente

- × P.E.A.*
- Baixa
- Média
- Alta
- Muito Alta

Fonte: valores de vulnerabilidade atribuídos a partir das classes pedológicas, uso/cobertura do solo, declividade e intensidade pluviométrica na bacia do rio Aldeia Velha, RJ.

* - Processos Erosivos Aparentes (PEA).

**Projeção UTM 23S
DATUM SAD 69**

PGCAF/ UFRRJ - 2011

Figura 21: Mapa da Fragilidade Ambiental Emergente na Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ.

No Mapa de Fragilidade Potencial (MFP), os valores variaram de 6 a 15, sendo classificados da seguinte maneira: 6 – fragilidade Baixa; de 7 a 9 - fragilidade Média; de 10 a 12 - fragilidade Alta; e de 13 a 15 - fragilidade Muito Alta. Quanto ao Mapa de Fragilidade Emergente (MFE), a soma das pontuações variou de 7 a 19, onde foram estabelecidas as seguintes classes: de 7 a 8 – fragilidade Baixa; de 9 a 12 fragilidade Média; de 13 a 16 fragilidade Alta e de 17 a 20 fragilidade Muito Alta (Tabela 14). Assim, foi possível quantificar as áreas ocupadas pelos determinados graus de fragilidade ambiental na bacia em análise (Tabela15).

Tabela 14: Intervalos considerados para as pontuações dos critérios avaliados e descrição das classes nos Mapas de Fragilidade Potencial (MFP) e Emergente (MFE)

	MFP	MFE	Descrição
VALORES	06	07, 08	Baixa
	07, 08, 09	09, 10, 11, 12	Média
	10, 11, 12	13, 14, 15, 16	Alta
	13, 14, 15	17, 18, 19, 20	Muito Alta

Tabela 15: Área ocupada pelas classes de fragilidade ambiental nos Mapas de Fragilidade Potencial (MFP) e Emergente (MFE) na bacia do rio Aldeia Velha, RJ

Descrição	MFP (%)	MFE (%)
Baixa	3	5
Média	10	17
Alta	57	68
Muito Alta	30	10
Total	100	100

A quantificação das áreas ocupadas pelos diferentes graus de fragilidade indicou que a bacia em estudo constitui um ambiente de alta fragilidade. As classes de fragilidade Alta e Muito Alta predominaram tanto no Mapa de Fragilidade Potencial (MFP) quanto no Mapa de Fragilidade Emergente (MFE), ocupando 87% e 77% da bacia respectivamente.

A análise do MFP, que expressa o equilíbrio dinâmico natural do ambiente sem influência das atividades antrópicas ou da cobertura florestal, comprova que a combinação dos fatores declividade, tipo do solo e intensidade pluviométrica é determinante da alta fragilidade ambiental na área estudada. O grau de fragilidade Muito Alta está em grande parte associado à ocorrência de solos menos desenvolvidos (litólicos) nas áreas de maior declividade na bacia.

O mapa síntese final da fragilidade ambiental (MFE), cujas classes indicam o estado de equilíbrio da paisagem frente às formas de uso e cobertura do solo, confirma a proteção oferecida pela cobertura florestal, capaz de minimizar a fragilidade muito alta no MFP para fragilidade alta, principalmente na área montanhosa. Tanto no MFP como no MFE, os graus de fragilidade Baixa e Média predominam somente em áreas caracterizadas pela declividade inferior a 45% e pela ocorrência de latossolos localizadas em parte do setor central e sudoeste

da bacia, este último, constitui parte do território ocupado pela Reserva Biológica (REBIO) Poço das Antas.

Objetivando apoiar a prevenção e o controle da erosão do solo na bacia do rio Aldeia Velha, o MFE indicou áreas de fragilidade muito alta em locais prioritários, que constituem Áreas de Preservação Permanente, conforme dispõe a resolução CONAMA nº 303 de 2002, em encostas com declividade superior a 100% ou 45° na linha de maior declive e nos terços superiores de morros e montanhas. Relacionando o MFP com o MFE reafirma-se a função estratégica da cobertura florestal no que diz respeito à contenção de processos erosivos em áreas de alta fragilidade ambiental, protegendo o solo.

O mapeamento dos Processos Erosivos Aparentes (PEA) confirmou a coerência da distribuição espacial do gradiente da fragilidade ambiental produzido nesta pesquisa. No total, identificou-se 40 pontos que retratam cicatrizes de deslizamentos em encostas, ao sobrepô-los com o Mapa de Fragilidade Potencial (MFP), evidenciamos que apenas dois localizam-se em áreas de fragilidade Média; 20 pontos em áreas de fragilidade Alta e 18 pontos em áreas classificadas como fragilidade Muito Alta (Tabela 15). Neste mapa, a maioria dos PEA foi registrada em encostas de alta declividade em áreas de solos pouco desenvolvidos, como onde ocorre os Neossolos, que combinados com a forte intensidade pluviométrica, determinam as maiores manchas de fragilidade Muito Alta, confirmando a alta susceptibilidade do ambiente natural analisado e a pouca estabilidade das vertentes.

Tabela 15: Processos Erosivos Aparentes (PEA) registrados nas classes de fragilidade, de acordo com o Mapa de Fragilidade Potencial (MFP) na bacia do rio Aldeia Velha, RJ

	MFP		
	Média	Alta	Muito Alta
Fragilidade Potencial			
Processos Erosivos Aparentes (PEA)	2	18	20

Em relação ao Mapa de Fragilidade Emergente (MFE), dois pontos localizam-se em área de fragilidade Média; 11 pontos localizam-se em áreas classificadas como fragilidade Alta e 27 pontos em áreas de fragilidade Muito Alta (Tabela 16). O registro dos Processos Erosivos Aparentes (PEA) sugere que o Mapa de Fragilidade Emergente (MFE) registrou com boa precisão os locais de alta susceptibilidade à erosão na área estudada. Apesar das áreas de fragilidade Muito Alta terem diminuído no MFE, resultado da estabilidade fornecida pela cobertura florestal, a maioria dos PEA se concentraram nesta classe de fragilidade, confirmando a coerência das classificações neste mapa síntese.

Tabela 16: Processos Erosivos Aparentes (PEA) registrados nas classes de fragilidade, de acordo com o Mapa de Fragilidade Emergente (MFE) na bacia do Rio Aldeia Velha

	MFE		
	Média	Alta	Muito Alta
Fragilidade Emergente			
Processos Erosivos Aparentes (PEA)	2	11	27

Nas análises foi possível verificar que 12 pontos (PEA) classificados como fragilidade Alta no MFP converteram-se para áreas de fragilidade Muito Alta no MFE, este fato foi ocasionado por um manejo inadequado do solo em áreas mais susceptíveis à erosão, especialmente em áreas de maior declividade. Assim como a cobertura florestal oferece maior proteção, as atividades antrópicas podem potencializar os processos erosivos.

No total, 50% e 67% dos PEA enquadra-se em áreas de fragilidade Muito Alta no Mapa de Fragilidade Potencial (MFP) e no Mapa de Fragilidade Emergente (MFE), respectivamente, reafirmando a alta fragilidade do ambiente estudado. Entre os PEA identificados, três pontos classificados como fragilidade potencial Muito Alta (MFP), descenderam para uma classe alta quando considerada a cobertura florestal no MFE, o que retrata a alta propensão do ambiente estudado à erosão. Este fato indica que a bacia do rio Aldeia Velha (RJ) necessita de uma ocupação cautelosa, sobretudo nas áreas de exploração agropecuária, onde predominam altos valores de fragilidade.

Por combinar as informações relativas ao uso do solo e à cobertura vegetal, o Mapa de Fragilidade Emergente (MFE) oferece uma melhor validação dos PEA quando comparado ao MFP; este resultado confirma a forte influência que as atividades humanas podem exercer para a estabilidade ou para a instabilidade do ambiente e a proteção oferecida pela cobertura florestal em áreas de alto potencial natural à erosão. Neste estudo, as manchas florestais contribuíram para a redução das áreas de fragilidade Muito Alta no MFE. Dessa forma, estabelece-se a utilidade dos mapas produzidos em fornecer bases para um planejamento que leve em conta a vulnerabilidade natural do ambiente associada aos efeitos exercidos pelas diferentes formas de uso do solo e cobertura vegetal na bacia do rio Aldeia Velha (RJ).

5 CONCLUSÃO

As técnicas utilizadas foram eficientes para a geração dos modelos de fragilidade ambiental e simplificaram as análises finais, possibilitando ainda uma rápida atualização das informações produzidas e o monitoramento das áreas de risco no futuro. A espacialização das informações e a interação entre dados de naturezas distintas foram capazes de gerar novas informações em ambiente SIG. Os produtos intermediários foram essenciais para a classificação e interpretação dos Mapas de Fragilidade Potencial (MFP) e Emergente (MFE), constituindo importantes ferramentas para a gestão ambiental. Os mapas síntese (MFP e MFE) foram capazes de traduzir a realidade ambiental de maneira simples e de fácil compreensão.

Na área de relevo montanhoso, observou-se a ocorrência dos maiores valores de susceptibilidade natural à erosão e a maior porção de cobertura florestal preservada. Este fato explica-se pelos limitantes naturais à intensa transformação pelas atividades humanas, o que contribui para a manutenção da cobertura florestal, que por sua vez contribui para a estabilidade do terreno nessas áreas, indicadas para preservação da fauna e flora.

De maneira geral, o ambiente estudado foi caracterizado como de alta fragilidade, os resultados da fragilidade ambiental potencial (MFP) mostram que a bacia do rio Aldeia Velha é naturalmente favorável à degradação devido à alta declividade da região montanhosa e aos solos pouco desenvolvidos. O Mapa de Fragilidade Emergente (MFE) expõe como a cobertura florestal contribui de forma positiva para a estabilidade do ambiente, reduzindo a área de fragilidade muito alta na bacia.

A localização dos Processos Erosivos Aparentes (PEA) se correlacionou positivamente com as áreas identificadas como fragilidade Muito Alta nos produtos cartográficos finais e confirma a relação entre a realidade e as informações geradas sobre a fragilidade ambiental na região. Nesse sentido, a variável uso/cobertura do solo foi determinante para a melhor validação dos PEA no Mapa de Fragilidade Emergente (MFE), já que as diferentes formas de ocupação e a cobertura florestal influenciam na estabilidade/instabilidade das vertentes.

Os mapas produzidos indicam áreas prioritárias para a preservação, que merecem especial atenção por serem mais vulneráveis aos processos erosivos e podem ser muito úteis para os potenciais usuários desta informação, na expectativa de subsidiar/orientar estudos, planejamentos e ações de conservação e recuperação ambiental na bacia do rio Aldeia Velha. Assim, através de uma abordagem envolvendo critérios essenciais para o planejamento territorial, estabelece-se o propósito de orientar estratégias para o manejo eficiente dos recursos naturais, considerando os fatores ambientais e sócio-econômicos na gestão ambiental.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, L.; SANTOS, L. J. C.; MARTINS, G. G. Contribuição Metodológica para a Análise da Fragilidade Emergente: Estudo de Caso no Município de Colombo/ PR. **Ra'e ga (UFPR)**, v. 17: 113-127, 2009.
- ARAÚJO, Q. R.; MOTTA, L. P.; SALOMÃO, A. L. F. Determinação do Risco de Erosão com utilização de um Sistema de Informações Geográficas. **Revista Ceres**, v. 42(243): 543-561. 1995.
- ASSAD, M. L. L. Uso de um sistema de informações geográficas na determinação da aptidão agrícola de terras. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 19, n. 1, p. 133-139, 1995.
- BACCA, J. F. M. **Ecologia da paisagem: métodos analíticos, modelos de classificação e simulação prognóstica, sob a ótica geocológica**. Tese (Doutorado). Departamento de Geografia. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2002. 184 p.
- BARBIERI, E. B.; COELHO-NETO, R., 1999. Spatial and temporal variation of the east fluminense coast and Atlantic Serra do Mar, state of Rio de Janeiro, Brazil. In: KNOPPERS, BA., BIDONE, ED. and ABRÃO, JJ. (Eds.). Environmental Geochemistry of Coastal Lagoon Systems, Rio de Janeiro, Brazil. v. 6, p. 47-56. Niterói: UFF/ FINEP, 1999.
- BIDEGAIN, P.; VÖLCKER, C. M. Bacia Hidrográfica dos rios São João e das Ostras – Águas, Terras e Conservação Ambiental. **Consórcio Intermunicipal para Gestão das Bacias Hidrográficas da Região dos Lagos, Rio São João e Zona Costeira – CILSJ**. Rio de Janeiro: 2003.
- BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. **Revisão do Plano de Manejo da Reserva Biológica Poço das Antas**. IBAMA/ MMA. 2005.
- CÂMARA, G. ; MEDEIROS, J.S. **Geoprocessamento para Projetos Ambientais**. 2ª edição. INPE, São José dos Campos, 1998.
- CARVALHO FILHO, A. D; LUMBRERAS, J. F.; WITTERN, K. P.; LEMOS, A. L.; SANTOS, R. D. dos; CALDERANO FILHO, B.; CALDERANO, S. B.; OLIVEIRA, R. P.; AGLIO, M. L. D.; SOUZA, J. S. D.; CHAFFIN, C. E. **Mapa de reconhecimento de baixa intensidade dos solos do estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. Mapa Colorido. 2003. Escala 1: 250.000.
- CREPANI, E.; MEDEIROS, J.S.; AZEVEDO, L.G.; DUARTE, V.; HERNANDEZ, P.; FLORENZANO, T.; BARBOSA, C. **Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento Aplicados ao Zoneamento Ecológico-Econômico e ao Ordenamento Territorial**. São José dos Campos: INPE, 103p. 2001.
- DIAS, J. E; GOMES, O. V. O.; GOES, M. H. de B. Áreas de Riscos de erosão do solo: uma aplicação por geoprocessamento. **Floresta e Ambiente**, 8 (1): 01 – 10. 2001.
- DUARTE, S. M. A.; SILVA, I. F.; MEDEIROS, B. G. de S.; ALENCAR, M. L. S. Levantamento de solo e declividade da microbacia hidrográfica Timbaúba no Brejo do

Paraibano, através de técnicas de fotointerpretação e Sistema de Informações Geográficas. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, nº4. 2004.

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Rio de Janeiro, 1999. 412 p.

FRANCISCO, C. E. da S; COELHO, R. M; TORRES, R. B.; ADAMI, S. F. Análise Multicriterial na seleção de bacia hidrográfica para recuperação ambiental. **Ciência Florestal**, Santa Maria. v. 18(1): 1 – 13. 2008.

GIBOSHI, M. L; RODRIGUES, L. H. A.; NETO, F. L. Sistema de suporte à decisão para recomendação de uso e manejo da terra. **Rev. Bras. Eng. Agríc. e Ambiental**. v.10 (4): 861-866. 2006

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Base cartográfica em ambiente digital (formato dgn, pdf e tif), na escala 1:50.000 agrupadas por categorias de informação: hipsometria, hidrografia e limites políticos. **Cartas de Quartéis (SF-23-Z-B-III-3-SE), Casimiro de Abreu (SF-23-Z-B-III-4-SO), Silva Jardim (SF-23-Z-B-VI-1-NE) e Morro de São João (SF-23-Z-B-VI-2-NO)**. Disponível na internet: <www.Ibge.gov.br>. Acesso em: Outubro de 2008.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de Geomorfologia**. 2º ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2009. 182 p.

KAWAKUBO, F. S; MORATO, R. G; CAMPOS, K. C; LUCHIARI, A.; ROSS, J. L. S. Caracterização empírica da fragilidade ambiental utilizando geoprocessamento. In: **Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, INPE**. Goiânia. 2005. p. 2203 -2210.

KIERULFF, M. C. M.; RYLANDS, A. B. Census and Distribution of the Golden Lion Tamarin (*Leontopithecus rosalia*). **American Journal of Primatology**, v. 59: 29-44. 2003.

LEME, S. M. **Relevô, processos geoccológicos e sócio/ reprodutores e a fragilidade ambiental da bacia do ribeirão Piracicamirim/ SP**. Tese (Doutorado). São Paulo: FFLCH – USP. 2007.

LEPSCH, I. F. **Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1991. 175 p.

MALCZEWSKI, J. A. A GIS based approach to multiple criteria group decision-making. **International Journal of Geographical Information Science**, v.10, n.8, p. 955-971, 1996.

MCCOY, J.; JOHNSTON, K. **Using ArcGis Spatial Analyst**. New York, ESRI, 2002, 232 p.

MONTEBELLER, C.A. **Variabilidade espacial do potencial erosivo das chuvas no Estado do Rio de Janeiro**. Dissertação (Mestrado). Instituto de Agronomia. Rio de Janeiro: Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2005. 103p.

MOURA, A. C. M. Reflexões metodológicas como subsídio para estudos ambientais baseados em Análise de Multicritérios. **Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, INPE**. Florianópolis, 2007. p. 2899-2906.

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

PRADO, R. B. **Geotecnologias aplicadas à análise espaço temporal do uso e cobertura da terra e qualidade da água do reservatório de Barra Bonita, SP, como suporte à gestão de recursos hídricos**. Tese (Doutorado) Universidade de São Paulo - Escola de Engenharia de São Carlos. 2004. 158 p.

ROCHA, C. H. B. **Geoprocessamento: tecnologia transdisciplinar**. Juiz de Fora (MG): Ed. Do Autor, 2000. 220 p.

RODRIGUES, J.E. **Estudos de fenômenos erosivos acelerados – Boçorocas**. Tese doutorado em Engenharia de Transportes. EESC-USP, São Carlos, SP, 1982.

RODRIGUES, J. B. T.; ZIMBACK, C. R. L.; PIROLI, E. L. Utilização de Sistema de Informação Geográfica na Avaliação do Uso da Terra em Botucatu (SP). **R. Bras. Ci. Solo**, 25: 675-681. 2001.

ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais e antropizados. **Revista do Departamento de Geografia**. n.8, p.63-74. 1994.

SANSEVERO, J. B. B. **Processos de regeneração em Mata Atlântica: uma comparação entre áreas naturais e plantios de restauração ecológica na Reserva Biológica Poço das Antas, Rio de Janeiro**. Dissertação (Mestrado). Escola Nacional de Botânica Tropical. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2008. 136 p.

SANTOS, R. M. dos; NÓBREGA, M. T. de; PAIVA, R. G; SILVEIRA, H. Análise da fragilidade Ambiental no município de Tamboara – PR: Aplicações e estudo comparativo de duas metodologias. **Geoambiente on-line**. UFG. n. 14: jan-jun, 2010. INSS 1679-9860.

SANTOS, C. A.; SOBREIRA, F. G. Análise da Fragilidade e Vulnerabilidade Natural dos Terrenos aos Processos Erosivos como base para o Ordenamento Territorial: o Caso das Bacias do Córrego Carioca, Córrego do Baçõ e Ribeirão Carioca na Região do Alto Rio das Velhas-MG. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, 9 (1): 65-73. 2008.

SILVEIRA, C. T.; OKA-FIORI, C. Análise Empírica da Fragilidade Potencial e Emergente na Bacia do Rio Cubatãozinho, Estado do Paraná. **Caminhos da Geografia**. Uberlândia, v. 8: 1-17. 2007.

SOARES, M. R. G. de J; MELLEK, J. E; ORRUTÉA, A. G; KUMMER, L; NUNES, T; BARROS, Y. J.; ANDRETTA, R; FAVARETTO, N.; SOUZA, L. C. P. Potencial de uso agrícola e fragilidade ambiental da microbacia do rio campestre, Colombo – PR. **Scientia Agrária**, Curitiba. v.9 (4): 587 – 596. 2008.

SPÖRL, C.; ROSS, J. L. S. Análise da Fragilidade Ambiental Relevo-Solo com Aplicação de Três Modelos. **GEOUSP – Espaço e Tempo**. n.15: 39-49. 2004.

SPÖRL, C. **Metodologia para elaboração de Modelos de Fragilidade Ambiental utilizando Redes Neurais**. Tese (Doutorado). São Paulo: FFLCH – USP. 2007.

CAPÍTULO III:

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE ECOLÓGICA UTILIZANDO MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS NA BACIA DO RIO ALDEIA VELHA, RJ

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE ECOLÓGICA UTILIZANDO MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS NA BACIA DO RIO ALDEIA VELHA, RJ

RESUMO

Macroinvertebrados bentônicos constituem a base de diversas cadeias alimentares em sistemas aquáticos e são muito importantes para a estrutura e funcionamento dos ecossistemas em que habitam. Por este e outros motivos, estes organismos têm sido utilizados na avaliação de impactos ambientais e na classificação da qualidade da água em ecossistemas lóticos. Índices bióticos bentônicos são importantes ferramentas na avaliação da qualidade da água em programas de monitoramento biológico em vários países no mundo. O objetivo deste capítulo foi avaliar a qualidade da água utilizando os macroinvertebrados bentônicos em uma região que abriga importantes áreas protegidas, como a Reserva Biológica Poço das Antas, em um dos ecossistemas mais ameaçados da Mata Atlântica. Avaliou-se a aplicação do Índice Biótico Estendido - Instituto Oswaldo Cruz (IBE-IOC) para a avaliação da qualidade da água na bacia do rio Aldeia Velha (RJ), relacionando-o com um Protocolo de Avaliação Visual de Habitat (PAH) e com a cobertura florestal nas áreas circunvizinhas aos pontos amostrais. Os resultados indicam que a Reserva Biológica contribui relativamente para uma recuperação da qualidade ecológica da água no rio Aldeia Velha, que permanece impactada. Nesse sentido, verificou-se a necessidade de recuperação de importantes áreas protegidas, como em Áreas de Preservação Permanente (APPs) e na Zona de Amortecimento da Reserva Biológica, a fim de contribuir para a conservação da biodiversidade em áreas de baixada na bacia em estudo.

Palavras-chave: indicadores biológicos, macroinvertebrados bentônicos, áreas protegidas, uso do solo, gestão ambiental.

**ASSESSMENT OF ENVIRONMENTAL QUALITY
USING BENTHIC MACROINVERTEBRATES IN THE BASIN OF
ALDEIA VELHA RIVER, RJ**

ABSTRACT

Benthic macroinvertebrates are the basis of many food chains in aquatic systems and are very important for the structure and functioning of ecosystems they inhabit. For this and other reasons these organisms have been used in environmental impact assessment and classification of water quality in stream ecosystems. Benthic biotic indices are important tools in the evaluation of water quality in biological monitoring programs in several countries worldwide. The aim of this study was to evaluate the water quality using benthic macroinvertebrates in a region that has protected areas such as the Poço das Antas Biological Reserve, on one of the most endangered ecosystems of the Atlantic Forest. The performance of the Índice Biotico Estendido - Instituto Oswaldo Cruz (IBE-IOC) was evaluated in the assessment of water quality in the micro basin of Aldeia Velha river (RJ), relating it to a Visual Assessment Habitat Protocol (PAH) of habitat and the forested area surrounding the sampling points. The results indicate that the Units of Conservation in the region contribute to the maintenance and restoration of the ecological quality of Aldeia Velha's river water, that remains impacted. In this sense, there is a need for recovery important protected areas such as Areas of Permanent Preservation (APP) and in the buffer zone Biological Reserve, thus ensuring the conservation of biodiversity in lowland areas in the watershed under study.

Keywords: biological indicators, benthic macroinvertebrates, protected areas, land use, environmental management.

1 INTRODUÇÃO

Diante do cenário de deterioração dos recursos hídricos, torna-se essencial diagnosticar a situação atual através de critérios adequados e rigorosos de monitoramento da qualidade da água para elaborar diretrizes cabíveis à promoção de um ambiente saudável. A habilidade de proteger os ecossistemas depende da capacidade de distinguir os efeitos das ações humanas das variações naturais, buscando categorizar a influência dessas sobre os sistemas biológicos (CAIRNS et al., 1993).

O comprometimento da integridade de inúmeros cursos d'água representa um grande desafio às políticas públicas e ameaça não somente a garantia de abastecimento de água de qualidade e em quantidade suficiente, como também, a conservação da biodiversidade aquática. A saúde do homem é parte indissociável da saúde ambiental; o meio ambiente em equilíbrio proporciona uma melhor qualidade de vida às populações humanas. Nesse sentido, a água se reafirma como elemento essencial à manutenção das condições ideais para a vida em toda atmosfera terrestre.

Estudos e procedimentos de monitoramento biológico têm sido realizados em várias partes do mundo e, a partir dos anos 70, legalmente respaldados, como por exemplo, na lei norte-americana de 1972, que prevê que a qualidade da água desejada deve ser capaz de sustentar a biodiversidade aquática, a *Clean Water Act*. Na Europa, muitos países utilizam a comunidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade da água de rios e os índices bióticos constituem a principal ferramenta de monitoramento biológico nestes ecossistemas (METCALFE, 1989; ROSENBERG & RESH, 1993).

Na legislação brasileira, destaca-se a Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005), que estabelece os padrões para a classificação dos corpos d'água segundo seus usos, estabelecendo os limites para o lançamento de efluentes para cada classe, quando pela primeira vez cita o uso de instrumentos de avaliação biológica: “A qualidade dos ambientes aquáticos poderá ser avaliada por indicadores biológicos, quando apropriado, utilizando-se organismos e/ou comunidades aquáticas” (Art. 8º; § 3º).

Neste contexto, incorporou-se um elemento importante à discussão sobre o monitoramento da qualidade das águas que é a dimensão biológica dos ecossistemas e sua importância na estabilidade e funcionamento dos sistemas aquáticos. De acordo com a Agenda 21, documento produzido durante a “Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento” (CNUMAD, 1992), o monitoramento ambiental dos recursos deve garantir, além do suprimento de água potável, a proteção à vida aquática, sendo necessário orientar o planejamento e seu manejo tanto para as necessidades humanas quanto para a proteção dos ecossistemas:

“O manejo integrado de recursos hídricos baseia-se na percepção da água como uma parte integrante do ecossistema, um recurso natural e bem econômico e social cujas quantidade e qualidade determinam a natureza de sua utilização. Com esse objetivo, os recursos hídricos devem ser protegidos levando-se em conta o funcionamento dos ecossistemas aquáticos e a perenidade do recurso, a fim de satisfazer e conciliar as necessidades de água nas atividades humana. Ao desenvolver e usar os recursos hídricos deve-se dar a prioridade à satisfação das necessidades básicas e à proteção dos ecossistemas” (CNUMAD, 1992).

A presença e o sucesso de um organismo ou grupo de organismos dependem de um conjunto de condições. Qualquer condição que se aproxime ou exceda os limites de tolerância tem-se como um fator limitante. Deste modo, torna-se urgente reduzir a pressão exercida

sobre os recursos hídricos que, de outra forma, transformará a água em um fator limitante para os seres vivos (ODUM, 1997).

Na avaliação de um ecossistema lótico é necessário conhecer o funcionamento do sistema assim como as comunidades aquáticas. A qualidade das águas de determinado corpo d'água também está diretamente relacionada às características de uso e cobertura do solo na respectiva bacia hidrográfica (SPERLING, 2005). Desta forma, analisar a relação das atividades desenvolvidas com a qualidade da água, no domínio da bacia hidrográfica, é fundamental para avaliação das medidas de preservação, recuperação e possibilidades de utilização dos recursos hídricos.

Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a qualidade da água na bacia do rio Aldeia Velha (RJ) em trechos com diferentes graus de preservação ambiental, utilizando os macroinvertebrados e as variáveis ambientais, tomando como base a aplicação do Índice Biótico Estendido - Instituto Oswaldo Cruz (IBE-IOC); relacionando-o com o resultado de um Protocolo de Avaliação Visual de Habitat e com o mapeamento do uso e cobertura do solo. Dessa maneira, observou-se que os efeitos secundários impactantes da modificação da paisagem dos sistemas fluviais afetaram a fauna de macroinvertebrados em trechos com diferentes formas de uso e cobertura do solo e que a Reserva Biológica existente na área, assim como os trechos com vegetação ciliar preservada, atuam positivamente como refúgios para as espécies aquáticas, em particular a fauna dos macroinvertebrados bentônicos.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Considerações sobre Ambientes Lóticos, Macroinvertebrados Bentônicos e Avaliação da Qualidade da Água

Para um manejo integrado dos recursos hídricos é importante que o monitoramento ambiental inclua além das medidas físico-químicas, as medidas biológicas e da paisagem, a fim de obter um amplo espectro de informações sobre o ecossistema analisado (METCALFE, 1989). Metodologias tradicionalmente utilizadas para o monitoramento de ecossistemas aquáticos como análises físicas, químicas e bacteriológicas e novas técnicas como o estudo da biota aquática devem ser consideradas complementares e não excludentes na avaliação da qualidade da água (BUSS & BORGES, 2008).

A qualidade da água no século XXI é certamente um dos principais problemas da humanidade em decorrência de atividades de mineração, lançamentos de esgotos domésticos e industriais sem tratamento, utilização de agrotóxicos e pesticidas, retirada da vegetação ripária e depósito de lixo. A importância dos rios para abastecimento, como fonte de alimento e recreação é evidentemente reconhecida, apesar de haver um aumento da evidência de que a degradação dos ecossistemas lóticos (águas correntes) atingiu os níveis máximos já registrados na história (BERNHARDT et al., 2005).

Partindo do princípio de que a visão mais completa da integridade ecológica de um ecossistema aquático pode ser fielmente obtida através da caracterização dos organismos que vivem no próprio ecossistema, o monitoramento biológico consiste no uso sistemático das respostas de organismos vivos para avaliar mudanças ocorridas no ambiente, geralmente causadas por ações antropogênicas (MATTHEWS et al., 1982). A habilidade de proteger os ecossistemas depende da capacidade de distinguir os efeitos das ações humanas das variações naturais, buscando categorizar as influências antrópicas sobre os sistemas biológicos (CAIRNS et al., 1993).

Define-se Indicador Biológico ou Bioindicador como um organismo ou sistema biológico que permite detectar uma modificação, geralmente uma deterioração da qualidade do meio, que se manifesta quando ultrapassada a capacidade de adaptação das espécies (LÉVÊQUE, 1996). A utilização de indicadores biológicos na avaliação da qualidade da água é considerada vantajosa, fornecendo rapidez e eficiência na obtenção de resultados, o que permite avaliar a qualidade da água de um ecossistema sem recorrer a análises dos parâmetros físicos e químicos (QUEIROZ et al., 2000). Atualmente, a utilização de bioindicadores na análise de impactos ambientais tem se revelado uma importante ferramenta na organização e mapeamento de áreas ou ambientes impactados, sobretudo, na indicação da qualidade desses espaços.

De acordo com Silveira et al. (2005), os ecossistemas lóticos são caracterizados por uma grande complexidade e variabilidade de parâmetros bióticos e abióticos, sendo essencialmente dinâmicos. Um determinado rio ou uma seção do mesmo não é um sistema isolado, pois são ecossistemas abertos com dinâmica de importação e exportação de nutrientes, energia e água.

A grande heterogeneidade ambiental que pode ser encontrada nos sistemas lóticos é principalmente provocada pela variabilidade temporal das condições físicas do rio. Tal variabilidade influencia o estabelecimento e a perda de comunidades, assim como a recolonização das mesmas em qualquer época do ano. Entretanto, o desenvolvimento de uma

nova comunidade lótica ocorrerá apenas em locais propícios para o seu restabelecimento, de acordo com as restrições impostas pelo ambiente (TOWNSEND, 1989).

De maneira geral, o ambiente lótico possui as seguintes propriedades: movimento unidirecional em direção à foz; níveis variados de descarga e parâmetros associados, tais como velocidade da correnteza, profundidade, largura e turbidez; turbulência contínua e mistura das camadas de água, exceto em baixas altitudes; e estabilidade relativa do sedimento de fundo (WILLIAMS & FELTMATE, 1994).

Os principais organismos comumente utilizados na avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos são os macroinvertebrados bentônicos, peixes e comunidade perifítica. Dentre estes grupos, as comunidades de macroinvertebrados bentônicos (em especial os insetos aquáticos) têm sido frequentemente utilizadas na avaliação de impactos ambientais e monitoramento biológico em ecossistemas lóticos, visto que estes estão continuamente expostos no ambiente, refletindo assim alterações ao longo do tempo.

Segundo Hynes (1970), a distribuição dos insetos aquáticos é bastante influenciada pela alimentação, condições físicas e químicas da água, bem como outros fatores. Os limnólogos geralmente relacionam a estrutura da comunidade de insetos e outros invertebrados com variações nas características ambientais dos rios. Tais análises são usadas para gerar e testar hipóteses sobre os possíveis fatores que influenciam a estrutura da comunidade de rios, e também modelar as respostas da biota às mudanças naturais e antropogênicas no ambiente.

A comunidade de macroinvertebrados em ambientes lóticos está representada por vários filos, como Arthropoda (insetos, ácaros, crustácea), Mollusca (gastropódos e bivalves), Annelida (oligoquetos), Nematoda e Platyhelminthes (HAUER & RESH, 1996). A distribuição e diversidade de macroinvertebrados são diretamente influenciadas pelo tipo de substrato; pela morfologia do ecossistema; pela quantidade e tipo de detritos orgânicos; pela presença de vegetação aquática; presença e extensão de mata ciliar; e indiretamente afetados por modificações nas concentrações de nutrientes e mudanças na produtividade primária (WARD et al., 1995; GALDEAN et al., 2000).

Os macroinvertebrados bentônicos são aqueles maiores que 0,5 mm (CUMMINS, 1975) e se caracterizam como organismos que habitam os ecossistemas aquáticos durante pelo menos parte de seu ciclo de vida, associando-se aos mais diversos tipos de substratos, tanto orgânicos (folhoso, macrófitas aquáticas), quanto inorgânicos (cascalho, areia, rochas, etc.) (ROSENBERG & RESH, 1993). Em geral, se situam numa posição intermediária na cadeia alimentar e alimentando-se principalmente de algas e microorganismos, tendo-os como sua fonte primária de recurso alimentar; os peixes (e outros vertebrados) são seus principais predadores. Nesse contexto, os macroinvertebrados têm sido amplamente usados para avaliar a base de presas disponíveis para a manutenção das populações de peixes e principalmente para avaliar a qualidade da água (KARR, 1991).

Dentro dos macroinvertebrados, aquáticos, os insetos formam o grupo taxonômico mais utilizado em programas de monitoramento biológico (CORTES et al., 2002; FONTOURA, 1985). Um dos aspectos mais surpreendentes sobre os insetos aquáticos é relativo à grande capacidade de manterem alta diversidade e abundância na maioria dos ecossistemas aquáticos (ROSEMBREG & RESH, 1993), sendo sua distribuição relacionada às características morfométricas e físico-químicas do habitat, à disponibilidade de recursos alimentares e ao hábito das espécies (RESH & ROSENBERG, 1984; BOLTOVSKOY et al., 1995; MERRITT & CUMMINS, 1996). Outro fator de grande importância na distribuição dos organismos é a velocidade da corrente, que pode variar nas diferentes estações do ano. A correnteza pode agir sobre a natureza do substrato, interferindo assim na estrutura de comunidades de invertebrados (WHITTON, 1975).

Assim, dentre as razões para a utilização dos macroinvertebrados bentônicos no monitoramento biológico da qualidade da água, destacam-se:

1) os macroinvertebrados bentônicos possuem hábito sedentário, sendo, portanto, representativos da área na qual foram coletados;

2) apresentam ciclos de vida relativamente curtos em relação aos ciclos dos peixes, refletindo mais rapidamente as modificações do ambiente através de mudanças na estrutura das populações e comunidades. Ao mesmo tempo, apresentam ciclo de vida mais longo quando comparados aos organismos planctônicos, sendo afetados por distúrbios intermitentes;

3) os macroinvertebrados vivem e se alimentam dentro, sobre, e próximo aos sedimentos, onde as toxinas tendem a acumular;

4) as comunidades de macroinvertebrados bentônicos apresentam elevada diversidade biológica, o que significa em uma maior variabilidade de respostas frente aos diferentes tipos de impactos ambientais; e

5) os macroinvertebrados são importantes componentes dos ecossistemas aquáticos, formando um elo entre os produtores primários e servindo como alimento para muitos peixes, estabelecendo uma importante ligação entre os produtores e os níveis tróficos mais elevados, além de apresentar papel fundamental no processamento de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (ROSENBERG & RESH, 1993; WARD et al., 1995; BEDÊ et al., 1993; REECE & RICHARDSON, 1999; CALLISTO et al., 2001). Além disso, as técnicas de biomonitoramento se mostram viáveis pela fácil coleta, baixo custo, confiabilidade e rapidez na aplicação, pelo amplo leque de respostas em função das condições do meio e pelo vasto conhecimento já desenvolvido para a identificação dos seres e da reação da comunidade/organismos às ações de poluentes (AGENCES DE L'EAU, 1993; CORTES et al., 2002; FONTOURA, 1985).

2.2 Índices Bióticos: conceitos e aplicações

A primeira abordagem visando a determinação de indicadores biológicos da qualidade das águas com bases científicas foi na Alemanha, no século XIX, utilizando bactérias, fungos e protozoários por Kolkwitz & Marsson⁹ (*apud* CAIRNS & PRATT, 1993), estabelecendo a base conceitual dos primeiros índices bióticos. Este método de monitoramento biológico ficou conhecido como índice de saprobidade (conteúdo de putrefação orgânica) onde era verificada a relação entre a presença e a abundância dos organismos em diferentes trechos de rios num gradiente de poluição orgânica, enfatizando que a abundância de organismos nas áreas poluídas ocorria por características fisiológicas e comportamentais que os permitia tolerar estas condições. Contudo, os métodos baseados no sistema sapróbio não permitem avaliar a qualidade geral do ecossistema aquático, uma vez que utilizam apenas organismos indicadores de poluição orgânica (AGENCES DE L'EAU, 1993).

Posteriormente, surgiram os índices bióticos, inferindo sobre a qualidade da água através da composição e estrutura das comunidades aquáticas, atribuindo valores de tolerância para os organismos. Estes índices se multiplicaram e predominaram como principal ferramenta de monitoramento biológico, avaliando o estado ecológico da água (METCALFE, 1989; ROSENBERG & RESH, 1993). A elaboração de índices bióticos requer um exaustivo trabalho de coleta e análise da comunidade de macroinvertebrados, diante da necessidade de avaliação das áreas com diferentes graus de integridade ambiental e sujeitas a diferentes tipos

⁹ KOLKWITZ R, MARSSON M. Oekologie der tierischen Saprobien. Internationale Revue der gesamten. *Hydrobiologie und Hydrographie*, v. 2: 126-152. 1909.

de perturbações, dessa forma, busca-se estabelecer valores de tolerância correspondentes às limitações fisiológicas dos organismos avaliados.

Ao se estabelecer valores de tolerância para um determinado táxon, é necessário que haja uma avaliação precisa dos aspectos bioecológicos do mesmo, pois além de serem específicos para um tipo de poluição ou impacto, os valores de tolerância usados em índices bióticos são também específicos para as áreas geográficas nas quais foram desenvolvidos. A extrapolação de um índice para outras regiões obrigatoriamente requer ajustes em seus valores de acordo com as diferentes condições climáticas e ambientais da região onde será aplicado (SILVEIRA, 2001).

Define-se integridade biótica como “a capacidade de manter uma comunidade de organismos equilibrada, integrada e adaptativa, possuindo diversidade e organização funcional semelhante às áreas que conservam o habitat natural da região” (KARR & DUDLEY, 1981). Neste sentido, procedimentos de monitoramento biológico envolvem a aplicação de diferentes protocolos de avaliação, índices bióticos e multimétricos, tendo como base a utilização de bioindicadores de qualidade da água e hábitat. Os principais métodos envolvidos abrangem o levantamento e avaliação de modificações na riqueza de espécies e índices de diversidade; abundância de organismos resistentes; perda de espécies sensíveis; medidas de produtividade primária e secundária; sensibilidade a concentrações de substâncias tóxicas (ensaios ecotoxicológicos), entre outros (BARBOUR et al., 1999). De acordo com JOHNSON (1996) e MARQUES & BARBOSA (2001), o desenvolvimento de índices biológicos, em geral, tem fundamento em padrões gerais de tolerância, distribuição geográfica, abundância e valor indicativo para cada bioindicador.

Com base no conceito de estado ecológico da água, os procedimentos de monitoramento biológico em ecossistemas aquáticos orientam uma nova compreensão ecológica da integridade ambiental. Tal conceito relaciona-se diretamente a um desvio das “condições de referência” do ecossistema alvo, sendo um ponto operacional de interesse crítico para aplicação do monitoramento biológico sob a ótica das ferramentas que utilizam os macroinvertebrados como organismos indicadores (KARR & CHU, 2000; BAILEY et al., 1998).

Segundo Stoddard et al. (2006), a condição de referência se remete a um tipo de status prístino¹⁰, um conceito ainda de difícil entendimento, pois, as circunstâncias ditas “prístinas” já não são mais encontradas na maioria das regiões. Conseqüentemente, as aproximações estatísticas, a construção de protocolos de avaliação de habitat e de modelos ecológicos, apresentam-se como meios alternativos para considerar uma dada área como referência da condição ecológica. Esta definição operacional sofre alta influência do nível geral dos impactos existentes na área escolhida.

Kaufmann et al. (1999) descrevem conceitos e procedimentos analíticos para caracterização do habitat físico em rios e fornecem métodos para calcular medidas e índices de gradiente, sinuosidade, estabilidade do substrato, complexidade do habitat, estrutura da vegetação ripária, interação entre canal e vegetação marginal. Medidas como estas refletem distúrbios de habitat decorrentes principalmente do desmatamento e ocupação das margens do rio, podendo constituir parâmetros eficientes para definição de áreas de referência.

Tanto os sistemas AQEM (europeu) quanto RBP (EUA) valorizam bastante a caracterização do habitat físico na classificação dos locais de coleta. No RBP para rios é sugerido um Protocolo de Avaliação Visual do Habitat (BARBOUR et al. 1999) que considera parâmetros como: largura da vegetação marginal, presença de dispositivos de retenção no leito, grau de assoreamento do leito, presença de construções potencialmente

¹⁰ *ad lit.* original, inalterado.

poluidoras, etc. Este protocolo fornece uma pontuação final que pode ser um dos valores críticos utilizados na classificação dos locais.

A área de referência deve ser concebida como aquela onde a pressão antrópica, embora existindo, não altera significativamente os processos estruturais e funcionais mais importantes para a organização das comunidades bentônicas, caracterizando assim uma área minimamente impactada. No Brasil, prevalece a idéia de que as áreas de referência devem estar associadas, em princípio, dentro da bacia hidrográfica, respeitando é claro, as possíveis diferenciações geoclimáticas e tipo de cobertura vegetal, dentro da escala de tamanho da bacia (BAPTISTA et al., 2007).

O desenvolvimento de índices bióticos se destaca na avaliação da integridade da qualidade de rios e riachos, principalmente quanto à utilização de macroinvertebrados bentônicos (BARBOUR et al. 1996; BÖHMER et al. 2004), cujas diferentes formas de utilizá-los varia de acordo com as possibilidades e objetivos almejados; os principais consistem em métodos baseados no Sistema Sapróbio; em análises numéricas e estatísticas (Índices de Diversidade, Índices de Similaridade, etc); índices bióticos; escores; entre outros (AGENCES DE L'EAU, 1993).

Desde a criação do índice de saprobidade que o conceito de índice biótico foi estabelecido e aplicado na avaliação da qualidade da água; porém, somente na década de 1960, muitos países europeus passaram a criar e utilizar a metodologia como ferramenta de rotina no monitoramento ambiental; pois funcionam atendendo a concepção de sensibilidade/tolerância dos macroinvertebrados a diferentes impactos. Na década de 1980, já existiam vários índices bióticos baseados no grau de tolerância dos táxons, como os monométricos *Biological Monitoring Working Party Score System* (BMWP - ARMITAGE et al., 1983), o *Índice Biotico Esteso* (IBE - GHETTI, 1997), entre outros.

Na década de 1970, nos Estados Unidos, também foram propostos índices numéricos para a avaliação ambiental, com a aplicação de índices de diversidade; posteriormente, foram desenvolvidos estudos aplicando-se índices multimétricos, como o *Índice of Biotic Integrity* (IBI – KARR, 1981). Outros países desenvolveram modelos preditivos como a Inglaterra (*InVertebrate Prediction and Classification System River – RIVPACS*) (WRIGHT et al., 1984), a Austrália (*Australian River Assessment Scheme – AusRivAS*) (SCHOFIELD & DAVES, 1996) e a Nova Zelândia (*Assessment Nearest Neighbour Analysis – ANNA*) (LINKE et al., 2005).

O *Biological Monitoring Working Party Score System* (BMWP) considera os macroinvertebrados identificados ao nível taxonômico de família, com valores variando entre 1 a 10, foi originalmente criado para avaliar a qualidade da água a poluentes orgânicos. Famílias sensíveis a altos níveis de poluentes recebem valores mais altos, enquanto famílias tolerantes recebem valores mais baixos. Quanto maior for o número de famílias encontradas, maior é o somatório que representará um rio mais preservado (BUSS et al., 2003). Visando corrigir o fato que rios maiores possuem maior diversidade de famílias taxonômicas, criou-se o sistema denominado índice ASPT (*Average Score Per Táxon*), que propõe que o valor obtido do somatório total seja dividido pelo número de famílias encontradas (BALLOCH et al., 1976; ARMITAGE et al., 1983; WALLEY & HAWKES, 1997), desta forma, o índice sofre uma correção e não é influenciado tanto pelo tamanho do rio.

O *Índice Biotico Esteso* (IBE) avalia a qualidade biológica de um corpo d'água baseando-se na sensibilidade de alguns grupos taxonômicos (gênero/família) em relação a diferentes impactos e na estimativa da riqueza total da comunidade de macroinvertebrados. Este índice propõe uma estrada vertical que considera a sensibilidade de determinados grupos taxonômicos em ordem decrescente e uma entrada horizontal que considerada a riqueza total das Unidades Taxonômicas Operacionais (UTOs) definidas para o índice; assim, são atribuídas pontuações para cada grupo taxonômico (baseando-se em sua tolerância ou

sensibilidade a impactos) e o somatório destes valores determina a qualidade da água, refletindo a integridade biótica do ambiente.

Estes índices já foram adaptados e ainda são utilizados em várias regiões do mundo, inclusive no Brasil. A aplicabilidade de um Índice Biótico pode estar intimamente relacionada com as características locais, como a altitude e o clima da região para onde ele foi criado, assim, ecorregiões, tipologias ou a própria bacia hidrográfica são utilizados como unidade para sua aplicação. Daí a necessidade da adaptação de um Índice Biótico para sua aplicação em um local com características naturais distintas daquelas da unidade para onde ele foi desenvolvido.

No Brasil, o BMWP foi adaptado primeiramente para a bacia hidrográfica do rio das Velhas no Estado de Minas Gerais (JUNQUEIRA et al., 1998) e para a bacia do rio Meia Ponte no Estado de Goiás (MONTEIRO et al., 2008), ambos usaram o conceito de saprobidade para adaptação do índice. Posteriormente, o IBE foi adaptado para rios da Serra do Mar, no Estado do Rio de Janeiro (MUGNAI et al., 2008), utilizando um banco de dados relativo a amostragens no período entre 1999 e 2004, prevendo a detecção de impactos múltiplos em três bacias hidrográficas (Guapimirim, Grande e Macaé), a partir de coletas realizadas em 34 pontos amostrais, a maioria em três estações do ano. A FEEMA também já havia desenvolvido o IBE no Estado do Rio de Janeiro, porém, utilizando a concepção de saprobidade na definição do grau de tolerância/sensibilidade (ARAÚJO, 1995).

Arias et al. (2007) avaliaram a aplicabilidade do IBE na avaliação da qualidade da água em áreas agrícolas no município de Nova Friburgo, apontando para a sensibilidade deste índice em distinguir áreas com níveis de impactos intermediários daquelas mais preservadas e sua potencial aplicação em distintas situações de uso do solo e produção agrícola para o diagnóstico ambiental em bacias hidrográficas.

Conforme citado, apesar de no Brasil não existir uma legislação específica que trate do assunto, estudos e procedimentos de monitoramento biológico têm sido legalmente respaldados em várias partes do mundo, como na lei norte-americana que prevê que a qualidade da água desejada deve ser capaz de sustentar e preservar a biodiversidade aquática, a *Clean Water Act*. Na Austrália foi desenvolvido em 1994 o Programa Nacional de Saúde de Rios (NRHP) pelo governo federal, em resposta ao crescente interesse na manutenção de altos valores ecológicos para suas águas superficiais. Em 1997, o Ministério do Ambiente da Nova Zelândia (MNZ) designou um grupo de trabalho na investigação sobre o uso de macroinvertebrados aquáticos no monitoramento biológico, recomendando o desenvolvimento de um método padrão para o monitoramento dos macroinvertebrados (MINISTRY FOR THE ENVIRONMENT, NZ, 1999). No final da década de 1990, seguindo uma tendência mundial, a Comunidade Européia (CE) passou a adotar o conceito de qualidade ecológica da água a partir da Diretiva do Quadro das Águas (DQA) N° 2000/60/EC (EUROPEAN COMMISSION, 2000).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

A bacia do rio Aldeia Velha está situada na zona costeira ou região das baixadas litorâneas do Estado do Rio de Janeiro, localiza-se entre os paralelos de 22°23' e 22°33' S e os meridianos de 42°15' e 42°19' W, possui a extensão de aproximadamente 14.400ha. O rio Aldeia Velha constitui limite físico e político entre os municípios de Silva Jardim e Casimiro de Abreu, sendo um dos principais afluentes pela margem esquerda do Rio São João, o qual é de fundamental importância para o abastecimento de água em dez municípios da Região dos Lagos. A bacia hidrográfica do Rio São João é também a principal opção para abastecer a Região Metropolitana do Rio de Janeiro em caso de crise no sistema Rio Paraíba do Sul/Guandu (BIDEGAIN & VÖLCKER, 2003).

O clima local é quente e úmido com uma estação seca no inverno (*Aw*, de acordo com a classificação de Köppen). A precipitação anual média pode ser sintetizada em isoietas de 2.500 (região montanhosa), 2.000 e 1.700 mm anuais (colinas e baixada aluvial). Dados da Reserva Biológica (REBIO) Poço das Antas, para o período avaliado entre os anos de 1983-2002, indicaram um volume médio anual de 1.954,4 mm. Na localidade de Aldeia Velha, situada na transição entre o domínio de planície fluvial e a Serra do Mar, a precipitação média anual chega a 2.400 mm. A temperatura média anual na REBIO situa-se entre 21,4°C e 24,3°C (BRASIL, 2005).

A bacia do rio Aldeia Velha encontra-se na interface entre a vasta planície costeira que corresponde à área da baixada litorânea fluminense e os degraus da Serra do Mar. O ambiente marcado por colinas suaves, planícies de inundação (aluviais) e as encostas da citada serra está totalmente inserido na APA da Bacia do Rio São João/ Mico-Leão-Dourado e abrange aproximadamente 56% da Reserva Biológica Poço das Antas, constituindo ainda parte de seu Entorno e Zona de Amortecimento, conforme pode ser observado no Plano de Manejo da Reserva. De acordo com Kierulff & Rylands (2003), restam 27% da cobertura florestal original desta região, a Mata Atlântica de baixada litorânea fluminense, habitat de espécies endêmicas como o Mico-Leão-Dourado (*Leontopithecus rosalia*), a Preguiça-de-Coleira (*Bradypus torquatus*) e a Borboleta da Praia (*Parides ascanius*).

3.2 Procedimentos e Análises

A interpretação visual a partir de imagem do satélite Ikonos (2006), com resolução espacial de 1m, possibilitou o mapeamento das formas de uso e cobertura do solo na área de estudo (Anexo 3), na escala 1: 8.000. Dados georreferenciados (curvas de nível, hidrografia, limites oficiais), a carta de uso/ ocupação do solo e visitas a campo foram utilizados para subsidiar a seleção das áreas amostrais, tendo em vista o levantamento das diferentes formas de uso e possíveis locais que pudessem representar condições de referência em áreas de Mata Atlântica de baixada litorânea fluminense.

Foram selecionados oito pontos amostrais: cinco ao longo do rio Aldeia Velha e três em afluentes diretos localizados ao longo de seu curso (rio Quartéis; córregos do Cardoso e da Rebio), representando diferentes categorias de uso do solo na bacia (Figura 22). Na seleção, foram considerados também os territórios ocupados por Unidades de Conservação, além de áreas pertencentes à Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas (Floresta Pluvial Tropical das Terras Baixas); situada entre 5m e 50m de altitude (VELOSO, 1991). Apenas os pontos 1

e 2, localizados na RPPN Bom Retiro estão situados acima desta cota (apresentando 130 e 65 m respectivamente), classificados como Floresta Ombrófila Densa Submontana (entre 50 e 500 m) (Tabela 17). As coletas foram realizadas no início do mês de outubro de 2009.

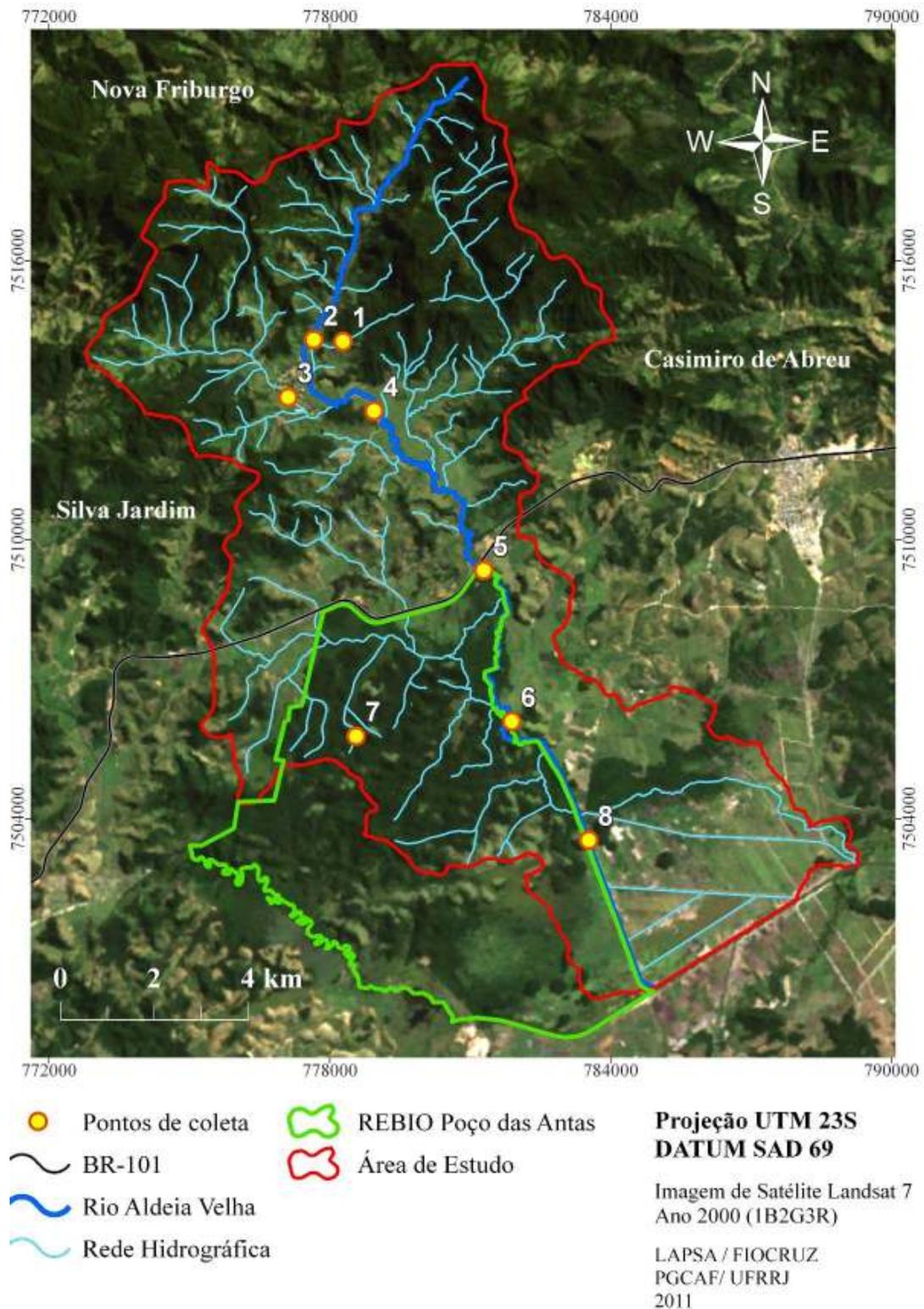


Figura 22: Localização dos pontos de coleta da macrofauna bentônica (outubro/2009).

Tabela 17: Localização, altitude e descrição dos pontos de coleta da macrofauna bentônica

Pontos	Coordenadas UTM	Altitude (m)	Descrição
1	778277 E 7514262 N	130	Córrego do Cardoso (afluente de 1º ordem na RPPN Faz. Bom Retiro)
2	777652 E 7514299 N	65	Rio Aldeia Velha (sede da RPPN Faz. Bom Retiro)
3	777233 E 7513150 N	47	Rio Quartéis (afluente na sede do distrito de Aldeia Velha)
4	779019 E 7512805 N	30	Rio Aldeia Velha (área de pastagem)
5	781329 E 7509393 N	20	Rio Aldeia Velha (BR-101, entrada da REBIO)
6	781900 E 7506100 N	12	Rio Aldeia Velha (ao longo da REBIO)
7	777680 E 7504339 N	18	Córrego Pelonho (afluente de 1º ordem no interior da REBIO)
8	783533 E 7503541 N	16	Rio Aldeia Velha (trecho canalizado - assentamento rural/ final da REBIO)

Para a classificação *a priori* da integridade dos rios nos pontos de coleta da macrofauna bentônica, aplicou-se um Protocolo de Avaliação Visual de Habitat (PAH) adaptado do modelo utilizado pelas agências de proteção ambiental dos EUA (BARBOUR et al. 1999) (Anexo 4), que estabelece valores de acordo com uma avaliação visual em campo (Tabela 18) e calculou-se o percentual (%) de cobertura florestal nas áreas circunvizinhas aos pontos de coleta (em um raio de 150 metros ao redor de cada ponto amostral) através de informações georreferenciadas sobre o uso da terra na bacia, representando uma área em torno de 7 hectares (ha).

Tabela 18: Valores e Classes de Qualidade do Protocolo de avaliação Visual de Habitat (PAH)

Pontuação Média (PAH)	Condição Ambiental
entre 0 e 5	Ruim
entre 6 e 10	Regular
entre 11 e 15	Boa
entre 16 e 20	Ótima

Dessa maneira, os critérios a priori para classificação dos pontos considerados como de referência na bacia do rio Aldeia Velha foram: o Protocolo de Avaliação Visual de Habitat (PAH) com condição ótima e a área florestada circundante superior a 80%. Através do Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (ICMBIO/MMA) foi possível realizar as coletas no interior da Reserva Biológica.

Também foram aferidos alguns parâmetros ambientais, visando subsidiar futuras análises, conforme os seguintes procedimentos: análise de parâmetros físico-químicos da água; oxigênio dissolvido (OD), pH, condutividade, amônia total, nitrito, nitrato, cloretos, alcalinidade total através de um medidor HATCH SR 2500. Para as medições microbiológicas dos coliformes totais e fecais, as amostras de água foram acondicionadas em bolsa plástica estéril (Whirl-Pak) e as análises realizadas em laboratório pelo método Colilert® - Hach.

A amostragem biológica da macrofauna bentônica na bacia do rio Aldeia Velha foi realizada com auxílio de um amostrador do tipo kick-net, (30 x 30 cm), com malha de 500 micras. O procedimento amostral foi do tipo multi-habitat, no qual se baseia numa amostragem proporcional dos diferentes micro-habitats disponíveis em cada trecho amostral (Figura 23), com coleta proporcional dos substratos disponíveis nos trechos analisados. Realizou-se um total de 20 amostragens dos substratos em cada trecho do rio estudado, posteriormente, as retiradas foram unificadas em uma única amostra. Cada retirada representou 1m² de substrato coletado, totalizando 20m². As amostras foram conservadas em etanol 80% para posterior triagem e identificação dos organismos.

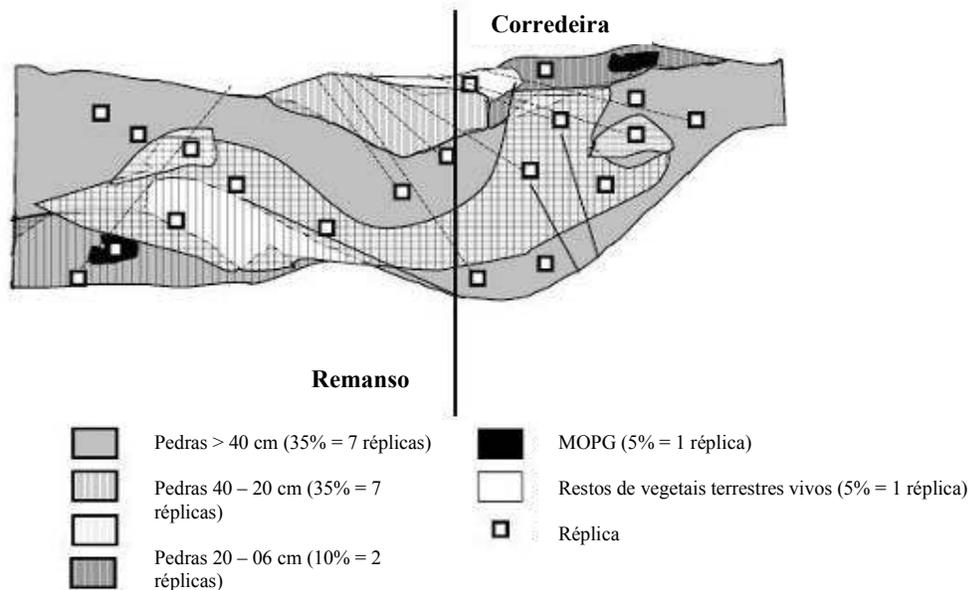


Figura 23: Desenho esquemático da amostragem proporcional da fauna de macroinvertebrados bentônicos: os retângulos representam a proporcionalidade do tipo de micro-habitat amostrado. (Fonte: AQEM CONSORTIUM, 2002).

3.2.1 Subamostragem da Macrofauna Bentônica

Nesta pesquisa foi realizado um processo de subamostragem, através do sorteio aleatório de 6 *quadrats* amostrais, de um total de 24 *quadrats* em um aparato de subamostragem, desenvolvido pela equipe do Laboratório de Avaliação e Promoção da Saúde Ambiental (LAPSA – FIOCRUZ/IOC), a fim de diminuir o esforço amostral. Cada *quadrat* mede 10,5 x 8,5cm, com área de aproximadamente 90 cm² (Figura 24). Oliveira (2009) descreve sobre este método, apontando para a necessidade da triagem de apenas 6 dos 24 *quadrats* amostrais para se atingir a diversidade do ponto amostral nas análises com a macrofauna bentônica em riachos.



Figura 24: Subamostrador (64 x 36 cm) utilizado para homogeneizar a amostra e no auxílio da separação dos *quadrats* após o procedimento da lavagem e retirada do material grosseiro (Foto: LAPSA/ FIOCRUZ).

As amostras foram lavadas em laboratório para a retirada do material mais grosseiro, como folhas grandes e galhos, retendo a matriz ambiental em peneira de malha 500 μ m. A seguir, o material foi colocado na bandeja do aparato de subamostragem, preenchido com cerca de 15 litros de água e homogeneizado por 1 minuto, para assegurar a distribuição uniforme de toda a amostra na superfície da bandeja. A água foi removida da bandeja e os separadores de alumínio posicionados, gerando assim os 24 *quadrats*. Deste total de sub-unidades amostrais, 6 foram sorteadas aleatoriamente, formando uma única subamostra. A seguir, este material foi retirado da bandeja, acondicionado em saco plástico com etiqueta de identificação e acrescido de álcool a 80%.

Este procedimento foi repetido para cada um dos 8 pontos amostrais, resultando em 192 *quadrats*, destes, apenas 48 foram triados e identificados, o restante foi armazenado em potes identificados nas dependências do Laboratório de Avaliação e Promoção da Saúde Ambiental (LAPSA/ FIOCRUZ – IOC). Considerando que cada amostra de um rio representa 20m² de substrato, cada *quadrat* equivale a 0,83 m², aproximadamente 4,2% da amostra total. Cada *quadrat* passou então por triagem para retirada de todos os organismos presentes. A seguir, estes organismos foram visualmente identificados em nível de ordem e com o auxílio de um microscópio estereoscópico, em nível de gênero (exceto as ordens Diptera, Lepidoptera e Hemiptera que foram identificados em nível de família); outros grupos não insecta foram identificados em níveis taxonômicos superiores. Este método, assim como a significância da subamostragem, foram testados por Oliveira et al. (2010). Na identificação dos organismos bentônicos foram utilizadas chaves dicotômicas para cada ordem, conforme o Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro (MUGNAI et al., 2009)

3.2.2 Análise dos Dados

O presente estudo propõe a aplicação do IBE-IOC (MUGNAI et al., 2008) em locais que apresentam diferentes formas de uso do solo na bacia do rio Aldeia Velha, tais como: pastagem, assentamentos humanos, Unidades de conservação e cobertura florestal. Dessa forma, pretende-se realizar uma avaliação preliminar da qualidade biológica da água na bacia em estudo, localizada em área de baixada litorânea, baseando-se na sensibilidade de alguns grupos biológicos e na estimativa total da comunidade de macroinvertebrados. Como descrito, o Índice Biótico Estendido (IBE-IOC) propõe uma estrada vertical que considera a sensibilidade de determinados grupos taxonômicos, a nível de gênero, em ordem decrescente e uma entrada horizontal que considera a riqueza total das Unidades Taxonômicas Operacionais (UTO); assim, são atribuídas pontuações para cada grupo taxonômico, baseando-se em sua sensibilidade a impactos, e o somatório destes valores determina a qualidade da água, refletindo a integridade biótica do ambiente (Anexos 5 e 6). Neste índice, as espécies mais sensíveis aos impactos recebem os valores mais altos, considerando-se também a riqueza das UTO's; o sistema de conversão dos valores numéricos para classes de qualidade determina a avaliação do ambiente (Tabela 19). Por este motivo, com o objetivo de não influenciar a sensibilidade do índice, as UTOs consideradas “raras”, ou seja, com ocorrência de apenas um espécime, foram excluídas do cálculo do IBE-IOC.

Tabela 19: Sistema de conversão dos valores numéricos do IBE-IOC para classes de qualidade na bacia do rio Aldeia Velha, RJ.

Pontuação no IBE-IOC	Classe de Qualidade	Descrição do Ambiente
1, 2	I	Extremamente degradado
3, 4, 5	II	Muito degradado
6, 7	III	Processo moderado de degradação
8, 9	IV	Leves indícios de degradação
10, 11, 12, 13, 14	V	Não alterado

Conforme descrito, considerou-se o Protocolo de Avaliação Visual de Habitat (PAH) e a % da área florestal como parâmetros para caracterização *a priori* da integridade do habitat. Neste sentido, utilizou-se correlações lineares de Pearson (programa *BioEstat 2.0*) para identificar relações entre os resultados do Índice Biótico (IBE-IOC) com os resultados do PAH e da análise da cobertura florestal. Para atender as premissas de linearidade e normalidade das análises estatísticas, os dados referentes às amostras foram logaritimizados.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os trechos estudados receberam pontuações distintas, variando de locais com características de ambientes naturais até pontuações mais baixas, que caracterizam ambientes degradados de acordo com o Protocolo de Avaliação Visual de Habitat (PAH). Do total, 37,5% dos trechos avaliados apresentaram valores do PAH que variam de 13,7 a 17,1 pontos, caracterizando-os como bem preservados ou naturais e 37,5% dos trechos apresentaram valores do protocolo variando de 6 a 10 pontos, caracterizando-os como alterados e 25% dos trechos apresentaram as pontuações 2 e 5, caracterizando-os como impactados, devido à perda de habitats e desflorestamento. Somente os pontos 1 e 7 foram considerados como de referência na bacia, obedecendo aos critérios elegidos nesta pesquisa (PAH com condição ótima e cobertura florestal superior a 80% da área circundante). Durante o levantamento do uso e da cobertura do solo, foi possível identificar a deterioração das áreas de preservação permanentes (APPs) relativas à vegetação de entorno dos cursos d'água, principalmente em alguns trechos caracterizados como regulares ou ruins (Tabela 20).

Tabela 20: Resultados do Protocolo de Avaliação Visual e do levantamento do uso e cobertura do solo nos trechos avaliados

Pontos	Pontuações e Classes de Qualidade Protocolo de Avaliação Visual (PAH)	Uso e Cobertura do Solo
1	16 (Ótima)	CF: 97%; P: 1%; PS: 2%;
2	13,7 (Boa)	CF: 27%; P: 52%; PS: 22%; NR: 7%;
3	9,3 (Regular)	CF: 16%; P: 17%; NR: 67%;
4	2 (Ruim)	P: 100%;
5	6,9 (Regular)	CF: 55%; P: 33%; PS: 7%;
6	6 (Regular)	CF: 29%; P: 46%; PS: 25
7	17,1 (Ótima)	CF: 100%;
8	5 (Ruim)	CF: 65%; A: 35%.

CF= Cobertura Florestal; P = Pastagem; PS = Pasto Sujo; NR = Núcleo Rural; A = Área Agrícola.

Parâmetros como oxigênio dissolvido, pH e nitrogênio amoniacal total foram comparados com os valores indicados pela resolução CONAMA n° 357 (BRASIL, 2005) e se enquadram dentro do padrão normal¹¹. A única exceção foi o fósforo total, que excedeu o limite de 0,20 mg/L P, em todos os pontos amostrais. Segundo Sperling (2007), concentrações de P total acima deste limite em cursos de água podem favorecer o processo de eutrofização com o crescimento acelerado de algas, altas taxas de consumo de oxigênio e aumento da concentração de sólidos em suspensão e turbidez. As fontes naturais de Fósforo total estão ligadas a dissolução de compostos de solo e rochas, e na decomposição da matéria orgânica,

¹¹ Foram considerados os limites estabelecidos para a classe 2 conforme resolução CONAMA 357/ 05.

enquanto as principais fontes artificiais correspondem aos despejos domésticos, industriais e fertilizantes carreados pelo escoamento superficial (CHAPMAN & KIMSTACH, 1996).

Os altos valores do teor de oxigênio nas amostras podem ter sido influenciados pela época da coleta, no início do mês de Outubro, em um ano que registrou altas taxas pluviométricas no outono e até mesmo no inverno, atípico para a região. Em fevereiro de 2009 ocorreu ainda uma grande enchente na área de estudo, o distrito de Aldeia Velha foi inundado, sendo que em determinados locais o rio teve seu canal fortemente alterado.

Em geral, os parâmetros físico-químicos não apresentaram grande variação em relação à maioria das medidas analisadas nos locais amostrados (Tabela 21). Entretanto, destaca-se o ponto 7, correspondente ao córrego Pelonho, situado no interior da Reserva Biológica. Neste ponto, considerado como de referência no contexto do presente estudo, os valores de Nitrito (mg/L NO₂), condutividade elétrica (us/cm), oxigênio dissolvido (mg/L), sólidos totais dissolvidos (ppm) e coliformes fecais (n^o/100ml) diferiram das demais amostras, refletindo um córrego de 1^o ordem com alto teor de matéria orgânica em decomposição, característico de relevo de agradação.

Em relação às análises microbiológicas, o ponto que apresentou o maior número de coliformes fecais foi o ponto 3 (613,1/100ml), influenciado principalmente pelo despejo de esgoto doméstico do núcleo rural de Aldeia Velha, sede do distrito de mesmo nome no município de Silva Jardim, RJ. Considerando-se o limite estabelecido para o número de coliformes termotolerantes pela resolução CONAMA 357/05 (classe 2), todos os pontos se enquadraram no padrão normal, consideradas próprias para recreação de contato primário, senso que os pontos 1, 2, 4, 5 e 8 enquadram-se na categoria “excelente”, o ponto 6 na categoria de “muito boa” e os pontos 3 e 7 na categoria de balneabilidade “satisfatória”, de acordo com os limites estabelecidos pela Resolução do CONAMA n^o 274 (BRASIL, 2000b). Entretanto, considerando-se que foi realizada apenas uma (1) campanha amostral, estes resultados não são conclusivos, sendo necessárias novas amostras e análises, periodicamente, para avaliar os parâmetros físico-químicos da água com mais acurácia.

Tabela 21: Resultados das análises físico-químicas e microbiológicas da água nos pontos amostrados (outubro de 2009)

Parâmetros físico-químicos / Pontos	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Amônia (mg/L NH ₃ -N)	0,02	0,06	0,02	0,05	0,03	0,01	0,01	0,05
Nitrogênio (mg/L N)	0	0	0	0	0	0	0	1
Fósforo (mg/L P)	0,33	0,3	0,27	0,36	0,44	0,33	0,26	0,27
Sulfato (mg/L)	0	0	0	1	1	0	0	0
Nitrato (mg/L NO ₃)	1,4	1,1	1,4	0,8	2,6	1	2,3	2,1
Nitrito (mg/L NO ₂)	0,008	0,007	0,009	0,009	0,011	0,015	0,036	0,012
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	8,5	8,2	8,3	8,38	8,06	7,81	6,8	7,6
Condutividade (uS/cm)	25,24	22,89	24,77	25,18	25,02	26,59	40,24	26,17
Sólidos Dissolvidos Totais - TDS (ppm)	11,38	11,52	12,44	12,65	12,68	13,54	20,27	13,3
Temperatura (°C)	22,7	25,1	25,7	24,4	23,5	26,6	25	28
pH	6,95	6,96	6,95	6,85	6,8	6,81	6,8	6,79
Dureza total (mg/l CaCO ₃)	8	10	10	12	12	12	12	12
Dur. cálcio (mg/l CaCO ₃)	6	4	4	6	4	4	4	6
Dur. magnésio (mg/l CaCO ₃)	2	6	6	6	8	8	8	6
Ca ²⁺ (mg/L)	2,4	1,6	1,6	2,4	1,6	1,6	1,6	2,4
Mg ²⁺ (mg/L)	0,48	1,44	1,44	1,44	1,92	1,92	1,92	1,44
Cloretos (mg/l Cl ⁻)	7,78	12,11	12,11	7,78	13,84	9,51	12,11	14,7
Alc. Total (mg/l CaCO ₃)	9,35	11,22	13,09	13,09	11,22	11,22	16,83	13,09
Alc. Bicarbonato (mg/l CaCO ₃)	9,35	11,22	13,09	13,09	11,22	11,22	16,83	13,09
HCO ⁻ (mg/L)	11,41	13,69	15,97	15,97	13,69	13,69	20,53	15,97
nº de colif. totais/100ml	691	> 2419,6	>2419,6	>2419,6	1011,2	> 2419,6	1011,2	> 2419,6
nº de colif. fecais/100ml	20,1	93,4	613,1	228,2	178,5	261,3	579,4	20,1

Foram identificados e coligidos 3591 organismos na bacia em estudo (Anexo 7). Deste total de espécimes, foram identificadas 9 ordens de insetos aquáticos, dentre os quais: 6 famílias de Ephemeroptera (*Baetidae*, *Caenidae*, *Euthyplociidae*, *Leptohyphidae*, *Leptophlebiidae* e *Oligoneuriidae*); 7 famílias de Odonata (*Aeshnidae*, *Calopterygidae*, *Coenagrionidae*, *Cordullidae*, *Gomphidae*, *Libellulidae* e *Megapodagrionidae*); 2 famílias de Plecoptera (*Gryopterygidae* e *Perlidae*); 5 famílias de Hemiptera (*Gelastocoridae*, *Gerridae*, *Helotrephidae*, *Mesovellidae* e *Vellidae*); 7 famílias de Trichoptera (*Calamoceratidae*, *Helicopsychidae*, *Hydrobiosidae*, *Hydropsychidae*, *Hydroptilidae*, *Leptoceridae*, *Odontoceridae*, *Philopotamidae*, *Polycentropodidae* e *Sericostomatidae*); 1 família de Lepidoptera (*Pyralidae*); 1 família de Collembola (*nd*); 5 famílias de Coleoptera (*Dysticidae*, *Elmidae*, *Girinidae*, *Lutrochidae* e *Staphilinidae*) e 6 famílias de Díptera (*Ceratopogonidae*, *Chironomidae*, *Empididae*, *Psichodidae*, *Simuliidae* e *Tipulidae*), totalizando 77 UTO's. Para a aplicação do IBE-IOC, conforme descrito, foram atribuídos valores pré-estabelecidos para os pontos analisados, com base na sensibilidade e na riqueza das UTOs identificadas; posteriormente, os valores foram convertidos em classes de qualidade para a água (Tabela 22). Dispondo os valores na forma gráfica, é possível visualizar o comportamento do índice biótico frente às diferentes categorias de uso do solo e cobertura vegetal identificadas ao redor dos pontos amostrais (Figura 25).

Tabela 22: Valores e Classes de Qualidade do IBE nos pontos de coleta.

Pontos	Valores e Classes de Qualidade (IBE-IOC)
1	9 (II – Leves indícios de degradação)
2	6 (III – Processo moderado de degradação)
3	4 (IV - Muito degradado)
4	3 (IV – Muito degradado)
5	6 (III– Processo moderado de degradação)
6	6 (III– Processo moderado de degradação)
7	7 (III – Processo moderado de degradação)
8	3 (IV - Muito degradado)

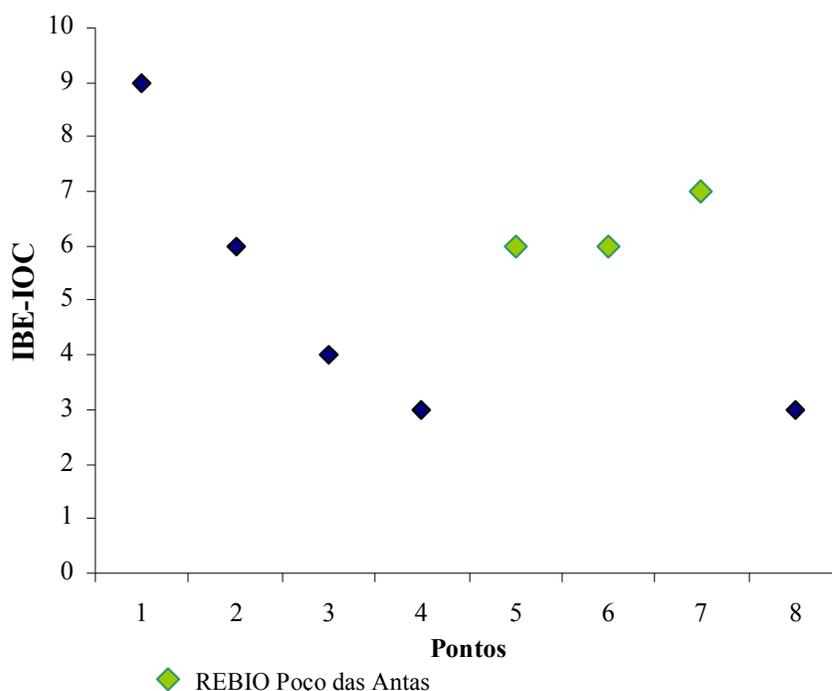


Figura 25: Valores obtidos através do Índice Biótico Estendido (IBE-IOC) nos pontos de coleta.

Pelo gráfico, pode-se observar os gradientes de impactos, tanto positivos quanto negativos, representados pelas diferentes categorias de uso e cobertura do solo nos pontos amostrais. É possível identificar fortes mudanças em relação ao comportamento do índice biótico em três situações: em um primeiro momento, é possível observar um declínio linear da curva; desde a porção mais à montante do rio, na RPPN (pontos 1 e 2), passando pela área marcada pela ocupação humana na vila (ponto 3) até a área dominada por pastagens (ponto 4). A partir do médio curso, quando o rio entra na área da REBIO (ponto 5), verifica-se uma tendência de recuperação no valor do índice biótico, com um valor máximo no ponto 7, o que indica uma relativa recuperação/ manutenção da biodiversidade bentônica na área da REBIO. No terceiro momento, à jusante (ponto 8), o índice decresce radicalmente em um trecho do rio Aldeia Velha que foi canalizado, nos limites entre a REBIO e uma área de assentamentos agrícolas. Este ponto reflete a deterioração das condições naturais do leito do rio e da qualidade da água, o que acarreta em perda de biodiversidade no local, com um aumento da ocorrência de espécies mais tolerantes e o desaparecimento de alguns táxons como Plecoptera e Coleoptera. Estes resultados comprovaram que a modificação da paisagem dos sistemas fluviais afetou a fauna de macroinvertebrados bentônicos na bacia do rio Aldeia Velha.

O teste de correlação linear de Pearson indicou que o Índice Biótico Estendido (IBE-IOC) correlaciona-se positivamente ($p \leq 0,05$) tanto com os resultados do Protocolo de Avaliação Visual de Habitat (PAH) ($r = 0,79$), como da área de cobertura florestal ($r = 0,69$). Isto indica que os resultados do índice biótico são coerentes com os parâmetros relacionados e, apesar das divergências em relação aos graus de qualidade inferidos pelos diferentes parâmetros às áreas analisadas, em geral, são capazes de caracterizar a integridade do habitat, a qualidade ecológica da água e representar possíveis gradientes de perturbação no ambiente.

Através de diagramas de dispersão é possível identificar a intensidade da associação linear existente entre as variáveis analisadas, quando a nuvem de pontos se ajusta em uma reta, existe correlação linear. Ao analisar a relação dos parâmetros analisados *a priori* com o

IBE-IOC, é possível verificar o que sucede a variável x quando a variável y varia. Entretanto, é importante destacar que esta correlação não significa necessariamente causalidade.

No diagrama de dispersão relacionado aos valores do IBE-IOC com o Protocolo de Avaliação Visual de Habiato (PAH) (Figura 26), é possível verificar que eles possuem uma forte correlação positiva. Em relação à % da cobertura florestal, o coeficiente de correlação de Pearson indica uma correlação moderada e positiva com o IBE-IOC (Figura 27).

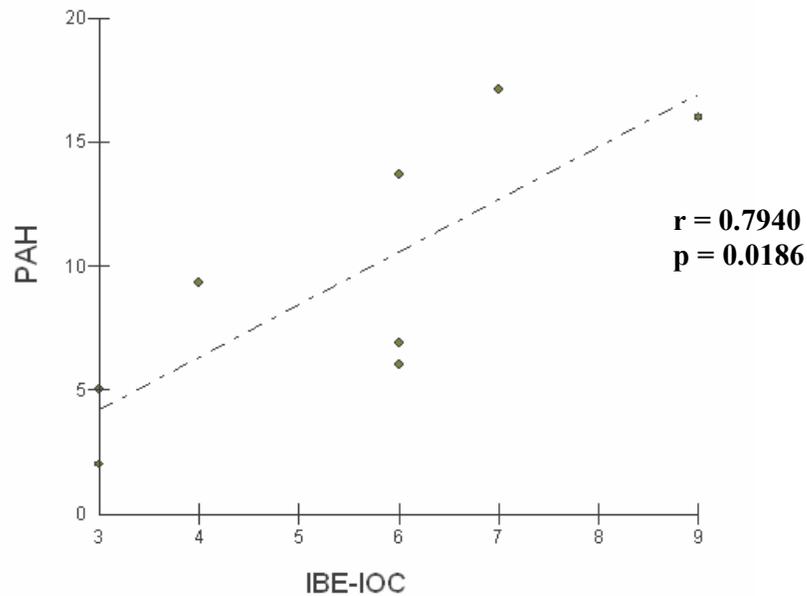


Figura 26: Diagrama de dispersão na correlação de Pearson entre os valores do Protocolo de Avaliação Visual de Habiato (PAH) e o Índice Biótico Estenso (IBE-IOC) na Bacia do rio Aldeia Velha, RJ.

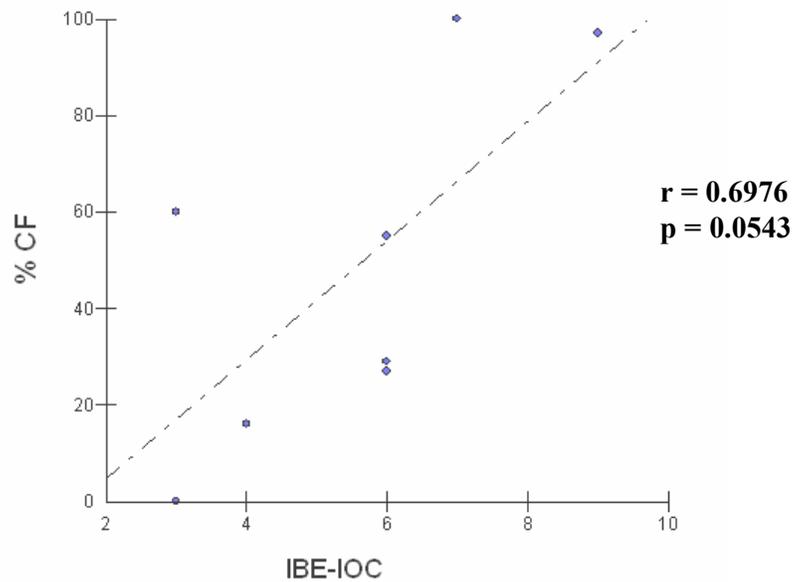


Figura 27: Diagrama de dispersão na correlação de Pearson entre os valores da % de área florestada e o Índice Biótico Estenso (IBE-IOC) na Bacia do rio Aldeia Velha, RJ.

Em geral, a avaliação ecológica das águas na bacia do rio Aldeia Velha separou as localidades em três classes de qualidade. Neste aspecto, o IBE-IOC se mostrou altamente sensível, sugerindo possíveis pressões de borda atuantes. Nenhum dos pontos classificados como de referência *a priori* se enquadrou na classe I (ambiente não alterado) do IBE-IOC. O ponto 1 se enquadrou na classe II, indicando leves indícios de degradação. Este resultado sugere o fato do ponto 1 estar localizado nos limites da RPPN e apesar da cobertura florestal ocupar 97% das áreas circunvizinhas analisadas, a porção ocupada por pastagem representa apenas uma pequena parcela de uma grande área desmatada na propriedade vizinha, onde foram constatados diversos processos erosivos. Nos pontos amostrados na zona limite da reserva biológica a situação foi semelhante e os resultados são coerentes com as condições ambientais influenciadas pelas áreas agrícolas adjacentes.

O outro ponto considerado como de referência *a priori*, o Ponto 7, situado no interior da Reserva Biológica, se enquadrou na classe III (processo moderado de degradação) na aplicação do Índice Biótico Estenso (IBE-IOC). Entretanto, vale ressaltar a grande biodiversidade registrada no Ponto 7, em um córrego de 1º ordem no interior da Reserva Biológica (REBIO), com 20 famílias identificadas; entre elas, algumas muito sensíveis à degradação ambiental como Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera – EPT. Vale-se destacar a ocorrência da família Perlidae neste ponto, com 34 espécimes do gênero *Kempnyia*, indicadores de ambientes com características naturais e que, em função de revisão bibliográfica, não se constatou registros de sua ocorrência em áreas de baixada (até 60m de altitude). Pauw & Vanhooren (1983) afirmam que os grupos mais sensíveis as alterações do ecossistema lótico são as larvas aquáticas dos insetos pertencentes às ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), isto se deve a estas espécies serem altamente dependentes de oxigênio, do fluxo da correnteza e do tamanho da partícula do substrato (Figura 28).



Figura 28: Fotos de ninfa e inseto adulto de Plecoptera (*Perlidae*), organismos indicadores de ambientes com características naturais preservadas (Fotos: LEB/ ICB/ UFMG).

Contudo, também foi possível constatar a importância da Reserva Biológica (REBIO) para a recuperação da qualidade ecológica da água do rio Aldeia Velha. De fato, houve uma recuperação, ainda que sensível, da qualidade ecológica da água do rio ao entrar na área da REBIO, que assim como os trechos com as maiores porções de vegetação ciliar preservada, mostrou favorecer a qualidade ecológica da água na bacia, atuando positivamente como refúgio para a fauna dos macroinvertebrados.

O Protocolo de Avaliação Visual de Habitat (PAH) utilizado neste estudo permitiu uma rápida avaliação das condições ecológicas e da diversidade de habitats nos pontos amostrais, gerando importantes informações sobre o ambiente lótico e sobre o grau de preservação na zona ripária. O cálculo da cobertura florestal nas áreas adjacentes aos pontos de coleta confirmou a importância da vegetação ripária na manutenção da biodiversidade e da qualidade de habitats nos ecossistemas lóticos. A resposta do índice foi coerente com os parâmetros utilizados para avaliar a integridade do habitat dos organismos bentônicos, o PAH

e a área florestal circunvizinha. Como exposto, ambos apresentaram forte correlação com o índice biótico aplicado.

Durante os trabalhos em campo e nos mapeamentos, foi possível observar que a zona de amortecimento da Reserva Biológica Poço das Antas abarca uma grande extensão de Áreas de Preservação Permanentes (APPs) desmatadas, principalmente em áreas relativas à vegetação ciliar (as margens do rio Aldeia Velha e em alguns de seus afluentes), inclusive nos limites com a reserva. O fato dos maiores valores do índice biótico aplicado nesta pesquisa se encontrar em áreas florestadas e protegidas confirmam a hipótese de que as unidades de conservação têm um importante papel na manutenção do habitat e, por conseguinte, da biodiversidade das comunidades bentônicas.

Neste aspecto, ressalta-se a importância do gerenciamento do uso e da cobertura do solo nas áreas de entorno da Reserva Biológica, controlando eventuais intervenções que possam interferir negativamente na área protegida, principalmente em áreas de preservação permanente relativas à mata ciliar, fundamentais para a manutenção da comunidade bentônica. Egler (2002) demonstrou que a comunidade de macroinvertebrados em riachos da Mata Atlântica é mais afetada por alterações da mata ripária e do barranco, decorrentes principalmente dos padrões de uso e cobertura do solo, do que pelas características físico-químicas da água.

O Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC (BRASIL, 2000a) determina que em qualquer região, torna-se necessária a definição de uma área de proteção aos limites imediatos das Unidades de Conservação. A zona de amortecimento ou zona tampão é estabelecida com a finalidade de conferir mecanismos adicionais de proteção às Unidades de Conservação, aptos a oferecer uma adequada sustentação da unidade de conservação, permitindo a manutenção dos processos ecológicos, do fluxo de espécies e genes, além de minimizar possíveis efeitos negativos das intervenções humanas.

Rocha et al. (2005), verificaram maior diversidade de macroinvertebrados bentônicos em trechos localizados no interior de unidades de conservação no Rio das Velhas, Estado de Minas Gerais. Paz et al. (2008) avaliaram a eficiência de áreas protegidas na conservação da qualidade da água na mesma bacia, sugerindo que a gerência eficiente das áreas protegidas, no que diz respeito ao controle do uso e a cobertura do solo em suas áreas de entorno, que garantiu a proteção da biodiversidade das assembléias bentônicas. Mesmo não se tratando de um objetivo específico, as áreas protegidas podem contribuir para conservação dos organismos aquáticos e dos ecossistemas lóticos. Em geral, ambientes com condições ecológicas preservadas possuem elevada diversidade de habitats para a macrofauna bentônica; esta diversidade deve-se a estabilidade do leito do rio e se relaciona com o tipo de uso e cobertura do solo de suas áreas de entorno e ao grau de conservação destes ambientes.

A despeito do fato de ter sido realizada apenas uma campanha amostral, as diferenças observadas na comunidade bentônica refletiram as várias categorias relativas às formas de uso e cobertura do espaço. Com os resultados obtidos neste estudo é possível afirmar que a presença de organismos tolerantes às alterações antropogênicas está relacionada principalmente com a qualidade das margens dos cursos d'água. O desmatamento afeta diretamente a biota aquática, podendo alterar a abundância, a diversidade e a distribuição de espécies (LENAT & CRAWFORD, 1994).

Neste estudo, comparando as áreas amostrais, é possível verificar que a Unidade de Conservação de Proteção Integral e a existência de vegetação ciliar (APP) contribuíram para a qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos, corroborando os estudos de Rocha et al. (2005) e Paz et al. (2008). Dessa maneira, é importante que sejam ampliados os mecanismos de conservação e recuperação ambiental na zona de amortecimento da REBIO Poço das Antas e nas APPs referentes à vegetação ripária no rio Aldeia Velha, essenciais para manutenção da biodiversidade e das funções ambientais proporcionadas pela área protegida legalmente.

Através das APPs no rio Aldeia Velha torna-se possível integrar a área da REBIO com a matriz florestal contínua representada pela Serra do Mar, localizada à montante da bacia, favorecendo dessa forma o fluxo gênico e a conservação de várias espécies.

Acredita-se que este trabalho servirá como base para uma futura avaliação da qualidade ecológica da água na bacia do rio Aldeia Velha, através da comparação dos resultados em um programa de monitoramento biológico, como um diagnóstico inicial, subsidiando também ações conjuntas pelos gestores. Afinal, o eficiente manejo dos ecossistemas aquáticos depende do conhecimento da distribuição espacial dos organismos, em múltiplas escalas espaciais, identificando os locais que são prioritários para a conservação da biodiversidade (BOYERO & BAILEY, 2001).

Considerando se tratar de uma área de Mata Atlântica de baixada litorânea, espera-se que novos trabalhos com a macrofauna bentônica nesta área possibilitem uma adaptação mais refinada de Índices Bióticos às condições naturais deste ecossistema, com alto grau de endemismo e criticamente ameaçado. É necessária a padronização das metodologias de coleta e a adaptação da tabela de tolerância do índice biótico, quando for necessário, de acordo com as especificidades da comunidade local, além da ampliação espacial e temporal do número de avaliações, a fim de se obter um resultado mais confiável.

Segundo Karr (1999), a comunicação efetiva das condições dos sistemas biológicos para os diversos setores da sociedade pode transformar o monitoramento biológico de um exercício acadêmico e restrito, em uma ferramenta efetiva para o manejo e a conservação dos corpos hídricos. De acordo com Alonso & Camargo (2005), o fato dos índices bióticos traduzirem em um único valor os dados de frequência da presença ou ausência dos grupos taxonômicos bioindicadores torna-os de fácil interpretação por gestores e comunidade em geral e representam uma importante ferramenta de gestão ambiental.

5 CONCLUSÃO

O método utilizado neste capítulo apresentou correlação positiva com a cobertura florestal e com a disponibilidade de habitats para os organismos aquáticos, o que sugere que o Índice Biótico Estendido (IBE-IOC) é capaz de refletir em seus resultados as condições ambientais dos rios analisados, com sensibilidade aos gradientes de impactos decorrentes das diferentes formas de ocupação das terras na bacia do rio Aldeia Velha, RJ. A aplicação do Índice Biótico mostrou-se eficiente na avaliação da integridade ecológica da água e demonstra a influência da REBIO Poço das Antas para uma relativa recuperação da biodiversidade bentônica. Entretanto, torna-se fundamental que novas pesquisas sejam desenvolvidas neste campo, garantindo resultados mais consistentes, a fim de ampliar e melhorar o conjunto de métodos aplicáveis em um manejo ambiental efetivo na Mata Atlântica. Assim, é possível realizar uma análise temporal conjunta dos dados e a adaptação do índice biótico para avaliação da qualidade da água na bacia do rio Aldeia Velha (RJ), considerando-se possíveis especificidades dos ecossistemas lóticos em áreas de baixada. Uma constância nos resultados é importante para o melhor entendimento dos mesmos e conseqüentemente, para orientar os processos de manejo através de um planejamento estratégico que objetive a conservação da biodiversidade e garanta a qualidade da água na bacia.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGENCES DE L'EAU. Étude bibliographique des méthodes biologiques d'évaluation de la qualité des eaux de surface continentales. Synthèse bibliographique. **Etude Inter Agences**, n° 35. I.D.E. Environnement. 1993.

ALONSO, A.; CAMARGO, J. A. Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentônicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. **Ecosistemas**, v. XIV(3). 2005.

AQEM CONSORTIUM. **Manual for the application of the AQEM system**. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. 2002.

ARAÚJO, P.R.P. Biomonitoramento do Guandu e do Paraíba. **Revista FEEMA**, Rio de Janeiro, 22-25. 1995.

ARIAS, A. R. L.; BUSS, D. F.; ALBUQUERQUE, C. D.; INÁCIO, A. F.; FREIRE, M. M.; EGLER, M.; MUGNAI, R.; BAPTISTA, D. F. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. **Ciência e saúde coletiva**, 12 (1): 61-72. 2007.

ARMITAGE, P.D.; MOSS, D.; WRIGHT, J.F.; FURSE, M.T., The performance of a new biological water quality score based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. **Water Research**, 17: 333-347. 1983.

BAILEY, R.C; KENNED, M.G; DERVISH, M.Z.; TAYLOR, R.M. Biological assessment of freshwater ecosystems using a reference condition approach: comparing predicted and actual benthic invertebrate communities in Yukon streams. **Freshwater Biology**, 39: 765-774. 1998.

BALLOCH, D.; DAVIS, C.E.; JONES F.H. Biological assessment of water quality in three British rivers, the North Esk (Scotland), the Ivel (England) and the Tass (Wales). **Water Pollution Control**, 75: 92-100. 1976.

BAPTISTA, D.F; BUSS, D.F; EGLER, M; GIOVANELLI, A; SILVEIRA, M. P.; NESSIMIAN, J. L. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. **Hydrobiologia**, 573: 83-94. 2007.

BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; GRIFFITH, G.E.; FRYDENBOURG, R.; MCCARRON, E.; WHITE, J.S.; BASTIAN, M. L. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society**, 15: 185-211. 1996.

BARBOUR, M. T., GERRITSEN, J., SNYDER, B. D.; STRIBLING, J. B. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish. EPA 841-OB-99-002. Office of Water, **US Environmental Protection Agency**. Washington, DC. 339p. 1999.

BEDÊ, L. C.; SANTOS, G. B.; ALVES, C. B. M.; PELLI, A. Alimentação de peixes do reservatório da Pampulha, Belo Horizonte, Mg, com ênfase na malacofagia. **Revista CERES**, v. XL (231): 429-437. 1993.

BERNHARDT, E.S; PALMER, M.A; ALLAN, J. D; ALEXANDER, G; BARNES, K; BROOKS, S; CARR, J; CLAYTON, S; DAHM, C; FOLLSTAD-SHAH, J; GALAT, D; GLOSS, S; GOODWIN, P; HART, D; HASSETT, B; JENKINSON, R; KATZ, S; KONDOLF, G. M; LAKE, P. S; LAVE, R; MEYER, J. L; O'DONNELL, T. K; PAGANO, L; POWELL, B.; SUDDUTH, E. Synthesizing U.S. River restoration efforts. **Science**, 308: 636- 637. 2005.

BÖHMER, J., C. RAWER-JOST.; ZENKER, A. Multimetric assessment of data provided by water managers from Germany: assessment of several different types of stressors with macrozoobenthos communities. **Hydrobiologia**, 516: 215–228. 2004.

BOLTOVSKOY, D.; G. TELL; DADON. Afinidad entre comunidades bentónicas de un ambiente lótico, p. 203 -214. In: LOPRETTO E. C.; TELL G. (Eds.). **Ecosistemas de águas continentales: metodologias para su estudio**. Argentina. Ed. Sur. Tomo I. 376 p. 1995.

BOYERO, L.; BAILEY, R.C. Organization of macroinvertebrate communities at a hierarchy of spatial scales in a tropical stream. **Hydrobiologia**, 464: 219-225, 2001.

BRASIL. **Lei N° 9.985**, de 18 de Julho de 2000. Institui o SNUC - Sistema Nacional de Unidades de Conservação. 2000a.

BRASIL. **Resolução CONAMA n° 274**, de 29 de Novembro de 2000, dispõe sobre a balneabilidade. 2000b.

BRASIL. **Resolução CONAMA n° 303**, de 20 de Março de 2002, dispõe sobre as áreas de preservação permanente. 2002.

BRASIL. **Resolução CONAMA n° 357**, de 17 de Março de 2005, dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras diretrizes. 2005.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. **Revisão do Plano de Manejo da Reserva Biológica Poço das Antas**; IBAMA/ MMA. Rio de Janeiro, 2005.

BUSS, D. F., BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Caderno de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, p. 465 – 473. 2003.

BUSS, D. F.; BORGES, E. L. Application of Rapid Bioassessment Protocols (RBP) for Benthic Macroinvertebrates in Brazil: Comparison between Sampling Techniques and Mesh Sizes. **Neotropical Entomology**, 37: 288-295. 2008.

CAIRNS Jr. J; McCORMICK, P. V.; NIEDERLEHNER, B. R. A proposal framework for developing indicators of ecosystem health. **Hydrobiologia**, 263:1-44. 1993.

CAIRNS Jr. J.; PRATT, J. R. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates** ROSENBERG, D. M.; RESH V. H. (eds.). New York: Chapman & Hall. p. 10-27. 1993.

CALLISTO, M.; MORETI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista. Bras. Rec. Hid.** v.6 (1): 71-82. 2001.

CHAPMAN, D.; KIMSTACH, V. Selection of water quality variables. In: CHAPMAN, D. (ed.). **Water quality assessments - a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. 2.ed. London: UNESCO/ WHO/UNEP, p.74 -133. 1996.

CNUMAD. **Conferencia das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento: Agenda 21**. Senado Federal, Brasília, 585 p. 1992.

CUMMINS, K. W. Macroinvertebrates. In: WHITTON, B. A. (Ed.). **River ecology**. New York: Blackwell Scientific Publications, p. 170-198. 1975.

EGLER, M. Utilizando a fauna de macroinvertebrados como indicadores de integridade ambiental em uma área de agricultura intensiva em Nova Friburgo. Tese de Mestrado. Rio de Janeiro: Escola Nacional em Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz. 2002. 154p.

EUROPEAN COMMISSION, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and Council, establishing a framework for Community action in the Field of water policy. Official Journal of the European Community. L. 327: 1- 72.

FONTOURA, A. P. **Manual de Vigilância da Qualidade das Águas Superficiais – Avaliação Biológica da Qualidade da Água**. Instituto de Zoologia Dr. Augusto Nobre, Faculdade de Ciências, Universidade do Porto, Portugal. 1985.

GALDEAN N., CALLISTO M.; BARBOSA F.A.R. Lotic Ecosystems of Serra do Cipó, southeast Brazil: water quality and a tentative classification based on the benthic macroinvertebrate community. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, 3: 545-552. 2000.

GHETTI, P. F. Indice Biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. Manuale di applicazione. Provincia Autonoma di Trento, **Agenzia provinciale per la protezione dell'ambiente**. 222 p. 1997.

HAUER, F.R.; RESH, V. H. Benthic macroinvertebrates. p. 339-369. In: HAUER F.R.; LAMBERTI G.A. (eds). **Stream ecology**. San Diego: Academic Press, 674p. 1996.

HERING, D.; FELD, C.K.; MOOG, O.; OFENBÖCK, T. Cook book for the development of a multimetric index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. **Hydrobiologia**, 566: 311-342. 2006.

HYNES, H. B. N. **The ecology of running waters**. Canadá: University of Toronto Press, 555p. 1970.

- JUNQUEIRA, V.M.; CAMPOS, S.C.M. Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio Das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). **Acta Limnológica Brasiliensis**, 10 (2): 125-135. 1998.
- KARR, J.R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, 6: 21–27. 1981.
- KARR, J.R.; DUDLEY, D.R. Ecological perspective on water quality goals. **Environmental Management**, 5: 55-68. 1981.
- KARR, J. R. Biological integrity: a long neglected aspect of water resource management. **Ecological Applications**, v. 1: 26-35. 1991.
- KARR, J.R.; CHU, E.W. Sustaining living rivers. **Hydrobiologia**, 423: 1–14. 2000.
- KAUFMANN, P. R; LEVINE, P; ROBISON, G. E; SEELIGER, C.; PECK, D.V. Quantifying physical habitat in wadeable streams. **U.S. Environmental Protection Agency**. EPA/620/R-99/003, Washington, D.C. 149p. 1999.
- KIERULFF, M.C.M.; RYLANDS, A.B. Census and Distribution of the Golden Lion Tamarin (*Leontopithecus rosalia*). **American Journal of Primatology**, 59; 29-44. 2003.
- LENAT, D. R.; CRAWFORD, J. K. Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. **Hydrobiologia**, 294: 185-199. 1994.
- LÉVÊQUE, C. **Les Ecosystèmes Aquatiques – Les Fondamentaux**. HACHETTE Livre, Paris. 159 p. 1996.
- LINKE, S; NORRIS, R. H; FAITH, D. P.; STOCKWELL, D. A. A new prediction method for bioassessment programs. **Freshwater Biology**, 50: 147-158. 2005.
- MATTHEWS, R. A., BUIKEMA, A. L.; CAIRNS Jr., J. Biological monitoring part IIA: Receiving system functional methods relationships, and indices. **Water Research**, 16:129-139. 1982.
- MARQUES, M. M.; BARBOSA, F. Efeitos sobre organismos aquáticos indicam níveis de poluição: na fauna do fundo, o retrato da degradação. **Ciência Hoje**, v.30, n° 175. 2001.
- MERRIT, R.W.; CUMMINS, K.W. **An introduction to the aquatic insects of North America**. Dubuque, Kendall/ Hunt, 3° ed., 722p. 1996.
- METCALFE, J. L. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrates communities: history and present status in Europe. **Environmental Pollution**, 60: 101-139. 1989.
- MONTEIRO, T. R.; OLIVEIRA, L. G.; GODOY, B. S. Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: adaptação do Índice Biótico BMWP à bacia do Rio Meia-Ponte-GO. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12(3):553-563. 2008.

MUGNAI, R.; OLIVEIRA, R. B.; CARVALHO, A.L.; BAPTISTA, D.F. Adaptation of the Indice Biotico Esteso (IBE) for water quality assessment in rivers of Serra do Mar, Rio de Janeiro State, Brazil. **Tropical Zoology**, 21: 57-74. 2008.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro: para atividades técnicas, de ensino e treinamento em programas de avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos**. 1º ed. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, v. 1. 176 p. 2009.

ODUM, E. P. **Fundamentos de Ecologia**. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa. 1997.

OLIVEIRA, R. B. S. **Desenvolvimento de um índice multimétrico rápido baseado na comunidade de macroinvertebrados bentônicos para avaliação da integridade ecológica de riachos do complexo Guapiaçu-Macacu, RJ**. Dissertação (Mestrado). Instituto de Biologia. Universidade Federal do Rio de Janeiro. UFRJ. 2009.

OLIVEIRA, R. B. S., MUGNAI, R., CASTRO C. M.; BAPTISTA D. F. Determining subsampling effort for the development of a rapid bioassessment protocol using benthic macroinvertebrates in streams of Southeastern Brazil. **Environmental Monitoring Assessment**, 175: 75 – 85. 2010.

PAUW, D. N.; VANHOOREN, G. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. **Hydrobiologia**, v. 100: 53-68. 1983.

PAZ, A., MORENO, P., ROCHA, L.; CALLISTO, M. Efetividade de áreas protegidas (APs) na conservação da qualidade das águas e biodiversidade aquática em sub-bacias de referência no rio das Velhas (MG). **Neotrop. Biol. and Conserv.**, 3: 149-158. 2009.

QUEIROZ, J. F; TRIVINHO-STRIXINO, S.; NASCIMENTO, V. M. C. Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade de água da bacia do médio São Francisco. **Série Comunicado Técnico da Embrapa Meio Ambiente**, 3: 1-4. 2000.

REECE, P. F.; RICHARDSON, J. S. Biomonitoring with the reference condition approach for the detection of aquatic ecosystems at risk. In: L. M. Darling (ed.) **Proc. Biology and Management of Species and Habitats at Risk**, 2: 15-19. 1999.

RESH, V.H.; D.M. ROSENBERG. **The ecology of aquatic insects**. New York, Praeger Publishers, 625 p. 1984.

ROCHA, L; MORENO, P; FERREIRA, W., FRANÇA J. S.; CALLISTO, M. Importância de Unidades de Conservação na preservação da diversidade de macroinvertebrados bentônicos na bacia do Rio das Velhas (MG). In: **Anais VII Congresso de Ecologia do Brasil**, Sociedade de Ecologia do Brasil. Caxambu, 2005.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V.H. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic Macroinvertebrates. In: **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. p. 1-9, New York: Chapman and Hall. 1993.

SCHOFIELD, N. J.; DAVIES, P. E. Measuring the health of our rivers. **Water**, 23: 39-43. 1996.

- SILVEIRA, M. P. **Estudo da comunidade de macroinvertebrados aquáticos e sua utilização na avaliação da qualidade da água na bacia do rio Macaé, Estado do Rio de Janeiro.** Dissertação de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Ecologia UFRJ. Rio de Janeiro: 2001.
- SILVEIRA, M. P.; BAPTISTA, D.F.; BUSS, D.F.; NESSIMIAN, J.L.; EGLER, M. Application of biological measures for stream integrity assessment in south-east Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, 101: 117-128. 2005.
- SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3.ed. Belo Horizonte: UFMG/Departamento de Engenharia Sanitária, v.1, 452p. 2005.
- SPERLING, M. V. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Volume 7. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios.** Belo Horizonte: UFMG, 2007. 588 p.
- STODDARD, J. L.; LARSEN D. P.; HAWKINS, C. P.; JOHNSON, R. K.; NORRIS, R.H. Setting expectations for the Ecological condition of streams: the concept for reference condition. **Ecological Applications**, 16(4): 1267–1276. 2006.
- TOWNSEND, C. R. The patch dynamics of stream community ecology. **Journal of the North American Benthological Society**, 8: 36-50. 1989.
- VELOSO, H. P; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A.. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal.** IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro, 1991.
- WALLEY, W.J.; HAWKES, H.A. A computer-based development of the Biological Monitoring Working Party score system incorporating abundance rating, site type and indicator value. **Water Research**, 31: 201-210. 1997.
- WARD, D.; HOLMES, N.; JOSÉ, P. **The New Rivers & Wildlife Handbook.** RSPP, NRA e The Wildlife Trusts, Bedfordshire. 426p. 1995.
- WHITTON, B. A. **River ecology.** New York: Blackwell Scientific Publications. 1975.
- WILLIAMS, D. D.; FELTMATE, B. W. **Aquatic insects.** Wallingford: CAB International, 1994. 358 p.
- WRIGHT, J. F; MOSS, D; ARMITAGE, P. D.; FURSE, M. T. A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and the prediction community type using environmental data. **Freshwater Biology**, 14: 221-256. 1984.

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES GERAIS

A utilização de métodos interdisciplinares de investigação indica que o domínio de planície fluvial necessita de um cuidadoso processo de recuperação, visando integrar os fragmentos florestais nos diferentes domínios geomorfológicos da bacia em estudo. A importância desta unidade se relaciona à viabilidade dos processos de conservação da biodiversidade, em função de seu papel estratégico na redução da fragmentação de habitat na bacia do rio São João.

Nos diferentes períodos analisados, assim como na aplicação do índice biótico, constatou-se que grande parcela da vegetação ripária em áreas de baixada foi deteriorada, principalmente às margens do rio Aldeia Velha, comprometendo a integridade ecológica da água. Neste sentido, destaca-se a importância do gerenciamento do uso e cobertura das terras na zona de amortecimento da reserva, através do planejamento e do monitoramento, o que possibilita um melhor entendimento dos elementos e melhorias nos processos de manejo, capazes de evitar e minimizar possíveis impactos negativos.

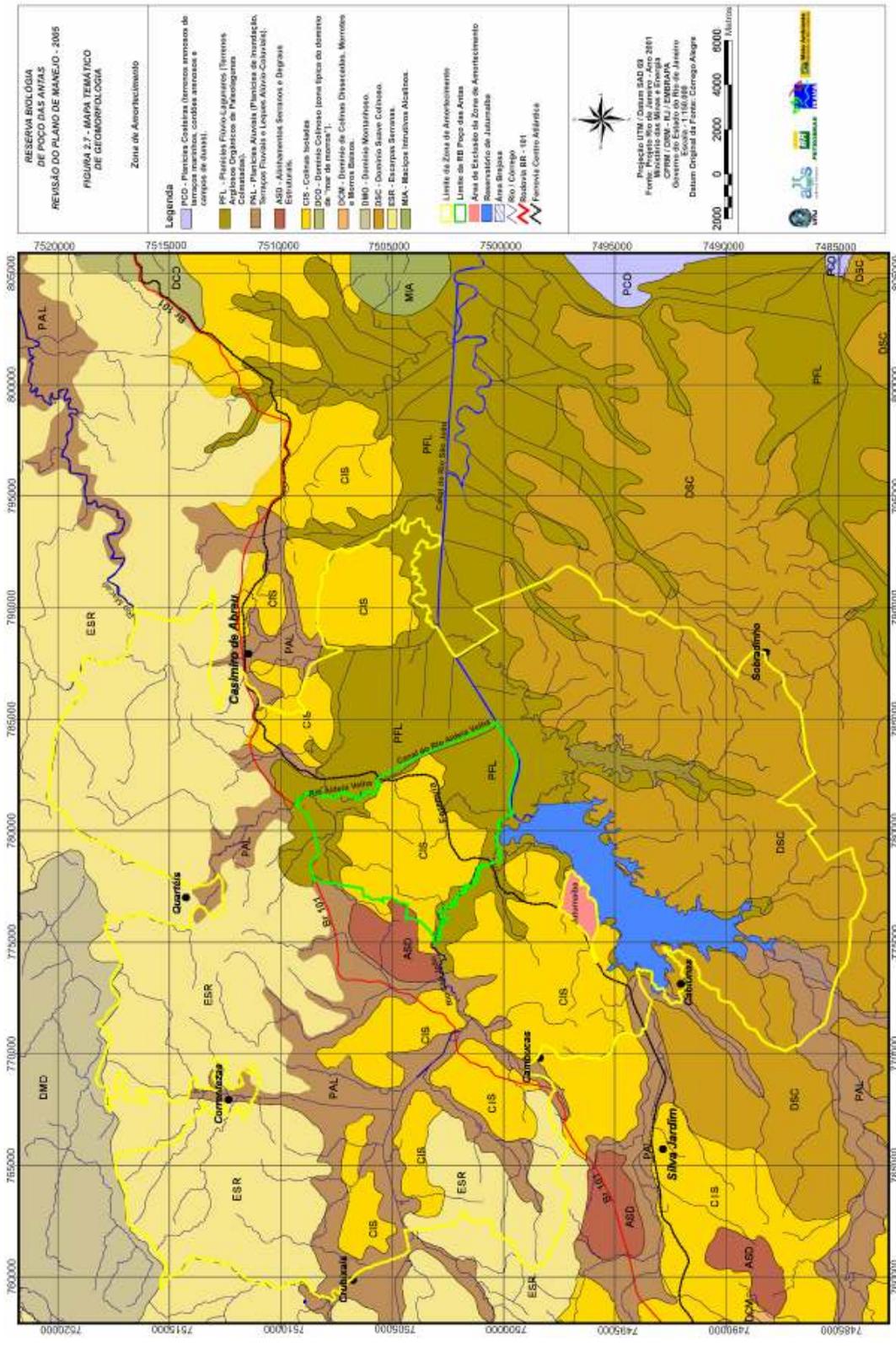
A cobertura do solo representou um aspecto que formou uma base de referência para diversas análises e aplicações, entre as quais se incluem o monitoramento da dinâmica da paisagem, da susceptibilidade à erosão e da qualidade ecológica da água. Dessa maneira, foi possível realizar análises estatísticas, além de gerar informações e mapas auxiliares para a tomada de decisões voltadas à conservação e recuperação da biodiversidade, o que contribui para a elaboração de prognósticos ambientais na área de estudo.

É fundamental o monitoramento das áreas de maior fragilidade e uma análise temporal conjunta dos parâmetros ambientais, de forma a detectar a dinâmica dos processos envolvidos no ecossistema e contribuir para a conservação, preservação e manejo da biodiversidade. Sendo assim, é possível desenvolver medidas para a recuperação de áreas degradadas, inclusive em áreas especiais protegidas, como as Áreas de Preservação Permanente, buscando ampliar de forma qualitativa e quantitativa o fornecimento de bens e serviços ambientais inerentes à qualidade de vida humana.

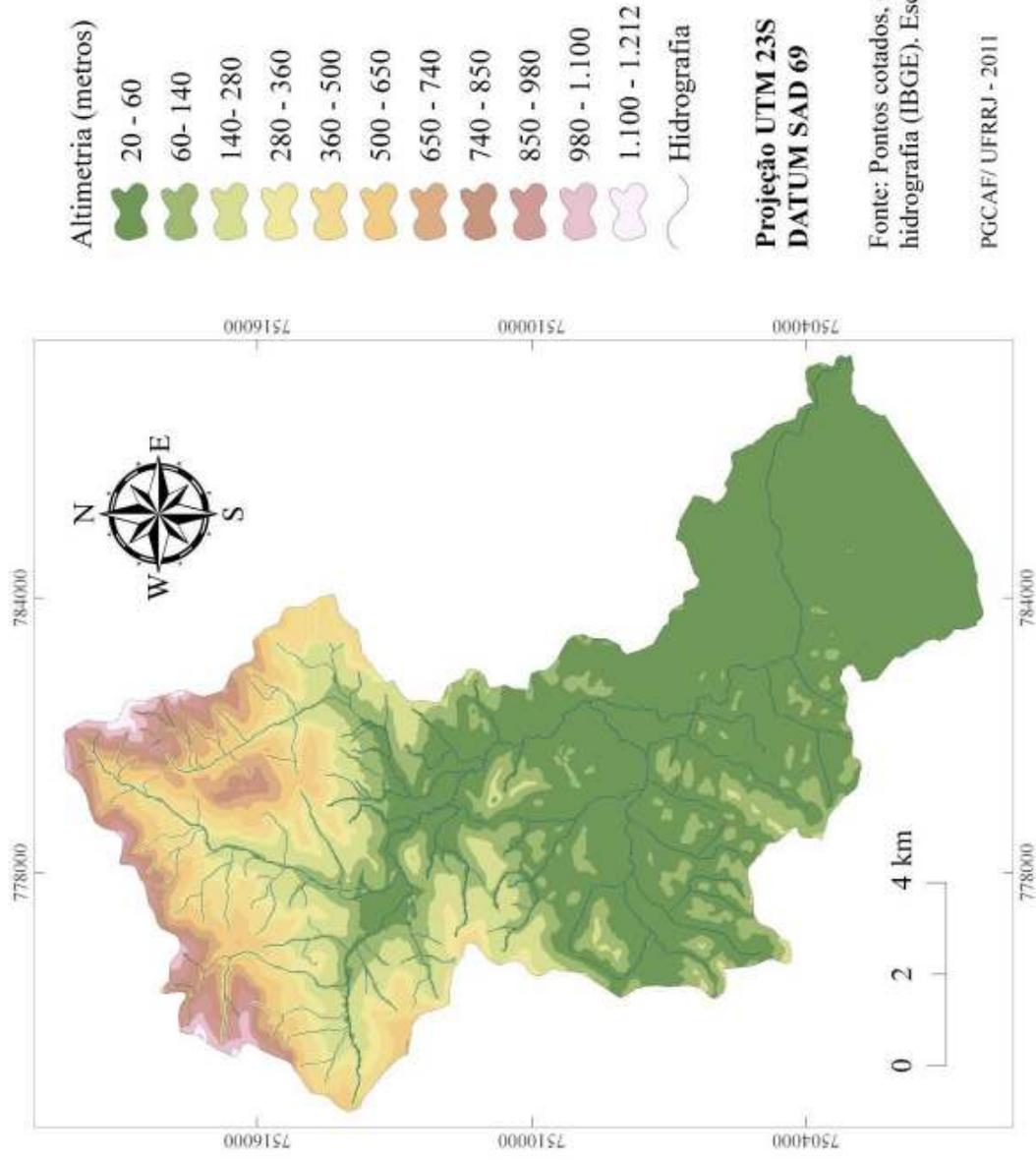
Nesta pesquisa, a utilização das técnicas de geoprocessamento voltadas à análise das formas de uso e cobertura do solo possibilita uma rápida atualização do banco de dados e o planejamento de cenários futuros frente às práticas de manejo na área de estudo. A aplicação do índice biótico bentônico estabeleceu um ponto de partida para um programa de monitoramento da qualidade da água na bacia em estudo. Assim, foi possível reunir informações essenciais para aprimorar práticas de manejo e conservação ambiental, as quais são viáveis sob o ponto de vista econômico e social em razão dos benefícios proporcionados por um ambiente em equilíbrio.

Recomenda-se que sejam fortalecidos os mecanismos de conservação e recuperação ambiental na zona de amortecimento da REBIO Poço das Antas e nas APPs relativas à vegetação ciliar do rio Aldeia Velha. Estas áreas são essenciais para manutenção da biodiversidade e das funções ambientais proporcionadas pela área legalmente protegida, integrando a área da Reserva com a cobertura florestal contínua representada pela Serra do Mar, o que favorece a representatividade necessária à manutenção da biodiversidade nos diferentes ecossistemas da Mata Atlântica, garantindo o fluxo gênico e o equilíbrio dinâmico natural.

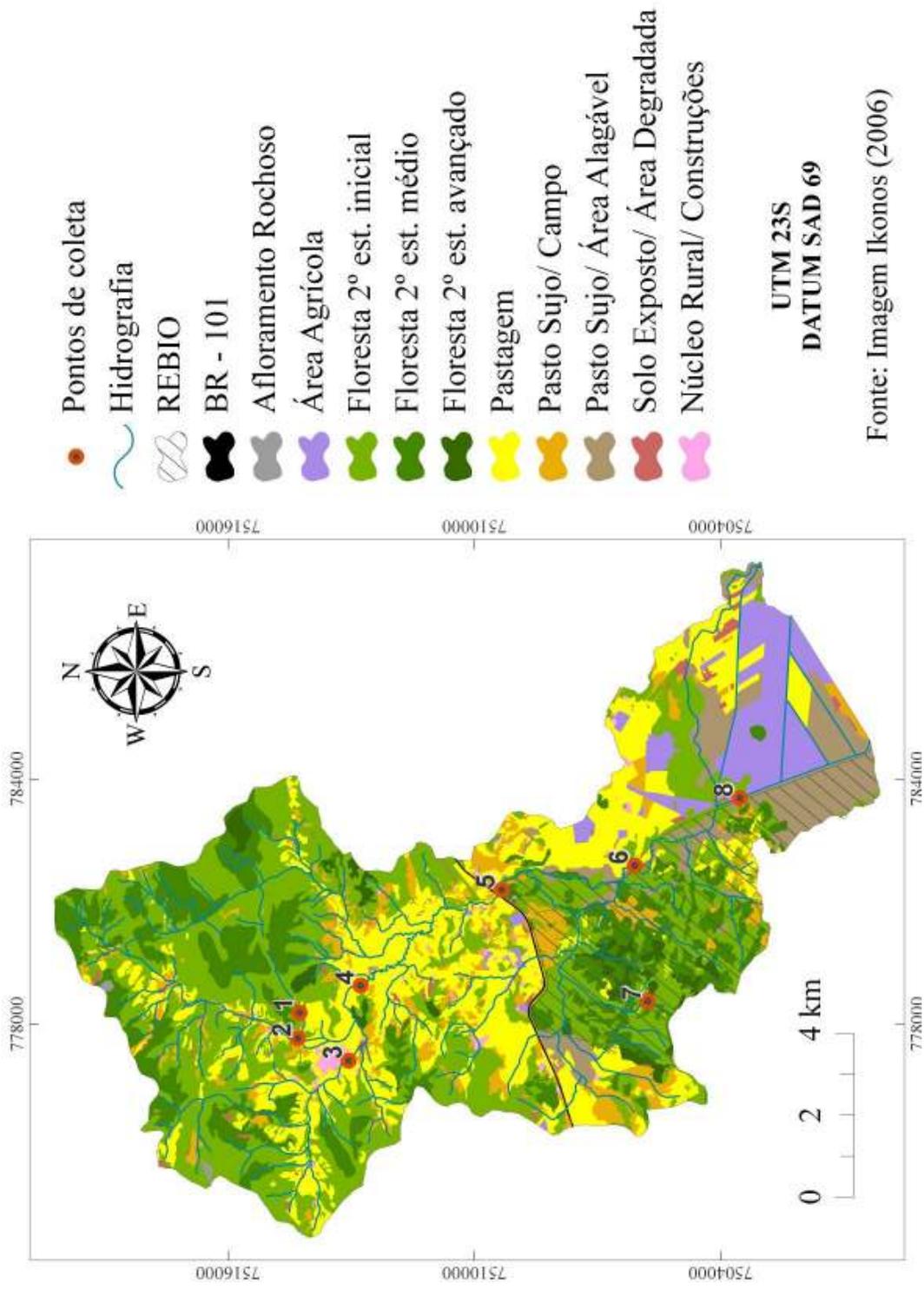
ANEXOS



Anexo 1: Mapa Temático de Geomorfologia na região e Zona de Amortecimento da REBIO Poço das Antas. (Fonte: Brasil, 2005).



Anexo 2: Modelo Digital de Elevação (MDE) da Bacia do Rio Aldeia Velha, RJ.



Anexo 3: Pontos de coleta da macrofauna bentônica e classes de uso/ cobertura do solo na bacia do rio Aldeia Velha, RJ.

Anexo 4: Protocolo de Avaliação Visual de Habitat – PAH (continua)

Protocolo de Campo

Complexo Baía do Rio São João – microbacia do rio Aldeia Velha.

Dissertação Ivana Cola Valle



MINISTÉRIO DA SAÚDE

Fundação Oswaldo Cruz
Laboratório de Avaliação e promoção da Saúde
Ambiental – LAPSA/IOC

Nome do rio	Local		
Estação de coleta #			
Lat	Long	Bacia hidrográfica	
Investigadores			
Formulário preenchido por			Data _____ Hora _____
Observações			

FICHA DE CAMPO PARA AVALIAÇÃO AMBIENTAL VISUAL

Parâmetros ambientais	Categorias																				
	Ótimo					Bom					Regular					Ruim					
1. Substrato para animais que vivem no fundo dos rios / Cobertura disponível	Mais de 70% do ambiente favorável para colonização de animais bentônicos e abrigos para peixes; presença de gravetos e troncos; margem do rio sem quebras na vegetação, substratos estáveis.					40- 70% mistura de ambientes estáveis, potencialmente preparados para colonização; hábitat adequado para sustentar as populações; grande presença de folhas recém caídas ainda despreparadas para colonização.					20- 40% mistura de ambientes estáveis com disponibilidade de habitats menor do que o desejado, substrato freqüentemente removido ou perturbado.					Menos de 20% de ambientes estáveis; ausência de habitats adequados para colonização; substrato instável ou deficiente.					
Pontuação	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
2. Características do fundo do rio	Cascalho, seixos e pedras grandes são de 0-25% cobertos por sedimentos finos. Espaço entre as pedras proporciona diversidade de habitats.					Cascalho, seixos e pedras grandes são de 25-50% cobertos por sedimentos finos.					Cascalho, seixos e pedras grandes são de 50-75% cobertos por sedimentos finos.					Cascalho, seixos e pedras grandes são mais de 75% cobertos por sedimentos finos.					
Pontuação	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
3. Velocidade / Regime do Fundo	Todas as 4 velocidades / regimes de fundo estão presentes: fundo lento, fundo rápido, raso lento, raso rápido (lento é < 0,3m/s e fundo é > 0,5m).					Somente 3 dos 4 regimes estão presentes (se o raso rápido está faltando pontue menos do que se estivesse faltando outro regime).					Só 2 dos 4 regimes estão presentes (se o raso rápido ou o raso lento estiverem faltando pontue menos).					Dominado por um regime (geralmente fundo lento).					
Pontuação	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
4. Deposição de Sedimentos	Pequena ou sem ampliação de ilhas ou de barreiras de areia; menos de 5% do fundo afetado por deposição de sedimentos.					Alguns novos pontos com aumento na formação de barreiras; a maior parte formado por areia e sedimento fino; 5-30% do fundo afetado, com pequenas deposições nos poços.					Moderada deposição de areia ou sedimento fino nas barreiras; 30-50% do fundo afetado, depósito de sedimentos em obstrução, constrição e inclinação; moderada deposição nos poços.					Grande deposição de sedimento fino, aumento do desenvolvimento de barreiras; mais de 50% do fundo instável; quase todas os poços ausentes devido ao grande depósito de sedimentos.					
Pontuação	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
5. Status do canal de água corrente	Alcance da água no limite do seu leito normal e mínimos aglomerados de substrato expostos.					A água preenche >75% do canal disponível ou <25% do substrato está exposto.					A água preenche 25-75% do canal disponível, e/ou quase todo substrato de corredeira está exposto.					Pouca água nos canais e a maioria desta presente como poços permanentes.					
Pontuação	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Anexo 4: Continuação

Parâmetros ambientais	Categorias																				
	Ótimo				Bom				Regular				Ruim								
6. Alterações do canal	Ausência de canalizações ou drenagens, rio com padrões normais.				Algumas canalizações presentes, geralmente em áreas próximas a pontes; podem existir evidências de canalizações passadas, mas sem sinais de canalização recente.				Grande trecho canalizado, formação de barreiras de areia nas duas margens; de 40-80% do trecho do rio canalizado ou modificado.				Margens cimentadas; mais de 80% do rio canalizado e modificado. Grande parte dos habitats aquáticos alterados ou removidos.								
Pontuação	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
7. Frequência de corredeiras	Corredeiras frequentes; em rios onde as corredeiras são contínuas, verificar a presença de pedras grandes ou outros mecanismos de obstrução natural.				Ocorrência de corredeiras infrequentes; diversidade de habitats para a fauna; apresenta corredeiras separadas por remansos de diversos tamanhos.				Corredeiras ou curvas ocasionais; longos remansos separados por corredeiras curtas; fundo do rio em curvas propicia alguns habitats para a fauna aquática.				Geralmente águas calmas ou corredeiras rasas; habitats pobres.								
Pontuação	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
8. Estabilidade das margens	Margens estáveis; ausência de erosão ou falhas nas margens; chances remotas para futuros problemas. < 5% da margem afetada.				Estabilidade moderada; pequenas áreas de erosão, com sinais de recuperação. 5-30% da margem com áreas de erosão.				Instabilidade moderada 30-60% do banco no trecho tem áreas de erosão, grande potencial de erosão durante enchentes.				Instável; muitas áreas erodidas, áreas nuas frequentes ao longo do trecho. 60-100% da margem com marcas de erosão.								
Nota: determinar as margens esquerda e direita olhando em direção a foz.																					
Pontuação (MD)	Dir	10	9			8	7	6			5	4	3			2	1	0			
Pontuação (ME)	Esq	10	9			8	7	6			5	4	3			2	1	0			
9. Cobertura Vegetal	Mais de 90% da margem e da mata ciliar composta por vegetação nativa, incluindo árvores de grande porte, arbustos e macrófitas; ausência de pastos e campos no trecho.				70-90% da margem e da mata ciliar composta por vegetação nativa; modificação da vegetação evidente.				50-70% da margem coberta por vegetação; modificação da vegetação óbvia; manchas de solos nus ou com vegetação roçada.				Menos de 50% da superfície da margem coberta por vegetação; vegetação muito alterada; ausência de vegetação nativa.								
Pontuação (MD)	Dir	10	9			8	7	6			5	4	3			2	1	0			
Pontuação (ME)	Esq	10	9			8	7	6			5	4	3			2	1	0			
10. Extensão da mata ciliar	Largura da mata ciliar maior do que 18m; atividades humanas não causam impactos à área.				Largura da mata ciliar de 12-18m; atividades humanas causam impactos mínimos à área.				Largura da mata ciliar de 6-12m; atividades humanas causam grandes impactos à área.				Largura da mata ciliar menor do que 6m; atividades humanas eliminaram a mata ou reduziram-na drasticamente.								
Pontuação (MD)	Dir	10	9			8	7	6			5	4	3			2	1	0			
Pontuação (ME)	Esq	10	9			8	7	6			5	4	3			2	1	0			

Some todos os valores e marque a **Pontuação Total:** _____

Divida este número por 10 e marque a **Pontuação Média:** _____

RESULTADO
Pontuação Média entre 20 e 16 , condição ambiental Ótima .
Pontuação Média entre 15 e 11 , condição ambiental Boa .
Pontuação Média entre 10 e 6 , condição ambiental Regular .
Pontuação Média entre 5 e 0 , condição ambiental Ruim .

Anexo 5: Tabela para o cálculo dos valores de qualidade biológica no IBE-IOC.
 SU – Unidades Sistemáticas. (MUGNAI et al., 2008)

Faunistic groups	SU richness									
	SU	1-10	11-15	16-20	21-25	26-30	31-35	36-40	41-45	45
PLECOPTERA except <i>Paragripopteyx</i> and <i>Anacroneuria</i>	> 1 SU	—	—	8	9	10	11	12	13	14
	1 SU	—	—	7	8	9	10	11	12	13
EPHEMEROPTERA except Baetidae, Lepto- hyphidae and gen. <i>Hylister</i> e <i>Farrodes</i> , including <i>Para-</i> <i>gripopteyx</i>	> 1 SU	—	—	7	8	9	10	11	12	—
	1 SU	—	—	6	7	8	9	10	11	—
TRICHOPTERA except Calamoceratidae, Glossosomatidae, Helico- psychidae, Hydroptilidae, Hydropsychidae and Lep- toceridae, including <i>Anac-</i> <i>roneuria</i>	> 1 SU	—	5	6	7	8	9	10	11	—
	1 SU	—	4	5	6	7	8	9	10	—
AMPHIPODA including Baetidae, <i>Hylister</i> , <i>Farrodes</i> , Lepto-hyphidae, Calamoceratidae, Glossoso- matidae, Helicopsychidae, Hydroptilidae, Hydropsychi- dae and Leptoceridae	—	3	3	4	5	6	7	8	—	—
OLIGOCHAETA / CHIRONOMIDAE	—	1	2	3	4	5	—	—	—	—
Others	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—

Anexo 6: Sistema de conversão dos valores numéricos do IBE-IOC para classes de qualidade (MUGNAI et al., 2008)

IBE-IOC value	Quality class	Description	Color
10, 11, 12, 13, 14	I	unpolluted	blue
8, 9	II	slightly polluted	green
6, 7	III	moderately polluted	yellow
3, 4, 5	IV	heavily polluted	orange
1, 2	V	very heavily polluted	red

Anexo 7: Composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos nos pontos amostrados (continua)

Ordem	Família	Gênero	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
EPHEMEROPTERA	Baetidae	Nd	14	47	3	45	8	6	13	4
EPHEMEROPTERA	Baetidae	<i>Baetodes</i>	5	5	3	0	0	0	0	0
EPHEMEROPTERA	Caenidae	<i>Caenis</i>	0	0	0	0	1	0	1	0
EPHEMEROPTERA	Euthyplociidae	<i>Campylocia</i>	0	0	0	0	0	0	4	0
EPHEMEROPTERA	Leptohyphidae	Nd	10	97	15	11	1	22	0	1
EPHEMEROPTERA	Leptohyphidae	<i>Leptohyphes</i>	0	18	2	0	0	12	0	0
EPHEMEROPTERA	Leptohyphidae	<i>Traverhyphes</i>	0	4	0	16	2	0	0	0
EPHEMEROPTERA	Leptohyphidae	<i>Tricorythodes</i>	0	2	1	3	2	0	0	3
EPHEMEROPTERA	Leptohyphidae	<i>Thricorythopsis</i>	8	15	6	7	6	21	3	0
EPHEMEROPTERA	Leptophlebiidae	nd	1	1	0	1	6	15	17	7
EPHEMEROPTERA	Leptophlebiidae	<i>Askola</i>	1	0	0	0	0	0	2	0
EPHEMEROPTERA	Leptophlebiidae	<i>Farrodes</i>	0	0	0	0	1	15	0	0
EPHEMEROPTERA	Leptophlebiidae	<i>Massartela</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
EPHEMEROPTERA	Leptophlebiidae	<i>Metaemerella</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
EPHEMEROPTERA	Oligoneuriidae	<i>Lachlania</i>	0	0	0	0	0	1	0	0
ODONATA	Aeshnidae	Castoraeschna	2	0	0	0	0	0	0	0
ODONATA	Calopterygidae	nd	1	1	0	9	3	8	2	1
ODONATA	Calopterygidae	<i>Haeterina</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
ODONATA	Coenagrionidae	nd	2	0	0	1	0	0	1	0
ODONATA	Corduliidae	<i>Neocordulia</i>	3	2	0	2	0	0	0	0
ODONATA	Gomphidae	nd	0	0	0	0	0	1	0	0
ODONATA	Gomphidae	<i>Archaegomphus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
ODONATA	Gomphidae	<i>Phyllogomphoides</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
ODONATA	Gomphidae	<i>Progomphus</i>	0	0	0	1	1	1	0	0
ODONATA	Libellulidae	nd	0	1	0	0	0	0	0	0
ODONATA	Libellulidae	<i>Brechmorhoga</i>	0	0	2	0	0	0	0	0
ODONATA	Libellulidae	<i>Elasmothermis</i>	0	0	0	0	3	0	0	0
ODONATA	Megapodagrionidae	<i>Heteragrion</i>	0	0	0	0	0	0	4	0
PLECOPTERA	Gryptopterygidae	<i>Griopteryx</i>	21	0	0	0	0	0	0	0
PLECOPTERA	Perlidae	nd	0	0	0	0	0	6	1	0
PLECOPTERA	Perlidae	<i>Anacroneturia</i>	13	2	0	0	21	65	2	0

Anexo 7: Continuação (continua)

Ordem	Família	Gênero	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
PLECOPTERA	Perlidae	<i>Kempriya</i>	0	0	0	0	0	0	34	0
HEMIPTERA	Gelastocoridae	<i>nd</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
HEMIPTERA	Gerridae	<i>nd</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
HEMIPTERA	Mesovelidae	<i>nd</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
HEMIPTERA	Vellidae	<i>nd</i>	0	1	3	13	6	4	0	0
TRICHOPTERA	Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i>	5	0	0	0	0	0	7	0
TRICHOPTERA	Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i>	0	0	0	0	0	0	3	0
TRICHOPTERA	Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
TRICHOPTERA	Hydropsychidae	<i>Blepharopus</i>	1	0	0	0	0	0	1	0
TRICHOPTERA	Hydropsychidae	<i>Leptonema</i>	3	2	0	0	4	0	0	6
TRICHOPTERA	Hydropsychidae	<i>Smicridea</i>	4	175	21	0	8	118	7	9
TRICHOPTERA	Hydroptilidae	<i>nd</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
TRICHOPTERA	Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i>	4	0	0	0	0	0	0	0
TRICHOPTERA	Leptoceridae	<i>Notalina</i>	0	0	0	0	0	0	0	3
TRICHOPTERA	Leptoceridae	<i>Tripletides</i>	5	3	0	1	0	0	6	0
TRICHOPTERA	Odontoceridae	<i>Marilia</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
TRICHOPTERA	Philopotamidae	<i>Chimarra</i>	0	9	0	0	0	0	0	0
TRICHOPTERA	Polycentropodidae	<i>nd</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
TRICHOPTERA	Sericostomatidae	<i>Grumicha</i>	0	0	2	0	0	9	0	0
LEPIDOPTERA	Pyralidae	<i>nd</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
COLLEMBOLA	<i>nd</i>		0	0	0	1	0	0	0	0
COLEOPTERA	Dytiscidae	adulto	0	0	0	0	1	0	0	0
COLEOPTERA	Elmidae	<i>Heterelmis</i>	246	218	32	25	49	19	51	0
COLEOPTERA	Elmidae	<i>Hexacyloepus</i>	0	0	0	0	15	0	0	0
COLEOPTERA	Elmidae	<i>Hexanchorus</i>	0	4	1	0	1	0	0	0
COLEOPTERA	Elmidae	<i>Macrelmis</i>	2	2	10	0	0	0	0	0
COLEOPTERA	Elmidae	<i>Microcyloepus</i>	1	8	0	1	13	42	0	0
COLEOPTERA	Elmidae	<i>Neaelmis</i>	3	0	0	0	2	10	5	0
COLEOPTERA	Elmidae	<i>Phanocerus</i>	9	1	2	1	5	44	0	0
COLEOPTERA	Elmidae	<i>Xenelmis</i>	0	1	0	1	2	0	1	0
COLEOPTERA	Elmidae	larva A	0	0	0	0	1	0	0	0

Anexo 7: Continuação

Ordem	Família	Gênero	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
COLEOPTERA	Elmidae	larva B	1	0	0	1	1	0	0	0
COLEOPTERA	Elmidae	larva C	3	7	0	0	0	0	0	0
COLEOPTERA	Elmidae	larva D	0	0	0	0	2	0	0	0
COLEOPTERA	Elmidae	larva E	0	0	0	0	2	0	0	0
COLEOPTERA	Elmidae	larva Z	0	9	0	0	0	0	0	0
COLEOPTERA	Elmidae	Adulto	29	12	0	0	0	32	4	0
COLEOPTERA	Gyrinidae	<i>Gyrinus</i>	1	0	0	0	0	3	0	0
COLEOPTERA	Lutrochidae	Nd	0	0	0	0	3	14	5	0
COLEOPTERA	Staphilinidae	Nd	0	3	5	0	1	0	0	0
DIPTERA	Ceratopogonidae	Nd	7	1	0	1	1	3	0	1
DIPTERA	Chironomidae	Nd	199	319	123	18	29	135	185	200
DIPTERA	Empididae	Nd	7	1	1	0	1	2	1	0
DIPTERA	Psychodidae	Nd	0	1	0	0	0	0	0	0
DIPTERA	Simuliidae	Nd	45	45	18	1	6	6	1	4
DIPTERA	Tipulidae	Nd	2	0	0	0	12	0	4	1
DECAPODA	Atyidae	Nd	0	0	0	0	0	0	2	0
DECAPODA	<i>M. acanthurus (sp)</i>	<i>M. acanthurus (sp)</i>	0	0	0	4	14	0	0	0
DECAPODA	<i>Palaemonidae</i>	Nd	0	0	1	0	0	0	0	0
DECAPODA	<i>P. glabra (sp)</i>	<i>P. glabra (sp)</i>	0	2	0	0	0	16	0	4
DECAPODA	<i>T. dentatus (sp)</i>	<i>T. dentatus (sp)</i>	3	0	0	0	0	0	0	0
DECAPODA	<i>T. fluviatilis (sp)</i>	<i>T. fluviatilis (sp)</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
Annelida	Hirudinea	Nd	0	0	0	0	0	0	1	0
Annelida	Oligochaeta	Nd	1	0	0	0	0	0	0	0
MOLLUSCA (filo)	Ancilidae	Nd	0	0	0	0	0	0	1	0
Total			663	1020	252	167	240	630	370	245
Riqueza Total			35	34	20	25	41	27	30	14
Riqueza (Ø sp. raras)			26	24	15	11	24	24	20	9

