



**Universidade do Estado do Rio de Janeiro**

**Centro Biomédico**

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

Andréa Franco de Oliveira

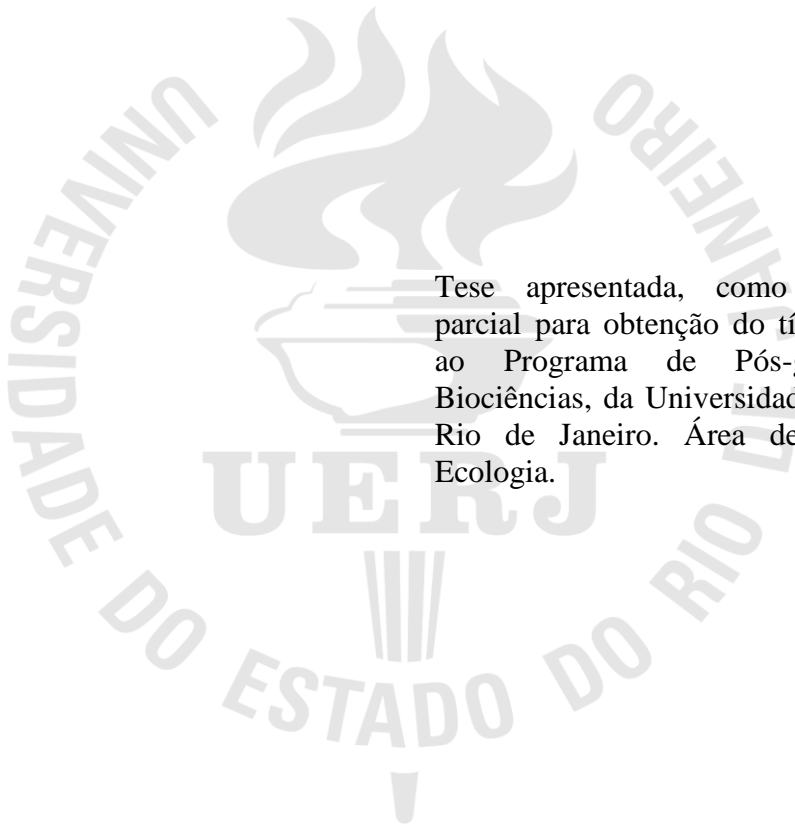
**Planejamento ambiental da bacia hidrográfica do Rio  
Guapi-Macacu: estudo da paisagem e qualidade ecológica**

Rio de Janeiro

2011

Andréa Franco de Oliveira

**Planejamento Ambiental da bacia hidrográfica do Rio  
Guapi-Macacu, RJ: estudo da paisagem e qualidade ecológica**



Tese apresentada, como um requisito parcial para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-graduação em Biociências, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Timothy Peter Moulton

Rio de Janeiro

2011

CATALOGAÇÃO NA FONTE  
UERJ/REDE SIRIUS/BIBLIOTECA CB-A

O48 Oliveira, Andréa Franco de.  
Planejamento ambiental da bacia hidrográfica do Rio Guapi-Macacu, RJ:  
estudo da paisagem e qualidade ecológica / Andréa Franco de Oliveira. –  
2011.

315 f. : il.

Orientador: Timothy Peter Moulton.

Tese (Doutorado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro,  
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes. Pós-graduação em  
Biotecnologias.

1. Bacias hidrográficas – Aspectos ambientais. 2. Política ambiental –  
Teses. 3. Ecologia aquática - Teses. 4. Gestão ambiental - Teses. 5. Pesquisa  
ecológica – Tese. 6. Ecossistema – Administração - Teses 7. Rios – Brasil -  
Teses. 8. Impacto ambiental. I. Moulton, Timothy Peter. II Universidade do  
Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes. III.  
Título.

CDU 556.51

Autorizo apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta  
dissertação, desde que citada a fonte.

---

Assinatura

---

Data

Andréa Franco de Oliveira

**Planejamento Ambiental da bacia hidrográfica do Rio  
Guapi-Macacu, RJ: estudo da paisagem e qualidade ecológica**

Tese apresentada, como um requisito parcial, para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-graduação em Biociências, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Ecologia

Aprovada em: 01 de Julho de 2011.

Banca Examinadora:

---

Prof. Dr. Timothy Peter Moulton (Orientador)  
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes – UERJ

---

Prof.<sup>a</sup> Dra. Valéria Gallo  
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes – UERJ

---

Prof. Dr. Darcilio Fernandes Baptista  
Fundação Oswaldo Cruz - FIOCRUZ

---

Prof.<sup>a</sup> Dra. Monica dos Santos Marçal  
Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ

---

Dra. Mariella Camardelli Uzêda  
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA

Rio de Janeiro

2011

## **DEDICATÓRIA**

A minha família: mãe, pai, irmã, afilhada, tia, marido e irmãos escolhidos pelo coração, pelo apoio, compreensão e incentivo dado durante esta jornada.

## AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Dr. Timothy Peter Moulton, pela amizade, confiança e por todo o apoio científico e conceitual, que deram suporte a elaboração desta tese.

Aos meus colegas do Laboratório de Rios e Córregos (LERC) e do Laboratório de Avaliação e Promoção de Saúde Ambiental (LAPSA), que atuaram diretamente nas atividades de campo e por todo trabalho de coleta, triagem e análise realizado: Dr. Pedro Moraes (LERC), Dr. Darcilio Baptista (LAPSA), Vinicius Neres de Lima (LERC), Fausto Silva (LERC), Renata Bley Oliveira (LAPSA), Riccardo Mugnai (LAPSA), Cristiano Y. Sato (LERC), Eduardo Silva Júnior (LERC) e Rafael, Lima (LERC).

A todos os meus amigos da equipe técnica da Gerência de Geoprocessamento e Estudos Ambientais (Geopea)/INEA, considerando os que já estão em outras instituições: Ana Cristina Amorim, André Polly Assumpção, Guilherme Barroso, Leandro Ramos, Mariana Beauclair Domingues de Oliveira, Wilson Messias Junior, Paulo Rufino Fevrier e Patrícia Rosa Napoleão, pelo apoio, força e compreensão. Agradeço em especial a Mariana e Paulo pelo auxílio na aplicação dos indicadores de paisagem.

Ao Nicholas pelo acolhimento e disponibilização da infraestrutura da REGUA. À família de Cristiano Sato e ao Gustavo e Renata pela disponibilização de acomodações em suas casas de campo para execução das atividades de campo.

A revisora, Dr<sup>a</sup>. Valéria Gallo, e aos membros da Banca Examinadora.

Aos meus colegas do Departamento de Ecologia, em especial a Natalie e Patricia Almeida Santos, à secretaria, direção e coordenação da Pós-graduação em Biociências.

Aos meus familiares: minha mãe Vânia, meu pai Assis, minha irmã Flávia, minha afilhada Nina, e meu marido José Ricardo, por todo apoio, carinho e compreensão durante esta jornada.

A todos os meus grandes amigos: do antigo Instituto Estadual de Florestas, atual Diretoria de Biodiversidade e Áreas Protegidas do INEA, à Dr<sup>a</sup> Elizabeth Lima, ao meu chefe Carlos Fonteles, a todos os amigos do INEA, da EMBRAPA e do IBio, que, de forma direta ou indireta, compartilharam este caminho comigo e que sempre me apoiaram e incentivaram.

Ao Tim Moulton, Riccardo Mugnai, Monica Marçal, Mariella Uzêda, Eduardo Lardosa, Júlia Silva Bastos e Felipe Cronenberg, pelas discussões filosóficas, pelo incentivo e apoio e em especial a Júlia e ao Felipe pelos frutos do Estado do Ambiente.

## RESUMO

OLIVEIRA, Andréa Franco. *Planejamento ambiental da bacia hidrográfica do rio Guapi-Macacu, RJ: Estudo da paisagem e qualidade ecológica*. 2011, 315 f. Tese (Doutorado em Biociências) - Instituto de Biologia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

Os estudos de relação entre a paisagem e a água doce vêm sendo aprofundados pela comunidade científica e pelos propositores de políticas públicas, principalmente, para atender às demandas sobre as maneiras que este sistema ambiental pode ser alterado e na identificação das implicações políticas e ecológicas destas mudanças. Quanto mais se torna intenso e diversificado o uso dos corpos hídricos e da paisagem em bacias hidrográficas maior é a necessidade de se definir formas de planejamento, gerenciamento e gestão ecológica desses ecossistemas. O completo entendimento do funcionamento e dos processos ecológicos que ocorrem em uma bacia hidrográfica exige conhecimento simultâneo de seus sistemas aquáticos e terrestres, da biodiversidade, da fisiografia, da geologia e de sua conservação, temporal e espacial. Este entendimento e conhecimento da área de interesse são vitais para proposições de instrumentos ambientais legais, como Unidades de Conservação (UCs). É muito importante que a fundamentação destas propostas tenha como eixo principal o funcionamento dos ecossistemas e das paisagens, de forma a garantir uma maior conectividade e integração entre água (doce, salobra e salgada) e terra, e seus múltiplos usos. A presente tese foi desenvolvida com base neste contexto, apresentando e aplicando metodologias integradoras, seja na ecologia de paisagem (EP), seja na relação entre os ambientes dulcícola e terrestre. O objetivo principal deste trabalho foi o desenvolvimento de processos para planejamento ambiental em BHs, através do diagnóstico, compreensão e análise do funcionamento e dinâmica da paisagem e de ecossistemas de rios e córregos, apoiados no uso de geotecnologias. De acordo com os resultados obtidos, a BHGM ocupa uma área de 1260,36 km<sup>2</sup> e 204,69 km<sup>2</sup> de perímetro. É uma bacia com forma mais alongada que circular ( $KC = 1,6144$  e  $IC = 0,4747$  km/km<sup>2</sup>) que indica uma menor susceptibilidade a enchentes em condições normais de precipitação exceto em eventos de intensidades anômalas. O mapeamento base (2007) realizado indicou que a bacia possuía 34,86% de uso antrópico e 64,04 % de remanescente florestal. Os dados de fitofisionomia potencial indicaram predominância da classe Florestas Ombrófila Densa Submontana (40%) e de Terras Baixas (39%). Foram estabelecidas para bacia 269 unidades de paisagem (integração da geomorfologia, geologia, fitofisionomia e uso da terra e cobertura vegetal (2007)) que junto com os dados de métrica de paisagem constituíram a proposta integrativa da tese para ecologia de paisagem. Em relação à qualidade ambiental foram adotados o índice de avaliação visual (IAV), o índice multimétrico físico-químico bacteriológico e o índice biótico estendido (IBE). A comparação entre estes índices demonstrou a confirmação entre os seus resultados para a maioria dos pontos amostrados nas áreas de referência e de pelo menos dois índices para os pontos intermediários e impactados. Foram propostos também dois cenários para a bacia: um considerando as condicionantes e medidas compensatórias vinculadas à licença prévia do complexo petroquímico do Estado do



Rio de Janeiro (COMPERJ); e outro, sem considerar estas condições. O primeiro indicou a realização da restauração ecológica, seguindo as diretrizes do mapa síntese, integrada para restauração da paisagem.

Palavras-chave: Ecologia de paisagem. Qualidade ambiental. Planejamento ambiental. Bacia hidrográfica. Métricas de paisagem. Restauração ecológica. Análise espacial. Índices e indicadores de qualidade ambiental.

## ABSTRACT

Studies about relation between landscape and freshwater have been enhanced by the scientific community as by the proponents of public policies, in order to meet the demands generated from the discussion on the ways this environmental system can be modified and the identification of political and ecological implications of these changes. The stronger and more diversified uses of watercourses and landscape in their watersheds, the greater the need to define ways of planning, supervision and ecological management of these ecosystems. The complete understanding of the functioning and ecological processes that occur in a watershed requires simultaneous knowledge of their aquatic and terrestrial systems, biodiversity, physiography, geology as temporal and spatial preservation. Knowledge and understanding on the area of interest is vital for proposals of environmental legal instruments, such as Protected Areas (UCs1). It is preeminent that the rationale of these proposals has as its main axis ecosystems and landscapes functioning in order to ensure greater integration and connectivity between water (freshwater, brackish and saltwater) and land in its multiple uses. This thesis has been developed based on this context, proposing and implementing integrative methodologies, whether in landscape ecology (EP) or the interrelation between the freshwater and terrestrial environments. The study main objective was the development of processes for environmental planning in BHs by diagnosing, understanding and analyzing the landscape and ecosystems of rivers and streams functioning and dynamics, supported by geotechnologies. According to gathered results, BHGM occupies an area of 1260.36 km<sup>2</sup> with 204.69 km<sup>2</sup> of perimeter. It is a more oblong than circular basin ( $KC = 1.6144$  and  $IC = 0.4747$  km / km<sup>2</sup>) indicating a lower susceptibility to flooding during normal rainfall events, except in anomalous intensities. The base mapping conducted indicated that the basin had 34.86% of anthropic use and 64.04% of remaining forest. The data indicated a predominance of the potential vegetation type of dense umbrageous sub-montane rain forest class (40%) and lowlands class (39%). There has been established 269 units for basin landscape which represents the data integration with geomorphology, geology, vegetation type and land use, and vegetation cover (base year) which joined to the landscape metrics data formed the integrative thesis proposal for ecology landscape. This has been used as a planning tool in the proposition of ecological corridors and areas for potential sampling water quality in the basin. Regarding the environmental quality index were adopted visual rate index (IAV), the physical-chemical bacteriological multimetric index and biotic extended index (IBE). The comparison among indexes have confirmed results for most points showed in the reference areas, and at least for two indexes on intermediate and impacted points. There have also been proposed two scenarios for the basin, one considering conditions and compensatory measures concerned to the prior license for the petrochemical complex of the State of Rio de Janeiro (COMPERJ) and other without any consideration of the above mentioned. The first indicated

the completion of restoration projects following the guidelines of the synthesis map for integrated landscape restoration.

Keywords: Landscape ecology. Environmental quality. Environmental planning. Watershed. Landscape metric. Restoration ecology. Spatial analysis. Indexes of environmental quality.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Domínios morfoclimáticos e fitogeográficos do Brasil .....	30
Figura 2: Hierarquia dos níveis de organização ecológica .....	31
Figura 3: Esquema de uma definição teórica de geossistema .....	41
Figura 4: Percentual de publicações sobre Ecologia de Paisagens no mundo .....	48
Figura 5: Principais conceitos comuns entre as diferentes abordagens de EP .....	52
Figura 6: Modelo de escala - variação da extensão .....	54
Figura 7: Tipificação de paisagens .....	66
Figura 8: Fluxograma de Gestão Ambiental .....	73
Figura 9: Cartograma de localização da área de estudo .....	86
Figura 10: Dados da infraestrutura sanitária dos maiores municípios da BHGM .....	89
Figura 11: Gráfico do PIB Municipal .....	90
Figura 12: UCs presentes na BHGM .....	91
Figura 13: Fluxograma geral da estrutura metodológica adotada .....	93
Figura 14: Fluxograma detalhado da etapa Ecologia de paisagem .....	94
Figura 15: Fluxograma detalhado da etapa Qualidade ambiental .....	94
Figura 16: Fluxograma do monitoramento temporal do uso da terra e cobertura vegetal da BHGM .....	95
Figura 17: Articulação de imagens Landsat 5 escala 1:100000 da UFRJ .....	96
Figura 18: Fluxograma para obtenção do tema Déficit hídrico e Excedente hídrico .....	101
Figura 19: Fluxograma de elaboração do mapa bioclimático .....	102
Figura 20: Ilustração do método de ordenação ou classificação dos canais de STHALER (1957) .....	106
Figura 21: Diagrama da ferramenta <i>PathDistance</i> .....	112
Figura 22: Material de filtragem formado pelo suporte (1) e bomba de sucção (2) junto com os filtros de sílica (3) .....	116
Figura 23: Amostrador de Perifíton (Loeb 1981) adaptado pelo LERC constituído de seringa (1), desentupidor (2) e escova (3) .....	117
Figura 24: Mosaico das imagens ASTER e CBERS .....	120
Figura 25: Modelo conceitual (os vetores vermelhos representam relações mais fortes que os vetores pretos) .....	121
Figura 26: Fluxograma para obtenção do tema Fragilidade do meio físico .....	125

Figura 27: Fluxograma da elaboração dos temas de áreas prioritárias para conservação e para restauração .....	128
Figura 28: Fluxograma detalhada do Planejamento ambiental .....	131
Figura 29: Localização dos principais empreendimentos na BHGM .....	133
Figura 30: Classificação da Strahler dos rios da BHGM .....	139
Figura 31: Classificação da declividade de acordo com Embrapa (2006) .....	144
Figura 32: Cartograma do Mapa Base de Uso da Terra e Cobertura Vegetal para o nível hierárquico 1 .....	149
Figura 33: Cartograma do Mapa Base de Uso da Terra e Cobertura Vegetal – recorte sub-bacias da BHGM .....	150
Figura 34: Cartograma indicativo da Precipitação (média anual – 1950-2000) .....	155
Figura 35: Cartograma indicativo da Temperatura (média anual – 1950-2000) .....	155
Figura 36: Cartograma indicativo da Evapotranspiração (média anual – 1950-2000) .....	156
Figura 37: Cartograma indicativo do Déficit hídrico (média anual (meses de inverno) – 1950-2000) .....	156
Figura 38: Cartograma indicativo do Excedente hídrico (média anual – 1950-2000) .....	157
Figura 39: Cartograma indicativo do Bioclimático da BHGM .....	158
Figura 40: Cartograma da Fitofisionomia Potencial da BHGM .....	159
Figura 41: Cartograma da Litologia da BHGM .....	166
Figura 42: Cartograma da Geomorfologia BHGM .....	168
Figura 43: As grandes matrizes da paisagem da BHGM .....	172
Figura 44: Cartograma do shape index para 1985, 2007 (mapa base) e 2010 .....	175
Figura 45: Cartograma do índice de compacidade da BGHM (1985, ano base e 2010)..	176
Figura 46: Cartograma do índice de área núcleo – 10 m da BGHM (1985, ano base e 2010) .....	177
Figura 47: Cartograma do índice de área núcleo – 20 m da BGHM (1985, ano base e 2010) .....	178
Figura 48: Cartograma do índice de área núcleo – 35 m da BGHM (1985, ano base e 2010) .....	179
Figura 49: Cartograma do índice de área núcleo – 50 m da BGHM (1985, ano base e 2010) .....	180
Figura 50: Indicação de fragmento mais complexo segmentado em fragmentos mais simples (polígonos 1, 2, 3) .....	181

Figura 51: Exemplo de união de fragmentos menores formando um maior e mais complexo .....	182
Figura 52: Fragmento maior e simples sofre um retalhamento mais intenso na borda ....	182
Figura 53: Cartograma de Índice de compactidade para os 09 maiores fragmentos encontrados na matriz antrópica em 1985 – 2007 – 2010 .....	184
Figura 54: Cartograma de Tamanho efetivo de malha da BGHM (1985, ano base e 2010) .....	188
Figura 55: Cartograma de Conectividade Estrutural na BGHM (1985, ano base e 2010)	189
Figura 56: Cartograma do Índice de Conectividade Funcional ano base .....	191
Figura 57: Cartograma do Índice de Conectividade Funcional 1985 .....	192
Figura 58: Cartograma do Índice de Conectividade Funcional 2010 .....	193
Figura 59: Cartograma indicativo de menor Índice Conectividade Funcional (ano base) na matriz florestal .....	194
Figura 60: Cartograma indicativo de áreas de tensão entre a matriz florestal e a antrópica .....	196
Figura 61: Cartograma com espacialização das potenciais áreas de conexão na BHGM a partir do ano base .....	197
Figura 62: Cartograma indicativo de mudanças no ICF entre 2007 (A), 1985 (B) e 2010 (C) na porção norte da BHGM .....	198
Figura 63: Cartograma indicativo de mudanças no ICF entre 2007 (A), 1985 (B) e 2010 (C) na porção sul da BHGM .....	201
Figura 64: Localização dos pontos potenciais versão 1 (A) e 2 (B) .....	206
Figura 65: Cartograma de localização definitiva dos pontos de amostragem .....	209
Figura 66: Índice de Avaliação Visual (IAV) dos sítios amostrados .....	210
Figura 67: Profundidade média nos sítios amostrados .....	222
Figura 68: Percentual de Cobertura de dossel nas áreas amostradas .....	223
Figura 69: Percentuais de valores de pH (A) e vazão (B) levantados na BHGM .....	225
Figura 70: Comparação entre os dados de condutividade obtidos pelo LAPSA e LERC	226
Figura 71: Percentual de Uso e cobertura vegetal nas SBs montante dos pontos FRC_12GM (A) e FRC05_GA (B) .....	226
Figura 72: Gráfico do Resultado da ANCOVA - Índice Autotrófico e Grau de Impacto como Fator Fixo .....	232
Figura 73: Escalonamento Multidimensional da macrofauna .....	232

Figura 74: Valores de matéria orgânica (MO ou AFDM) e massa seca total (DM) do perifíton nos sítios amostrados .....	233
Figura 75: Representação da análise <i>Box-plot</i> do perifíton .....	235
Figura 76: Distribuição das Famílias de Peixes amostradas na Bacia do rio Guapi-Macacu por Sub-bacias .....	236
Figura 77: Valores de diversidade de macroinvertebrados .....	242
Figura 78: Gráfico mostrando a separação entre os pontos amostrais de acordo com o tipo de impacto .....	242
Figura 79: Cálculo das correlações canônicas entre estas matrizes analisadas com indicação dos padrões de variabilidade conjunta entre as variáveis em questão .....	244
Figura 80: Índice Biótico Estendido (IBE-IOC) para BHGM .....	247
Figura 81: Métricas selecionadas para compor o Índice multimétrico baseado em parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos .....	250
Figura 82: Comparação dos Índices IAV e o IMFQB na BHGM .....	253
Figura 83: Comparação dos Índices IAV (PAV-EPA) Multimétrico Físico-químico Bacteriológico e o IBE-IOC na BHGM .....	254
Figura 84: Localização dos principais empreendimentos na BHGM .....	261
Figura 85: Cartograma de fragilidade ambiental física da área do COMPERJ presente na BHGM .....	262
Figura 86: Integração de dados de Áreas potenciais para Restauração e Conectividade Funcional produzindo APRE .....	264
Figura 87: Cartograma da Área potencial para restauração ecológica na BGHM .....	265
Figura 88: Definição da área piloto .....	266
Figura 89: UPs existentes na área piloto .....	267
Figura 90: Exemplificação de mapa síntese integração para área piloto .....	271
Figura 91: Compatibilidade de áreas potenciais para restauração e áreas levantadas pela esfera municipal e estadual .....	275
Figura 92: Cartograma esquemático das intervenções das condicionantes da Licença Prévia do COMPERJ – arranjo maio 2011 .....	276
Figura 93: Eixos de conexão – formação de conjunto de corredores e <i>stepping stones</i> ...	278
Figura 94: Cartograma com indicação das possíveis áreas de conflito entre crescimento urbano-industrial e restauração .....	279

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Domínios Paisagísticos e Ecológicos .....	30
Tabela 2 – Classificação de Bertrand para Geossistemas .....	42
Tabela 3 – Indicação de alteração das áreas de APP considerando as premissas de funcionalidade ecológica e conservação da biodiversidade .....	66
Tabela 4 – Efeitos negativos dos processos de fragmentação e perda de habitat .....	69
Tabela 5 – Atos de criação das UCs e seus respectivos planos de manejo .....	92
Tabela 6 – Dados ICMS Ecológico para os Municípios pertencentes à BHGM .....	93
Tabela 7 – Dados sobre as imagens Landsat utilizadas .....	98
Tabela 8 – Parâmetros Morfométricos .....	105
Tabela 9 – Classes de declividade .....	106
Tabela 10 – Pesos referentes ao grau de dificuldade de locomoção em uma determinada classe de mapeamento .....	113
Tabela 11 – Pesos referentes ao grau de dificuldade de classes de mapeamento em relação ao movimento animal .....	113
Tabela 12 – Tabela de ingresso, cálculo e conversão do IBE-IOC .....	123
Tabela 13 – Reclassificação da Geologia 1:50.000 .....	125
Tabela 14 – Reclassificação do Mapa Geomorfológico – Escala 1:50.000 .....	126
Tabela 15 – Classificação do Mapa de Declividade – Escala 1:50.000 .....	126
Tabela 16 – Pesos finais para composição do mapa de fragilidades do meio físico a processos erosivos .....	127
Tabela 17 – Classes e pesos utilizados para elaboração do mapa síntese .....	128
Tabela 18 – Hierarquização da rede hidrográfica da Bacia Guapi-Macacu .....	138
Tabela 19 – Área, perímetro e hierarquização da rede hidrográfica das sub-bacias do Rio Macacu, Guapi-Açu e Guapimirim .....	139
Tabela 20 – Resultado da medição dos parâmetros morfométricos da BHGM .....	140
Tabela 21 – Dados climáticos obtidos nas áreas escarpadas da BHGM .....	143
Tabela 22 – Classes mapeadas – mapa base 2007 .....	147
Tabela 23 – Grupo de Classes agregadas de Uso da terra e Cobertura vegetal para BHGM e Sub-bacias .....	148
Tabela 24 – Sub-bacias da BHGM e suas classes – mapa base 2007 .....	148
Tabela 25 – Áreas mapeadas com alteração de classe de 2007 – 1985 .....	152



Tabela 26 – Áreas mapeadas com alteração de classe de 2007 – 2010 .....	153
Tabela 27 – Áreas ocupadas por classes de Fitofisionomia Potencial encontradas na BHGM .....	160
Tabela 28 – Relação entre Fitofisionomia potencial da bacia e o mapa base .....	163
Tabela 29 – Classes Litológicas da BHGM .....	167
Tabela 30 – Classes de relevo presentes na BHGM .....	169
Tabela 31 – Exemplificação de classes de UPs mapeadas para BHGM .....	170
Tabela 32 – Valores de área e perímetros dos fragmentos florestais mapeados na BHGM em 1985, 2007 e 2010 .....	173
Tabela 33 – Caracterização dos fragmentos com os maiores valores de compactidade .....	185
Tabela 34 – Resumo do quantitativo de fragmentos com e sem área núcleo no período estudado .....	186
Tabela 35 – Conversão de classes de Uso do solo e Cobertura vegetal para área de interesse .....	202
Tabela 36 – Indicação de requisitos de escolha dos pontos potenciais de amostragem .....	207
Tabela 37 – Exemplo da classificação dos sítios amostrais .....	209
Tabela 38 – Dados físicos dos riachos amostrados .....	211
Tabela 39 – Resultados das análises físico-químicas da água .....	213
Tabela 40 – Resultados das análises dos dados físico-químicos da água por sonda multiparamétrica <i>Hydrolab</i> .....	215
Tabela 41 – Resultados das análises microbiológicas da água .....	216
Tabela 42 – Comparação dos resultados de parâmetros físico-químicos obtidos com classificação dos sítios amostrados e IAV para áreas de referencia .....	221
Tabela 43 – Nº de coliformes (totais e fecais) e classes de sites .....	227
Tabela 44 – Resultados das análises perifiton, Aquafluor e matéria orgânica em suspensão .....	229
Tabela 45 – Resultados das análises da macrofauna .....	230
Tabela 46 – Valores de Cl a, AFDM, e IA do perifíton da BHGM .....	231
Tabela 47 – Valores de IA distribuídos em faixas .....	234
Tabela 48 – Ordens e famílias a pertencem os macroinvertebrados amostrados .....	238
Tabela 49 – Riqueza e Diversidade Shannon de Macroinvertebrados amostrados .....	240
Tabela 50 – Resultado das classificações com funções canônicas .....	241
Tabela 51 – Valores de R da ANOSIM realizada .....	242

Tabela 52 – Correlações esperadas para análise UTCV x variáveis ambientais .....	244
Tabela 53 – Comparação entre classes de IAV e IBE-IOC .....	248
Tabela 54 – Tabela para cálculo do IMFQB e escores de classificação .....	251
Tabela 55 – Demonstrativo da comparação do Índice Multimétrico Físico- Químico-Bacteriológico com IAV e IBE-IOC em cinco sítios de referência ...	252
Tabela 56 – Classes de Uso da terra e Cobertura vegetal da área do COMPERJ - mapeamento temporal .....	262
Tabela 57 – Áreas das UPs localizadas na área piloto .....	268
Tabela 58 – Sítios amostrados e UPs relacionadas .....	271

## SUMÁRIO

	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	23
<b>1</b>	<b>CONTEXTUALIZAÇÃO TEÓRICA</b> .....	29
1.1	<b>Bioma Mata Atlântica</b> .....	29
1.2	<b>Ecologia de Paisagens</b> .....	35
1.2.1	<u>Abordagem geográfica da Ecologia de Paisagens</u> .....	37
1.2.2	<u>Abordagem ecológica da Ecologia de Paisagens</u> .....	44
1.2.3	<u>Escala</u> .....	52
1.2.4	<u>Estrutura de paisagem</u> .....	58
1.2.5	<u>Mancha-Corredor-Matriz</u> .....	61
1.2.6	<u>Ecologia de Paisagens em Rios e Córregos</u> .....	67
1.2.7	<u>Fragmentação e Conectividade da Paisagem</u> .....	68
1.3	<b>Planejamento Ambiental</b> .....	71
1.3.1	<u>Conceito de Bacia Hidrográfica</u> .....	76
1.4	<b>Legislação Ambiental</b> .....	79
1.5	<b>Saúde e Integridade Ecológica</b> .....	81
<b>2</b>	<b>MATERIAIS E MÉTODOS</b> .....	86
2.1	<b>Área de estudo</b> .....	86
2.2	<b>Estrutura Metodológica</b> .....	92
2.3	<b>Mapeamentos de uso da terra e cobertura vegetal e detecção de alteração</b> 94	
2.3.1	<u>Mapeamento de uso da terra e cobertura vegetal e elaboração de mapa de detecção de alteração pretérita</u> .....	95
2.3.2	<u>Verificação de alteração futura</u> .....	98
2.3.3	<u>Elaboração de mapa de fitofisionomia potencial</u> .....	98
2.3.3.1	Dados Climatológicos .....	99
2.4	<b>Estabelecimento de Unidades de Paisagem</b> .....	102
2.5	<b>Análise da Ecologia de Paisagem</b> .....	104
2.5.1	<u>Parâmetros Morfométricos da BHGM</u> .....	104
2.5.2	<u>Análise da estrutura de paisagem</u> .....	107
2.5.3	<u>Análise da conectividade</u> .....	110
2.5.3.1	Tamanho efetivo de malha ( <i>Effective Mesh Size</i> ) .....	110

2.5.3.2	Índice de Conectividade Estrutural (ICE)	110
2.5.3.3	Conectividade funcional considerando a altimetria	111
2.6	<b>Avaliação da saúde ecológica dos riachos da BHGM</b>	114
2.7	<b>Instrumentos de planejamento ambiental da BHGM</b>	124
2.7.1	<u>Fragilidade Ambiental Física</u>	124
2.7.2	<u>Restauração e Conservação</u>	127
2.7.3	<u>Área Potencial para Restauração Ecológica</u>	129
2.7.4	<u>Temas vinculados a legislação ambiental</u>	129
2.7.5	<u>Base de dados secundários utilizada</u>	130
2.7.6	<u>Cenários</u>	130
3	<b>PLANEJAMENTO AMBIENTAL</b>	131
4	<b>ECOLOGIA DE PAISAGEM DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GUAPI-MACACU</b>	134
4.1	<b>Introdução</b>	134
4.2	<b>Caracterização Física da BHGM</b>	137
4.2.1	<u>Apresentação dos resultados de morfometria da BHGM</u>	137
4.2.2	<u>Discussão dos resultados da morfometria da BHGM</u>	140
4.2.3	<u>Declividade da BHGM</u>	144
4.2.4	<u>Declividade da BHGM – análise e discussão</u>	145
4.2.5	<u>Modelagem espacial de mudanças na paisagem</u>	146
4.2.5.1	Mapeamento base de Uso da terra e Cobertura Vegetal	146
4.2.5.2	Mapa base – Análise e Discussão	150
4.2.5.3	Alteração pretérita	151
4.2.5.4	Mapeamento de Alteração Pretérita – Análise e Discussão dos Resultados	152
4.2.5.5	Alteração futura	153
4.2.5.6	Mapeamento da Alteração Futura – Análise e Discussão dos Resultados	154
4.2.6	<u>Mapa de Fitofisionomia Potencial da BHGM</u>	154
4.2.6.1	Fitofisionomia Potencial – Resultados	154
4.2.6.2	Fitofisionomia Potencial - Análise e Discussão	160
4.2.7	<u>Unidades de Paisagem da BHGM</u>	164
4.2.7.1	Geologia	166
4.2.7.2	Geomorfologia	167
4.2.7.3	Estabelecimento de Unidades de Paisagem	170

4.2.7.4	UPs -Análise e Discussão de Resultados .....	170
4.2.8	<u>Métricas e Índices de Paisagem da BHGM</u> .....	171
4.2.8.1	Métricas e Índices de Paisagem – Resultados .....	171
4.2.8.2	Métricas e Índices de Paisagem – Discussão e Análise .....	181
4.2.9	<u>Análise da Conectividade de Fragmentos na BHGM</u> .....	186
4.2.9.1	Tamanho efetivo de malha ( <i>Effective Mesh Size</i> ) – Resultados .....	186
4.2.9.2	Tamanho efetivo de malha ( <i>Effective Mesh Size</i> ) – Análise e Discussão .....	187
4.2.9.3	Índice de Conectividade Estrutural (ICE) – Resultados .....	187
4.2.9.4	Índice de Conectividade Estrutural (ICE) – Análise e Discussão .....	190
4.2.9.5	Conectividade funcional considerando a altimetria – Resultados .....	190
4.2.9.6	Conectividade funcional considerando a altimetria – Análise e Discussão .....	194
4.3	<b>Considerações Finais</b> .....	202
5	<b>QUALIDADE AMBIENTAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GUAPI-MACACU</b> .....	204
5.1	<b>Introdução</b> .....	204
5.2	<b>Definição dos pontos de amostragem e dados físicos, físico-químicos e microbiológicos da BHGM - Resultados</b> .....	205
5.2.1	<u>Definição dos pontos de amostragem</u> .....	205
5.2.2	<u>Dados Físicos, Físico-químicos e Microbiológicos</u> .....	210
5.3	<b>Definição dos pontos de amostragem e dados físicos, físico-químicos e microbiológicos da BHGM - Análise e Discussão dos Resultados</b> .....	220
5.3.1	<u>Validação dos Pontos de Amostragem</u> .....	220
5.3.2	<u>Dados Físicos, Físico-químicos e microbiológicos</u> .....	222
5.4	<b>Dados Bióticos relativos ao Perífiton e Macrofauna – Resultados</b> .....	228
5.5	<b>Dados Bióticos relativos ao Perífiton e Macrofauna – Análise e Discussão dos Resultados</b> .....	233
5.5.1	<u>Perífiton</u> .....	233
5.5.2	<u>Macrofauna</u> .....	236
5.6	<b>Macroinvertebrado – Resultados</b> .....	237
5.7	<b>Macroinvertebrado – Análise e Discussão dos Resultados</b> .....	240
5.8	<b>Uso da terra e cobertura vegetal versus variáveis ambientais – Resultados</b>	243
5.9	<b>Uso da terra e cobertura vegetal versus variáveis ambientais – Análise e Discussão de Resultados</b> .....	245

5.10	<b>Índices propostos – Resultados</b> .....	246
5.11	<b>Índices propostos – Análise e Discussão dos Resultados</b> .....	251
5.12	<b>Considerações finais</b> .....	255
<b>6</b>	<b>APLICAÇÃO DOS PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS DE PLANEJAMENTO AMBIENTAL DA BHGM</b> .....	258
6.1	<b>Introdução</b> .....	258
6.2	<b>Cenário 1</b> .....	259
6.2.1	<u>Apresentação do Cenário 1</u> .....	259
6.2.2	<u>Análise e Discussão do Cenário 1</u> .....	272
6.3	<b>Cenário 2</b> .....	280
6.3.1	<u>Apresentação do Cenário 2</u> .....	280
6.3.2	<u>Análise e Discussão do Cenário 2</u> .....	280
6.4	<b>Considerações finais</b> .....	281
<b>7</b>	<b>CONCLUSÕES</b> .....	284
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	286
	<b>APÊNDICE A – Unidades de Paisagens da BHGM</b> .....	307
	<b>APÊNDICE B – Análise de Covariância do Perifíton</b> .....	317
	<b>APÊNDICE C – Análise Estatística da Macrofauna</b> .....	318

## INTRODUÇÃO

Os ecossistemas vêm sendo intensamente alterados com as mudanças demográficas, a velocidade e a extensão da globalização e com o desenvolvimento sócio-econômico, impulsionado pelo avanço tecnológico, em toda a superfície terrestre. Estes fatores têm sido preponderantes para o aumento da pressão sobre os recursos terrestres e aquáticos, resultando numa variedade de efeitos como, por exemplo, a fragmentação, erosão, assoreamento, eutrofização e aumento de metais pesados nos sedimentos e na coluna de água (Naiman *et al.*, 1995, Moulton & Wantzen, 2006 e Moulton *et al.*, 2007).

As últimas décadas foram marcadas por um aumento da preocupação com os problemas ambientais, resultantes do processo contínuo de degradação e do mau uso de recursos naturais, bem como um movimento crescente em busca de soluções. Mais recentemente, as atenções têm-se voltado para ameaça que o atual nível de desgaste ecológico começa a impor sobre as perspectivas futuras de crescimento e desenvolvimento sócio-econômico (CMMAD, 1988).

Os cientistas e propositores de políticas públicas estão começando a pensar mais profundamente sobre a água doce e sua relação com a paisagem, em termos regionais e globais, discutindo sobre as maneiras que o sistema pode ser alterado e identificando as implicações políticas e ecológicas destas mudanças (Arthington *et al.*, 2006 e Naiman & Latterell, 2006). É neste contexto que as preocupações com a questão da água se inserem no presente estudo, considerando seu papel fundamental na sobrevivência e saúde dos ecossistemas. Quanto mais se torna intenso e diversificado o uso dos cursos de água, lagoas, mananciais e da paisagem em suas bacias hidrográficas, maior é a necessidade de se definir formas de planejamento e de gestão ecológica desses ecossistemas.

O completo entendimento do funcionamento e dos processos ecológicos que ocorrem em uma bacia hidrográfica exige conhecimento simultâneo de seus sistemas aquáticos e terrestres, da biodiversidade, da fisiografia, da geologia e de sua conservação, temporal e espacialmente. Este entendimento e conhecimento da área de interesse são vitais para proposições de instrumentos legais, de Unidades de Conservação (UCs) e estudos ambientais. É muito importante que a fundamentação destas propostas tenha como eixo principal o funcionamento dos ecossistemas e das paisagens, de forma a garantir uma maior conectividade e integração entre água (doce,

salobra e salgada) e terra e seus múltiplos usos, fortalecendo desta maneira a qualidade ambiental da área estudada.

A paisagem dentro do estudo da ecologia caracteriza-se pelo seu enfoque espacial para entender e solucionar questões ecológicas. Assim, tornou-se possível o estabelecimento de modelos mais gerais obtidos a partir da espacialização dos padrões identificados no estudo ecológico que embasem propostas e estratégias de uso sustentável e conservação do território (Metzger, 2007; Santos, 2007; Lang & Blaschke, 2009).

No Brasil, de uma forma geral, as políticas de restauração e conservação propostas ou adotadas para a Mata Atlântica necessitam de maior embasamento científico, desenvolvido para escala regional, pois a maior parte dos modelos ecológicos utilizados é em escala local, o que gera um comprometimento no atendimento de questões ecológicas mais gerais. Tal fato se dá devido ao conhecimento relativo das relações espaciais e suas restrições impostas pela escala e pelo nível de organização dos objetos e fenômenos ambientais estudados.

A adoção da bacia hidrográfica (BH) como unidade de análise ambiental também é uma estratégia para garantir a integridade e conectividade ecossistêmica e também a contextualização escalar dos fenômenos estudados (Magnusson, 2001; Moulton & Souza, 2006).

O fato do modelo brasileiro de gestão por BH ter sido adaptado do modelo francês trouxe vários conflitos político-administrativos, pois a base conceitual da gestão francesa está fundamentada nas características inerentes a um país unitário e não federativo, como é o nosso (Barros, 2002; Magalhães Junior, 2007).

É importante atentar que a adoção da bacia hidrográfica como unidade de planejamento e gerenciamento ambiental não deve ser confundida com gerenciamento de recursos hídricos, ou seja, o gerenciamento de um único recurso ambiental - a água - quando realizado no âmbito de uma bacia hidrográfica. Todos os recursos ambientais continentais (água, solo, subsolo, ar, biodiversidade e outros) deverão ser administrados tendo a bacia hidrográfica como unidade básica, a partir de uma visão integrada e sistêmica.

Porém, é necessário entender que as BH não respeitam o limite político-administrativo (distritais, municipais ou estaduais) e obrigam o estabelecimento de uma política única para determinada região, independente do estado, ou estados, no qual está inserida. A natureza não tem fronteiras e o que rege a sua distribuição no planeta são as condições edafo-climáticas, a geologia, a geomorfologia e a oportunidade de conquista, estabelecimento e ocupação do



território, que estão diretamente relacionados com a capacidade de resiliência e dispersão das espécies, e é neste contexto que a ecologia da paisagem atua.

Apesar dos avanços científicos oriundos de estudos ambientais centrados na visão integrada e holística do ambiente, são tímidas, ainda, as iniciativas públicas na realização de projetos desta natureza. A visão que rege a elaboração e execução da maioria dos projetos públicos é a cartesiana. A legislação ambiental brasileira que contempla a questão integrativa e multidisciplinar como, por exemplo, o código florestal (Brasil, 1965 e 1989) e resolução Conama correlata (Brasil, 2002), e lei federal e estadual sobre política de recursos hídricos (Brasil, 1997 e Rio de Janeiro, 1999), não são cumpridas corretamente. Isto porque o planejamento, uma das atividades integrantes da gestão ambiental, não é elaborado e quando o é acaba sendo parcialmente ou não executado e nem sistematicamente re-avaliado.

A importância do planejamento para as atividades públicas e privadas desenvolvidas no estado e sua sinergia com as questões ambientais, físicas e antropogênicas existentes na região de interesse e o anseio em desenvolver estudos construídos de forma estruturada pelo planejamento ambiental contribuíram para a proposição e aplicação de procedimentos metodológicos apresentados nesta tese. Estes procedimentos visam auxiliar o tomador de decisão a executar a atividade de planejamento de uma maneira não somente empírica, mas mais científica.

O questionamento principal que motivou a proposição da presente tese foi como conseguir integrar sistematizadamente todas as questões levantadas de forma a atender a demanda dos gestores em relação à manutenção do binômio qualidade ambiental e paisagem. Consequentemente a hipótese central postulada foi se era possível realizar estabelecer metodologia para planejamento ambiental sinérgico em BH através do uso de geotecnologias.

Assim, pretende-se no desenvolvimento desta tese a integração das diferentes abordagens de Ecologia de Paisagens, no ensejo de monitorar e avaliar, numa escala regional, a dinâmica das unidades de paisagens e dos ecossistemas (estruturas, processos, funcionamento e relações ecológicas), presentes na BH Guapi-Macacu (BHGM), localizada na Zona Costeira fluminense, com vistas ao planejamento deste ambiente, apoiado em técnicas geocomputacionais, constituindo-se em uma metodologia para planejamento ambiental de BHs.

Na presente tese, as escalas geográficas adotadas, de acordo com níveis de organização hierárquica, foram: paisagem, bacia hidrográfica e local - pontos de coleta. A escala cartográfica adotada foi 1:50.000 (regional) para produção dos dados, 1:10.000 para detalhamento de áreas

potências de restauração, e 1:100.000 para saída do dado. A escala local, ou nível hierárquico de maior detalhe, foram os sítios amostrais ou pontos de coleta. O nível hierárquico intermediário foi a BHGM, e o mais abrangente a paisagem onde a BHGM está inserida. Assim, o grão representa o tamanho do pixel da imagem Landsat 7 ETM+ (90 m<sup>2</sup>) e a extensão é a Bacia do Rio Guapi-Macacu (cerca de 1260 ha), localizada nos municípios de Cachoeiras de Macacu e Guapimirim, no Estado do Rio de Janeiro.

A base de dados espaciais produzida auxiliará na espacialização dos dados de interesse, nas generalizações, nas análises das relações ecológicas existentes entre os diversos temas e variáveis trabalhadas, através da adoção de procedimentos de análise espacial avançada e geoestatística.

Devido ao caráter multi e transdisciplinar da tese, foi necessário o estabelecimento de parcerias com instituições públicas, privadas e acadêmicas. As parcerias público-privadas estabelecidas estão centradas na participação conjunta do Laboratório de Ecologia de Rios e Córregos (LERC) e Laboratório de Avaliação e Promoção de Saúde Ambiental (LAPSA) no desenvolvimento de um estudo de qualidade de água na BHGM para o “Projeto Serras e Águas: Consolidação do Corredor Central Fluminense”, através da elaboração de Plano de Manejo da APA da Bacia do rio Macacu, coordenado pelo Instituto Bioatlântica (Ibio) que apoiou duas dissertações de mestrado do LERC e uma do LAPSA. Estas dissertações estão relacionadas no âmbito do capítulo 4, pois subsidiam a elaboração dos indicadores ecológicos de qualidade de água propostos nesta tese como um dos instrumentos de gerenciamento de BH e constituem a parceria acadêmica. A outra parceria firmada foi com a Fundação Instituto Estadual de Florestas – RJ (IEF/RJ), atual Instituto Estadual do Ambiente (INEA), que adotou a tese como um dos projetos institucionais do Laboratório de Geoinformação (LAGIEF), atual Gerencia de Geoprocessamento e Estudos Ambientais (GEOPEA) da Instituição.

A presente tese está estruturada da seguinte forma:

Capítulo 1 – Contextualização teórica e apresentação dos conceitos utilizados;

Capítulo 2 – Descrições da área de estudo e apresentação da metodologia adotada e materiais utilizados;

Capítulo 3 – Apresentação da proposta de Planejamento Ambiental para BHGM centrada na integração das abordagens ecológica e geográfica de Ecologia de Paisagem (EP) e qualidade ambiental;

Capítulo 4 – Ecologia de Paisagens da BHGM visando caracterização e integração das diferentes abordagens da paisagem (geográfica e ecológica) mapeamento temporal da dinâmica da paisagem, aplicação de métricas de paisagens, estudos de conectividade e elaboração de unidades de paisagem. Análise e discussão dos resultados obtidos;

Capítulo 5 – Qualidade ambiental da BHGM, enfocando o entendimento dos processos, do funcionamento e da dinâmica da bacia. Análise e discussão dos resultados obtidos;

Capítulo 6 – Aplicação dos procedimentos metodológicos para planejamento ambiental da BHGM apoiado em geotecnologia com proposição e discussão de cenários, a partir da integração dos dados e informações produzidas e/ou levantadas, da análise da paisagem, da qualidade ambiental da bacia, da relação das unidades de paisagem e da utilização de indicadores ambientais físicos e biológicos. Auxílio na indicação de áreas prioritárias para restauração ecológica, de uma malha potencial de pontos de amostragem para qualidade de água, e no apoio à proposição de políticas públicas. Análise e discussão dos resultados obtidos;

Capítulo 7 – Conclusões.

Nos Apêndices, constarão: a tabela de Unidade de Paisagem da BHGM e o detalhamento das análises estatísticas realizadas de dados primários dos parâmetros biológicos.

## **OBJETIVOS**

O objetivo principal deste trabalho é desenvolver procedimentos de planejamento ambiental em BHs, centrados em sua qualidade (saúde) e sustentabilidade ecológica, através do diagnóstico, compreensão e análise do funcionamento e dinâmica da paisagem e de ecossistemas de rios e córregos, apoiado no uso de geotecnologias.

Os objetivos específicos são os seguintes:

- caracterizar qualitativa e quantitativamente a paisagem e sua alteração no âmbito da área estudada, os ecossistemas presentes na área de estudo, as ações antrópicas impactantes e as ações/relações ecológicas;
- propor processos de planejamento e gerenciamento de qualidade ecológica de BH pautados em aspectos funcionais da paisagem e de ecossistemas de rios e córregos;
- verificar a importância dos aspectos funcionais da paisagem e do ecossistema de rios e córregos, quanto à sensibilidade a impactos ambientais;

- avaliar a influência e eficácia das áreas de conservação (UCs de proteção integral e de uso sustentável) e Área de Preservação Permanente (APP) (Código Florestal) em relação à saúde ecológica;
- elaborar modelagem espacial de cenários futuros para apoio ao planejamento ambiental da BHGM; e
- indicar áreas prioritárias para restauração, incorporando conceitos de conectividade.

## 1 CONTEXTUALIZAÇÃO TEÓRICA

"Sendo assim", perguntou o Conde do Rio, "posso ter o céu e a terra como o padrão para o que é grande, e a ponta de um fio de cabelo como o padrão para o que é pequeno?"

"Não", disse o soberano do mar do Norte. "As coisas são ilimitadas em suas capacidades, incessantes em suas ocorrências, inconstantes em suas parcelas e incertas em seu início e fim. Por essa razão o grande conhecimento observa as coisas em uma distância relativa; por isso, não menospreza o que é pequeno ou faz muito do que é grande, pois sabe que suas capacidades são ilimitadas." Chuang Chou, 300 a C.

### 1.1 Bioma Mata Atlântica

O Brasil, um país de grandes proporções, com uma extensão de mais de 8,5 milhões de km<sup>2</sup> distribuídos de 5° N até quase 34° S, aproximadamente, apresenta uma grande diversidade de clima, fisiografia, solo, vegetação e fauna. A diversidade florística já era foco de estudos desde o século XVI, com primeiros relatos empíricos dos padres jesuítas sobre a natureza do país, como os dos padres Manoel da Nóbrega e Anchieta, o olhar de pintores e os estudos científicos realizados nos séculos subsequentes.

Desde essa época os pesquisadores sistematizam o território de acordo com os conjuntos de atributos paisagísticos, bióticos e físicos observados, dentre os quais se destacam as províncias fitogeográficas de Carl Friedrich Philipp Von Martius (Nayades, Dryades, Hamadryades, Oreades, Napaeae) e os domínios morfoclimáticos e fitogeográficos de Aziz N. Ab'Sáber (Domínio Amazônico, Domínio da Mata Atlântica, Domínio das Caatingas, Domínio dos Cerrados, Domínio da Araucária e Domínio das Pradarias do Sul), estando o bioma em questão relacionado com as Dryades (florestas costeiras ou atlânticas) e o Domínio da Mata Atlântica, respectivamente.

Tanto os domínios supracitados como os domínios paisagísticos e ecológicos, também propostos por Ab'Sáber (2003), representam um conjunto espacial de extensões subcontinentais com ordem de grandeza territorial variável (de centenas a milhões de km<sup>2</sup> de área) e de feições paisagísticas e ecológicas integradas, no qual predomina um arranjo coerente dos componentes do solo, relevo, formação vegetal, hidrologia e clima. Nessas áreas encontram-se as áreas *core* (áreas núcleo). Este termo, proposto por Ab'Sáber (2003), representa arranjos espaciais em que as

condições fisiográficas e biogeográficas, ali existentes, permitem a estruturação de um complexo homogêneo e contínuo. Assim, segundo este autor, entre as áreas núcleos dos domínios paisagísticos e ecológicos característicos (tabela 1) existem, também, como visto para os domínios morfoclimáticos e fitogeográficos (fig. 1), espaços de contato e transição que representam áreas com características biogeográficas e morfoclimáticas comuns às áreas núcleo que separam, apresentando um arranjo espacial próprio e diferente (fig. 1).

Tabela 1: Domínios Paisagísticos e Ecológicos (Fonte: Ab'Saber, 1970).

Denominação	Código
Domínio das Terras Baixas florestadas da Amazônia	TBFA
Domínio dos Chapadões centrais recobertos por Cerrado, Cerradões e Campestres	CCC
Domínio das depressões interplanálticas semi-áridas do Nordeste	DISN
Domínio dos Mares de Morros florestados	MMF
Domínio dos planaltos de Araucárias	PA

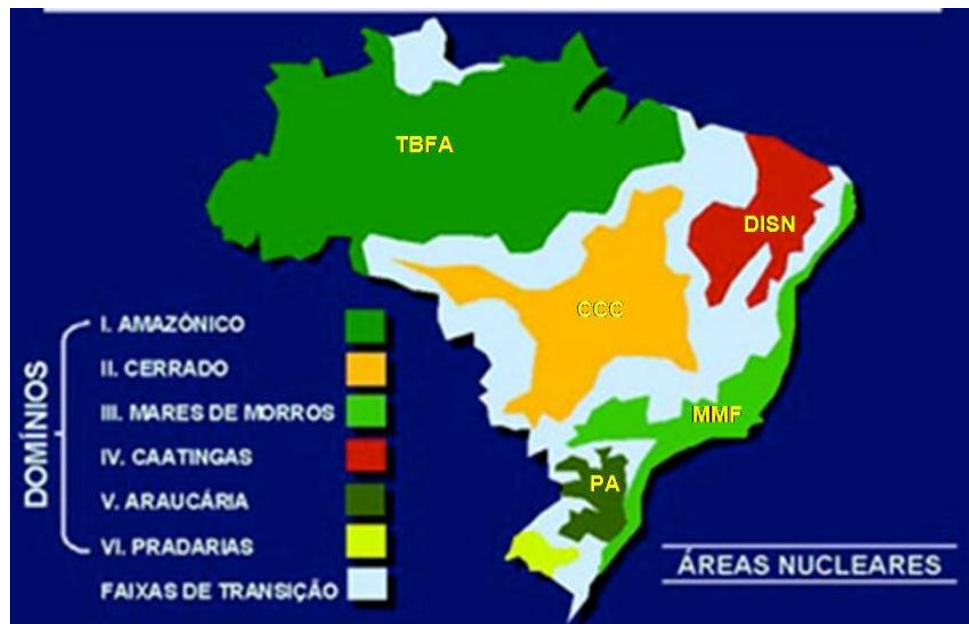


Figura 1: Domínios morfoclimáticos e fitogeográficos do Brasil. Fonte: Ab'Saber (1970).

O termo domínio é extremamente abrangente e engloba vários ecossistemas, sejam eles terrestres, aquáticos (fluviais ou marinhos), fluviomarinhos, paludosos, altomontanos, dentre outros. Assim, dentro de um domínio específico pode-se encontrar várias fitofisionomias, várias formações vegetais, condições abióticas diversas e, portanto, vários biomas (Coutinho, 2002 e 2006).

O termo bioma (bio=vida + oma= grupo ou massa) abrange a formação vegetal dominante e fauna característica, organismos associados e clima. Com o passar do tempo, outros autores propuseram conceitos mais abrangentes para o termo bioma, incluindo também as características do solo e outras características abióticas como, por exemplo, a altitude, alagamentos, o fogo, a salinidade, entre outros (Coutinho, 2002 e 2006). Todas estas características conferem ao bioma uma estrutura e uma funcionalidade peculiares e uma ecologia própria.

Segundo Odum & Barret (2007) bioma é um termo usado para um grande sistema regional ou subcontinental caracterizado por um tipo principal de vegetação ou outro aspecto identificador da paisagem, como o bioma da floresta decídua temperada ou o bioma da plataforma continental oceânica. Os autores adotam uma hierarquia dos níveis de organização ecológicos que vai da célula até bioma, totalizando 11 níveis integrativos de organização (fig. 02).

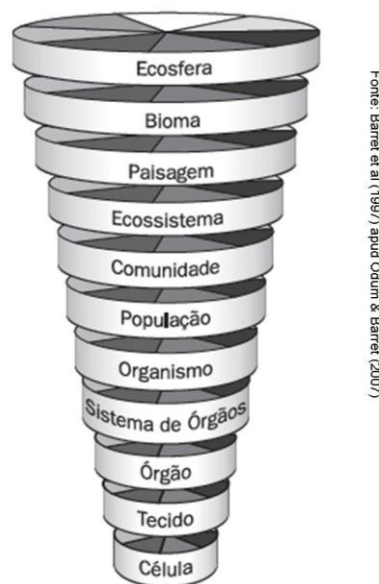


Figura 2: Hierarquia dos níveis de organização ecológica. (Fonte: Barret *et al.* (1997) *apud* Odum & Barret (2001).

Em relação ao entendimento do conceito de sistema, segundo Skyttner (2001), a Teoria Geral de Sistemas, base da hierarquia proposta por Barret, vê o global e não o atomístico; vê o complexo e não o simples; vê as interações entre as partes e não as causalidades lineares. O autor coloca que o denominador comum dos sistemas é a complexidade, a interação entre as partes componentes (os elementos) e a existência de um comportamento, de uma finalidade, de uma conduta sendo que a sua principal riqueza vem das interconexões, das interfaces entre os elementos e não do número de elementos constituintes.

Um sistema compreende um arranjo, em interações e transformações, com ciclo de vida previsto, que pode ser reformulado, não se deixando ir pelo mais provável, simplificado e acomodado, que termina por levá-lo à entropia ou até mesmo ao caos. Observa-se também que a dimensão ideal do sistema, seu objetivo e a sua finalidade são atributos, e não propriedades intrínsecas e que seu dinamismo pode levá-lo às emergências (novas propriedades de dentro para fora) ou à sua redução (Skyttner, 2001). Assim, segundo este autor "Sistema é um conjunto de elementos com funções próprias (não intercambiáveis) que interagem (trocam influências) e agem em conjunto (organizadamente) para atingir um ou mais objetivos".

As diferenças na intensidade e frequência de interação entre os componentes de um sistema podem levar à ordenação do sistema em uma hierarquia de níveis de organização. Um sistema hierárquico é composto por sistemas escalonados dentro sistema maior (King, 2005) e foi desenvolvido para analisar sistemas complexos e multiescalares (O'Neill *et al.*, 1988 A e B). Segundo Forman (1995), a Teoria da Hierarquia pode ser simplificada como um sistema de elementos ou unidades funcionais discretos ligados em duas ou mais escalas de operação.

O'Neill *et al.* (1986 e 1988 B e C, 1995) e King (2005) adotaram diagramas hierárquicos como representação da teoria, onde o nível de interesse será o **Nível 0**, que poderá ser dividido dentro de seus componentes (**Nível -1**), sendo por sua vez, controlados por um nível mais elevado (**Nível +1**). As interações entre os componentes (**Nível -1**) fornecerão explicações sobre o fenômeno do **Nível 0** e os componentes desse nível serão estudados para explicar os mecanismos operantes no **Nível +1**. Os níveis acima do **Nível +1** são tão maiores na escala espacial e temporal que são imperceptíveis pelos componentes do **Nível 0** tanto quanto os níveis inferiores ao **Nível -1** que são tão pequenos na escala espacial e temporal que são percebidos apenas ruídos pelo nível de interesse. Assim, os níveis acima do **Nível +1** e aqueles abaixo do **Nível -1** deverão ser ignorados na análise.



O nível superior fornece restrição e contexto, enquanto o nível inferior fornece mecanismos que devem se refletir em padrões de pequena escala e a mudança de nível se dá a partir da interação entre componentes e o aparecimento de um caráter emergente (Turner *et al.*, 2001 e O'Neill, 1995). É importante ressaltar que a forma funcional de processo do nível maior é diferente da forma funcional do um nível menor.

No estudo desenvolvido nesta tese pode-se, por exemplo, utilizar como nível focal a BHGM, como nível +1, a Mata Atlântica do Estado do Rio de Janeiro, e como nível -1, os mosaicos matriz-fragmentos existentes nas sub-bacias do rio Guapi-Macacu.

No Domínio Atlântico encontra-se o bioma Mata Atlântica (floresta pluvial tropical) composto pelo ecossistema de Mata Atlântica (florestas ombrófila e estacional) e pelos ecossistemas associados – restinga, manguezal e campos de altitude. A ambiguidade no uso destes dois conceitos - Domínio e Bioma - deve sempre ser evitada. Assim, no âmbito desta tese, o termo domínio Atlântico será utilizado quando for o caso e Bioma Mata Atlântica ou simplesmente Mata Atlântica (MA) quando referenciar o conjunto de ecossistemas terrestres presentes nesta região.

A MA é um complexo e exuberante conjunto de ecossistemas de grande importância para os sistemas naturais por abrigar uma parcela significativa da diversidade biológica do Brasil e pelo alto nível de ameaça à várias espécies existentes neste bioma. Ao lado de 34 regiões do planeta o bioma MA é considerado como um dos *hotspots* mundiais, ou seja, uma das áreas prioritárias para conservação de biodiversidade em todo o mundo (Mittermeier *et al.*, 2005).

O limite original do bioma Mata Atlântica estende-se por 17 estados do país (PI, CE, RN, PE, PB, SE, AL, BA, ES, MG, GO, RJ, MS, SP, PR, SC e RS), abrangendo cerca de 1.300.000 km<sup>2</sup> que corresponde a 15% do território nacional, chegando até áreas da Argentina e Paraguai (SOS Mata Atlântica ; INPE, 2009).

Embora este bioma ainda possua uma megadiversidade, ele vem sendo sistematicamente destruído desde o início da colonização europeia no Brasil (Tabarelli *et al.*, 2005, Mittermeier *et al.*, 2005 e Myers *et al.*, 2000). Foi a partir dos ciclos de exploração do período colonial e dos ciclos econômicos de desenvolvimento e integração nacional que se consumou o processo de intensa industrialização e urbanização na faixa originalmente ocupada pela MA e que ocasionou a drástica redução de sua vegetação natural, fragmentação do hábitat e perda da diversidade

(Mittermeier *et al.*, 2005). Apesar desta situação a MA ainda possui uma expressiva riqueza local de biodiversidade sendo destacada como recorde mundial em várias categorias (MMA, 2007).

A região ocupada pelo bioma MA, segundo SOS Mata Atlântica & INPE (2009), é de grande importância para o país, pois abriga mais de 67% da população brasileira, população esta localizada, em sua maioria, na região costeira do Brasil. Este percentual representa mais de 120 milhões de habitantes em mais de 3.400 municípios, sendo responsável por quase 70% do PIB nacional (IBGE, 2007) e 2.528 destes municípios possuem a totalidade dos seus territórios inseridos no bioma MA (SOS Mata Atlântica & INPE, 2009). No Estado do Rio de Janeiro (ERJ) o bioma MA ocupa cerca de 19,60 % de todo o estado, totalizando uma área de 861.441 ha (807.810 ha de florestas, 42.822 ha de restinga e 10.909 ha de mangue), segundo dados referentes a 2008 divulgados pela SOS Mata Atlântica e INPE em 2009.

Cabe ressaltar que alguns trechos significativos deste bioma foram reconhecidos como Patrimônio Mundial pela ONU e indicados como Sítios Naturais do Patrimônio Mundial e Reserva da Biosfera da Mata Atlântica pela UNESCO (Organização das Nações Unidas para a Educação, Ciência e Cultura) e Patrimônio Nacional na Constituição Federal de 1988.

Mesmo com redução de cerca de 8% da cobertura original o bioma MA não perdeu 50% de suas espécies, como era esperado, dado o grau de fragmentação existente e que se reflete na diminuição da relação espécies/área.

Talvez por que os efeitos da fragmentação não se fazem notar de imediato e as áreas, mesmo que alteradas na sua condição original, ainda permitem algum nível de intercâmbio de indivíduos, principalmente de espécies generalistas e entre diferentes comunidades e, desta forma, continuam mantendo uma fração significativa da diversidade original. Ou então, porque a dinâmica de extinções e colonizações em porções da MA, segundo as previsões de modelos de dinâmica metapopulacional, deve ser diretamente influenciada pela distribuição espacial dos fragmentos e pela permeabilidade da matriz (Pinto, 2006). Matriz para presente tese refere-se ao mosaico de habitats modificados pelo homem, tais como pastagens, culturas, plantações ou florestas em estágio inicial de regeneração, que circundam os fragmentos de floresta.

É importante evidenciar que as espécies endêmicas, além daquelas especialistas com maior requerimento de área, respondem muito mais rapidamente à dinâmica de fragmentação do que as generalistas, tanto que compõem, hoje, um conjunto bastante significativo de táxons

altamente ameaçados e com necessidade de proteção urgente em unidades de conservação (Grelle, 1999; Paglia, 2005).

Assim, resumidamente, pode-se dizer que a biodiversidade é regulada por vários fatores dispostos em diversas escalas, sejam eles fatores locais como, por exemplo, competição, predação, herbivoria, distúrbio, heterogeneidade de habitats, produção primária, ou fatores regionais como, por exemplo, a estabilidade climática e o tamanho da região ou da paisagem.

Além dos estudos sobre conservação de biodiversidade mais centrados nos efeitos da fragmentação do bioma MA sobre a fauna, tem-se desenvolvido, também, pesquisas sobre a estrutura física da floresta, sua composição taxonômica e ecológica e sobre persistência de plantas vasculares. Os resultados destas pesquisas demonstraram que, além da complexidade do tema, a fragmentação da paisagem natural afeta a quantidade e a qualidade do habitat disponível e, conseqüentemente, a sobrevivência de espécies, especialmente daquelas endêmicas, ameaçadas de extinção e especialistas em habitat (Pinto *et al.*, 2006).

A seguir, serão apresentados alguns conceitos importantes para o desenvolvimento da presente tese como ecologia, fragmentação, conectividade, restauração e planejamento da paisagem.

## 1.2 Ecologia de Paisagens

Etimologicamente, o termo paisagem tem origem do latim: *pagus*, que significa país, no sentido de lugar, determinado setor territorial. A partir do *pagus*, derivaram diversas outras formas, nas mais diferentes línguas. No Inglês e Alemão, originam de *land*, com o mesmo sentido, derivando *landscape* e *landschaft*, respectivamente. Nos dicionários da língua portuguesa, existem os seguintes significados: a imagem que representa a vista de um setor natural (significado pictórico); superfície terrestre, relevo de uma região em seu conjunto produzido ou modificado por forças geológicas (significado de território físico); e, finalmente, território ou parte da superfície terrestre que a vista pode observar simultaneamente, incluindo todos os objetos discernidos (visão global dos elementos do mosaico).

A Ecologia de Paisagens (EP) é considerada uma recente área de conhecimento, surgida entre os anos de 1930 e 1940, na Europa, inicialmente na Alemanha e Holanda, cujo enfoque inicial estava centrado nas questões geográficas que enfatizavam o uso e ordenamento do espaço

ocupado pelo homem (Metzger, 2001; Pivello & Metzger, 2007; Lang & Blaschke, 2009). Este ramo da ciência surgiu com forte influência da Geografia Humana e da Biogeografia, preocupada em desvendar padrões em macro-escala, sob a perspectiva do homem (Turner, 2005 A, B).

Nos anos de 1980, pesquisadores norte-americanos imprimiram um enfoque mais biológico à EP com a preocupação de relacionar padrões espaciais aos processos ecológicos em ambientes naturais ou modificados, percebidos por qualquer espécie biológica e não apenas pelo homem (Metzger, 2001 e 2010; Turner *et al.*, 2001; Turner 2005 A; Wiens & Moss 2005).

Dentro desse contexto, a conceituação da EP tem um aspecto dual, um mais voltado para geografia e outro para ecologia. A abordagem mais geográfica privilegia o estudo da influência do homem sobre a paisagem e o uso e gestão do território (Metzger, 2001 e Lang & Blaschke, 2009). A e outra, mais ecológica, segundo Metzger (2001) “ênfatisa a importância do contexto espacial sobre os processos ecológicos e a importância destas relações em termos de conservação biológica”.

Esses dois enfoques quando se mesclam formam uma nova abordagem da EP, mais integradora, sistêmica e holística. De acordo com Wiens (2005), esta abordagem é definida como uma ecologia espacialmente explícita, que estuda a estrutura e a dinâmica de mosaicos heterogêneos e suas causas e consequências ecológicas. A conceituação adotada por Metzger (2001) diferencia-se da proposta por Wiens (2005), por que esta enfoca a importância de se considerar que o fenômeno se dá segundo um observador e uma determinada escala de observação.

A Associação Internacional para Ecologia de Paisagens (IALE - *International Association for Landscape Ecology*), adepta de uma abordagem mais integradora, adota o conceito de que a EP é o estudo da variação espacial nas paisagens em várias escalas, produzida por alterações biofísicas e sociais e tendo como consequência a heterogeneidade da paisagem.

Segundo a IALE, a EP pode ser retratada por vários dos seus temas centrais, que são: o padrão espacial ou a estrutura de paisagens (do deserto às cidades); a relação entre padrões e processos nas paisagens; as relações entre as atividades humanas e os padrões, processos e mudanças de paisagens; e os efeitos de escalas e de perturbação na paisagem (IALE, 2009).

Cabe observar que as terminologias, conceitos e teorias, propostas e utilizadas em EP ainda apresentam certa ambiguidade, devido às divergências existentes entre as principais correntes que norteiam esta ciência e também por ser ainda muito nova.

De uma forma resumida, a EP representa um ramo da ciência que estuda o estabelecimento, desenvolvimento e dinâmica da heterogeneidade espacial da paisagem, suas interações espaço-temporais, suas influências nos processos bióticos, abióticos e antrópicos e seu manejo (Turner, 1989; Turner *et al.*, 2002; Barret & Peles, 1999). Uma das prioridades da EP é identificar e entender as relações entre padrões espaciais e processos ecológicos (Wu & Hobbs, 2002; Rutledge, 2003), o que permite entender melhor o efeito das alterações antrópicas na paisagem.

### 1.2.1 Abordagem geográfica da Ecologia de Paisagens

No início do século XIX, Alexander Humbolt, geo-botânico, foi o primeiro cientista a utilizar o termo paisagem no sentido de caracterização total de uma região terrestre. Alguns autores relatam que até os primeiros 20 anos do século XX o conceito de paisagem estava vinculado ao naturalismo. O termo ecologia de paisagem foi aplicado pela primeira vez em 1939, pelo biogeógrafo alemão Carl Troll, quatro anos após o conceito de ecossistema ser introduzido por Tansley.

É importante destacar que o marco inicial da ecologia de ecossistemas e da EP foi semelhante e consistia na observação das inter-relações entre o ambiente e a biota (inclusive o ser humano) e todos os seus aspectos, porém era nas definições dos objetos foco, ecossistema e paisagem, que divergiam.

Neste período pós-1940, surgiu a Teoria Geral de Sistemas Dinâmicos de Bertalanffy. Ela influenciou muito os cientistas da época a adotarem a abordagem sistêmica para conceituação de paisagem, em que não só o aspecto fisionômico era importante, mas também as trocas de matéria e energia dentro do sistema deveriam ser consideradas, levando assim à compreensão dos sistemas naturais a partir de sua estrutura e funcionamento (Forman, 1995; Metzger, 2001; Turner *et al.*, 2001, Turner, 2005 A e B; Guerra & Marçal, 2006; Lang & Blaschke, 2009).

Somente em 1950 foi que Troll e outros geógrafos desenvolveram os conceitos da abordagem geográfica da EP (Turner, 2005 B). Estes conceitos estavam centrados no planejamento da ocupação territorial, no estudo de paisagens fundamentalmente modificadas pelo homem e pelo enfoque de macro-escalas (espacial e temporal), visando à compreensão global da paisagem de forma integrada e holística para auxiliar o desenvolvimento de soluções para

problemas ambientais. Troll nomeou como ecótopos ou células da paisagem as unidades ou divisões mínimas da paisagem geográfica (Guerra & Marçal, 2006; Lang & Blaschke, 2009).

O conceito postulado por Troll enfatizava que a causa e efeito da heterogeneidade espacial é a relação da interação entre os padrões espaciais e os processos ecológicos através do alcance das escalas (Turner *et al.*, 2002), e que ainda é considerado uma realidade.

No período pós-1960, Sotchava, cientista russo, estabeleceu outro marco para entendimento e conceituação da EP, que consistiu num estudo centrado na compreensão dos modos e dos níveis de organização de sua estrutura, denominado Geossistema. A escola soviética de ecologia de paisagens foi preponderante para adoção da abordagem sistêmica para esta área do conhecimento (Guerra & Marçal, 2006). O termo geossistema descreve a esfera físico-geográfica que apresentava características de um sistema, com base no fato de que as “geosferas” terrestres estariam inter-relacionadas por fluxos de matéria e energia e que os geossistemas são sistemas territoriais naturais, que se distinguem no universo geográfico, constituídos de componentes naturais inter-condicionados e inter-relacionados em sua distribuição e se desenvolvem no tempo, como parte do todo, e estão estruturados em diversas ordens dimensionais (Sotchava, 1977).

Embora os geossistemas sejam essencialmente fenômenos naturais e não envolvam diretamente em sua concepção aspectos antropogênicos, todos os fatores econômicos e sociais que influenciam sua estrutura foram levados em consideração durante o estudo e a análise desenvolvida por Sotchava (Sotchava, 1977; Guerra & Marçal, 2006).

Na escola francesa de ecologia de paisagens destacam-se os cientistas Tricart, geógrafo, e o biogeógrafo Bertrand. Tricart conceitua paisagem como uma dada porção perceptível a um observador onde se inscreve uma combinação de fatos visíveis e invisíveis e interações as quais, num dado momento, não é percebido senão o resultado global (Tricart, 1977).

Dos sistemas hierárquicos de classificação de paisagens, a proposta de Tricart é uma das mais antigas. Esta proposta foi publicada num tratado metodológico de geomorfologia em 1965, na França, onde era apresentada a classificação para toda superfície terrestre dividida em oito ordens de grandeza espacial, centradas em características geomorfológicas. Os primeiros quatro níveis são considerados como globais e ligados à estrutura: e os outros quatro, como regionais, diretamente relacionados ao clima, modelados de erosão e sedimentação (Guerra & Marçal, 2006).

Tricart (1977) propôs uma classificação ecodinâmica do ambiente baseada na intensidade, frequência e interação dos processos evolutivos, possibilitando uma abordagem dialética da paisagem, faltante na teoria bio-resistásica de Erhart. Esta teoria serviu como base para a proposta de classificação de geossistemas de Bertrand (1971).

A delimitação ecodinâmica das unidades ambientais estava também baseada na teoria dos sistemas, que considera o ambiente em equilíbrio dinâmico como sendo estável, e o ambiente em desequilíbrio, instável, devido a sua alteração (temporária e permanente) causada pelo homem.

Para Bertrand, o conceito de ecodinâmica indicava um modelo de avaliação integrado das unidades territoriais, com base no balanço morfogênese/pedogênese, propiciando sua classificação quanto aos graus de instabilidade. Este conceito assume que as trocas de energia e matéria na natureza processam-se em relações de equilíbrio dinâmico. Assim, as áreas em que prevalecem os processos morfogenéticos são entendidas como instáveis e os de pedogênese são consideradas estáveis.

Tricart considera que há uma passagem gradual entre um meio estável e um meio instável, pois como a paisagem é um contínuo, não existem cortes. Então, quando existe equilíbrio entre os dois processos ou quando existe permanente interferência dos mesmos, a área é considerada de estabilidade intermediária. Este autor classificou as Unidades Ecodinâmicas em três categorias: meios estáveis, meios intermediários e meios fortemente instáveis (Tricart, 1977; Guerra & Marçal, 2006).

Bertrand segue a linha de Troll e define EP como “certa porção do espaço, o resultado da combinação dinâmica, portanto instável, de elementos físicos, biológicos e antrópicos, que reagindo dialeticamente uns aos outros, formam um conjunto único e indissociável, em perpétua evolução” (Bertrand, 1971). Esta conceituação foi totalmente influenciada pelos conceitos de ecossistema e de geossistema, estabelecendo então uma integração efetiva entre as duas abordagens e indicando a importância da interdisciplinaridade em estudos realizados numa mesma área. Segundo Pissinati & Archela (2009), Bertrand afirmava, desde o início dos anos 1970, que não adiantaria uma equipe de especialistas de áreas diferentes desenvolverem um trabalho sobre o mesmo local, se não houvesse um diálogo entre os procedimentos e os resultados. É necessário trabalhar com a interdisciplinaridade. Ele valorizava também a visão holística da paisagem (síntese), contrapondo-se à análise compartimentada, que era comumente encontrada na Geografia naquele período (Pissinati & Archela, 2009; Bertrand, 1971).

Bertrand trabalhava com unidades geográficas globais organizadas em níveis. Sua classificação da paisagem comporta seis níveis espaço-temporais, dividida em unidades superiores e inferiores. As unidades superiores são constituídas por zona, domínio e região e unidades inferiores, por geossistema, geofácies e o geótopo (Guerra & Marçal, 2006 e Lang & Blaschke, 2009). A delimitação das classes deve ser realizada pelo pesquisador e serve apenas como uma forma de aproximação da realidade geográfica, de acordo com a escala adotada.

Cabe ressaltar que o geossistema é formado, geralmente, por paisagens diferentes que representam os estágios de sua evolução (Bertrand, 1971).

As escolas russa e alemã influenciaram Bertrand em sua definição de geossistema, na qual foi incorporada ao conceito original do “complexo territorial natural” a dimensão da ação antrópica. Assim, o geossistema para Bertrand representa uma categoria espacial com componentes relativamente homogêneos, cuja estrutura e dinâmica resultam da interação entre o potencial ecológico, a exploração biológica e a ação antrópica (fig. 3).

O potencial ecológico é caracterizado pelos seguintes processos: geológicos (e.g., natureza e estrutura das rochas e dos mantos superficiais, etc.), geomorfológicos (e.g., classe de relevo, valor do declive, dinâmica das vertentes, etc.), climatológicos (e.g., precipitação, temperatura, etc.), hidrológicos (e.g., lençóis freáticos epidérmicos e nascentes, pH das águas, tempos de ressecamento do solo) e pedológicos. A exploração biológica representa o potencial biótico (da flora e da fauna naturais) e a ação antrópica, os sistemas de exploração socioeconômicos.

O geossistema é formado, na maior parte do tempo, por paisagens diferentes que representam os diversos estágios de sua evolução. Na análise geossistêmica, o geossistema é uma categoria de sistemas territoriais regido por leis naturais, modificados ou não pelas ações antrópicas. Pode-se admitir que exista, na escala considerada, uma sorte de “contínuo” ecológico no interior de um mesmo geossistema, enquanto que a passagem de um geossistema ao outro é marcada por uma descontinuidade de ordem ecológica. (Bertrand, 1971; Guerra & Marçal, 2006 e Lang & Blaschke, 2009).



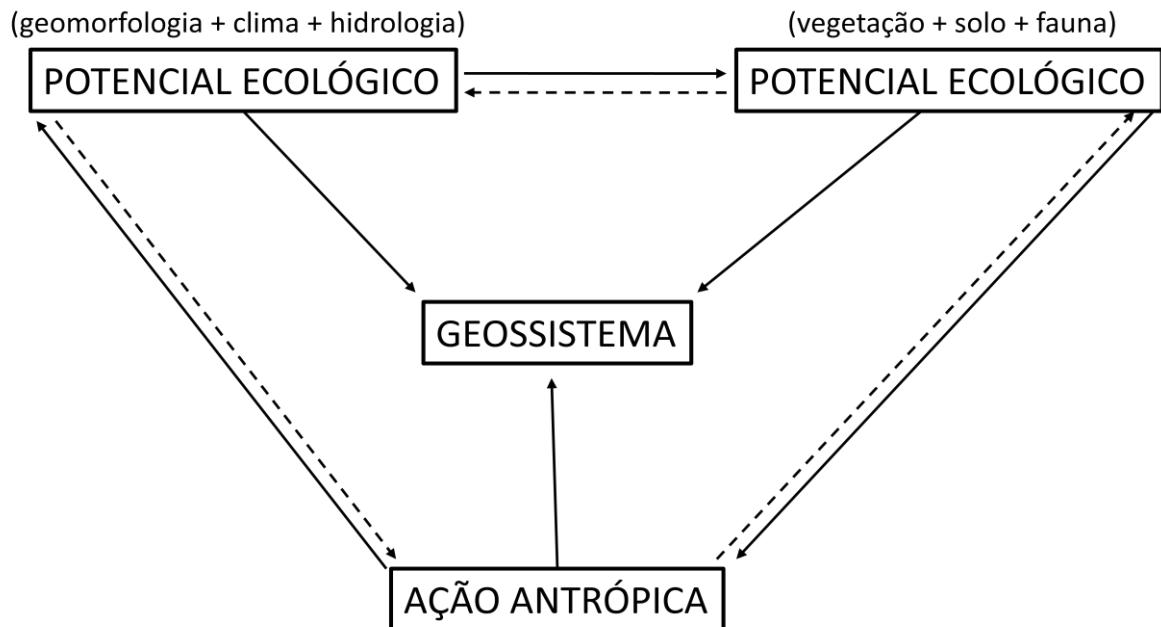


Figura 3: Esquema de uma definição teórica de geossistema. Modificado de Bertrand (1971).

Segundo Bertrand (1971), o geossistema está em seu clímax quando há um equilíbrio entre o potencial ecológico e a exploração biológica, mas este é um caso relativamente raro. Isto se dá devido ao geossistema ser um complexo essencialmente dinâmico e o potencial ecológico e a ocupação biológica serem dados instáveis que variam tanto no tempo como no espaço, e mesmo em um espaço-tempo muito longo o “clímax” está longe de ser sempre realizado.

Geofácies estão localizadas hierarquicamente abaixo de geossistema e corresponde a um setor fisionomicamente homogêneo onde se desenvolve uma mesma fase de evolução geral do geossistema. Assim, como para o geossistema, pode-se distinguir em cada geofácies um potencial ecológico e uma exploração biológica. Na superfície de um geossistema, as geofácies desenham um mosaico mutante cuja estrutura e dinâmica traduzem fielmente os detalhes ecológicos e as pulsações de ordem biológica. O estudo dos geofácies deve sempre ser recolocado nessa perspectiva dinâmica. O geótopo representa o refúgio de biocenoses originais, às vezes relictuais ou endêmicas, e este complexo biótopo-biocenose corresponde a menor unidade geográfica homogênea diretamente discernível no terreno (Bertrand, 1971).

Para Bertrand (1971), a vegetação aparece como a expressão das características geocológicas da paisagem, ou seja, a vegetação aparece como o principal elemento integrador e sintetizador da paisagem, que traduz, *a priori*, as suas descontinuidades objetivas. Entretanto, a

fitofisionomia apenas não se constitui como a melhor representação do funcionamento da paisagem. Por conta disso, o autor escolhe uma tipologia dinâmica que classifica os geossistemas em função de sua evolução e que engloba todos os aspectos da paisagem. Esta classificação leva em consideração o estágio evolutivo da paisagem, sua situação em relação ao clímax e o sentido geral da sua dinâmica (progressiva, regressiva ou estável). Esta classificação tipológica dinâmica para os geossistemas deveria ser, segundo ele, definitivamente colocada na dupla perspectiva do tempo e do espaço. No tempo, refere-se à herança histórica dos geossistemas e no espaço, considera-se a justaposição dos geossistemas. Sua classificação comporta dois grupos, os geossistemas em bioestasia e os geossistemas em resistasia, como podemos ver na tabela 2.

Tabela 2 – Classificação de Bertrand para Geossistemas (adaptada de Guerra e Marçal, 2007).

GEOSSISTEMAS EM BIOSTASIA	<ul style="list-style-type: none"> <li>a) Geossistemas climáticos, plesioclimáticos ou subclimáticos</li> <li>b) Geossistemas paraclimáticos</li> <li>c) Geossistemas degradados com dinâmica progressiva</li> <li>d) Geossistemas degradados com dinâmica regressiva</li> </ul>
GEOSSISTEMAS EM RESISTASIA	<ul style="list-style-type: none"> <li>a) Geossistemas com geomorfogênese natural</li> <li>b) Geossistemas regressivos com geomorfogênese ligada à ação antrópica</li> </ul>

Em 1978, em outro artigo, Bertrand difere a “paisagem” do “geossistema” e do “ecossistema”, distinguindo os dois últimos como produções naturalistas relacionadas “mais ou menos” com aspectos sociais (impactos antrópicos), e a paisagem como uma análise social, que incorpora o natural finalizado, ou seja, a base natural já trabalhada pela ação das sociedades nas suas diversas maneiras.

O “geossistema” e o “ecossistema” são conceitos quantificáveis (concretos) fundamentados sobre medidas e estabelecimento de balanços energéticos (sistemas abertos)

(Bertrand, 1978; Bólos, 1992) e são conceitos espaciais (*chorologiques*), enquanto a paisagem é um processo, um produto do tempo e, mais precisamente, da história social (Bertrand, 1978).

Bólos (1981), como Bertrand, também se propunha a analisar a paisagem de forma integrada. De acordo com esta autora, a paisagem integrada constituía-se de uma área geográfica, unidade espacial, cuja morfologia integra uma complexa inter-relação entre a litologia, estrutura, pedologia, flora, fauna, sob ação constante da sociedade, que a transforma. Portanto, paisagem representa o espaço geográfico no qual as intervenções da sociedade alteraram-se ao longo do tempo e sua dinâmica e evolução são determinadas por processos políticos, econômicos e culturais. Para Bólos (1992) o geossistema seria composto pelos subsistemas abiótico, biótico e organizado pelo homem, e entre estes subsistemas estariam as zonas de transição, denominadas "interfácies".

Para a abordagem geográfica, a partir da década de 1980, segundo Guerra & Marçal (2006), a orientação mais moderna estava centrada na complexidade crescente existente entre os sistemas ambientais adotada pela Teoria do Caos e da Complexidade.

No âmbito da abordagem geográfica a relação existente com o ecossistema restringe-se, por vezes, somente à tipificação da cobertura vegetal, e, em outros casos também alguns aspetos de ecologia humana.

Cabe destacar, também, a dificuldade encontrada pelos autores em definir inequivocamente "paisagem". Atualmente este termo admite polissemia e a dificuldade em conceituá-lo reside, principalmente, em dois aspectos: na hipertrofia de utilização do termo, isto é, fala-se em paisagem desde o cidadão comum, da rua, até o cientista mais especializado; e nas acepções redutoras, isto é, significados ou interpretações curtas para o termo paisagem.

Para Christofolletti (1999), a paisagem como campo de investigação da Geografia permite que o espaço seja compreendido como um sistema ambiental, físico e socioeconômico que possui uma estruturação, um funcionamento e uma dinâmica dos elementos físicos, biogeográficos, sociais e econômicos. Portanto, a paisagem pode ser compreendida não somente como somatório dos elementos físicos e biológicos que formam a natureza, mas acrescida das intervenções efetuadas pelas sociedades no tempo e no espaço, e pela sua integração. Essas mudanças espacializam-se em processo dinâmico e estão atreladas às necessidades e aos interesses políticos e socioeconômicos nas áreas que sofreram intervenções.

A aplicação da abordagem geográfica no estudo da paisagem está no entendimento de como se comporta o arranjo dos elementos naturais em determinada condição temporal e como este reage à intervenção da sociedade, quando da implantação de uso e ocupação do solo, no espaço em que ocupa ou no entorno, alterando sua estrutura interna e dando origem a novas paisagens.

De uma forma sintética, a paisagem para a abordagem geográfica da EP é vista como o produto da interação da sociedade com a natureza, principalmente nos conceitos mais integradores, e sua unidade de paisagem é aquela que integra em uma unidade espacial a forma de relevo (inclusive solo e litologia) e suas inter-relações com os elementos abióticos, bióticos e socioeconômicos que transformam a superfície da terra.

### 1.2.2 Abordagem ecológica da Ecologia de Paisagens

Esta abordagem mais ecológica da EP surgiu nos Estados Unidos no início dos anos 1980, capitaneada por ecólogos e biogeógrafos que tentavam adaptar a teoria de biogeografia de ilhas para planejamento de conservação de áreas no continente. A construção desta abordagem foi também influenciada diretamente pela ecologia de ecossistemas, pelos conceitos de modelagem e pela análise espacial [imageamento remoto e aerotransportado, sistemas de informação geográfica (SIG) e geoestatística].

Ela está mais focada nas unidades naturais de paisagem, visando à conservação e ao manejo da diversidade e dos recursos naturais, sem estar voltada obrigatoriamente para análise em macro-escalas e aspectos antrópicos. Está mais direcionada para análise do padrão espacial e processos ecológicos [deslocamento de animais, dispersão de espécies (vegetais e animais), hábitat, populações, metapopulações, dentre outros].

Um mosaico de paisagem é considerado aqui como um conjunto de hábitats com condições mais ou menos favoráveis para a espécie ou comunidade estudada e é dependente da escala de ação/percepção da espécie/comunidade em tela. Assim, a definição das unidades de paisagem e da extensão do mosaico depende das espécies em questão, isto é, um mesmo espaço geográfico pode ser percebido como paisagens totalmente diferentes dependendo de suas respectivas características (Metzger, 2001). Neste momento, então, se delinea um dos problemas centrais desta abordagem, que consiste na definição da menor unidade de estudo de paisagem.

Segundo Pivello & Metzger (2005), a partir da década de 1980, uma série de eventos impulsionou o desenvolvimento da Ecologia de Paisagens, que foram: a criação da Associação Internacional de Ecologia de Paisagens (IALE), em 1981, e da *Landscape Ecology* (revista da mesma Associação), em 1987; a realização dos congressos internacionais quadrienais da IALE, desde 1981; a realização de *workshop* sobre Ecologia de Paisagens, em 1983, nos Estados Unidos e a publicação de um artigo-síntese resultante das discussões na revista *BioScience* (Urban *et al.*, 1987); e a publicação dos primeiros livros-texto de Ecologia de Paisagens (Forman & Godron, 1986; Naveh & Lieberman, 1994).

O desenvolvimento e aprimoramento, nestas três últimas décadas, das geotecnologias que dão suporte à análise espacial como, por exemplo, sensores remotos imageadores e aerotransportados de melhor resolução espacial, sistema global de posicionamento (GPS), *hardware* e *softwares* de geoprocessamento comerciais, deram também um grande impulso à EP. Este impulso permitiu uma rápida diversificação de temas, métodos e aplicações científicas nesta área (Wu & Hobbs, 2002; Turner, 2005 A e B; Lang & Blaschke, 2009).

De acordo com Malanson (1993), a diferença existente entre a biogeografia e EP consiste que a primeira tentou explicar os padrões espaciais somente calcados nos processos espaciais, já a ecologia de paisagens considera a natureza dialética entre padrões e processos espaciais, podendo assim o mosaico controlar o fluxo de energia, matéria e informações se adequando as mudanças.

Para Manning *et al.* (2004), a paisagem deve ser vista como um mosaico integrado de diferentes usos da terra ao invés de “ilhas”, como defendido na biogeografia, levando sempre em consideração a escala espacial do evento e de sua análise.

Abordagem ecológico-geográfica proposta por Metzger (2001) apresenta a EP como uma combinação entre o estudo funcional (ecológica) e análise espacial (geográfica), sendo a problemática central o efeito da estrutura da paisagem (padrão espacial) nos processos ecológicos dando maior ênfase às relações horizontais. Assim, ecologia da paisagem pode ser entendida como uma ecologia de interações entre unidades de paisagem. O grande desafio desta área da ciência, para o autor, está no estabelecimento de uma teoria de mosaicos onde se pretenda explicar, baseado no modelo mancha-corredor-matriz proposto por Forman, em 1995, como os diferentes padrões espaciais de suas unidades influenciam o seu próprio funcionamento.

A EP ainda se encontra numa fase de organização e solidificação de conceitos, seja por ser recente, seja por tentar reunir duas abordagens. Ela chega ao século XXI ainda com

necessidade de definir seus principais caminhos e prioridades, e de testar e redefinir sua base conceitual (Wu & Hobbs, 2002; Turner, 2005 A, B). Em abril de 2001, ocorreu o XVI Simpósio Anual do Capítulo Norte-americano da Associação Internacional para Ecologia de Paisagens (IALE), o foco principal dos debates foi este assunto, sendo o resultado destas discussões organizado e resumido por Wu & Hobbs (2002). Neste artigo, os autores contribuem na caracterização da EP agrupando-a em dez eixos principais, os atuais temas de pesquisa e também indicando direções para o desenvolvimento dessa área do conhecimento. Turner (2005 A), também elaborou uma revisão sobre o estado da arte e futuros caminhos da EP.

De acordo com Naveh (2000), métodos holísticos de planejamento e gestão da paisagem foram desenvolvidos e amplamente aplicados na República Checa, na Eslováquia, na Alemanha, na Dinamarca e na Holanda. A aceitação destes desenvolvimentos científicos inovadores pela comunidade científica de EP pode ser dificultada devido à tendência de muitos cientistas em se apegar rigidamente ao sentido habitual de controle e segurança freando muitas vezes a mente criativa de se envolver livremente em novos arranjos onde “cada coisa que não pode ser contada, conta, mas há muitas coisas que não podem ser contadas, o que contar” (Egler, 1970; Naveh, 2000). Isto é especialmente verdadeiro para aqueles paradigmas fundamentados em um estreitamento da visão reducionista-mecanicista e percepção da ciência positivista, ignorando a visão cultural e as questões socioeconômicas e psicológicas que abrangem a EP (Naveh, 2000).

O reconhecimento da dinâmica e sistemas instáveis ou das estruturas dissipativas, em que a ordem e desordem surgem nas relações íntimas, demonstra que seus estados de não equilíbrio, que parecem caóticos, passam por processos de dissipação de energia e de entropia, até que finalmente assumem novos padrões de eventos coerentes. Assim, a ordem e a informação emergem e um novo equilíbrio metaestável é estabelecido (Prigogine, 1980; Naveh, 2000).

Este novo contexto evolutivo é essencial para uma compreensão mais completa das mudanças dinâmicas que ocorrem nas paisagens e que são submetidas atualmente como parte da evolução cultural da sociedade. Naveh e Lieberman (1994) propuseram uma abordagem holística de sistematização do ambiente, baseada na postulação do ecossistema humano total (EHT), na qual as paisagens são mais que áreas de ecossistema determinado, delimitado por km<sup>2</sup>. Paisagens congregam os aspectos físicos, ecológicos e culturais existentes na área estudada, respeitando as relações de escalas. O ecótopo representa a menor unidade de paisagem medida na Terra e EHT

pode ser considerado o conceito global de supersistema considerando o aspecto físico – geosfera como os aspectos culturais e mentais – e noosfera (Naveh, 2000).

Segundo Naveh (2000), as abordagens modernas adotam os sistemas de interação ecológica em que os elementos são acoplados entre si por mútuo acordo, sendo a maior parte através de relações cibernéticas não lineares e às vezes até relações caóticas. Assim, se um elemento for afetado todos os outros serão afetados, direta ou indiretamente em maior ou menor grau, independentemente da natureza do desenvolvimento físico, químico, biológico ou cultural (causada pelo homem) ou de outras forças que afetam as relações de rede. Desta forma, quando detectamos realimentação com *loops* negativos significa que existe uma mútua contenção e desvio contrário do sistema no qual a paisagem compensa as mudanças das condições ambientais por auto-adaptação visando à estabilização do sistema. Mantendo assim sua resistência em um mundo em mudança. Quando o *feedback* apresenta *loops* positivos existe um reforço mútuo do sistema que permite a reorganização da paisagem através das propriedades de auto-regulação e auto-organização. As relações de interação dinâmica de rede em paisagem criam propriedades emergentes qualitativas de sistemas e que não podem ser compreendidas e analisadas separadamente (Naveh, 2000).

A força da ecologia de paisagem holística, segundo Naveh (2000), reside na sua capacidade de compreender e lidar com paisagens como parte integrante do desenvolvimento de processos físico, químico, biológico, ecológico e sociocultural, que determinam o nosso destino e também a sobrevivência global.

No período de 1970-1980, a Ecologia de Paisagens estabeleceu-se no Brasil adotando um caráter mais geográfico e somente nos anos de 1990 é que os pesquisadores começaram a trabalhar com abordagens mais voltadas para os processos ecológicos (Paese & Santos, 2004 A e B). Os pesquisadores brasileiros, como os da comunidade internacional, também apresentavam a necessidade de conhecimento dos principais caminhos e eixos de pesquisa, e quais os temas prioritários ao avanço desta área da ciência. Mudanças significativas foram percebidas a partir de 1995. Entretanto, segundo Pivello & Metzger (2007), a produção científica do país nesta área ainda é muito pequena e, de acordo com pesquisa que realizaram, representa cerca de 1% das publicações mundiais, sendo este panorama dominado pelos norte-americanos (Figura 4).

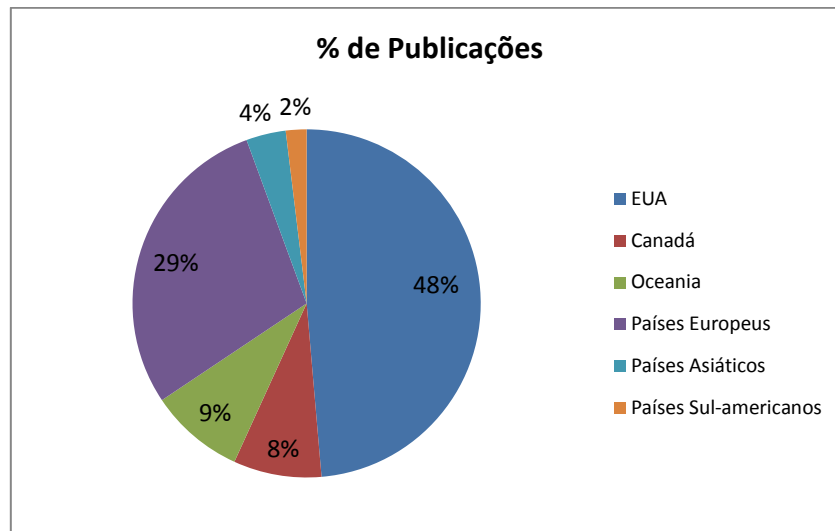


Figura 4: Percentual de publicações sobre Ecologia de Paisagens no mundo. Fonte: Pivello & Metzger (2007).

Conforme evidenciado neste estudo, temas importantes na EP como, por exemplo, a dinâmica de comunidades sob diferentes escalas da paisagem, fluxos de organismos na paisagem e a dinâmica não linear de paisagens complexas não estão sendo tratados no Brasil com o devido aprofundamento teórico. A visão mais aplicada das pesquisas também não tem considerado temas importantes como a otimização de padrões da paisagem, visando à maximização da conservação da biodiversidade (Pivello & Metzger, 2007).

Existem algumas iniciativas de integração das duas abordagens como em Metzger (2001) e Naveh (2000), já apresentadas neste capítulo, e a proposta de Forman (1995). Forman tem defendido uma perspectiva que combina elementos, dos pontos de vista europeu e norte-americano, quando liga a ênfase ecológica no padrão de relações com o amplo processo das atividades humanas e a percepção de paisagens. Esta visão integrada destaca a importância da população nas paisagens e da ecologia da paisagem para uso do solo e gestão de recursos ambientais, incluso os humanos. É na linha mestra alicerçada pela integração das abordagens desses três autores que a presente tese se desenvolve.

É importante destacar as teorias complementares à ecologia de paisagens que atuam direta ou indiretamente relacionadas com a EP, que são: teoria de Biogeografia de Ilhas, teoria de modelos metapopulacionais, teoria da geometria fractal, teoria da percolação e teoria da auto-organização crítica.



A teoria de Biogeografia de Ilhas, de MacArthur & Wilson (1963, 1967), foi um paradigma para a criação de unidades de conservação nas décadas de 1970. Devido à crescente preocupação com a fragmentação de habitats, foi muito natural traçar uma analogia entre os fragmentos e as ilhas. Desta maneira, a biogeografia de ilhas foi prontamente aceita pelos ecologistas da época.

A teoria era aplicada no projeto de reservas naturais em paisagens terrestres, gerando um longo debate entre os ecologistas sobre se era melhor preservar um único fragmento grande ou vários fragmentos pequenos. Um fragmento grande preservaria um maior número total de espécies, mas ele poderia ser devastado inteiro com um único evento catastrófico. Em contraste, os fragmentos pequenos poderiam abrigar menos espécies, mas haveria uma probabilidade maior de ao menos, um deles sobreviver a um evento catastrófico, possibilitando assim uma colonização dos demais. Outra discussão em relação a este assunto foi sobre quais espécies estariam presentes em grandes e pequenos fragmentos.

A escala é um fator de suma importância para a ecologia, principalmente para EP, e que será abordada com mais detalhe no item 1.2.3. Estudos de dinâmica de populações, em sua maioria, abordam tanto a escala quanto os processos apenas localmente e foi com a introdução dos novos conceitos trazidos pela teoria de metapopulações (Levins, 1969; Hanski & Gilpin, 1991 e Levin, 1992) que os processos em escala regional passaram a ser valorizados, mostrando que a persistência de algumas espécies na paisagem dependia de uma dinâmica regional.

De acordo com o modelo clássico de Levins (1969), metapopulação representa um conjunto de subpopulações interconectadas que funcionam como uma unidade demográfica, na qual a conexão se dá através da migração de indivíduos (entre as subpopulações locais) sendo a persistência desse conjunto dependente da dinâmica de extinções e recolonizações locais. Estas idéias demonstraram a importância que o contexto espacial pode ter na dinâmica de uma população local, incorporando as populações vizinhas, assim como os processos regionais, tal como a migração, que podem estar unindo estas populações.

A estrutura da metapopulação consiste então em uma grande rede de pequenas manchas similares nas quais a dinâmica local ocorre em escalas de tempo menores do que a dinâmica de toda a metapopulação. Uma interessante aplicação da teoria de metapopulações tem sido a avaliação do efeito da destruição de habitat na dinâmica populacional regional.

A destruição de hábitat, em termos metapopulacionais, equivale à destruição de manchas de hábitat e à eliminação de lugares que suportam uma subpopulação de uma metapopulação. O modelo metapopulacional de Levins é espacialmente implícito, ou seja, os processos de colonização e extinção em manchas da paisagem são independentes de sua localização, da distância entre os fragmentos e da permeabilidade da matriz. Locais que estão a grandes distâncias dos vizinhos têm a mesma probabilidade de extinção e colonização que as manchas mais próximas umas das outras. Dentre os modelos de metapopulações mais conhecidos, de acordo com Lang & Blaschke (2009), são o espacialmente implícito - *Stepping Stone*, o espacialmente realístico e o de fontes e dreno (*Source and Sink*).

A teoria da geometria fractal apresentou a complexidade matemática da natureza que não pode ser medida, muitas vezes, somente pela dimensão topológica (matemática euclidiana), mas sim complementarmente através da dimensão fractal. Esta dimensão pode assumir valores fracionários, diferentemente da topológica, representando o grau de complexidade de uma forma, sendo variáveis de acordo com a escala adotada, ou uma medida do grau de fragmentação de um objeto ou conjunto. Esta teoria identificou classes de padrões que se mantêm similares numa ampla faixa de escalas. Se os pressupostos da teoria fractal são satisfeitos, é possível extrapolar os padrões espaciais ao longo das escalas, permitindo assim uma previsão dos padrões de escala ampla a partir de medidas em escala mais fina. Um exemplo de aplicação da geometria fractal para estudos de paisagem consiste na utilização da dimensão fractal como identificador da interferência humana nos padrões de paisagem a partir da análise das bordas e do volume dos fragmentos.

A Teoria da Percolação consiste na quantidade mínima de hábitat necessária numa determinada paisagem para que uma espécie, que não tem capacidade de sair do seu hábitat, possa cruzar a paisagem de uma ponta a outra (Metzger, 2010). Esta teoria foi desenvolvida no âmbito da física para solucionar questões sobre a quantidade mínima de material condutor necessário para prover condutividade elétrica, e agora é amplamente utilizado em ecologia para questões de conectividade biológica (Metzger, 2010). Ela confronta os padrões espaciais com sistemas construídos randomicamente e sua aplicação em estudos da paisagem tem criado correlações do tamanho, forma e conectividade dos hábitats com o percentual de paisagem ocupado por cada tipo de hábitat. Pela teoria da percolação geram-se padrões na ausência de

processos específicos e a comparação dos mapas randômicos com as paisagens reais fornece um modelo neutro capaz de definir fugas significativas do padrão aleatório.

A Teoria da Auto-organização critica os sistemas abertos e complexos (com muitos componentes independentes), que podem ser descritos através de estatística sofisticada, ordenada em muitas ordens de magnitude. Recentemente, essa teoria tem sido aplicada em ecossistemas (ex.: aberturas de dossel em florestas tropicais, cursos de rio e coevolução em comunidades).

Para Naveh (2000), um dos maiores desafios para EP é o estabelecimento da abordagem holística e de sua visão como ciência transdisciplinar, bem como a inclusão de novas ordens envolvendo valores naturais intrínsecos, saúde e integridade da paisagem, sua auto-organização e o entrelaçamento das abordagens do EHT. Com a ajuda de modelagem de sistemas dinâmicos, cenários futuros e outros métodos de integração, seria então possível lidar holisticamente com o complexo natural e os padrões culturais. Isto pode ser conseguido através da síntese e quantificação dos processos de paisagem e das interações e dinâmicas naturais e socioeconômico-culturais.

De uma forma geral, as limitações da EP consistem na dificuldade logística para realização de atividades de campo em escala ampla e na dificuldade de obter réplicas. Para contornar esses problemas, os ecologistas de paisagens têm aproveitado criticamente eventos que perturbam a paisagem em ampla escala, sejam eles provenientes de fenômenos naturais (ex.: furacões, erupções vulcânicas e incêndios florestais) ou de práticas de manejo (ex.: mudança de uso das terras e manejo de madeira).

A abordagem de ecologia de paisagens integrada quer mostrar que a disposição espacial de suas unidades (nível N-1) condiciona o funcionamento da paisagem (N) e que não obedece, necessariamente, a níveis reconhecidos em ecologia, isto é, não esta acima de ecossistema. Assim, os ecossistemas não serão necessariamente as unidades da paisagem (nível N-1). Para abordagem ecológica, as unidades são os conjuntos de habitats presentes nos ecossistemas; e para geográfica, são as classes de uso e cobertura ou o conjunto de dados físicos da Terra, sendo que nenhuma delas possui propriedades sistêmicas como o ecossistema.

Antrop (2000) sugeriu haver um relacionamento muito importante entre os conceitos de EP que as duas escolas utilizam, principalmente os ecólogos e planejadores, e que a abordagem integradora (fig. 5) pode apropriar-se, assim, do uso da terra, da estrutura espacial e dos padrões de mudança, que representam um núcleo comum entre as abordagens de EP. Este núcleo comum

é apenas parte da visão mais integradora da EP, porém a conceituação mais ampla da EP ainda está distante de ser alcançada, tanto na teoria como na prática, mas deve ser incessantemente perseguida para que seja efetivada a integração holística do conceito.

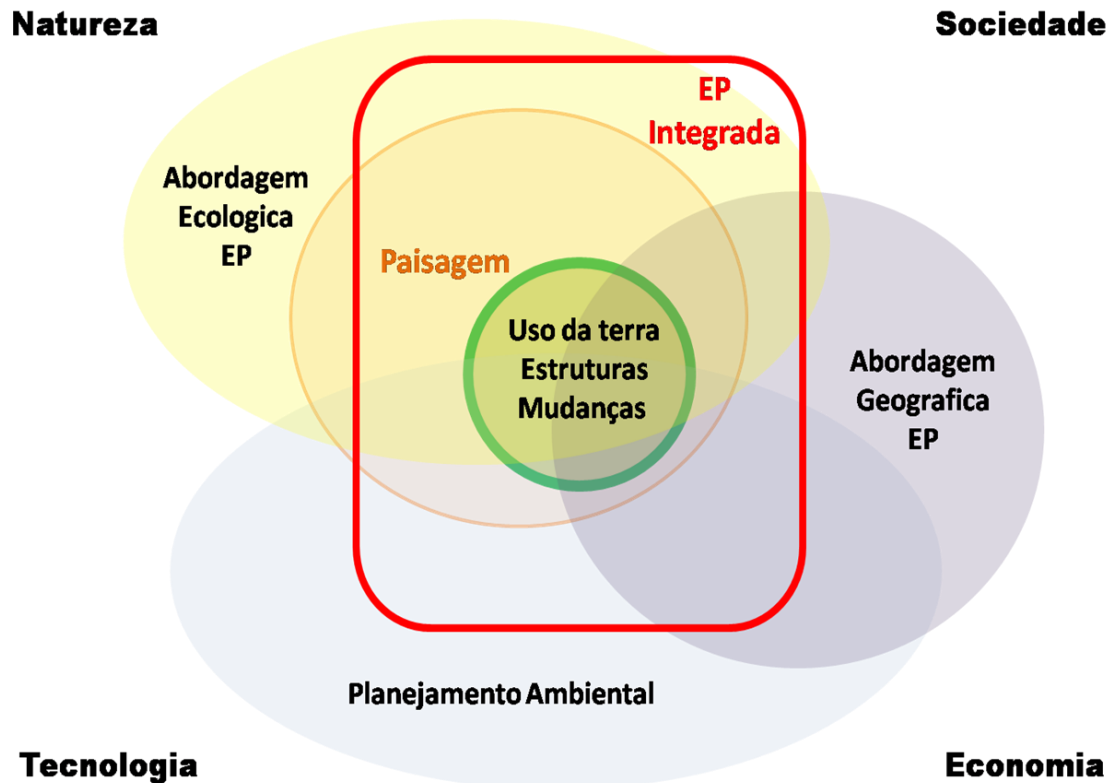


Figura 5: Principais conceitos comuns entre as diferentes abordagens de EP (adaptado de Antrop,2000).

### 1.2.3 Escala

A questão de escala sempre foi muito importante para ciências ambientais de um modo geral e principalmente em relação ao estabelecimento de uma definição comum do que seja escala grande ou pequena para um determinado evento ou ocorrência. Dependendo do fenômeno estudado o que pode ser definido como escala pequena para uma abordagem científica pode perfeitamente ser escala grande para outro evento, tal fato é comum em estudos ecológicos ou ambientais (Menezes & Coelho Neto, 2009).

Segundo Lang & Blaschke (2009), a definição de escala específica para paisagem é um assunto muito controverso entre os pesquisadores, pois os europeus, principalmente os alemães, defendem que a escala de paisagem é definida pela interação humana (áreas de alguns

quilômetros até dezenas de quilômetros de diâmetro) e que também corresponde com a visão proposta por Forman e Godron (1986). Já os pesquisadores norte-americanos, segundo Lang & Blaschke (2009), refutam veementemente esta colocação. Turner *et al.*, (2001) destacam a articulação de escalas no espaço e no tempo como um problema fundamental na ecologia da paisagem, pois, a necessidade de se fazer previsões em escalas amplas implica diretamente na generalização das medidas de vários fenômenos ambientais que são tomados em escalas mais finas pelos pesquisadores.

Alguns destes fenômenos investigados não possuem dependência de escala como, por exemplo, a localização de evento por par de coordenadas, mas a maioria dos eventos mapeáveis são dependentes sim da escala. King (1991) propôs métodos quantitativos para transladar modelos através de escalas espaciais, tendo como base a teoria da hierarquia e o pressuposto da independência de escalas (King, 2005).

A dependência de escala ocorre quando o padrão observado varia com a escala e representa uma propriedade inerente dos fenômenos geográficos. Nesses casos o método mais adequado é o uso de fractais (Turner *et al.*, 2001).

As métricas da paisagem também podem estar relacionadas às alterações no grão e na extensão. Wiens (1989) indicava que essas alterações deveriam ser consideradas especialmente em ambientes heterogêneos, pois a medida que a extensão do estudo é aumentada os elementos da paisagem que não estavam presentes na área de estudo original serão percebidos e o aumento do grão leva à perda de resolução dos detalhes de escala fina (fig. 6).

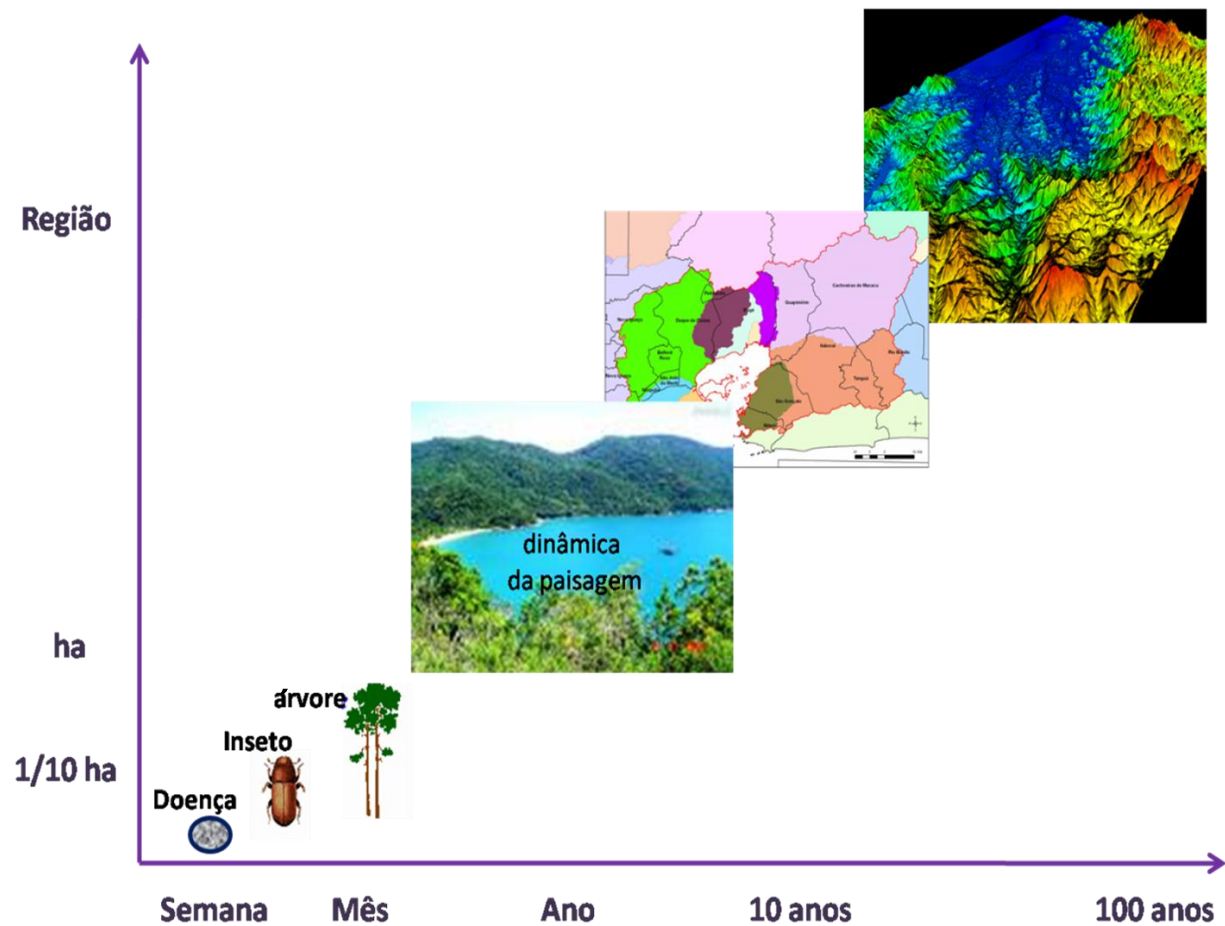


Figura 6: Modelo de escala - variação da extensão.

Para os estudos de EP centrados na abordagem ecológica as noções de escalas, grão, da resolução e da extensão podem ser definidas de acordo com Turner & Gardner (1991) da seguinte forma:

- Escala é uma dimensão temporal e espacial de objeto ou processo caracterizado pelo grão e extensão;
- Grão é o menor nível de resolução espacial de um tipo de dado (tamanho de *pixel* de uma imagem, por exemplo, 90 X 90 m);
- Extensão corresponde ao tamanho da área de estudo e/ou a duração do evento/estudo considerado;
- Resolução é considerada como a exatidão de uma medida em função do tamanho do grão e da escala espacial adotada.

Cabe destacar que, segundo os autores, estes efeitos devem ser considerados em estudos de EP, pois a estrutura, função e mudança de uma paisagem estão diretamente ligadas e dependentes da especificação destes parâmetros.

De acordo com Menezes & Coelho Neto (2009), a escala é a maneira de localizar o espaço. A palavra escala serve para diferentes noções como: escala espacial, temporal, cartográfica, geográfica, de análise e de percepção de fenômenos e de espécies.

A escala/resolução espacial indica o tamanho do menor objeto que é possível detectar na superfície terrestre. Sua representação na imagem é formalmente definida como a menor separação angular ou linear que um sensor pode diferenciar, medido em linhas por milímetro, metros ou estereos radianos. A resolução espacial de uma imagem determinará o tipo de aplicação na qual pode ser utilizada, em função da escala de trabalho e/ou do grau de detalhamento desejado da superfície terrestre. Ela é também um dos principais fatores na definição das feições a serem representadas, pois interfere tanto na determinação da área mínima de uma determinada classe a ser mapeada quanto na sua identificação (Ponzoni *et al.*, 2001). Quanto maior a resolução espacial de uma imagem, maior sua capacidade de registrar detalhes dessas feições.

A representação de uma imagem é uma matriz formada por *pixels* (*picture element*), sendo este o representante da menor área/tamanho de elemento que o sensor detecta. Por exemplo, as imagens multiespectrais do satélite Landsat TM tem uma resolução espacial de 30 metros (*pixel* 30X30 m e área de 900 m<sup>2</sup>) e são compatíveis com escala cartográfica de 1:50.000.

A escala/resolução temporal refere-se ao intervalo de tempo em dias, horas, meses ou anos, em que o fenômeno acontece. Para sensoriamento remoto, a resolução temporal representa o tempo que o sistema demora em obter duas imagens consecutivas da mesma região sobre a superfície terrestre, ou o tempo de revisita do satélite, que depende diretamente das características de órbita. Sua importância é fundamental para monitoramento de processos dinâmicos como, por exemplo: a ocorrência de incêndios ou queimadas em reservas florestais, derramamento de óleo no oceano, mudanças fenológicas da flora, crescimento de uma cidade ou de um conjunto de fragmentos florestais.

Da mesma forma em que a resolução espacial das imagens deve ser associada a uma escala espacial para uma determinada aplicação, a escolha da resolução temporal deve ser coerente com a escala temporal e dinamismo do processo monitorado.

Na visão cartográfica, o conceito de escala é estabelecido pela razão de semelhança entre a representação e o mundo real, sendo este o principal fator da generalização cartográfica. Na cartográfica uma escala menor será sempre menos detalhada que uma escala maior e sempre representará uma maior área geográfica, com nível de detalhamento menor, do que a contida em uma escala maior. Assim, quanto mais generalizada for uma representação, mais distante da realidade poderá estar (Menezes & Coelho Neto, 2009).

O conceito de escala geográfica, também utilizada em estudos biológicos, é inversamente proporcional à escala cartográfica, sendo então traduzido pela amplitude da área geográfica em estudo. Este conceito estabelece que, quanto maior a extensão da área, maior será a escala geográfica associada. Quando se analisa um dado evento geograficamente percebe-se que mudada a escala de análise de local para global, vários fenômenos irão se perder e mais afastado se estará da análise do real. Então quanto maior a escala geográfica, menor será a escala cartográfica aplicada (Correa *et al.*, 2007 e Menezes & Coelho Neto, 2009).

A escala de análise representa a unidade de tamanho na qual o evento é analisado, isto é, a dimensão do mesmo, que pode ser, por exemplo, local, regional ou global, e muitos autores a consideram semelhante a escala geográfica (Correa *et al.*, 2007).

Existe também, segundo Menezes & Coelho Neto (2009), o conceito de escala operacional. Ela está diretamente relacionada com a escala geográfica de atuação de um determinado fenômeno. Por exemplo, a escala operacional da poluição ambiental de um empreendimento isolado será menor que a escala operacional de um distrito industrial como um todo. Cabe a consideração que a escala operacional de alguns fenômenos pode aumentar sensivelmente, levando-se em conta a sua ocorrência temporal. Por exemplo, um breve período de tempo de lançamento de efluente líquido “in natura” (horas ou dias), terá uma área de atuação bastante menor do que se considerado um período de tempo maior (semanas ou meses) (Menezes & Coelho Neto, 2009).

Os conceitos de resolução e escala cartográfica possuem uma definição geométrica precisa, não deixando margem a dúvidas quanto ao seu emprego. Talvez o maior problema para a representação cartográfica da informação geográfica seja a consideração da escala que permitirá a sua visualização com um mínimo de perda ou com perdas não significativas de informação. Essas perdas são causadas pela generalização que deve ser aplicada à informação, em qualquer situação de representação. Obviamente, a consideração de um único fenômeno simplifica o problema,



porém existe um sério agravamento quando se consideram diversos fenômenos que se inter-relacionam, com diferentes escalas operacionais, e conseqüentemente, diferentes escalas geográficas de atuação, que possam ter sido adquiridos de fontes diversificadas, em diferentes escalas e resolução (Menezes & Coelho Neto, 2009).

Em relação à multiescalaridade de informações, deve-se verificar o nível de alteração que cada base de informação deve sofrer para a criação de uma base única, compatível com todas as informações analisadas. Isto inevitavelmente ocasionará erros e perdas de informações em diferentes níveis. Um correto conhecimento dos erros e sua significância relativa (entre as informações) e absoluta (ao mundo real) são indispensáveis para a consistência da informação. O problema da integração de múltiplas escalas em uma única base de informações torna-se mais sério quando se trata de informações ambientais, pois os processos envolvidos ocorrem simultaneamente em diferentes escalas operacionais, que, por sua vez, irão influenciar, dependendo do inter-relacionamento existente, na localização, no padrão e na própria escala operacional do conjunto (Menezes & Coelho Neto, 2009).

Deve-se considerar, também, que dados podem traduzir diferentes informações se apresentados em diferentes escalas. De acordo com Menezes & Coelho Neto (2009) o estudo desenvolvido por Allen & Star (1982) no qual um modelo hierárquico, interligando a espacialidade e a operacionalidade de um fenômeno, em que cada nível possui características próprias e que não são definidas pela simples soma das partes individuais, podem assumir propriedades inerentes ao novo espaço geográfico a que estejam sendo agregados. Um modelo que seja aplicada ao elemento menor dentro da hierarquia, em princípio, não poderá ser aplicado no nível superior, pois ambos possuem propriedades distintas, como são diferentes as suas escalas operacionais.

As escalas aplicadas no planejamento ou gestão dos rios são, muitas vezes, bastante diferentes das escalas em que a informação ecológica é coletada. A incorporação destas informações para gestão sem considerar efeitos de escala é arriscado. O problema da escala é produzido pela variação nos sistemas fluviais pelo tempo (inundações sazonais, episódicas ou secas), pela variação no espaço (padrões de paisagem) e pela variação entre os organismos (tamanho, mobilidade e papéis tróficos). O desafio para os ecologistas de água doce, como para ecologistas de uma forma geral, é fazer com que as escalas de suas observações e as experiências

dos fenômenos que eles investigam coincidam com as escalas características de análise e cartografia, integrando a ecologia fluvial com a ecologia da paisagem.

#### 1.2.4 Estrutura de paisagem

O conceito de estrutura de paisagem é relativamente novo dentro da EP e bem empregado pela abordagem ecológica (Turner *et al.*, 2001). Trata-se de estudo de mosaico da paisagem que aparece como padrão e ordenamento (arranjo) específico das unidades de paisagem numa determinada seção de pesquisa. Trabalha com as feições espaço/estruturais observáveis e mensuráveis na paisagem e caracteriza as suas condições, seu desenvolvimento e sua mudança temporal (Turner, 1989). As estruturas e padrões espaciais são considerados como manifestações espaço/temporais de processos que ocorrem em diferentes planos de escala (Forman, 1995; Turner *et al.*, 2001).

O conceito em tela ocupa-se dos graus de relação e dos diferentes alcances dos processos da ecologia de paisagem (Turner, 1989, 1990; Wiens, 1989). Esses processos incluem fluxo de matéria e energia, bem como processos de vida dos organismos (especialmente os reprodutivos e os de comportamento). Processo e estrutura, na EP, encontram-se num jogo ativo de alternância de causa e efeito/consequência. Isso significa que processos que ocorrem na paisagem geram padrões e estruturas, os quais, concomitantemente, são também influenciados e guiados pelas estruturas espaciais dominantes. Trata-se, em síntese, das causas e efeitos da heterogeneidade espacial sobre os diferentes processos ecológicos (Lang & Blaschke, 2009).

O conceito de estrutura de paisagem também é conhecido como o conceito norte-americano de ecologia de paisagens, pois foi criado nesta escola e, portanto, representa o cerne do conceito norte-americano de que “o objeto da ecologia de paisagem não é descrever paisagens, mas explicar e compreender os processos que ocorrem nelas” (Turner, 1989). Assim, a descrição do padrão da paisagem como um fim em si mesmo é limitada (Forman & Godron, 1986; Turner, 1989). Segundo Lang & Blaschke (2009) uma vez estabelecido cientificamente, o estudo de estrutura se tornou o centro dos interesses do planejamento e da análise de paisagem apoiados em Sistemas de Informações Geográficas (SIG), devido ao seu grande potencial para entendimento dos processos e padrões espaciais da EP.

Para atender a demanda da ciência prospectiva, voltada para quantificação da paisagem, foi desenvolvido um conjunto de métodos denominado métricas da paisagem. Este conjunto representa uma grande ferramenta para avaliação analítica da paisagem em que o objetivo principal é descobrir as relações causais que estão em andamento na paisagem (Forman, 1995; Turner *et al.*, 2001), as mudanças que ocasionam e como estas mudanças atuam na qualidade do hábitat, na biodiversidade e no transporte de substâncias.

A estrutura, a função e a mudança são três aspectos básicos e fundamentais para qualquer estudo em EP.

A estrutura horizontal da paisagem corresponde a um determinado ordenamento de unidades de paisagens homogêneas que, quando em associação, determinam a textura da paisagem. Isto sempre se dá considerando a visão hierárquica e escalar da paisagem. Se a abordagem do estudo for geocológica, trabalha-se com tipos de textura; e se for mais voltada para fauna e aspectos bióticos, o enfoque será em mosaico de manchas.

Cabe ressaltar que a abordagem mais geográfica da EP, centrada em geossistemas, trabalha com o eixo vertical da paisagem, referente aos seus aspectos físicos. Esta estrutura resulta da divisão em combinações específicas de determinadas feições dos compartimentos [rochas, solo, água, relevo, clima, vida vegetal e animal (inclusive o homem)] que a compõe e de sua variação espacial. Assim, as unidades de paisagem, para abordagem geográfica, representam superfícies homogêneas com limites mais ou menos demarcados e definidos pela alteração da estrutura vertical, respeitando a dependência de escala de observação, dos parâmetros observados e do nível de generalização adotado. Já na abordagem ecológica, as unidades de paisagem são comumente representadas por manchas.

Manchas, de uma forma simplificada, são áreas não lineares relativamente homogêneas que diferem do seu entorno (matriz) em aparência e natureza (Forman, 1995). Desta forma, as características espaciais e geométricas das unidades de paisagens areolares podem ser caracterizadas e analisadas com auxílio de diferentes métricas de paisagem.

A forma de expressão espacial da influencia humana na paisagem é o uso do solo ou também designado por alguns autores como uso da terra. Ele traduz a modificação, transformação e adequação dos sistemas naturais através da implantação de atividades socioeconômicas e culturais. No estudo de EP estas intervenções podem, por vezes, ser materializadas por arranjos espaciais com tendências mais simples, delimitados por linhas retas (retificação de rios,

crescimento urbano e organização de parcelas agropastoris). Os elementos de paisagem que recobrem o solo na atualidade não se constituem em unidades potenciais (Forman, 1995).

Os princípios básicos considerados pela estrutura espacial de paisagens seriam correlação, área, vizinhança e ordem hierárquica e para o estudo horizontal da paisagem destacam-se a vizinhança e área.

As métricas de paisagem estão relacionadas e correlacionadas com processos ecológicos. A medida de estrutura da paisagem ocorre em três níveis básicos: mancha, classe e toda a paisagem. Dentre as métricas mais utilizadas, estão: número de manchas; grau de contágio (grau de conectividade entre manchas da mesma classe); área, tamanho médio de manchas; total de áreas-núcleo remanescentes; soma, densidade, e comprimento médio das bordas; índice médio de forma; isolamento e proximidade; índice de riqueza, dentre outras.

O tamanho de um fragmento pode ter efeito direto na sobrevivência de populações de plantas e animais, pois quanto menor o fragmento maior será a influência de fatores externos sobre ele, afetando a dinâmica interna do ecossistema. Isto pode ser agravado pelos efeitos de borda, que podem reduzir ainda mais a área efetiva do fragmento para espécies especialistas.

Os grandes fragmentos florestais são importantes para manutenção da biodiversidade e dos processos ecológicos. Já os pequenos desempenham uma função de ligação na ecologia de paisagem, isto é, funcionam como trampolins ecológicos (*Stepping Stones*), promovendo um aumento no nível de heterogeneidade da matriz e atuando como refúgio para espécies que requerem ambientes particulares que só ocorrem nestas áreas (Forman & Godron, 1986).

Medidas de estrutura da paisagem auxiliam as atividades de planejamento ambiental principalmente aquelas em que o aspecto ecológico é relevante, e também nos programas, projetos e estratégias de conservação e na construção da sustentabilidade atual e prospectiva, através da proposição de cenários futuros.

Estas métricas da paisagem podem ser agrupadas em duas categorias: os índices não espaciais ou de composição e os espaciais ou de disposição (Gustafson, 1998; Rutledge, 2003; Metzger, 2007). A primeira categoria descreve o número de unidades e a proporção da área ocupada por elas e a segunda descreve os atributos das manchas e proporcionam informação relevante à medição da fragmentação (Rutledge, 2003).

Os índices de paisagem são uma ferramenta importante e útil para descrever e comparar padrões espaciais, porém deve-se ter muito cuidado com sua utilização, pois, segundo Rutledge

(2003), alguns autores indicaram que o uso desses índices não serviria como indicadores dos efeitos da fragmentação e que não estariam necessariamente correlacionados com os processos ecológicos, sendo por esta razão são constantemente reavaliados. De acordo com Rutledge (2003) e Lang & Blaschke (2009), muitos desses índices estão correlacionados entre si, proporcionando assim informação redundante sobre a estrutura da paisagem, enquanto alguns outros são sensíveis à escala em que são medidos. Entretanto, a maioria dos autores destaca que alguns índices de paisagem estão parcialmente correlacionados com processos ecológicos como, por exemplo, a dispersão.

#### 1.2.5 Mancha-Corredor-Matriz

Vários autores estimam que a maior parte dos fragmentos de Mata Atlântica não possui mais do que 10 ha de área, e, devido à dinâmica da ocupação humana, poucos são de fato remanescentes. Esses mesmos fragmentos sofreram corte seletivo e raso no passado e atualmente se apresentam em estágios variados de sucessão ecológica.

Neste processo de fragmentação, os menores elementos individuais observáveis na paisagem, respeitando a escala de observação e de detecção, são denominados na literatura internacional de mancha (*patch*), ecótopo, célula, elemento de paisagem (Forman & Godron, 1986) e unidade de terra (Wiens, 1989; Lang & Blaschke, 2009). Para a presente tese adotou-se a denominação de mancha ou elemento da paisagem.

Para Forman & Godron (1986), a mancha pode ser definida como forma da superfície delimitada não linearmente e de aparência distinta do entorno. A mancha representa a mais importante unidade espacial da paisagem a ser estudada de acordo com o conceito norte-americano de EP (Turner *et al.*, 2001; Farina, 1998; Forman 1995; Lang & Blaschke, 2009).

A aparência da mancha normalmente representa o resultado da associação específica entre espécies ou entre fatores abióticos, como, por exemplo, área de solo exposto (Lang & Blaschke, 2009). Elas podem ser classificadas, segundo estes autores, como manchas de distúrbio, remanescentes, de recurso, introduzidas e de transição.

As manchas de distúrbio originam-se a partir de perturbações em pequenas áreas da matriz usualmente causadas por eventos espontâneos (furacão, deslizamento de terra, incêndios naturais dentre outras na concepção norte-americana). Assim, após a ocorrência de um destes

eventos acontece uma dinâmica entre as espécies onde algumas sobrevivem com número populacional reduzido, dependendo da intensidade do evento. Quando o evento termina, algumas espécies procriam em velocidade acelerada e aumenta a taxa de imigração na área afetada, auxiliando a sua recolonização, de acordo com os ciclos de sucessão ecológica.

As manchas remanescentes são aquelas áreas vegetais menores que sobrevivem a perturbações em grandes extensões espaciais. Estas manchas se originam quando áreas menores e unitárias sobrevivem a perturbações, normalmente antrópicas, que ocorrem em grandes extensões vegetais. Pode ser considerada como o inverso da mancha de distúrbio.

Manchas de recurso são aquelas que apresentam vegetação ou paisagens em estado original. Do ponto de vista holístico são áreas que correspondem a ecótopos naturais ou quase naturais.

Consideram-se manchas introduzidas aquelas que são planejadas e/ou produzidas por atividade antropogênica como agropecuária, urbanização e reflorestamento econômico. Já as manchas de transição são formadas por organismos e têm pouca duração, como, por exemplo, padrões de áreas resultantes de bando de renas migrantes ou período de floração no deserto.

As mudanças de padrões de uso do solo podem variar significativamente em sua configuração espacial, de acordo com a região e os processos históricos de ocupação. Por isso eles podem diferir em seus impactos sobre os processos ecológicos (Forman, 1995), ou seja, o contexto no qual um remanescente de hábitat nativo se encontra irá influenciar o grau e o tipo de interação entre o fragmento e a matriz em seu entorno (Lang & Blaschke, 2009).

Na área de contato entre o fragmento e a matriz é que encontramos uma área da mancha denominada borda. Os efeitos de borda correspondem aos resultados em termos de distância e intensidade de transformação, e de alterações de ordem física e biológica nos contatos fragmento / paisagem transformada (Zaú, 1998).

De uma maneira geral, o efeito de borda pode ser perceptível em três níveis distintos de intensidade: estrutura física da vegetação, composição florística e dinâmica populacional. Os dois primeiros são, pelo menos, visíveis a certa distância e referentes à paisagem. Na estrutura física da vegetação na área de borda, quando comparada a um fragmento *core*, apresenta-se com a menor altura total, a menor sobreposição de copas, o menor diâmetro médio das espécies arbóreas e o espaçamento maior entre os indivíduos de maior diâmetro. Na composição florística, a vegetação encontrada nas bordas apresenta espécies com características pioneiras e típicas de

clareiras (estrategistas e heliófilas). Ela ocupa a área de interesse com muitos indivíduos de poucas espécies – estágio inicial de sucessão.

Cabe ressaltar que, a uma frequência maior, esses espécimes imprimem uma tonalidade verde mais clara a esta formação, diferente da verde escura referente a uma floresta mais intacta, ainda não alterada diretamente pelo efeito de borda. Já na dinâmica populacional, as densidades de espécies e arranjos espaciais existentes na borda de fragmentos são distintos daqueles apresentados no interior da mata, em que a complexidade da natureza e os pouquíssimos dados existentes dificultam enormemente as generalizações (Zaú, 1998).

Dentre os principais efeitos de borda em ambiente florestal, estão o aumento da luminosidade e do ressecamento do ar e do solo, da entrada de espécies invasoras e generalistas (vindas de áreas antrópicas - matriz), e das perturbações ocasionais (rajadas de vento, queimadas), que excluem algumas espécies nativas, mais especializadas em sombra.

Segundo Metzger (2010), esses efeitos de borda podem variar em extensão, em função das espécies e dos processos considerados, e também de acordo com as características físicas do local (orientação solar, latitude e tipo de matriz de ocupação adjacente), que influenciam na quantidade de radiação solar incidente. Alguns autores indicam que os efeitos de borda mais intensos ocorrem nos 100 primeiros metros do fragmento, sugerindo que corredores com menos de 200 metros de largura são formados principalmente por ambientes de borda altamente perturbados, favorecendo unicamente às espécies generalistas, e que espécies especialistas e estritamente florestais necessitariam de corredores maiores que 200 metros de largura (Metzger, 2010 e Lang & Blaschke, 2009)

Como, segundo Zaú (1998), foram raras as vezes que estudos científicos analisaram um trecho de vegetação antes e após ter se tornado um fragmento, a escolha de áreas piloto com fragmentos de diversos tamanhos, com formas e arranjos espaciais diversos, situadas próximas a extensas áreas florestadas, de preferência protegidas legalmente, torna-se a condição ideal para análises comparativas que possibilitem o levantamento de características ecológicas adequadas à autossustentabilidade dos fragmentos.

Assim, questões relativas à manutenção e ampliação da biodiversidade, no contexto da fragmentação, ainda não solucionadas, adquirem grande importância para EP, como, por exemplo, o tamanho ou área mínima para que garantam a autossustentabilidade dos fragmentos, a forma mais adequada para a conservação de uma área, a proximidade mínima, ou o afastamento

máximo entre os fragmentos (áreas) para a manutenção da conectividade, a interconexão entre os fragmentos florestais através de corredores ecológicos, e os efeitos de borda (Zaú, 1998).

O conceito mancha-corredor-matriz para Forman (1995) consiste em uma ordenação específica destes elementos de estrutura da paisagem, sendo cada um composto por uma agregação de objetos pequenos e similares. Esta ordenação produz padrões característicos, que são também designados de mosaicos pelos autores norte-americanos.

Segundo Forman (1995), a terra é sempre espacialmente heterogênea, representada por uma distribuição desigual e não aleatória de objetos e eventos (produzidos pelos efeitos recíprocos existentes entre maximização da entropia e as forças organizadoras e ordenadoras), ou seja, possui uma estrutura. Assim, se não houver entrada de energia, com o passar do tempo, a tendência será que a paisagem passe a se apresentar de uma forma aleatória, homogênea. Portanto, o que viabiliza a heterogeneidade dos mosaicos é a entrada de energia na paisagem, seja nas formas de energia luminosa captada pelos vegetais, de energia mecânica imposta pelos tectonismos e ventos ao relevo e ao clima, ou mesmo na forma de energia transformada pela ação humana.

Existem três complexos de mecanismos descritos por Forman (1995), que causam e mantêm o mosaico de manchas: a tríade heterogeneidade de substrato, geomorfologia e condições atmosféricas, que possibilitam o estabelecimento dos padrões de vegetação; as perturbações naturais; e a atividade humana.

A forma de composição de elementos de paisagens é muito importante para a definição de matriz de paisagem (Lang & Blaschke, 2009). De acordo com Forman & Godron (1986), a matriz é como um elemento estendido da paisagem, relativamente homogêneo, na qual as manchas e corredores de diferentes tipos estão inseridos, ou seja, corresponde a maior área estudada e que contém os menores elementos distinguíveis, sempre levando em consideração as questões de escala (Lang & Blaschke, 2009). Para a presente tese, o conceito adotado para matriz de paisagem refere-se ao mosaico de habitats modificados pelo homem, tais como pastagens, culturas, plantações ou florestas em estágio inicial de regeneração, que circundam os fragmentos de floresta.

Forman & Godron (1986) indicam que existem três critérios para determinação da matriz, o componente de área, o grau de conectividade e a condição de controle sobre a paisagem. Lang



& Blaschke (2009) complementam a indicação, incluindo fatores como estrutura e composição, para determinação de matrizes mais complexas.

Cabe destacar que, quanto maior for a similaridade estrutural e microclimática entre a matriz e o fragmentado, maior a probabilidade de que espécies sensíveis a fragmentação serão capazes de usar e cruzar a matriz de paisagem, isto representa a permeabilidade da matriz. A permeabilidade será decorrente da complexidade estrutural e do tipo e intensidade do seu uso da matriz. Assim, pela sua importância, os efeitos permeabilidade da matriz e de borda devem ser considerados na escolha de áreas para conservação ou restauração. Técnicas de manejo que atenuem esses efeitos pela melhoria da qualidade matriz podem aumentar as chances de persistência das populações existentes nos fragmentos. A presença de ambientes sucessionais no entorno de fragmentos, área correspondente a matriz em contato próximo com o fragmento, ou a borda dos mesmos, podem promover a manutenção de espécies menos exigentes, que utilizam tanto o interior dos fragmentos, quanto recursos encontrados na borda e na matriz.

Os corredores correspondem a todos os elementos da paisagem que possuem estruturas lineares (áreas com forte relação entre comprimento e largura) com função de conexão. Com o aumento da conectividade, ampliam-se os fluxos gênicos, fundamentais à manutenção das variações genéticas das populações e da biodiversidade (Lang & Blaschke, 2009; Metzger, 2010).

Zaú (1998) indicou que as questões relacionadas às larguras funcionais mínimas, pouco ou não modificadas (larguras mínimas), bem como as distâncias máximas dos corredores, ainda estão em fase inicial de estudo e os avanços científicos nestes aspectos devem basear-se em dados empíricos e específicos para cada condição ambiental (considerando não só dados físicos do meio, mas também aqueles referentes aos nichos das espécies definidas como espécies-chave, e pelo funcionamento do ecossistema em que está inserido). A importância da largura para estabelecimento e manutenção de corredores é também destacada por Metzger (2010), quando indica que a largura afeta a qualidade do hábitat, regulando a área impactada pelos efeitos de borda, i.e., pelas modificações microclimáticas e pelo aumento das perturbações que ocorrem nas bordas destes hábitats.

Metzger (2010) relatou que dentre os benefícios dos corredores, comprovados por pesquisas brasileiras, estão o aumento da conectividade da paisagem, possibilitando o uso de vários pequenos fragmentos remanescentes de hábitat, que isoladamente não sustentariam as populações, a amenização potencial dos impactos de mudanças climáticas (em escala temporal

mais ampla) e dos efeitos da fragmentação. A maior parte destes estudos foi realizada no bioma MA e abordaram vários grupos como, por exemplo, aves, anfíbios, angiospermas, grandes e pequenos mamíferos. Este autor afirmou que, à luz do conhecimento científico acumulado nestes últimos anos, torna-se possível indicar a expansão dos valores de Áreas de Preservação Permanente (APPs) descritas no Código Florestal (Brasil, 1965 e 1989) e legislação correlata, conforme sistematizado na tabela 3. Para maiores detalhes consultar Metzger (2010).

O conceito de conectividade será abordado com mais detalhe no item 1.2.7.

Tabela 3 – Indicação de alteração das áreas de APP considerando as premissas de funcionalidade ecológica e conservação da biodiversidade. Fonte: Metzger (2010).

BIOMA	Grupo Taxonômico	Largura mínima de corredor (m)	APP (Conama 303)	Conservação em APP
Amazônico	anfíbios e pequenos mamíferos	140 - 190	Faixa marginal de rio – 30 m de cada lado – total 60 m (Art. 3º, inciso I, item a)	60% espécies locais
	aves e mamíferos	400		
Cerrado	aves	120		
MA	diversos	100		

Forman (1995) descreve seis tipos diferentes de paisagens, segundo modelo mancha-corredor-matriz, considerando a forma das manchas, padrões e funcionalidade: manchas grandes, manchas pequenas, paisagens dentríticas, retangulares, em xadrez e interdigitadas (figura 7).

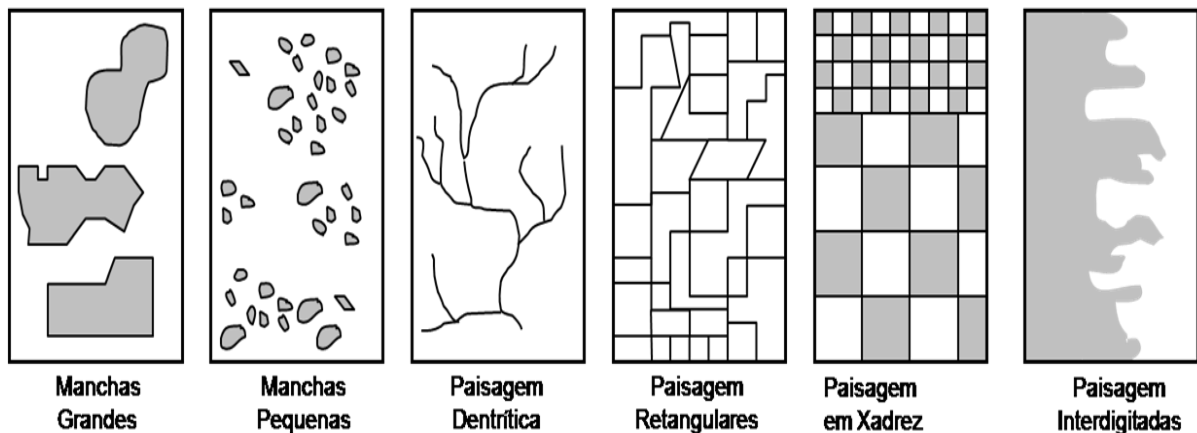


Figura 7: Tipificação de paisagens (modificado de Forman, 1995).

Perturbação e sucessão da vegetação são fatores chave na formação dos mosaicos de paisagem. Perturbação é qualquer evento discreto no tempo, rompendo a estrutura do ecossistema ou da comunidade e mudando a disponibilidade de recursos, substratos ou ambiente físico. Ela é geralmente descrita por uma série de atributos, incluindo sua distribuição espacial, frequência, extensão espacial e magnitude.

A distribuição das perturbações e os padrões espaciais de recuperação têm recebido muita atenção dos estudos de EP. Assim, o padrão de uma paisagem é derivado em sua composição (os tipos de elementos que ele contém) e sua estrutura (como eles estão organizados em espaço), que são reflexos de variações da qualidade, contexto e limites das manchas.

O padrão espacial de uma paisagem é traduzido espacialmente em processos dependentes, como consequência da interação entre o padrão e as formas da paisagem em que os organismos respondem a esse padrão, que é determinada pelas características ecológicas, morfológicas, biológicas e comportamentais dos mesmos. Uma consequência dessa interação é a forma de conectividade funcional encontrada em uma paisagem (Wiens, 2002).

#### 1.2.6 Ecologia de Paisagens em Rios e Córregos

Todas as abordagens de EP apresentadas no presente documento podem ser utilizadas em ambiente dulcícola. Água é um recurso cada vez mais valioso para os seres humanos e os rios e riachos têm sido o foco da cultura humana e as atividades desde os primórdios da civilização (Wiens, 2002). O clima, a dinâmica geomorfológica e os fluxos hidrológicos em sistemas fluviais têm um efeito determinante sobre seu padrão espacial e temporal em múltiplas escalas. Os efeitos dessas forças físicas sobre as dimensões espaciais da ecologia de água doce são imediatos e profundos. Outros fatores ligados a ecologia de água doce também afetam a composição e estrutura da paisagem como, por exemplo, a química de rios e córregos, insumos, distribuição de detritos e restos de árvores e arbustos (Wiens, 2002), além da ação antrópica.

Os ecologistas de paisagem lidam com os sistemas aquáticos, de acordo com a escala adotada, considerando os rios como integrante da paisagem. Muitas vezes eles representam uma classe de mapeamento ou parte integrante do mosaico de paisagens sem considerar sua dinâmica ou estrutura interna, suas relações de fronteira e sua funcionalidade [processos e fluxos (intercâmbio de materiais, organismos ou energia)]. Entretanto, alguns destes ecologistas já

trabalham com os rios e córregos como paisagens heterogêneas, devido ao seu padrão espacial e suas funcionalidades (Wiens, 2002). O autor desenvolveu neste artigo uma correlação entre as características e conceitos centrais da ecologia de paisagens em ambiente terrestre com ambientes aquáticos.

Assim, através da integração entre as características das paisagens e os organismos, é possível para a ecologia da paisagem pode oferecer novas idéias para ecologistas de água doce, permitindo uma aproximação na vinculação de padrões espaciais aos processos ecológicos existentes neste ambiente (Ward *et al.*, 1999; Wiens, 2002).

### 1.2.7 Fragmentação e Conectividade da Paisagem

Segundo Tischendorf & Fahrig (2000 A e B), já é consenso entre as ciências que lidam com conservação da natureza que a fragmentação da paisagem representa a maior ameaça à biodiversidade no bioma MA, sendo um dos tópicos de conservação mais estudados e discutidos nos últimos anos.

Em ecossistemas naturais, existem vários planos de conexões que vão desde a relação predador-presa até as simbioses (Lang & Blaschke, 2009). Nas paisagens antropizadas ou impactadas, o homem já interrompeu ou ameaçou muitas destas conexões. Assim, por conta da ruptura desta conectividade natural, a paisagem transforma-se em um mosaico de biótopos com fronteiras delimitadas pela paisagem cultural.

No processo de fragmentação, diversos componentes que se inter-relacionam são determinantes para a persistência ou não das espécies nativas (específicas e generalistas) ou adaptadas (generalistas) ao ambiente vigente. Esses componentes são a redução no tamanho dos remanescentes, a diminuição do tamanho dos fragmentos, o aumento do número fragmentos de hábitat, a heterogeneidade ambiental dentro de cada fragmento, a matriz existente em seu “entorno”, a conectividade entre os fragmentos, o efeito de borda, o aumento do isolamento potencial e a perda de hábitats (Tischendorf & Fahrig, 2000 A, B; Fahrig, 2002; Paglia *et al.*, 2007).

Cabe ressaltar que na maioria dos estudos em EP sobre fragmentação, a distinção entre os processos de fragmentação e perda de hábitat não são realizados. Assim, os efeitos da perda de hábitat não são controlados na avaliação dos efeitos da fragmentação propriamente dita, não

deixando claro se os efeitos negativos da fragmentação são devido realmente a ela, à perda de hábitat ou à interação dos dois processos (Fahrig, 2002).

O efeito de borda, no processo de fragmentação, eleva os efeitos negativos deste processo para a biodiversidade (tabela 4) devido ao aumento da relação perímetro-área existente entre as manchas remanescentes, que compõem a paisagem fragmentada.

Tabela 4 – Efeitos negativos dos processos de fragmentação e perda de hábitat

<b>Fragmentação</b>	<b>Perda de Hábitat</b>
<p><b>Na biodiversidade</b></p> <p>- aumento da probabilidade de afetar a riqueza das espécies, abundância e distribuição das populações e o sucesso reprodutivo e a taxa de predação.</p>	<p>- afetar a taxa de crescimento populacional;</p> <p>- diminuir o comprimento e a diversidade da cadeia trófica;</p> <p>- alterar interações entre espécies;</p> <p>- afetar espécies que dependem de recursos;</p> <p>- diminuir o sucesso na dispersão</p>
<p><b>Na borda de fragmentos</b></p> <p>- aumento da atividade dos predadores, da probabilidade de deslocamento dos organismos para a 'matriz' e da probabilidade de invasão de espécies exóticas;</p> <p>- mudanças microclimáticas.</p>	

A conectividade pode ser definida como gradiente no qual uma paisagem qualquer facilita ou restringe o movimento entre fragmentos (Taylor *et al.*, 1993). Ela está diretamente relacionada com a capacidade de dispersão e colonização dos organismos e é importante para o estabelecimento, restabelecimento e manutenção do fluxo genético entre populações, de forma a minimizar a perda de biodiversidade e o endocruzamento, fatos comuns em áreas fragmentadas.

Como visto no item 1.2.4, as medidas de conectividade frequentemente utilizadas em estudos de paisagem são área dos fragmentos, distâncias existentes entre eles e potenciais possibilidades/estratégias de conexão [corredor, trampolins ecológicos (*Stepping Stones* e rede)], isto é, estão mais centradas em aspectos estruturais da paisagem. Como a conceituação de conectividade adotada atualmente é mais ampla, tem-se que considerar as questões relacionadas diretamente com a dinâmica dos organismos na paisagem. Assim, existem dois tipos de conectividade a serem consideradas, a estrutural e a funcional.

A conectividade estrutural descreve relações físicas entre as manchas de fragmentos como, por exemplo, as distâncias entre elas e corredores, e está totalmente relacionada com a estrutura da paisagem, ignorando as respostas dos organismos (Taylor *et al.*, 2006).

De acordo com Goodwin & Fahrig (2002) e Goodwin (2003), a conectividade funcional já considera as respostas comportamentais dos elementos da paisagem junto com a análise de sua estrutura espacial. A conectividade pode ser vista então, segundo estes autores, como uma variável independente, que tem efeitos sobre os processos ecológicos e as populações, ou como uma variável dependente da interação entre estrutura e comportamento.

Assim, a mobilidade junto com a dispersão podem ser consideradas como determinantes importantes para o tipo funcional de conectividade, lembrando que se deve apreciar sempre, nesta análise, a escala de interação entre a paisagem e o organismo de interesse. Destacando que a resposta dos diversos organismos à heterogeneidade ambiental dá-se em diferentes escalas e em diferentes formas.

Quando se trabalha a conectividade funcional, é importante considerar qual a relação do organismo com a área que considera paisagem, e como isto se estrutura hierarquicamente na ecologia de paisagens. Se o interesse consiste no entendimento da conectividade em grandes áreas, será recomendável, por exemplo, a adoção de espécies focais de aves que se dispersam em grandes extensões ou de grandes mamíferos que necessitam de um hábitat maior para viver. Já se o foco do estudo for mais regional, será interessante adotar o grupo de pequenos mamíferos ou aves de sub-bosque como espécies focais, devido a mobilidade entres fragmentos.

Segundo Mansur & Grelle (2007), o pequeno mamífero didelfo, *Micoureus travassossi*, desloca-se por até 1 km em mata contínua (composta por diferentes estágios sucessionais) de uma noite para outra. Já em paisagens fragmentadas é capaz de se locomover por mais de 100 m em matriz coberta somente por gramíneas (Forero-Medina & Vieira, 2007; Mansur & Grelle, 2007) e até 300 m em matriz coberta por gramíneas, samambaias e árvores pioneiras (Pires *et al.*, 2002; Mansur & Grelle, 2007). Cabe destacar que para a espécie em questão, Brito & Grelle (2004) estabeleceram que só as UCs maiores do que 3.600 ha seriam capazes de manter as populações desta espécie viáveis por 100 anos.

Outro fato importante a ser considerado no estabelecimento da conectividade é a ampliação da permeabilidade da matriz. Deve-se considerar a composição e características da matriz onde os fragmentos de interesse estão inseridos para que sejam definidos os critérios para

manutenção de árvores isoladas e enriquecimento das áreas onde estão localizadas, ou de outras áreas de interesse, com espécies zoocóricas, viabilizando a criação de pequenos “bosques” (manchas), dispostos de maneira a não inviabilizar os procedimentos agropastoris. Estas manchas deverão ser constituídas por vegetação nativa, agrosilvicultura, ou consórcio com nativas e espécies florestais de uso comercial, que representarão possíveis trampolins ecológicos dentro da estrutura da matriz.

### **1.3 Planejamento Ambiental**

Desde os primórdios, a atividade de planejar foi marcada pela organização do território, das cidades e da relação desses espaços geográficos e o homem. Neste período, já existia uma primitiva consideração sobre aspectos ambientais, talvez pelo pequeno tamanho dos núcleos urbanos, por sobreviverem de acordo com os seus conhecimentos da natureza e/ou por adotarem algumas técnicas de manejo natural rudimentar. Dentre os planejamentos ditos bem sucedidos, existe o realizado para cidades japonesas e o modelo Frances para recursos hídricos, saneamento e captação de água. No Brasil os exemplos mais citados são os planejamentos de recursos hídricos dos estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro, materializado politicamente através do código das Águas, segundo Magalhães Junior (2006).

Assim, como em qualquer campo da ciência o planejamento se desenvolveu influenciado diretamente pelo contexto filosófico-cultural e socioeconômico vigente, do aspecto pré-holístico do início até o holismo sustentável da atualidade, passando pelo reducionismo mecanicista dos séculos passados.

Foi no período a partir da Revolução Industrial que a economia passou a exercer efetivamente o papel de condutor do crescimento, sendo seus principais conceitos e interesses considerados como os norteadores das políticas e das atividades socioeconômicas. Isto influenciou diretamente o planejamento. Uma grande evidência desta influência foi a percepção do crescente desinteresse, ou da total ausência de interesse, na área ambiental, e sua respectiva relação com a criação e desenvolvimentos das cidades, detectada em planejamentos realizados à época.

O planejamento nesta época adotava abordagem cartesiana, na qual dominavam a crescente fragmentação da paisagem e a incompreensão dos sistemas complexos. A partir da

constatação do avanço da degradação ambiental e dos impactos gerados pela exploração irracional dos recursos naturais, baseado na máxima de “bens infinitos“, da incompatibilidade entre os interesses econômicos e de proteção ambiental, bem como os conflitos gerados por eles, foi que levaram alguns setores da sociedade a reivindicar mudanças reais nos modelos de desenvolvimento e crescimento econômico. Isto tendo em vista o comprometimento dos ecossistemas e da qualidade da vida humana. Iniciou-se assim a busca pela compatibilização entre o crescimento econômico e a proteção ambiental e o retorno a visão holística e integrada ao planejamento (Santos, 2004).

Desta maneira, as questões como a conservação e preservação dos recursos naturais começaram a ser considerados a partir da internalização dos conceitos postulados no século passado pelo Clube de Roma, pela Conferencia das Nações Unidas sobre Meio Ambiente Humano, pelo Relatório Bruntland, pela Conferencia das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (Rio 92), pela Rio +10 e pelos planejamentos realizados até o fim da década de 1990. Este novo arranjo permitiu a retomada das experiências desenvolvidas para os recursos hídricos que foram abandonadas durante o período desenvolvimentista. Estes planejamentos estavam embasados na realização de análise regional integrada em BH (Magalhães Junior, 2006).

Outros planejamentos realizados nesta época estavam centrados na avaliação de impactos ambientais e de paisagens, ordenamento territorial, planos diretores (municípios), e zoneamentos diversos, e.g., industrial, agrícola, ecológico-econômico, dentre outros. Estas estruturas de planejamento urbanos e regionais, bem como os conceitos ecossistêmicos, passaram a ser consideradas, segundo Santos (2004), como as raízes do pensamento holístico.

De acordo com Santos (2004) e Lanna (1995) o planejamento pode ser considerado um processo que envolve: coleta, organização, análise sistematizada das informações; reflexão sobre problemas e potencialidades de uma região; definição de metas e objetivos, de estratégias de ação de projetos, de atividades e ações; escolha das melhores alternativas para aproveitamento dos recursos disponíveis, vinculado às metas estabelecidas; e definição do sistema de monitoramento e avaliação que irá retroalimentar o processo. Isto implica em conhecimento dos recursos, tanto da qualidade como da quantidade, sua espacialização e conflitos existentes e futuros. Lanna (1995) indica que o planejamento ambiental visa organizar a atividade sócio-econômica no



espaço, respeitando suas funções ecológicas, de forma a promover o desenvolvimento sustentável.

De uma maneira geral, as etapas de um planejamento consistem na definição de objetivos e metas, diagnóstico, estabelecimento de prioridades, avaliação de riscos e incertezas, seleção de alternativas, indicação de diretrizes gerais. Estas últimas podem estar estruturadas em planos, programas, normas, projetos e tomada de decisão.

Em relação à estruturação das diretrizes gerais, os planos visam objetivos ou metas políticas e os programas apresentam as regras básicas e linha de ação a serem atingidos pelos projetos, podendo ou não vir de um detalhamento de um plano. As normas, por sua vez, descrevem os procedimentos que garantam a realização das etapas anteriormente citadas e os projetos, estando diretamente ligada à execução isolada de uma ou mais atividades presentes em um plano, programa ou diretriz geral. A tipologia de um planejamento está sempre associada à natureza de seu objetivo (Santos, 2004)

O crescimento populacional, a constante evolução tecnológica e a alteração das formas de apropriação e consumo associados, vêm ampliando gradativamente a capacidade de alteração da atividade antrópica no ambiente, justificando a necessidade da definição de políticas ambientais e o desenvolvimento de instrumentos que subsidiem estratégias, procedimentos, hierarquização e montagem de programas, bem como às tomadas de decisão.

Para Lanna (2001) a política ambiental faz parte da gestão ambiental, junto com o planejamento ambiental, gerenciamento ambiental e sistema de gerenciamento ambiental, conforme disposto na figura 8.

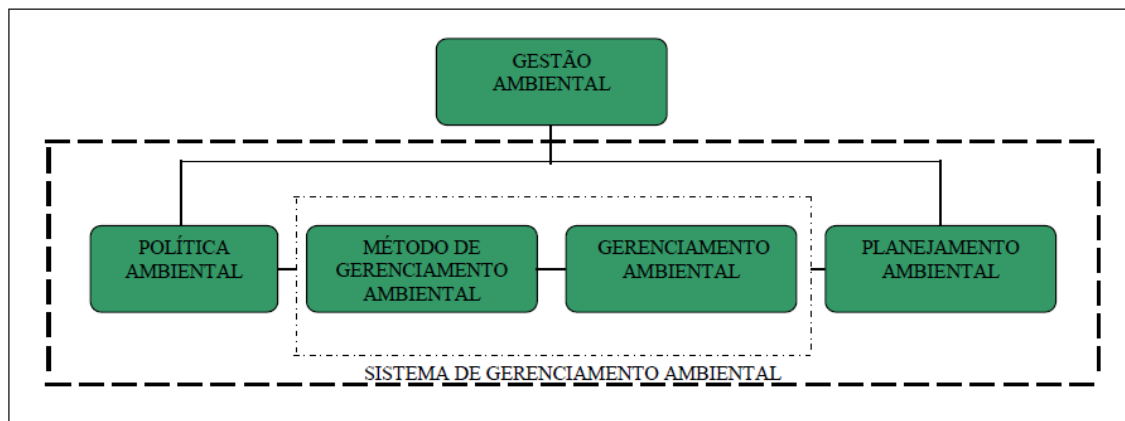


Figura 8: Fluxograma da Gestão Ambiental. Fonte: Lanna (1995 e 2001)

Lanna (2001) defende que gestão ambiental “é o processo de articulação das ações dos diferentes agentes sociais que interagem em um dado espaço com vistas a garantir a adequação dos meios de exploração dos recursos ambientais-naturais – econômicos e socioculturais – às especificidades do meio ambiente, com base em princípios e diretrizes previamente acordados/definidos”.

A gestão pode ser considerada a integração entre planejamento, sistema de gerenciamento e política vigente. No Brasil, a gestão ambiental tem-se pautado pelo uso de regulação, ou seja, instrumentos de comando e controle, classificados nas seguintes categorias: padrões ambientais de qualidade e de emissão; controle do uso do solo (saneamento e áreas de proteção); licenciamento (estudo de impacto ambiental - EIA/RIMA); e penalidades (multas e compensações).

Lanna (1995 e 2001) aponta que, a política ambiental é constituída por diretrizes e princípios doutrinários que conformam as aspirações sociais e/ou governamentais relativas à regulamentação ou modificação no uso, controle e proteção do ambiente. É no âmbito da política que são criadas as leis, decretos e normas específicas que nortearão o planejamento ambiental, através do método de gerenciamento adotado. Assim, entende-se a política ambiental como um conjunto de políticas de comando e controle determinadas legalmente e caracterizada pela utilização de formas de regulação direta e indireta, via legislação e normas, e dos mecanismos de mercado (uso de taxas ou tarifas que atuam via preços) ou certificados de propriedade (atuam via quantidade) (Serôa da Motta & Reis, 1992).

O Sistema de Gerenciamento Ambiental é composto pelo método de gerenciamento ambiental adotado e o gerenciamento ambiental propriamente dito. O gerenciamento ambiental representa o conjunto de ações governamentais destinadas a regulação do uso, controle e proteção do ambiente, e a avaliação a conformidade dos princípios da política ambiental. Este sistema é representado pelos organismos, agências e instalações governamentais e privadas, estabelecidos com o objetivo de executar a política ambiental através do modelo de gerenciamento ambiental adotado e tendo por instrumento o planejamento ambiental. A articulação desses componentes é indispensável para aplicação de uma gestão ambiental eficiente (Lanna, 1995 e 2001).

O planejamento ambiental é dinâmico e trabalha com as fragilidades e potencialidades existentes na área de interesse e não finda no término do processo de tomada de decisão. Está estruturado basicamente nas fases de pesquisa análise e síntese e nas seguintes etapas: definição de objetivos, diagnóstico, levantamento de alternativas e tomada de decisão (Santos, 2004).

Segundo Santos (2004) não há uma definição precisa e de consenso sobre o termo Planejamento Ambiental. Isto acontece devido a sua multi e transdisciplinariedade que produz uma mescla de conceitos e várias abordagens fazendo com que este se confunda com Planejamento territorial, do uso da terra, estratégico, agro-ambiental ou com aqueles que integram outros documentos como zoneamentos, estudos de impacto ambiental, plano de manejo de UCs, planos de bacias hidrográficas, dentre outros. Muitas vezes confundem planejamento ambiental com gerenciamento ou até mesmo com gestão ambiental. Para autora todos estes termos ou modelos deveriam ser denominados de instrumentos de planejamento.

A definição de planejamento ambiental adotada Lanna (1995) considera como um estudo prospectivo em que são realizados diagnósticos e prognósticos do ambiente pautados nas fragilidades, potencialidades, demandas e problemas ambientais, com estabelecimento de metas e etapas relativas a aplicação da política ambiental.

O planejamento ambiental dentro da evolução histórica do planejamento é apresentado, de acordo com Santos (2004), como uma solução de conflitos que passam a ocorrer entre as metas da conservação ambiental e planejamento industrial/tecnológico. Assim, planejamento ambiental, numa abordagem mais ampla e integradora proposta por Santos (2004), foi definido como um “estudo que visa a adequação do uso, controle e proteção do ambiente”, considerando o entendimento sobre as aspirações sociais e governamentais, expressas ou não em uma política ambiental, com intuito de dirimir os conflitos entre preservação e planejamento tecnológico. Propõe então uma prática integradora e generalizada do conhecimento que representa o inverso de vários conceitos pautados na particularização do fenômeno e fragmentação da paisagem, comuns em vários campos da ciência.

É importante ressaltar que uma vez elaborado, o planejamento ambiental ele deve ser implantado para que não se transforme em acervo de consultas futuras, devendo ser elaborado considerando sempre a tríade tempo-espaco-estrutura lógica. Seu sucesso está diretamente ligado ao processo contínuo de avaliação, reavaliação e adequação das metas e objetivos propostos de forma a atender as demandas e anseios da sociedade envolvida expressos ou não em documentos legais.

O planejamento da paisagem consiste num planejamento da proteção à natureza, dos cuidados com a paisagem e da preservação das áreas de lazer. Seus instrumentos de planejamento seguem estruturação de programa-plano-projeto, destacando os planos da paisagem (plano da

análise da estrutura da paisagem) e o plano de ordenamento das áreas verdes (Lang & Blaschke, 2009). Este tipo de planejamento pode estar contemplado no planejamento ambiental.

Cabe destacar que apesar de muito próximos, vistos como sinônimos em algumas situações, planejamento e gestão ambiental são conceitos distintos e complementares. Não são termos intercambiáveis, por possuírem referenciais temporais diferentes e, por conseguinte, se referirem a diferentes tipos de atividades.

### 1.3.1 Conceito de Bacia Hidrográfica

A bacia hidrográfica (BH) tem sido bastante utilizada como recorte espacial, principalmente, pela facilidade de delimitação através de seus limites geográficos nítidos e pela capacidade de isolamento das partes constituintes do sistema (como solo, geomorfologia, geologia, hidrografia, clima, vegetação e uso da terra). Levando isto em consideração, podem ser aplicadas, na BH, técnicas da abordagem sistêmica que mensurem os *inputs* e *outputs* de matéria (eg. sedimentos e água) e armazenamento, e análises da dinâmica e de interação dos sistemas através do fluxo de matéria. Todas essas informações permitirão o entendimento das condições atuais da bacia e da fragilidade do sistema que nortearão ações e estudos para manter ou melhorar seu desempenho no futuro visando sua sustentabilidade.

Segundo Christofolletti (1979, 1980), as BHs são compostas por um conjunto de canais de escoamento de água inseridos na área drenada que funciona como um sistema aberto. Em relação a sistema aberto o autor diz que:

“o sistema aberto pode atingir o equilíbrio dinâmico, no qual a importação e a exportação de energia e matéria são equacionados por meio de um ajustamento das formas, ou geometria, do próprio sistema. Assim, o gradiente dos canais fluviais é ajustado a quantidade de água e carga e a resistência do leito, de tal modo que o trabalho seja igual em todas as partes do curso. Esse ajustamento é conseguido devido à capacidade de auto-regulação, e como há interdependência entre os elementos de todo o sistema, qualquer alteração que se processa em um segmento fluvial será paulatinamente comunicada a todos os demais elementos fluviais. E como um membro do sistema pode influir em todos os outros, cada um dos membros pode ser influenciado por qualquer outro” (Christofolletti, 1980).”

De uma forma geral, todas as definições propostas para BH assemelham-se a este conceito definido como um conjunto de terras drenadas por um rio e seus afluentes, formada nas regiões mais altas do relevo por divisores de água, em que as águas das chuvas, ou escoam superficialmente formando os riachos e rios, ou infiltram no solo para formação de nascentes e do lençol freático. As águas superficiais escoam para as partes mais baixas do terreno, formando riachos e rios, sendo que as cabeceiras são formadas por riachos que brotam em terrenos íngremes das serras e montanhas, e à medida que as águas dos riachos descem, juntam-se a outros riachos, aumentando o volume e formando os primeiros rios. Esses pequenos rios continuam seus trajetos, recebendo água de outros tributários, formando rios maiores até desembocarem no oceano.

A BH pode também ser descrita em termos de variáveis interdependentes que oscilam em torno de um padrão, e, desta forma, mesmo quando perturbadas por ações antrópicas, encontram-se em equilíbrio dinâmico. Portanto, qualquer modificação no recebimento ou na liberação de energia, ou modificação na forma do sistema, acarretará em uma mudança compensatória, que tende a minimizar o efeito da modificação e restaurar o estado de equilíbrio dinâmico (Christofoletti, 1979). Cabe destacar que as bacias podem ser desmembradas em um número qualquer de sub-bacias, dependendo do ponto de saída considerado ao longo do seu eixo-tronco ou canal coletor. Cada BH interliga-se com outra de ordem hierárquica superior, constituindo, em relação à última, uma sub-bacia. Logo, os termos bacia e sub-bacias hidrográficas são relativos.

O conceito de BH ajuda a colocar em perspectiva muito dos nossos problemas e conflitos. Por exemplo, as causas e as soluções da poluição da água não serão encontradas olhando-se apenas para dentro da água; geralmente, o problema está nos instrumentos de gestão ambiental ou na ausência destes.

Assim, a adoção desta nova regionalidade passa a ter uma relação direta nas questões ecológicas, sociais e econômicas da população residente. Isto constituiu uma grande mudança cultural e estrutural que a população e uma grande maioria de técnicos governamentais ainda não compreenderam, ou em alguns casos, por interesses políticos ou corporativos, recusam-se a aceitar, o que dificulta sua implantação definitiva.

A escala para delimitação e análise utilizada depende do problema a ser solucionado. Pode ser delimitada, por exemplo, toda a bacia da Baía de Guanabara, desde suas cabeceiras mais distantes na localizadas na Serra do Mar até seu exutório do Oceano Atlântico, assim como

podem ser delimitadas suas sub-bacias, maiores ou menores, dependendo da necessidade do problema a ser abordado. Esse conceito sistêmico adapta-se muito bem aos sistemas de gestão de recursos hídricos.

O território definido como bacia hidrográfica é aquele onde se desenvolvem as atividades humanas, incluindo todas as áreas urbanas, industriais, agrícolas ou de preservação, de maneira que o que ocorrer em exutório será consequência direta das formas de ocupação do território e da utilização das águas que para ali convergem.

A adoção da BH como unidade de planejamento é de aceitação internacional, não só porque a bacia constitui-se numa unidade física bem caracterizada, tanto no quesito integração como no de funcionalidade de seus elementos, mas, também, porque não existe qualquer área de terra, por menor que seja, que não se integre a uma bacia.

Porém, temos que entender que as BHs não respeitam o limite político-administrativo (distritais, municipais ou estaduais) e obrigam o estabelecimento de uma política única para determinada região, independente do estado, ou estados (ou municípios), no(s) qual(is) está(ão) inserida(s).

A natureza não tem fronteiras e o que rege a sua distribuição no planeta são as condições edafo-climáticas, a geologia, a geomorfologia e a oportunidade de conquista, estabelecimento e ocupação do território, que estão diretamente relacionados com a capacidade de resiliência das espécies e do ambiente como um todo. A BH, segundo Odum (1985), deve ser considerada como a unidade mínima de ecossistema, quando se trata de interesses humanos.

Na BH, mais precisamente no entorno de seus corpos d'água, encontra-se uma vegetação que interage com o sistema aquático por meio do fluxo de materiais. Estes materiais são provenientes do ambiente terrestre e entram no sistema aquático pela ação da gravidade, do vento e da chuva, e podem ser utilizados pelos organismos aquáticos como também ser levados pela água até desembocar em outro corpo de água ou no mar. A denominação dada a esta vegetação é vegetação ripária ou ciliar e seu estado de conservação é extremamente importante para a integridade e o funcionamento dos sistemas aquáticos a ela relacionados.

Os impactos ambientais (de origem antropogênica e/ou natural) que ocorrem na BH transformam a paisagem e os ecossistemas existentes, terrestres e aquáticos. A supressão da vegetação, incluso mata ciliar, ocasionará implicações diretas na entrada de materiais, na forma e na estrutura de rios e córregos. Outros impactos ambientais advindos da supressão e do

consequente estabelecimento de empreendimentos agropastoris são a introdução de novas espécies vegetais, principalmente gramíneas e espécies agrícolas, e animais (caprinos, ovinos, bubalinos, aves, dentre outros). A estrutura do canal de um rio ou córrego pode ser modificado tanto pela supressão da mata ripária, quanto por obras de engenharia civil como, por exemplo, construção de pontes, barragens, desvio e retificação, que poderá interromper ou comprometer a conectividade do ambiente para algumas espécies migratórias do ambiente aquático e terrestre.

Segundo Naiman *et al.* (1992) a resolução dos conflitos existentes entre os aspectos socioeconômicos e ambientais passa pelo entendimento ecológico dos recursos naturais e suas interações nas escalas de paisagem e de BH. É este entendimento que poderá prover as bases para o desenvolvimento compreensivo dos procedimentos (diretrizes), e que hoje se dá de uma forma bem rudimentar. Talvez seja devido ao descompasso existente entre os atores e suas ações e que atualmente pode ser exemplificado pela implementação ou não dos comitês de bacias, o fórum apropriado para gerenciamento integrado desta unidade de planejamento e análise.

No Brasil, tem-se instituído oito comitês de bacias federais (interestaduais) e 141 comitês de bacias em funcionamento, segundo a Agência Nacional de Águas (ANA) (ANA, 2009). No Estado do Rio de Janeiro, temos dez Regiões Hidrográficas (RHs) e oito já com comitês de BHs implantados.

A BHGM pertence à RH da Baía de Guanabara e é gerenciada pelo Comitê da Bacia da Baía de Guanabara. Este comitê foi criado pelo Decreto nº 38.260, de 16 de setembro de 2005. Este documento definiu sua área de atuação que corresponde a seis sub-regiões, incluso a sub-região hidrográfica de interesse, a porção drenante para a Baía de Guanabara-Trecho Leste, onde a BHGM está inserida. Está indicado também neste documento que deverão ser formados subcomitês, para cada uma das seis sub-regiões, com um regimento específico e uma plenária própria, de acordo o regimento do Comitê da Baía de Guanabara, acompanhando assim a sua estruturação organizacional. Entretanto tal intento ainda não foi plenamente executado.

#### **1.4 Legislação Ambiental**

A legislação ambiental é ampla e existem muitas leis, decretos e resoluções que norteiam e regulamentam atividades relativas à conservação, recuperação e avaliação do ambiente como, por exemplo, Código Florestal [Lei nº 4771, 15 de setembro de 1965 (Brasil, 1965); e lei 7803 que altera código (Brasil, 1989)], Lei de Política Nacional do Meio Ambiente (Lei nº 6.938, de

31 de agosto de 1981), Lei Nº 650/1983 (dispõe sobre a política estadual de defesa e proteção das bacias fluviais e lacustres do Rio de Janeiro), Decreto nº 750/1993 (dispõe sobre o corte, a exploração e a supressão de vegetação primária ou nos estágios avançado e médio de regeneração da Mata Atlântica), Lei da Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei 9.433/1997), Lei nº 3239/1999 (institui a política estadual de Recursos Hídricos; cria o sistema estadual de gerenciamento de Recursos Hídricos; regulamenta a Constituição Estadual, em seu artigo 261, parágrafo 1º, inciso VII), Lei nº 4.247/2003 (dispõe cobrança pela utilização dos Recursos Hídricos de domínio do Estado do Rio de Janeiro), Portaria Nº 518/2004 (procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade), Decreto nº 38.260/2005 (institui o comitê da região hidrográfica da baía de Guanabara e dos sistemas lagunares de maricá e Jacarepaguá, no âmbito do sistema estadual de gerenciamento de recursos hídricos), as resoluções Conama: nº 20/1986 (qualidade qualitativa da água); nº 10/1993 (parâmetros para análise de sucessão vegetal); a nº 6 /1994 (parâmetros para análise de sucessão vegetal para estado do Rio de Janeiro); nº 274/2000 (parâmetros de balneabilidade); nº 302/2002 [dispõe sobre área de preservação permanente em reservatórios (Brasil, 2002)]; nº 303/2002 (parâmetros, definições e limites de áreas de preservação permanente), nº 357/2005 (classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes), dentre outras.

Algumas das legislações supracitadas, principalmente aquelas afetas ao recurso hídrico, indicam que o monitoramento de qualidade das águas é um dos mais importantes instrumentos da gestão ambiental, pois propicia uma percepção sistemática e integrada da realidade ambiental. O monitoramento consiste, basicamente, no acompanhamento periódico e sistemático dos aspectos qualitativos das águas (químico, físico e biológico), visando a produção de informações para as instancias decisórias e público em geral.

As experiências de organismos de gestão de bacia da Alemanha e da França são muito interessantes. O modelo alemão, estabelecido no Estado da Renânia do Norte-Vestfália, está centrado em modelo descentralizado de bacias hidrográficas e é muito eficaz. Este modelo alemão serviu como base para concepção de outros modelos, inclusive, o francês (Barros, 2002). A forma de gestão adotada na França possui um caráter de política nacional, abrangendo todo o seu território e que está baseada em dois organismos de bacia: os comitês e as agências,



semelhante ao nosso modelo, como citamos anteriormente. O formato alemão foi adotado aqui no Brasil pelas Associações de Usuários de Água e pelos Consórcios estabelecidos como, por exemplo, o Consórcio Intermunicipal Lagos São João. Este tipo de parceria, comum na Alemanha e França, é incipiente no Brasil, que não dispõe de tradição e de políticas públicas intermunicipais.

Quanto às experiências com monitoramento da qualidade de água em âmbito internacional estão muito avançadas e bem consolidadas em estrutura organizacional-administrativa e metodológica como, por exemplo, na Inglaterra, na Austrália, na Alemanha, e no Canadá. No Brasil, apesar do esforço da Agência Nacional de Águas, dos Ministérios da Saúde e Meio Ambiente, dos governos estaduais e municipais, ainda é muito incipiente. Os estados que mais se destacam nesta área são: São Paulo; Minas Gerais e Rio de Janeiro, porém o que possui a melhor infraestrutura e arcabouço metodológico e o maior raio de ação é o monitoramento desenvolvido pela Companhia Estadual de Tecnologia e Saneamento Ambiental (CETESB) do Estado de São Paulo.

### **1.5 Saúde e Integridade Ecológica**

De uma maneira geral, o termo saúde representa a condição de normalidade mantida sob perturbações e estresses (Selye (1973) apud Moulton, 1998). Estendendo este entendimento para ecologia e evolução, de acordo com Moulton (1998), o organismo é adaptado a manter o seu “bem estar” dentro de uma faixa de experiências e ambientes encontrados ao longo de sua história evolutiva através de mecanismos de comportamento. Assim, em certo nível de dano considera-se que, se o organismo perde sua “saúde” ou “integridade”, ele poderá recuperá-la por mecanismos homeostáticos ou morrer.

Como o ecossistema não possui atributos de um organismo, isto é, não possui mecanismos de controle homeostático e código genético, a sua integridade não pode ser repassada a futuras gerações. Desta forma, todos os supostos atributos sistêmicos de um ecossistema são frutos dos sistemas genéticos individuais de seus componentes biológicos (Moulton, 1998). Então o conceito de “saúde do ecossistema” é uma analogia a saúde orgânica que coloca a idéia de um estado desejável de um ecossistema que já foi modificado pelo homem.

Entende-se qualidade ambiental como um conceito amplo e profundo que lida com a evolução do ambiente e que expressa às condições e os requisitos básicos que o ambiente ou ecossistema detém no âmbito físico, químico, biológico, socioeconômico, político e tecnológico, segundo Mazzeto (2000). Constituindo, assim, o resultado da dinâmica dos mecanismos de adaptação e de autossuperação do ambiente.

Já, o conceito “integridade biológica ou do ecossistema” expressa a idéia de similaridade à condição natural (sem intervenção antropogênica), ou seja, o grau de variação de uma comunidade ou ecossistema em relação ao original sem impactos antrópicos (Moulton, 1998). Para Karr & Duddley (1999) e Oliveira, A. F. (2009), a “integridade biótica” pode ser definida como “a capacidade de um ecossistema de manter uma comunidade de organismos equilibrada, integrada e adaptativa, possuindo diversidade e organização funcional semelhantes às áreas que conservam o hábitat natural da região”. Os autores incluíram nesta definição a noção da aplicabilidade regional do conceito, o que hoje é um desafio a ser enfrentado nos processos de desenvolvimento de ferramentas para o biomonitoramento (Oliveira, A. F., 2009).

Segundo Allan (2004), integridade ecológica e a saúde do rio são termos que descrevem o estado dos ecossistemas fluviais e sua resposta a influências humanas. São definidas normalmente pela semelhança dos sítios amostrados a um conjunto mínimo de *sites* de referência, medida pela soma de vários indicadores, como por exemplo, riqueza de táxons [Índice de Integridade Biótica (IBI)]. A transição global que está ocorrendo na paisagem de imperturbável para paisagens dominadas ou alteradas pelo homem tem impactado ecossistemas do mundo todo e faz da quantificação do uso da terra e cobertura vegetal um indicador importante do estado dos ecossistemas (Meyer & Turner, 1994; Allan, 2004).

Estes autores apresentaram em seus artigos alguns estudos cujo foco era a correlação entre o uso do solo e ecossistemas de água doce, envolvendo questões de alteração da biota, qualidade de hábitat e integridade biótica. Eles afirmaram também que a compreensão das relações entre uso antrópico da terra e a integridade ecológica dos córregos é complicada pela covariação entre gradientes antrópicos e naturais, as questões de escala e as incertezas sobre a importância dos legados e limiares.

Em muitos países da União Européia (UE), nos Estados Unidos e na Austrália, o monitoramento biológico vem sendo empregado como ferramenta de avaliação da integridade ecológica do sistema aquático. No Brasil, a adoção desta ferramenta para monitoramento de

rotina teve reflexo na legislação brasileira - Resolução CONAMA 357 de 2005 em que aparece a indicação da possibilidade do uso da biota como bioindicadora para avaliação da qualidade dos ambientes aquáticos.

Entretanto, para que isso seja realmente implantado é necessário que estudos de base sejam realizados, envolvendo taxonomia e ecologia das espécies e sobre a comparação de diferentes metodologias de avaliação para definição de protocolos, que possibilitará a geração de arcabouço teórico e metodológico para que programas de monitoramento biológico possam ser viáveis e exequíveis, na prática, em um futuro próximo no Brasil (Oliveira, R. B. S., 2009).

Os programas de biomonitoramento norte-americanos e da UE são baseados em índices multimétricos desenvolvidos com base em protocolos padronizados de coleta e tratamento das amostras, com uso de subamostragem para reduzir o esforço de aplicação dos mesmos (Barbour *et al.*, 1999; Oliveira, R. B. S., 2009). Estes índices representam um avanço em relação à produção e disponibilização de conteúdo informacional palatável ao público e aplicável em diversas condições e com diferentes organismos. Para entendimento mais detalhado do assunto, recomenda-se Oliveira, R. B. S. (2009). Nos Estados Unidos, os programas de biomonitoramento são de responsabilidade das agências de proteção ambiental estadual (EPAs).

A utilização de macroinvertebrados bentônicos para o desenvolvimento de índices é extremamente comum na atualidade, especialmente para avaliação da integridade de rios e riachos (Barbour *et al.* 1996, Klemm *et al.* 2003, Oliveira, R. B. S., 2009). Segundo Oliveira, R. B. S. (2009), outros organismos passaram a ser usados como bioindicadores para o desenvolvimento dos índices, como, por exemplo, pássaros, anfíbios, macrófitas aquáticas, perifíton e fitoplâncton. O perifíton representa uma complexa comunidade de microrganismos (algas, bactérias, fungos e animais), detritos orgânicos e inorgânicos aderidos a substratos inorgânicos ou orgânicos, vivos ou mortos (Wetzel, 1983).

No Brasil, existem três trabalhos publicados que apresentam desenvolvimento de índices multimétricos, o de Baptista *et al.* (2007) para macroinvertebrados em riachos, e os de Araújo *et al.* (2003) e Bozzeti & Schulz (2004) para peixes em rios.

Um índice multimétrico considera os efeitos de múltiplos impactos e agrega medidas biológicas (métricas) individuais em um único valor, que pode ser usado para avaliar a condição geral de um local (Oliveira, R. B. S., 2009). Para este caso, métricas podem ser definidas como uma característica ou um processo mensurável de um sistema biológico que se altera em valor ao

longo de um gradiente de influência humana (Karr & Chu, 1999; Oliveira, R. B. S., 2009) e devem apresentar respostas previsíveis da biota com o aumento do distúrbio, sendo ele proveniente de um único fator de impacto ou dos efeitos cumulativos da influência humana em função dos usos múltiplos da água.

Segundo Oliveira, R. B. S. (2009) e Baptista *et al.* (2007), os índices multimétricos são desenvolvidos a partir de uma amplitude de pontos definidos *a priori*, portanto seu bom funcionamento somente é garantido em áreas com as mesmas características da localidade para a qual ele foi construído, fator que limita sua aplicação a ecorregiões, bacias hidrográficas ou tipos de rios. Trabalhos recentes têm buscado desenvolver índices em escala continental, modelando a variação natural e tentando fazer com que o índice consiga diferenciar o impacto da variabilidade natural (Oliveira, R. B. S., 2009).

Houve várias tentativas de normatização de protocolos de bioavaliação nos últimos 30 anos, em 1997, por exemplo, lançaram o norte-americano EMAP (*Environmental Monitoring and Assessment Program*). Este programa visava realizar levantamento da condição ecológica das águas superficiais do país e encorajava a unificação entre os estados de metodologia proposta. A publicação da diretiva do congresso europeu, no final de 2002, visava a normatizar a política de gestão de recursos hídricos na Europa e a obrigatoriedade de realização que cumprisse a nova legislação. Dentre estas, destaca-se o programa AQEM, que buscou desenvolver um sistema de monitoramento baseado em macroinvertebrados bentônicos e índices multimétricos em 8 países europeus (Hering *et al.* 2004 apud Oliveira, R. B. S., 2009).

De acordo com Sandin & Verdonshot (2006), cerca de 13 países da União Européia utilizam, atualmente, sistemas de biomonitoramento baseados na abordagem multimétrica de forma rotineira e no Brasil, por conta da ausência de legislação específica para o biomonitoramento que desconsidera o caráter de obrigatoriedade desses procedimentos, minimizando sua importância para o sucesso de planos de manejo das águas do país (Oliveira 2009). Para um detalhamento maior sobre uso de índice multimétrico, bioavaliação e biomonitoramento com macroinvertebrados, indica-se a leitura de Oliveira, R. B. S. (2009) e Baptista *et al.* (2007).

Os isótopos estáveis de carbono e nitrogênio também podem ser utilizados para avaliar a qualidade (saúde) do ecossistema aquático a partir do traçado da origem ao destino, adotado por estes elementos químicos (Lima, 2009; Silva, 2009). Estes isótopos, originários do uso e

ocupação do solo (agropecuária, ocupação urbana e desmatamento), apresentam geralmente um enriquecimento maior de isótopos pesados do que os provenientes da floresta, atingindo os rios e córregos a partir da descarga de efluentes, escoamento de superfície e pelos canos de esgoto, pelo escoamento superficial ou pela contaminação do lençol freático (Closs, Downes e Boulton 2004 *apud* Lima 2009). Podem então entrar na rede trófica de água doce de duas maneiras, por assimilação pelas algas e bactérias e posterior repasse à fauna consumidora e por ingestão do particulado pela fauna e passados para os níveis tróficos superiores por transferências tróficas (McClelland, Valiela e Michener, 1997; Bruyn e Rasmussen, 2002 *apud* Lima 2009).

Muitos trabalhos desenvolvidos na América do Sul, nos EUA e na Austrália confirmaram que, a partir do uso de isótopos estáveis, as algas representam importantes fontes de energia e biomassa para a fauna nas redes tróficas de planícies inundáveis e em córregos tropicais (Lima 2009). Entretanto, apesar destes resultados, a maior parte dos pesquisadores ainda aceita o paradigma para os córregos sombreados em regiões temperadas de que é a matéria orgânica alóctone (oriunda da mata ciliar e vegetação a montante da área pesquisada) a principal fonte de energia e biomassa para os animais. Moulton (2006, 2007) indicou que mais estudos são necessários para elucidar se as algas são as principais fontes primárias de energia e matéria para a teia trófica de córregos, e se isto é um fenômeno especificamente tropical ou uma tendência mais acentuada nos trópicos.

Os isótopos estáveis de carbono e nitrogênio registram tanto as informações sobre as fontes de energia que sustentam a cadeia trófica quanto o nível trófico dos animais (Lima, 2009). Para um maior detalhamento das questões de utilização de isótopos estáveis para monitoramento de cadeia trófica e produtores primários e suas relações com o uso da terra e cobertura vegetal, consultar Lima (2009) e Silva (2009).

## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 Área de estudo

A presente área de estudo compreende a bacia hidrográfica do Rio Guapi-Macacu (BHGM) situada entre as coordenadas  $43^{\circ} 03' 33,323''\text{W}$  /  $22^{\circ} 41' 55,193''\text{S}$  (699407 E / 7488252 N, projeção UTM, fuso 23) e  $42^{\circ} 33' 3,015''\text{W}$  /  $22^{\circ} 21' 3,343''\text{S}$  (725205 E / 7526124 N, projeção UTM, fuso 23), datum horizontal Córrego Alegre (fig. 9). Possui aproximadamente 1260 km<sup>2</sup> de área distribuída pelos municípios de Cachoeiras de Macacu (90%), Guapimirim (95%) e Itaboraí (12%), e correspondendo a aproximadamente 31% do total da área continental de contribuição à Baía de Guanabara (Costa, 1999).

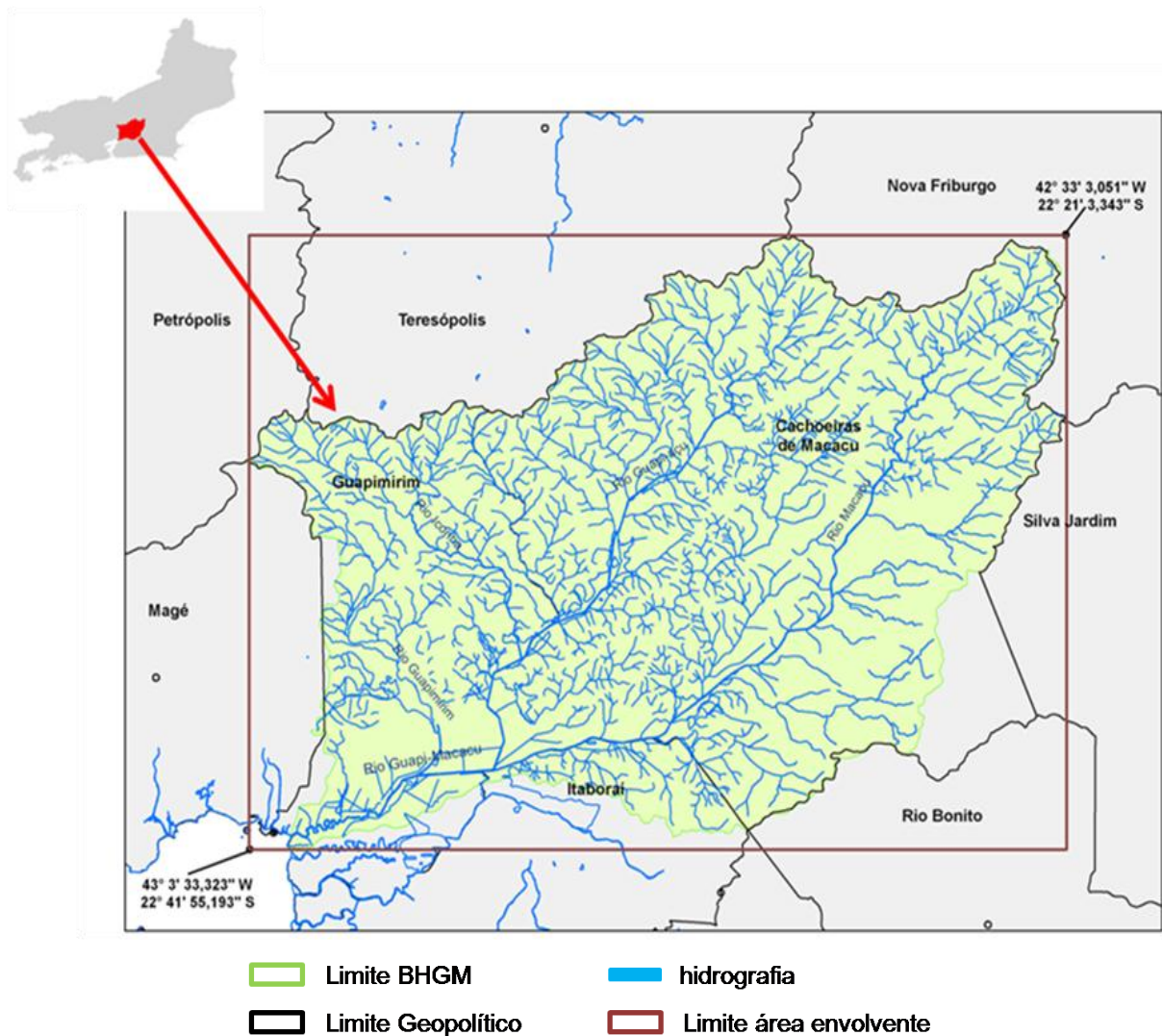


Figura 9: Cartograma de localização da área de estudo.

A bacia do Guapi-Macacu é limitada, ao norte e noroeste, pela serra dos Órgãos e seus contrafortes; a nordeste, pela serra de Macaé de Cima; a leste, pela serra da Botija e de Monte Azul; e, ao Sul, pela serra do Sambe e dos Garcias. Seu perímetro é da ordem de 204,5 km e sua altitude máxima atinge cerca 2.000 m, na sub-bacia do rio Guapimirim.

A nascente principal do rio Macacu (Guapi-Macacu) está localizada a 1800 m de altitude na serra da Boa Vista, dentro dos limites do parque estadual dos Três Picos (PETP), no município de Cachoeira de Macacu, e desemboca na porção nordeste na Baía da Guanabara, dentro da APA de Guapimirim, como rio Guapi-Macacu. Seus afluentes são os rios São Joaquim, Bela Vista, Bengala, Soarinho, das Pedras, Iconha e Guapimirim pela margem esquerda e pela margem direita os rios Cassiano e Guapi-Açu.

A denominação de rio Guapi-Macacu aconteceu a partir da construção do canal de Imunana, executado pelo extinto DNOS em 1947 (Costa, 1999), com o objetivo de drenar as áreas da baixada adjacente (frequentemente inundadas) a partir da confluência do rio Macacu com o rio Guapi-Açu. Após a construção do canal de Imunana, o curso natural do rio Macacu foi desviado, unindo-se ao Guapimirim, formando assim o rio Guapi-Macacu. Desta forma o rio Caceribu, que era afluente do rio Macacu, pela margem esquerda, foi direcionado à desembocadura que outrora era do rio Macacu.

Estas obras do DNOS, implementadas nas décadas de 40 e 60 do século XX, causaram muito impacto a flora e fauna da região, a partir do desaparecimento dos brejos, meandros e do comprometimento de uma extensa área de manguezal, ali existentes, da qual apenas uma pequena porção é atualmente protegida pela APA Guapimirim e Estação Ecológica da Guanabara, administradas pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio).

Segundo Costa (1999) para esta nova conformação o Rio Guapi-Macacu foi reduzido em cerca de três vezes seu percurso meandrônico original, o que concorreu para aceleração dos processos erosivos nos rios e assoreamento dos mesmos e da Baía de Guanabara.

Os cursos d'água estudados variam de primeira à sexta ordem, segundo classificação de Strahler (1974), e são considerados, em sua maioria, riachos (1ª a 4ª ordem) e rios (5ª e 6ª ordem) de montanha.

Sob o ponto de vista geológico a bacia está localizada no Escudo Atlântico da Plataforma Sul-americana (também chamado de Cinturão Móvel Atlântico), constituída de rochas de composição granito-gnáissica de idade pré-cambriana (4,5 bilhões de anos), básicas mesozoicas e rochas intrusivas alcalina, estas relacionadas à intensa reativação ocorrida no

Terciário (240 a 140 milhões de anos) e sedimentos colúviais, marinhos e fluviais de idade cenozoica (65 milhões de anos até hoje) ( Governo do Estado do Rio de Janeiro 2004 e 2005).

O relevo da bacia é formado por planícies costeiras e modelado de acumulação fluvial, encontrados em áreas planas e de baixa altitude que se estendem desde o litoral até os vales dos rios Guapimirim, Guapi-Açu e Macacu. Em seguida, numa porção de transição entre planície e serra, encontramos colinas, maciços costeiros, com altitudes inferiores a 1000 m, e uma pequena área de tabuleiros costeiros, localizados na porção leste da bacia do Macacu. Nas áreas de relevo mais acidentado encontram-se as escarpas e reversos da Serra do Mar que são responsáveis pelo alto índice pluviométrico nas áreas próximas (Governo do Estado do Rio de Janeiro, 2005; Costa, 1999).

Os ecossistemas presentes na bacia são muito diversificados em função das características físicas da área em questão, sendo encontrados campo de altitude (áreas acima de 1800 m), mata atlântica, manguezais, brejos, rios e estuários.

O clima da região estudada foi classificado, segundo *Koppen*, como *Aw* (tropical úmido), com temperatura máxima de 35°, mínima de 13°, sendo a média superior a 18°C em todos os meses e duas estações bem marcadas, a estação chuvosa e a seca (Governo do Estado do Rio de Janeiro, 2005; Costa, 1999). A pluviosidade na região, de acordo com esses autores, atinge 2.300 mm anuais, com maior concentração entre os meses de janeiro e março e menor em julho e agosto.

Os principais núcleos urbanos que se encontram na bacia são as sedes municipais de Cachoeira de Macacu e Guapimirim, e as distritais de Guapi-Açu, Subaio, Japuíba, Papucaia, e Sambaetiba, pertencentes a Cachoeiras de Macacu, e Parada Modelo, Caneca Fina e Vila das Pedrinhas localizadas em Guapimirim. A maioria das sedes distritais e outras localidades existentes na bacia guardam características de ocupação rural (Governo do Estado do Rio de Janeiro, 2005).

A área da BH apresenta baixa densidade demográfica, já que os municípios de Cachoeiras de Macacu e Guapimirim, que ocupam 95% da bacia, possuem as mais baixas densidades demográficas dos municípios da região metropolitana (CIDE, 2003; IBGE, 2000). Segundo o Estudo Socioeconômico referente a Guapimirim realizado pelo Tribunal de Contas do Estado (TCE-RJ, 2003), a população estimada em 2002 era de 40.325 pessoas e sua área total de 361,9 km<sup>2</sup>, e segundo o levantamento de 2001, realizado pela CIDE, as classes de uso da terra e cobertura vegetal eram dispostas da seguinte maneira: 24% de formações florestais, 11% de formações pioneiras, 11% de vegetação secundária, 24% de área agrícola, 16% de campo/pastagem e 13,2% de área urbana.



Cachoeiras de Macacu (TCE-RJ, 2004) apresentava uma população estimada em 2003 de 51.111 pessoas. A área total de 956,8 km<sup>2</sup>, com distribuição de uso da terra e cobertura vegetal efetuada da seguinte maneira: 38% de formações florestais, 26% de vegetação secundária, 13% de área agrícola, 21% de campo/pastagem e 1,6% de área urbana, segundo o levantamento da CIDE realizado em 2001.

No ano 2000, a infraestrutura sanitária concentrava-se mais em fossa asséptica no município de Guapimirim e em rede coletora de esgoto sanitário em Cachoeiras de Macacu (figura 10) (IBGE, 2000) e o esgoto coletado não teve seu tratamento ou destino reportados para os dois municípios (TCE-RJ, 2004).

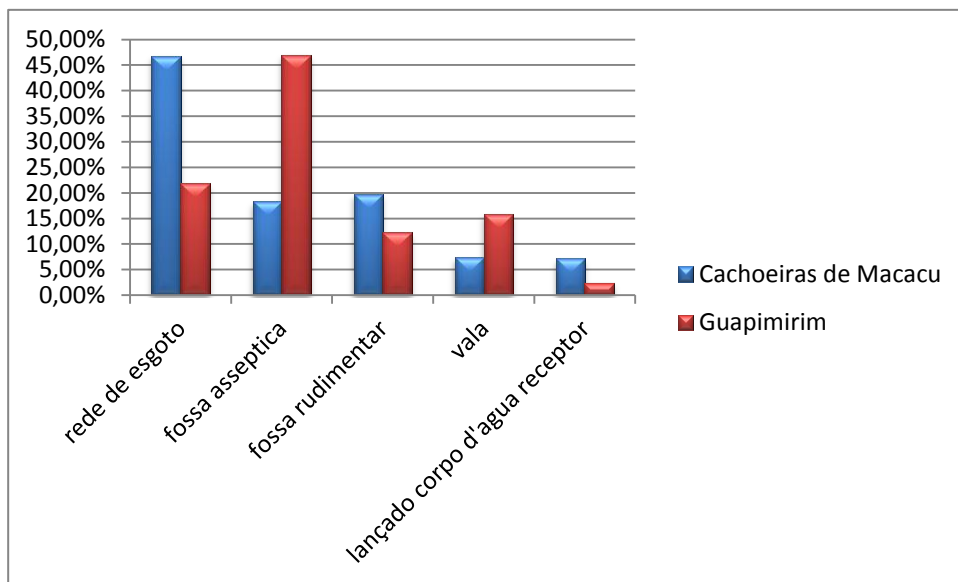


Figura 10: Dados da infra-estrutura sanitária dos maiores municípios da BHGM.  
Fonte: IBGE (2000) – dados relativos ao Censo.

Existem algumas indústrias e atividades minerais de pequeno e médio portes instaladas na região como, por exemplo, a Klabin, a água mineral Cascataí e extração de areia para construção civil. Cabe ressaltar que apesar dos procedimentos legais para as atividades extrativistas e de fiscalização das mesmas, ainda existe extração de madeira (palmito principalmente) e de areia feitas clandestinamente. Quanto aos grandes empreendimentos destacam-se a Schincariol, o Complexo Petroquímico do Estado do Rio de Janeiro (COMPERJ) e gasoduto Cabiúnas-Reduc (GasDuc III) da Petrobrás S.A. e o Arco Metropolitano.

Os municípios que compõem a bacia produziram, somados, uma riqueza de cerca de R\$ 1,81 bilhões conforme dados do Produto Interno Bruto (PIB) (figura 11), o que corresponde a 0,67% do PIB do estado (cerca de R\$ 239.500.000,00) (CIDE, 2007). Com a

instalação dos empreendimentos previstos para esta área esta situação será modificada, o que refletirá na representatividade destes municípios no PIB estadual.

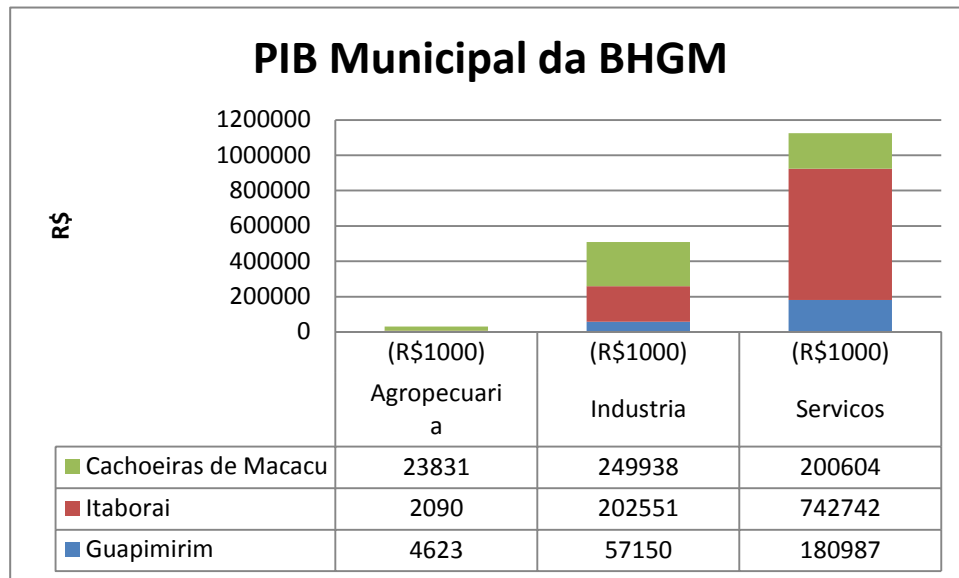


Figura 11: Gráfico do PIB Municipal. Fonte: CIDE (2007) – dados relativos a 2004.

Os oito municípios que abrangem a região leste da Região Hidrográfica da Baía da Guanabara (RH VI) - Tanguá, Rio Bonito, Niterói, São Gonçalo, Magé, Cachoeiras de Macacu, Guapimirim e Itaboraí - estão se articulando em dois arranjos institucionais para a proteção do ambiente: o Comitê BBG leste, integrado ao Conselho Estadual de Recursos Hídricos, e o Consórcio Intermunicipal do Leste para o Meio Ambiente. A região ainda conta com outros instrumentos de gestão, como o Plano de Gerenciamento Costeiro, do Conselho Gestor da Baía de Guanabara, os Planos Diretores Municipais que possibilitam a criação de estratégias sustentáveis para a gestão de todo o território, e os Planos de Manejo das UCs. Cabe ressaltar que muitos destes instrumentos não são relacionáveis, dificultando abordagem e ação sistêmica.

O Comitê da Bacia da Baía de Guanabara foi criado pelo Decreto nº 38.260 de 16 de setembro de 2005. Neste documento foi definida a sua área de atuação que corresponde a seis sub-regiões (sub-região hidrográfica do Sistema Lagunar de Maricá – Guarapina, sub-região hidrográfica do Sistema Lagunar Itaipu-Piratininga, sub-região hidrográfica drenante para a Baía de Guanabara - Trecho Leste, sub-região hidrográfica drenante para a Baía de Guanabara - Trecho Oeste, sub-região hidrográfica do Sistema Lagunar da Lagoa Rodrigo de Freitas, sub-região hidrográfica do Sistema Lagunar de Jacarepaguá). Nele consta também o procedimento de formação dos subcomitês.

Existem na bacia oito UCs (fig. 12), quatro de uso sustentável (03 federais e 01 estadual) e quatro de proteção integral (02 federais e 02 estaduais) e um corredor ecológico estadual – Corredor Ecológico Sambe-Santa Fé (tabela 5). Não existem Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs) na área de estudo, somente uma área particular denominada Reserva Ecológica do Guapiaçu (REGUA), que não é reconhecida como UC pertencente ao Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). Nela se encontra uma das duas UCs, presentes no Estado, que trabalha com conceito de conectividade para assegurar a conservação da biodiversidade, a APA do Rio Macacu. As UCs presentes na bacia integram o Corredor Ecológico Central Fluminense na Serra do Mar.

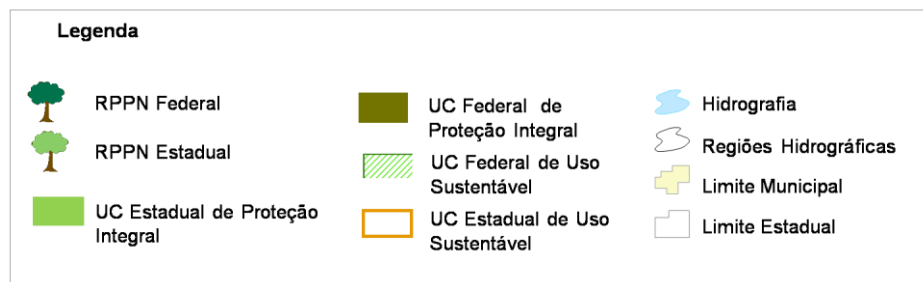
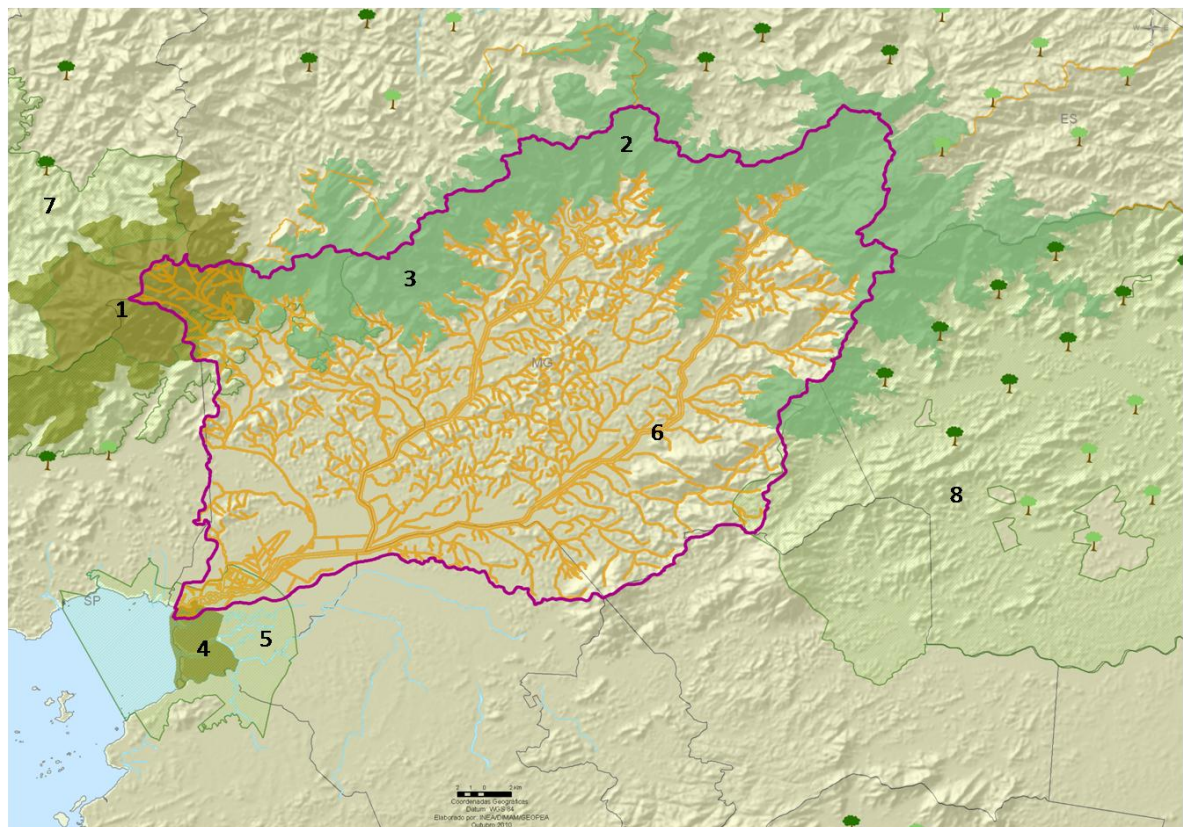


Figura 12: UCs presentes na BHGM.

Tabela 5 - Atos de criação das UCs e seus respectivos planos de manejo

Nome UC	Órgão Gestor	Ato Criação	Área (ha)	Plano de Manejo
1 -Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PARNASO)	ICMBio	Dec-Lei nº 1822 de 30/11/1939.	10600	1º - 1980 2º - 2008
		Dec. nº 90.023 de 1984 - ampliação		
2 -Parque Estadual dos Três Picos (PETP)	INEA	Dec. nº 31.343, de 06/06/02.	46350	1º - 2009
		Dec. nº 41990 de 12/08/09 – republicado com correção em 15/09/09	58790,9	
3 -Estação Ecológica. Estadual do Paraíso (EEEP)	INEA	Dec. nº 9.803 de 12/03/1987	4920	
4 -Estação Ecológica da Guanabara	ICMBio	Decreto s/nº de 15/02/2006	1935	Fase de conclusão
5 -APA Guapimirim	ICMBio	Dec. nº 90.225 de 25/09/1984	14000	1º - 2004
6 - APA Macacu	INEA	Lei nº4018 de 05/12/2002		-
7 - APA Petrópolis	ICMBio	Dec. nº. 527 de 20/05/1992	59049	1º - 2006 2º- 2010
8 - APA do São João /Mico-leão-dourado	ICMBio	Dec. s/nº de 27/06/2002	150700	Fase final

Os Conselhos Gestores do PARNASO, PETP, APA Petrópolis, APA do São João e APA Guapimirim são atuantes, já a EEEP ainda não possui conselho gestor.

Hoje as políticas públicas e as iniciativas de diversas entidades públicas e privadas, que criaram medidas e ações voltadas para conservação e preservação, levaram à estruturação atual do território da bacia. Tais políticas favoreceram os dois municípios com maior área dentro da bacia, Cachoeiras de Macacu e Guapimirim, no que tange ao repasse do sistema de compensação prevista na figura do ICMS Ecológico (Lei nº5813 de 3/12/2008 regulamento pelo Dec. 41844/09), implantado desde 2008 no Estado. Sinalizando para as gestões municipais uma interessante alternativa para investimento na área ambiental (tabela 6).

Tabela 6 - Dados ICMS Ecológico para os Municípios pertencentes à BHGM

Município	Ano	IFCA	IPM	IFCA / IPM
Cachoeiras de Macacu	2010	0,042921	0,489	15,79%
		0,051712	0,490062	10,55%
Guapimirim	2010	0,025958	0,295	15,84%
		0,034134	0,283826	12,03%

Fonte: SEA (2010)

## 2.2 Estrutura Metodológica

No fluxograma abaixo (fig. 13) está disposta a estrutura metodológica adotada na presente tese.

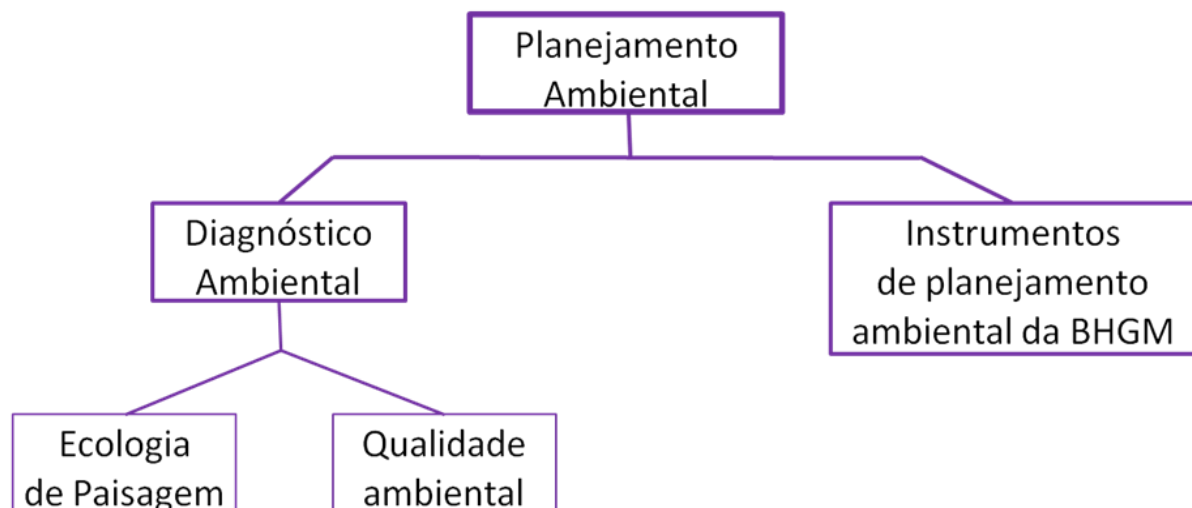


Figura 13: Fluxograma geral da estrutura metodológica adotada.

As atividades desenvolvidas durante a etapa de Ecologia de paisagem estão apresentadas na figura 14 e as referentes à etapa de qualidade ambiental na figura 15.

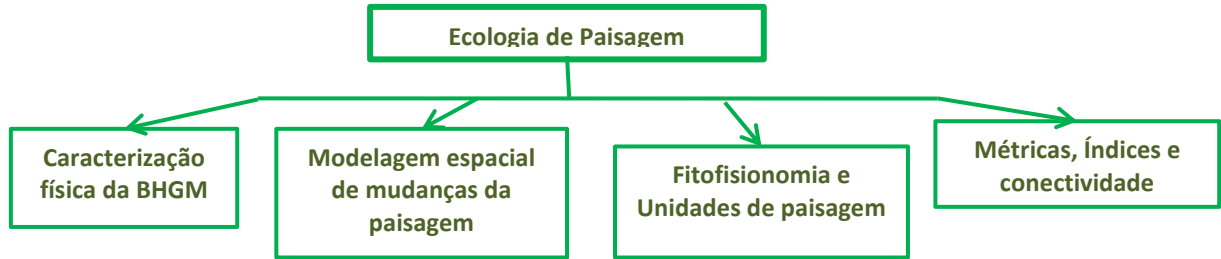


Figura 14: Fluxograma detalhado da etapa Ecologia de paisagem.

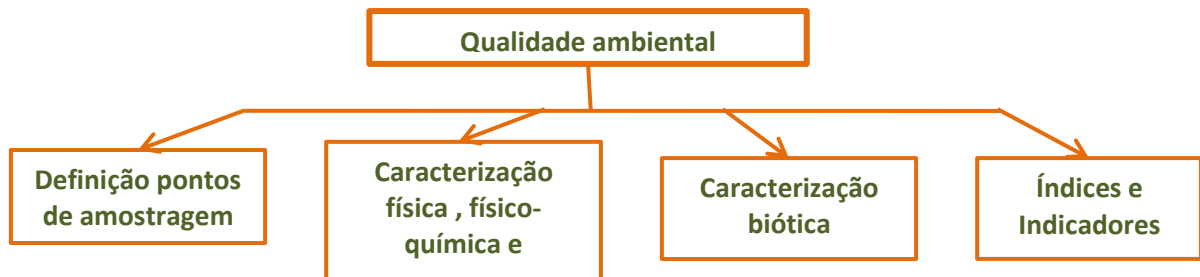


Figura 15: Fluxograma detalhado da etapa Qualidade ambiental.

A fase do planejamento ambiental denominada Instrumentos de planejamento ambiental da BHGM constituiu-se de três etapas, são elas: fragilidade ambiental física, restauração ecológica e cenário.

### 2.3 Mapeamentos de uso da terra e cobertura vegetal e detecção de alteração

O fluxograma (figura 16) disposto a seguir apresenta a sequência de processos relativos ao desenvolvimento da atividade de modelagem espacial de mudanças da paisagem, vinculada a etapa de Ecologia de paisagem.

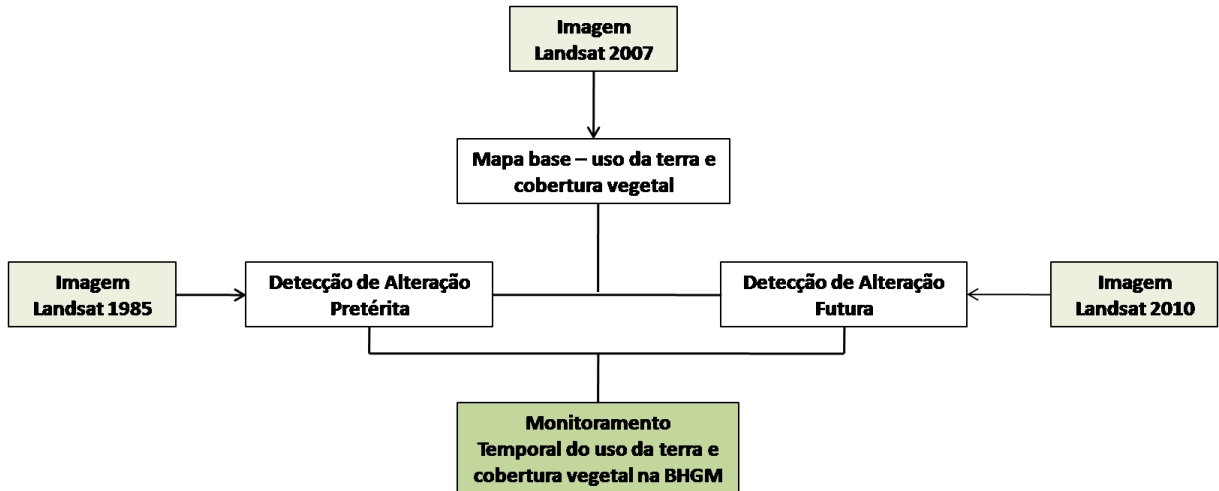


Figura 16: Fluxograma do monitoramento temporal do uso da terra e cobertura vegetal da BHGM.

### 2.3.1 Mapeamento de uso da terra e cobertura vegetal e elaboração de mapa de detecção de alteração pretérita

O mapa base adotado na presente tese foi originado de um refinamento do mapa de uso do solo produzido pela UFRJ (equipe Laboratório Espaço/IGEO), na escala 1:50000 (Landsat 5 de 2007 realizado no software *Ecognition*). O detalhamento da metodologia utilizada pela equipe da UFRJ está disponível em COPPETEC (2009). De acordo com articulação adotada pela UFRJ (figura 17), as imagens utilizadas foram a SF- 23 Z B II, SF-23 Z B IV e SF-23 Z B V.

Como o dado produzido pela UFRJ abrangia todo o estado foi recortada do mesmo a área referente ao nível 1 de análise adotado através da ferramenta *ArcToolbox/AnalysisTools/Extrat/Clip* do software ESRI®ArcGis™ 9.2. O refinamento por interpretação visual deste material deu-se a partir da sobreposição do dado clipado com as imagens Landsat 05 de 2007 correspondentes e também com auxílio de 22 ortofotos digitais escala 1:25000, ano 2005, da região cedidas pela SEA.

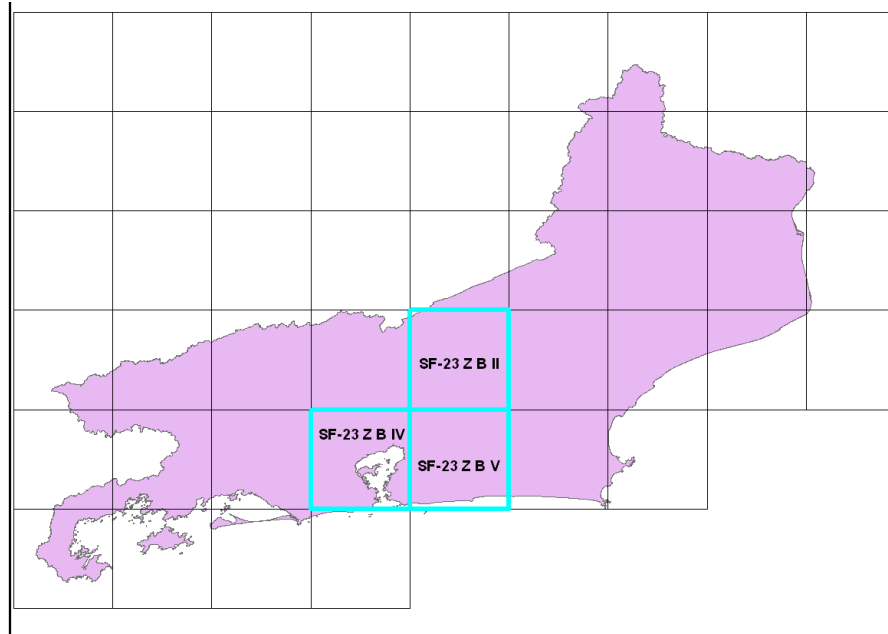


Figura 17: Articulação de imagens Landsat 5 escala 1:100000 da UFRJ.

Através da adoção de uma nova legenda de mapeamento que incluiu a classe de campo antrópico ao conjunto de classes mapeado pela UFRRJ para o tema uso da terra e cobertura vegetal aqui utilizado deu-se início ao processo de refinamento do tema em questão. Esta atividade consistiu na checagem das classes mapeadas (forma e completude), correção – redelimitação dos polígonos mapeados e vetorização de novos, inserção ou alteração de atributos alfanuméricos de acordo com mapeamento efetuado – recálculo de área e perímetro dos polígonos componentes e finalização do mapa base para o nível de paisagem.

Foi realizado também processo de integração espacial deste mapeamento (mapa base) com os temas de limite da BHGM e de suas sub-bacias componentes visando cálculo de classes mapeadas, através da ferramenta *ArcToolbox/AnalysisTools/Overlay/Union* do ESRI®ArcGis™ 9.2. Destaca-se que os temas referentes aos limites dos níveis foram delimitados antes do desenvolvimento desta etapa.

É importante enfatizar que o SIG utiliza uma linguagem denominada álgebra de mapas para efetuar análises espaciais simples e complexas entre dois ou mais temas. Esta linguagem utiliza uma sequência de funções primitivas para realizar uma análise complexa de mapas, semelhante à álgebra tradicional na qual os operadores comuns (adição, subtração e exponenciação) são logicamente utilizados e sequenciados com variáveis (mapas inteiros no caso de álgebra cartográfica) de maneira a formar uma equação. A álgebra de mapas inclui também procedimentos espaciais e cartográficos como, por exemplo, combinação e



estatísticas (geoestatísticas) de mapas, processos de interpolação, conectividade, roteamento e análise de proximidade.

A legenda adotada para mapeamento na presente tese foi a seguinte: afloramento rochoso, agricultura, água, áreas úmidas, campo antrópico, estrada, floresta (vegetação secundária em estágio médio e avançado de regeneração e primária), mangue, ocupação urbana de alta densidade, ocupação urbana de média densidade, ocupação urbana de baixa densidade, pastagem, pastagem de várzea, reflorestamento, solo exposto, vegetação secundária em estágio inicial de regeneração. Esta etapa foi toda realizada no ESRI®ArcGis™ 9.2.

Cabe destacar que as ortofotos utilizadas neste estudo foram produzidas pelo IBGE com vistas à elaboração de base cartográfica na escala 1:25000, a ser produzida pela SEA e INEA, e suas características geométricas e posicionais são garantidas por este órgão até o uso das mesma na escala de 1:5000.

Na atividade de verificação dos dados mapeados foram utilizados dados de campo sobre algumas classes de uso e cobertura vegetal levantados por GPS (*Garmin 12 e Map 60 CXS*) além das informações de classes obtidas a partir de ortofotos IBGE/SEA. Os dados de campo foram obtidos durante o levantamento de áreas potenciais para amostragem e coleta efetiva de dados físico-químicos e bióticos, descritos no item 2.6, realizados entre dezembro de 2006 e maio de 2007.

Para o desenvolvimento da etapa de detecção de alteração pretérita o nível de análise considerado foi o de bacia (nível 0). O mapa base produzido foi recortado pelo limite da BHGM através da ferramenta *ArcToolbox/AnalysisTools/Extract/Clip* do ESRI®ArcGis™ 9.2 e sobreposto espacialmente as imagens Landsat 1985 (tabela 8) no mesmo programa SIG.

Assim, a partir de interpretação visual foi possível detectar as alterações na cobertura vegetal que ocorreram entre o período de 2007 e 1985, através da checagem das classes mapeadas (forma e completude), correção – redelimitação dos polígonos mapeados e vetorização de novos, inserção ou alteração de atributos alfanuméricos de acordo com mapeamento efetuado – recálculo de área e perímetro dos polígonos componentes e finalização do mapa base para o nível de paisagem indicando o incremento e decremento da cobertura vegetal no intervalo estudado. A unidade métrica adotada para cálculo de área foi hectare.

Para esta análise as classes de agricultura, campo antrópico, pastagem, pastagem em várzea, ocupação urbana (alta, média e baixa densidade), solo exposto e reflorestamento foram agrupadas em uma classe denominada uso antrópico.

### 2.3.2 Verificação de alteração futura

Foi efetuada comparação do mapa base com a Landsat 5 de 2009 (tabela 7) para verificação de alteração no uso da terra e cobertura vegetal realizado a partir de interpretação visual (mesmo procedimento de obtenção de classes alteradas realizado na verificação pretérita). Este processo foi desenvolvido no ESRI®ArcGis™ 9.2. Foram mapeadas apenas as alterações relacionadas à cobertura vegetal [floresta (primária e secundária média e avançada), secundária inicial e mangue], indicando as áreas de decréscimo e acréscimo de cobertura vegetal. A unidade métrica adotada para cálculo de área foi hectare.

Tabela 7 – Dados sobre imagens Landsat utilizadas

<b>Ano</b>	<b>Satélite e Cena</b>	<b>Origem</b>	<b>Sist. Projeção original</b>	<b>Cedida</b>
1985	LANDSAT_5_TM_19850415_217_07 e LANDSAT_5_TM_19850415_217_076	INPE	CGS_WGS84	Download INPE
2007	LANDSAT-TM_200708_217_075 e LANDSAT-TM_200708_217_076	INPE		SEA
2010	LANDSAT_5_TM_20100709_217_075_L2 e LANDSAT_5_TM_20100709_217_076_L2	INPE		Download INPE

### 2.3.3 Elaboração de mapa de fitofisionomia potencial

De acordo com o fluxograma apresentado na figura 14, o presente item abordará a metodologia adotada para elaboração do mapa de fitofisionomia potencial, parte integrante da atividade Fitofisionomia e Unidades de paisagem vinculada a etapa de Ecologia de paisagem. Este mapa foi elaborado a partir do mapa bioclimático e das indicações da classificação vegetal de Veloso (Veloso, 1991 e IBGE, 1992). O mapa bioclimático foi estruturado a partir de uma adaptação da metodologia proposta por Golfari (1980), utilizando dados de altimetria obtida do modelo digital de elevação do *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), déficit hídrico e os temas precipitação e temperatura, obtidos do *WorldClim*.

### 2.3.3.1 Dados Climatológicos

Os dados de clima utilizados nesta tese foram obtidos no WorldClim. O *WorldClim* é um projeto que monitora as condições climáticas ao redor do mundo através de inúmeras estações pluviométricas e meteorológicas e no estado do Rio de Janeiro contam com mais de 100 estações. Os *rasters* utilizados contêm valores médios calculados para uma série histórica de 50 anos (1950-2000), com resolução espacial de 30 arcos de segundo no sistema de coordenadas geográficas e *datum* WGS84 (Hijmans *et al.*, 2005).

Os mapas foram adquiridos na forma de grades de dados climáticos (tipo *raster*) a partir do arranjo de *layers* globais (WorldClim) disponíveis para download em <http://www.worldclim.org/>.

O método utilizado para cálculo do Balanço Hídrico foi de *Thornthwaite – Mather* (1955) que depende apenas do conhecimento da temperatura e da precipitação pluvial, além de considerar informações relativas ao solo, vegetação e parâmetros atmosféricos. Este método estima a evapotranspiração real (ETR) e a potencial (ETP).

Para o presente estudo o Balanço hídrico é a operação que quantifica a diferença numérica entre as alimentações (entradas), as descargas (saídas) e as variações de um sistema hídrico, numa região determinada e num intervalo tempo específico (ABAS, 2005).

Entende-se por ETP, a quantidade de água transferida para a atmosfera por evaporação e transpiração, na unidade de tempo, de uma superfície extensa completamente coberta de vegetação de porte baixo e bem suprida de água e a ETR, pela quantidade de água transferida para a atmosfera por evaporação e transpiração, nas condições reais (existentes) de fatores atmosféricos e umidade do solo. A ETR é igual ou menor que a ETP (SEA, no prelo).

Para estimativa de ETR, segundo o método de Thornthwaite & Mather (1955), foi considerada a capacidade de armazenamento de água no solo em função da profundidade média das raízes por tipo de cobertura vegetal.

A evapotranspiração é de fundamental importância no contexto do ciclo hidrológico, pois representa uma parcela maior de saída de água das bacias hidrográficas que a soma do escoamento superficial dos rios e o armazenamento de água no solo (Hewlett, 1982).

Cabe ressaltar que o método em questão apresenta limitações, uma vez que ele considera a temperatura do ar como único índice de energia disponível para a evapotranspiração potencial. A equação empírica do modelo de Thornthwaite é a seguinte

(Eq. 1):

$$ETp = F \cdot 16 \left( 10 \cdot \frac{T}{I} \right)^a \quad (\text{Eq. 1})$$

Onde:

ETp = evapotranspiração potencial (mm/mês); F = Fator de correção em função da latitude e mês do ano;  $a = 6,75 \cdot 10^{-7} \cdot I^3 - 7,71 \cdot 10^{-5} \cdot I^2 + 0,01791 \cdot I + 0,492$ ; I = índice anual de calor; T = Temperatura média mensal (°C)

Para obter o mapa de Balanço hídrico foi necessário elaborar outros dados intermediários que compõem a equação acima descrita. Assim, para se chegar a tal parâmetro foi necessário produzir o Índice de Calor, a Evapotranspiração Potencial, a Capacidade de Armazenamento (Capacidade de água disponível - CAD) e Evapotranspiração Real (ER), além dos temas de Precipitação e Temperatura.

Para calcular os Índices de Calor foi utilizada a seguinte fórmula (Eq. 2):

$$I = 1 \left( \frac{T_i}{5} \right)^{1,514} \quad (\text{Eq. 2})$$

A capacidade de água disponível (CAD) representa o máximo de água que o solo pode armazenar e na presente tese foram utilizados valores de CAD adaptados de Mota (1976).

Para esta tese foram adotadas duas CADs, a CAD considerada para vegetação secundária foi de 300 mm e para o pasto e demais culturas, 100 mm. As medidas foram obtidas em função da profundidade das raízes e para todos os tipos de solo predominantes na área. Para cada um dos valores de CAD, foram estimados os valores de evapotranspiração real através de balanço hídrico.

O fluxograma abaixo (fig. 18) descreve os processos utilizados para elaboração dos temas de déficit hídrico e de excedente hídrico, obtidos a partir da ER.

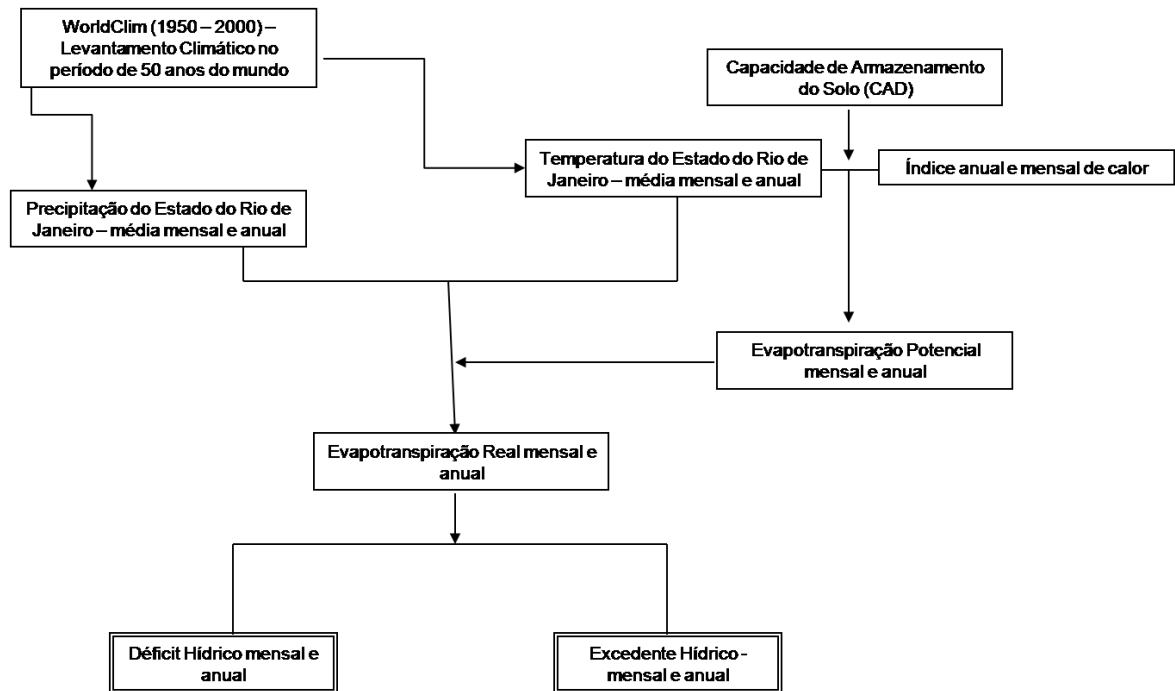


Figura 18: Fluxograma para obtenção do tema Déficit hídrico e Excedente hídrico. Fonte: SEA (no prelo).

Para elaboração de todos os temas acima citados utilizou-se as ferramentas *Raster Calculator* e *Map Álgebra*, do software ESRI®ArcGis™ 9.2 aplicando suas respectivas fórmulas, seguindo metodologia desenvolvida por Cronenberg e GEOPEA para as análises espaciais avançadas realizadas em SEA (no prelo).

Foram calculados, para a área de estudo, os valores médios mensais, de verão, de inverno e ano inteiro do excedente hídrico, déficit hídrico, temperatura, precipitação e evapotranspiração real.

Para geração dos temas de precipitação e temperatura, foi utilizado o método geostatístico de interpolação denominado krigagem – ferramenta *Spatial Analyst* - no ESRI®ArcGis™ 9.2.

Para estas análises o tamanho do pixel utilizado foi de 30 x 30 m que representa a dimensão compatível com a escala de 1:50000. Em seguida calculou-se a média mensal da temperatura e da precipitação para cada mês dos anos componentes do período 1950 -2000. Foram calculados também os valores da média dos meses de inverno e verão.

Para utilização dos parâmetros de classificação de vegetação indicados no IBGE (1992), para produção do mapa bioclimático (fig. 19), foram estabelecidos, por meio da ferramenta *intersect* do ESRI®ArcGis™ 9.2, os seguintes intervalos entre cotas altimétricas:

5 m – 50 m formações de terras baixas; 50 m – 500m formações submontana; entre 500 m – 1.500 m montana e o que for acima disso alto-montana. É importante ressaltar que foram inseridas, no mapa de fitofisionomia, as classes do uso do solo atual que delimitam as áreas de manguezal, áreas úmidas, afloramento rochoso e água (mapa base – incluso alterações), obtidas através da ferramenta *clip* do ESRI®ArcGis™, sendo que estas áreas serviram apenas como indicação e não foram usadas em nenhuma análise.

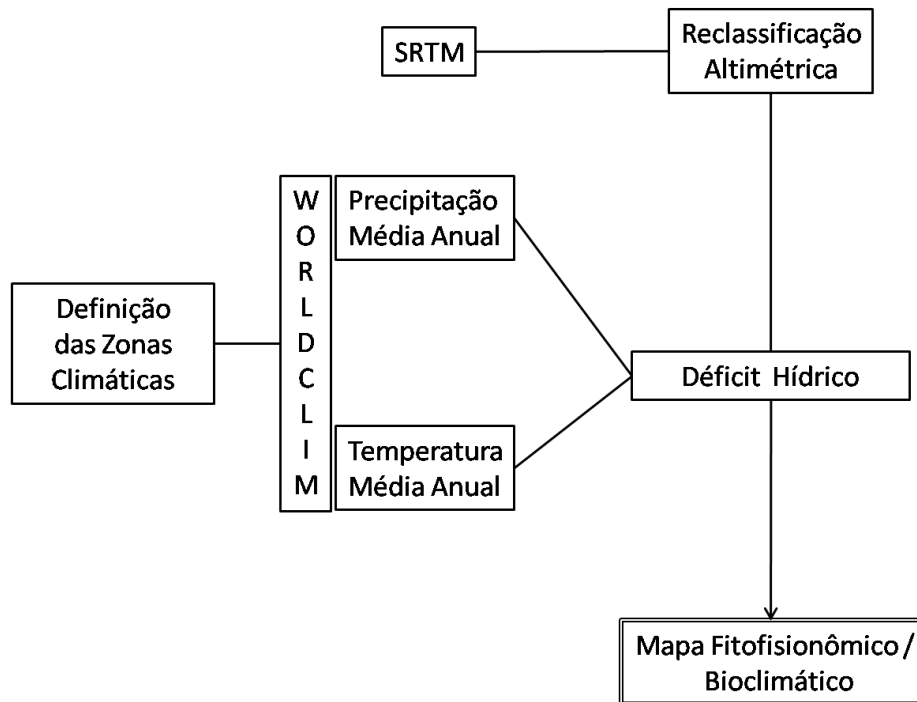


Figura 19: Fluxograma de elaboração do mapa bioclimático. Adaptado SEA (no prelo).

Foi realizada uma análise espacial comparativa entre o mapa base e o mapa de fitofisionomia com a utilização da ferramenta *union* do ESRI®ArcGis™ 9.2, com vistas a quantificação e qualificação da alteração da paisagem detectada.

## 2.4 Estabelecimento de Unidades de Paisagem

A metodologia apresentada no presente item integra a atividade Fitofisionomia e Unidades de paisagem vinculada à etapa de Ecologia de paisagem (fig. 14).

A unidade de paisagem foi estabelecida a partir de análise espacial integrada do mapeamento temporal do uso da terra e cobertura vegetal (base) com a geologia, a geomorfologia, e a de fitofisionomia para o nível 0 de escala de análise adotado na presente tese. A metodologia de obtenção do mapa base já foi abordada no item 2.3.1.

Os dados geológicos utilizados foram elaborados pelo Centro de Pesquisas de Recursos Minerais (CPRM) referente ao projeto Rio de Janeiro desenvolvido por esta instituição. O *layer* de litologia disponibilizado foi recortado pelo limite da BHGM ESRI®ArcGis™ 9.2 através da ferramenta *Arctoolbox/Analysis Tools/Extract/clip*.

O tema geomorfológico foi gerado a partir de uma adaptação ao mapeamento produzido por Silva (2002), cuja metodologia de compartimentação topográfica adotada consiste em calcular a amplitude altimétrica ( $\Delta h$ ) dada pela diferença entre a altitude superior ( $\Delta h_{\text{máx}}$ ) e a inferior ( $\Delta h_{\text{mín}}$ ) de bacias de drenagem de primeira e segunda ordem até sua confluência com a rede coletora, utilizando-se para tanto uma carta topográfica (Mapeamento Sistemático do IBGE em escala 1:50.000).

Após esta etapa, foram reconhecidas as áreas que possuem os mesmos índices de dissecação, separando as bacias com valores diferentes através da delimitação de divisores. Para as colinas e morros foi delimitado todo o contorno de cada feição, ou seja, extraída a curva de nível que delimita a ruptura de encosta com o fundo do vale.

Para a delimitação de unidades mais suaves do relevo (as planícies fluviais) foi necessária uma adaptação metodológica: considerou-se que as rupturas de declive existentes entre as encostas e as áreas de baixo declive (reconhecidas na carta topográfica por um brusco afastamento entre as curvas de nível) seria o critério de delimitação da área de acumulação ou retenção da sedimentação quaternária (feição morfológica de planícies fluviais) com as demais feições em que predominavam os processos erosivos ou de dissecação (colinas, morros, degraus ou serras re-afeiçoados ou degraus escarpados). Nesta classe de compartimentação topográfica foi, portanto, necessário abandonar o recorte espacial de bacias de drenagem e utilizar o conhecimento geomorfológico para análise e sugestão de delimitação de diferentes feições de relevo tendo como base instrumental às informações extraídas das próprias cartas topográficas (Silva, 2002).

A adaptação realizada no mapa geomorfológico produzido por Silva (2002) consistiu na sobreposição das feições morfológicas mapeadas por desnivelamento altimétricos com os cordões arenosos, dunas e restingas, obtidos a partir do mapa de uso da terra e cobertura vegetal (ano base). Tal adaptação foi feita seguindo as indicações da autora quanto a restrição em relação à aplicação da metodologia aos ambientes de agradação na zona costeira, pois não é possível reconhecer as feições morfológicas de planície fluvial e de planície flúvio-marinha. Assim, pode-se efetuar a diferenciação entre feições deposicionais de origem continental e feições de gênese costeira para a área de interesse.

Para maior detalhamento sobre obtenção dos dados de geomorfologia consultar Silva (2002).

O processo de geração do tema de UP (paisagem vertical) foi realizado através da ferramenta *union* do ESRI®ArcGis™ 9.2, estando todos os temas em formato vetorial (*shape*) e com seus atributos de interesse. No resultado obtido cada unidade de paisagem apresenta uma codificação e cada codificação uma descrição específica de sua composição.

As manchas ou fragmentos florestais serão também as unidades horizontais de paisagem adotadas nesta tese. No item descrito a seguir será apresentada a metodologia de obtenção e análise destas unidades e de sua estrutura.

## **2.5 Análise da Ecologia de Paisagem**

Este item tratará, primeiramente, da metodologia adotada para atividade denominada caracterização física da BHGM, seguida das métricas e índices propostos e da metodologia referente para estabelecimento da conectividade de fragmentos existentes na bacia. Todas essas atividades estão vinculadas a etapa de Ecologia de paisagem (fig. 14).

### **2.5.1 Parâmetros Morfométricos da BHGM**

A análise da rede de drenagem compreendeu a identificação de padrões, análise de perfis topográficos, longitudinais e transversais aos canais fluviais e de levantamento dos seguintes parâmetros (tabela 8): morfométricos geométricos - forma da bacia, assimetria da bacia, hierarquia fluvial, perímetro, frequência hidrográfica, dentre outros; morfométricos de relevo - declividade, amplitude de relevo e rugosidade; e características da rede de drenagem – classificação e densidade de drenagem. Estes parâmetros foram medidos na BHGM e em suas sub-bacias principais no ESRI®ArcGis™ 9.2 a partir da base cartográfica IBGE/DSG 1:50000 e MDE.



Tabela 8 – Parâmetro morfométricos. Adaptado de Pissarra *et al.*, 2004.

Características morfométricas	Símbolo	Observação	Fórmula	Fonte
Área total	A	Toda a área drenada pelo conjunto do sistema fluvial inclusa entre seus divisores topográficos, projetada em plano horizontal		
Perímetro total	P	Comprimento da linha imaginária ao longo do divisor de águas		
Coeficiente de Compacidade	Kc	Relação entre perímetro da bacia e a circunferência de um círculo de área igual à da bacia	$Kc = 0,28 P/\text{raiz } A$	Villela & Mattos (1975)
Índice de Circularidade	IC	Índice de circularidade tende para a unidade à medida que a bacia se aproxima da forma circular	$IC = 12,57 \cdot A/P^2$ (km <sup>2</sup> /km)	
Densidade de drenagem	Dd	Relação entre o comprimento total dos cursos d'água (Lt) e a área da bacia (A)	$Dd = Lt / A$ (km/km <sup>2</sup> ):	Horton (1945)
Fator de forma	Ff	Relaciona a forma da bacia com a de um retângulo - razão entre a largura média e o comprimento axial da bacia (da foz ao ponto mais longínquo do espigão - L)	$Ff = A/L^2$	Villela & Mattos (1975)
Frequência de rios	F	Relação entre o número de segmentos de rios (Nt) e a área da bacia (A)	$F = Nt/A$ (Nt/km <sup>2</sup> )	Horton (1945)
Razão de textura	T	Relação entre o número de segmentos de rios (Nt) e o perímetro da bacia (P)	$T = Nt/P$ (Nt/km)	França (1968); Smith (1950)
Extensão de percurso superficial	Eps	Função da densidade de drenagem	$Eps = 1/(2Dd)$ (km)	Horton (1945)
Coeficiente de manutenção	Cm	Função da densidade de drenagem proporciona uma estimativa da área mínima que é exigida para que o canal de drenagem possa se implementar e desenvolver	$Cm = (1/Dd) \times 1.000$ (m <sup>2</sup> )	Schumm (1956)
Amplitude altimétrica	H	Diferença de altitudes entre o ponto mais baixo da bacia (foz) e o ponto de maior altitude	(m)	Strahler (1974)
Razão de relevo	Rr	Relação entre a amplitude altimétrica e o maior comprimento da bacia	$Rr = H/C$ (m/m)	Schumm (1956)
Razão de relevo relativo	Rrl	Relação entre a amplitude altimétrica e o perímetro da bacia	$Rrl = H/P$ (m/m)	Strahler (1974)
Índice de rugosidade	HD	Produto entre a amplitude altimétrica e a densidade de drenagem	$HD = H \times Dd$	Strahler (1974)

A hierarquização fluvial foi realizada através da classificação Strahler (1974) (fig. 20) do tema hidrografia – escala 1:50000. O software utilizado para desenvolvimento de todas as atividades descritas acima foi o ESRI®ArcGis™ 9.2.

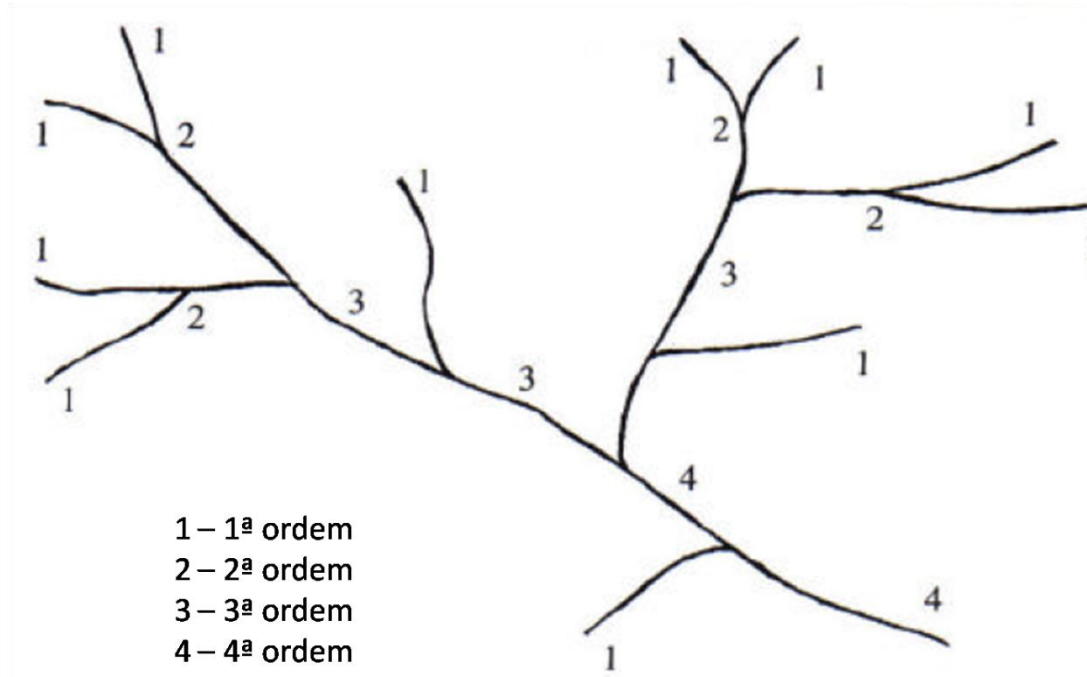


Figura 20: Ilustração do método de ordenação ou classificação dos canais de STRHALER (1974).

A declividade é obtida através da variação de altitude entre dois pontos quaisquer do terreno em relação à distância existente entre eles. Este parâmetro foi medido no *Spatial Analyst* - ESRI®ArcGis™ 9.2 a partir da análise espacial do MDE, a partir do método de ajustamento da superfície pelo módulo TOPOGRID do *software* ESRI®ArcGis™ 9.2 – *Workstation*, e da hidrografia e reclassificada nas seis classes descritas pela Embrapa (2006), conforme expresso na tabela 9.

Tabela 9 - Classes de declividade

Declividade (%)	Classificação
0 a 3	Relevo plano
3 a 8	Relevo suavemente ondulado
8 a 20	Relevo ondulado
20 a 45	Relevo fortemente ondulado
45 a 70	Relevo montanhoso
>70	Relevo escarpado

A orientação da bacia hidrográfica também é um parâmetro importante a ser verificado. De acordo com Lima, W.P. (2009), o fator orientação afeta as perdas por evapotranspiração, por causa de sua influência sobre a quantidade de radiação solar recebida pela bacia, podendo provavelmente afetar as relações entre a precipitação e o deflúvio. Assim, quanto maior orientação leste/oeste, maior a exposição solar da bacia, e, conseqüentemente, maior será a evaporação, resultando em solos com menor umidade. Este parâmetro foi medido no *Spatial Analyst* - ESRI®ArcGis™ 9.2, a partir da análise espacial do MDE e da hidrografia.

Para o presente estudo, a BHGM foi dividida em três sub-bacias, denominadas sub-bacias principais, a partir do MDE através da ferramenta *Hidrology* do ESRI®ArcGis™ 9.2.

### 2.5.2 Análise da estrutura de paisagem

Processos naturais ou humanos e.g, físicos, ecológicos ou culturais são, em certo grau, controlados pela organização espacial de seu conjunto ambiental denominada paisagem. Assim, devido ao seu dinamismo, a paisagem encontra-se em eterna mudança (estrutura e composição), através do tempo, o que implica em modificações diretas no arranjo e interação de seus ecossistemas. A adoção de conceitos de EP substanciou a proposição de novos modelos de simulação da paisagem que apresentam potencial de mapear o fluxo de energia, material e informação, designar áreas-fonte (absorção e recepção), produzir sucessão 2D e 3D e abordar questões de escala de forma a modelar processos e mecanismos ambientais através da simulação no tempo de atributos ecológicos em subunidades de áreas com distinta localização e configuração.

Nestas modelagens devem sempre ser considerados critérios importantes como: nível de agregação, estrutura e tipo de matemática empregada. Em relação ao nível de agregação os modelos se distinguem em três tipos básicos, a saber: modelos totais (número de elementos de paisagem presentes numa determinada região), modelos distribucionais (mudanças da distribuição em área dos elementos de paisagem em uma determinada região – classes de uso do solo ou tamanho de população de uma dada espécie, por exemplo) e modelos espaciais de paisagem. O último tipo de modelo é o que será adotado no desenvolvimento da presente tese. Este modelo congrega a conceituação e atividades dos anteriores e também aborda a configuração e localização dos elementos de paisagens estudados.

Na modelagem adotada serão utilizados tanto dados matriciais quanto vetoriais. Matriciais na estruturação de temas derivados diretamente de imagens de satélite e de temas

mais complexos que participaram ou são oriundos das análises espaciais avançadas para determinação das unidades de paisagem, métricas e conectividade, abordadas no capítulo 3, e potencialidade para restauração e conservação, apresentada no capítulo 5 da presente tese.

O mapeamento e análise das medidas de estrutura (dos atributos físicos) da paisagem como a localização, tamanho e forma de fragmentos (manchas) desenvolvidos neste estudo dar-se-ão segundo metodologia descrita por Lang & Blaschke (2009). As métricas adotadas foram área, forma e área-núcleo (*core areas*). A área e perímetro da mancha foram calculados no ESRI®ArcGis™ 9.2. As métricas de forma adotadas neste estudo foram índice de forma (*shape index*) (Forman & Godron, 1986) (Eq. 3) e índice de compacidade.

O índice de forma (Forman & Godron, 1986) foi calculado em nível de fragmento (*patch-level metrics*), utilizando a extensão *PatchAnalyst 0.9.5* © Ontario Ministry of Natural Resources para ESRI®ArcMap™. Essa extensão permite calcular, diretamente a partir do layer de uso da terra e cobertura vegetal, o índice de forma.

Este índice consiste na divisão do perímetro do fragmento pelo perímetro de um círculo de tamanho equivalente ao do fragmento, o que corresponderia à área mínima, de acordo com a fórmula:

$$\text{SHAPE} = p / \text{minp} \quad (\text{Eq. 3})$$

onde: p – perímetro e minp – perímetro mínimo

Dessa forma, este índice apresenta a relação área/perímetro de forma padronizada, permitindo a comparação entre fragmentos de diferentes tamanhos. Pode ser visto também como uma medida da complexidade da forma do fragmento, uma vez que representa o desvio em relação a um círculo (Lang & Blaschke, 2009).

Como índice de compacidade foi utilizada uma métrica simples denominada raio de rotação (*radius of gyration*) que corresponde ao maior círculo circunscrito (quando a mancha é girada em torno de seu centro de gravidade) (Lang & Blaschke, 2009). Ele pode ser considerado também como uma medida da extensão dos fragmentos, considerando tanto o tamanho quanto a compactação: quanto menor o raio de rotação, maior a compactação e menor o tamanho do fragmento (McGarigal, 2002; Echeverría *et al.*, 2006). Para obtenção deste índice o shape de fragmentos foi convertido da extensão vetorial para matricial (*raster*), com células (*pixels*) 10 X 10 m, de forma a evitar distorções na escala utilizada. O software utilizado foi o *Fragstats 3.3*, ferramenta *Gyrate*.

Para cálculo da métrica de área-núcleo foram utilizados *buffers* (áreas de amortecimento) medidos do limite da mancha para seu interior (borda interna) de 10 m, 20 m, 35 m e 50 m. A métrica denominada *Core Area Index* (CAI) (Eq. 4) relaciona a área de entrada (valor da área total da mancha) e a área da área-núcleo em percentual, de acordo com a seguinte equação:

$$CAI = ATM/ATAN * 100 \quad (\text{Eq. 4})$$

O CAI pode ser calculado para mancha, para classes e para paisagem. Para as duas últimas foi considerado como **ATM** a soma de todas as áreas de manchas presentes numa determinada classe de mapeamento [florestas (estágio inicial, médio e avançado de regeneração), mangue e restinga ou numa paisagem], e **ATAN** a soma de todas as áreas de áreas-núcleo numa determinada classe (TCCA) e paisagem (TCA). O número de áreas-núcleo (NCA), segundo Lang & Blaschke (2009), sempre é, pelo menos, igual ao número de manchas (NM) existentes na área estudada. Quando o NCA é maior que o NM, detecta-se a ocorrência de áreas-núcleo disjuntas (Lang & Blaschke, 2009). Cabe informar que para obtenção deste índice o tema (*shape*) de fragmentos foi convertido da extensão vetorial para *raster*, com células (*pixels*) 10 X 10 m, de forma a evitar distorções na escala utilizada. O procedimento de obtenção de valores deste índice foi realizado no *Fragstats* 3.3.

O *Cority* (CY) (Eq. 5) também foi calculado. Esta métrica exprime o tipo de suscetibilidade total em relação à certa distancia da área-núcleo com valores finais oscilando entre 0 e 1, onde 0 corresponde a ausência de áreas-núcleo.

$$CY = NP - N_{CAI=0} / NCA \quad (\text{Eq. 5})$$

onde: CY - *Cority*;  $N_{CAI=0}$  – número de manchas sem áreas-núcleo

Para realização destes cálculos foram consideradas, para o nível 0, as classes de mapeamento referentes à série temporal de mapeamento do uso da terra e cobertura vegetal adotados neste trabalho. Cabe destacar que para os cálculos das métricas e índices os temas referentes aos fragmentos trabalhados (2007, 1985 e 2010) foram identificados com numeração por polígonos, transformados em *raster* e trabalhados no *Fragstats* 3.3. Os resultados obtidos neste *software* foram integrados aos temas pelo número indicador do polígono.

### 2.5.3 Análise da conectividade

O entendimento da conectividade em ambientes muito fragmentados, como a Mata Atlântica, de acordo com Calabrese & Fagan (2004), é fundamental para a manutenção da viabilidade das populações existentes, tanto de flora como de fauna. Assim, a partir desse pressuposto, a conectividade foi analisada sob as perspectivas da permeabilidade da matriz, da conectividade funcional, do índice de conectividade estrutural e da conectividade vertical, onde o relevo tem papel significativo.

#### 2.5.3.1 Tamanho efetivo de malha (*Effective Mesh Size*)

O tamanho efetivo de malha é uma medida do retalhamento da paisagem e foi calculado a partir da seguinte equação (Jaeger, 2000; Lang & Blaschke, 2009):

$$m = 1/At \times \sum_{i=1}^n a^2 \quad (\text{Eq. 6})$$

Onde:  $At$  = área total e  $a$  = área dos remanescentes

#### 2.5.3.2 Índice de Conectividade Estrutural (ICE)

O ICE incorpora métricas que descrevem a forma, o tamanho e a distância entre os fragmentos. Este índice busca caracterizar a conectividade estrutural no interior de unidades de área isoladas por estradas, áreas urbanas e grandes corpos d' água. O ICE é uma modificação do índice de conectividade ecológico proposto em COPPETEC (2009) com estruturação elaborada a partir das considerações de Jaeger (2000).

Objetivou-se trabalhar com áreas cujos limites refletissem barreiras significativas ao movimento da fauna e à dispersão da flora. Para tanto foram criados polígonos a partir da dissecação do mapa do Estado do Rio de Janeiro pela retirada das áreas urbanas (mapa de uso da terra e cobertura vegetal), corpos d' água de tamanho significativo (hidrografia poligonal do IBGE) e estradas principais (mapa de estradas do Departamento Estadual de Estradas e Rodagem – RJ (DER/RJ)) foram utilizados como unidades de área para o cálculo do ICE.

Este índice foi calculado considerando como fragmentos florestais as seguintes classes selecionadas do mapa base: comunidade relíquia (campo de altitude), floresta (nos três diferentes estágios de regeneração), mangue e restinga, e como matriz as demais classes do

mapa de uso da terra e cobertura vegetal. O índice de fragmentação é dado pela equação descrita a seguir (Eq. 7):

$$\mathbf{IF} = \mathbf{m} / \mathbf{PP} * \mathbf{EVP} \quad (\text{Eq. 7})$$

onde:  $\mathbf{m} = 1 / \mathbf{At} * \sum_{i=1}^n \mathbf{a}^2$

$\mathbf{At}$  = área total do polígono e  $\mathbf{a}$  = área dos fragmentos florestais contidos no polígono

$\mathbf{EVP} = \mathbf{h}_{ij}$ ,  $\mathbf{h}_{ij}$  = distância da borda de um fragmento à borda do fragmento vizinho mais próximo

$\mathbf{PP} = \mathbf{p} / \mathbf{minp}$

$\mathbf{p}$  = perímetro do fragmento,  $\mathbf{minp}$  = perímetro mínimo do fragmento

O tamanho efetivo da malha  $\mathbf{m}$  busca medir o grau de fragmentação das unidades de análise e é caracterizado pela soma da área dos fragmentos florestais ao quadrado dividido pela área total do polígono (Jaeger, 2000). Portanto, quanto maior o  $\mathbf{m}$ , menor é a fragmentação da área. O índice de forma  $\mathbf{PP}$  é a média do perímetro dos fragmentos dividido pelo menor perímetro possível. Caracteriza a relação perímetro/área, corrigindo o efeito do tamanho. Quanto maior o índice, menos favorável é a forma do fragmento, devido ao aumento do efeito de borda.  $\mathbf{EVP}$  é a distância euclidiana média ao fragmento vizinho mais próximo e representa uma medida do isolamento dos fragmentos.

Os temas utilizados nesta análise estavam todos no formato raster (gride).

#### 2.5.3.3 Conectividade funcional considerando a altimetria

A permeabilidade e a altimetria representam os fatores chaves desta análise.

A permeabilidade da matriz representa a mobilidade potencial de animais em uma paisagem e seu conhecimento é essencial para o atendimento das suas necessidades básicas e para garantir a manutenção do fluxo gênico entre as populações. Para esta análise os intervalos de mobilidade considerados são relativos ao grupo taxonômico de pequenos mamíferos, de acordo com as indicações de Mansur & Grelle (2007), Fidalgo *et al.* (2007), Rocha *et al.* (2007). Para o este grupo taxonômico foram considerados os intervalos de: 1000 m em área de matriz inteiramente florestal (Moraes-Junior, 2003; Mansur & Grelle, 2007), 300 m em matriz com gramínea e algumas árvores pioneiras (Pires *et al.*, 2002; Mansur & Grelle, 2007) e 100 m na matriz coberta exclusivamente por gramíneas (Forero, 2008).

Seu cálculo leva em consideração as áreas mais permeáveis ao movimento dos animais pertencentes ao grupo taxonômico adotado, considerando a distância entre os fragmentos e a favorabilidade da matriz que os separa.

Para sua obtenção, de acordo com a metodologia proposta por Lang & Blaschke (2009), utiliza-se a ferramenta *Cost Distance* do programa ESRI®ArcGis™ 9.2. Como na presente tese foi considerado na análise o fator altimétrico esta ferramenta foi substituída por outra ferramenta do ESRI®ArcGis™ 9.2 denominada *PathDistance*. Esta ferramenta foi criada para calcular o custo acumulado de um trajeto (figura 21), sendo:

$$A2 = \text{cost2} + \text{cost3} / 2 \quad (\text{Eq. 8})$$

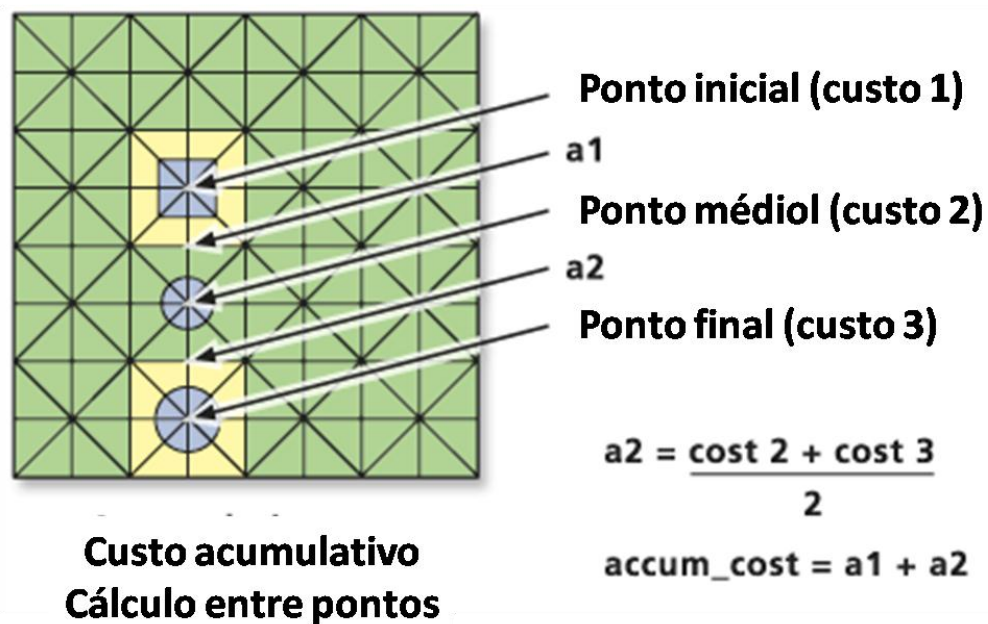


Figura 21: Diagrama da ferramenta *PathDistance*. Adaptado do ArcGis.

A adoção da ferramenta de análise espacial avançada *PathDistance* foi embasada no fato de que, além de calcular o esforço acumulado de distância percorrida (distância horizontal), ela considera em seus cálculos a distância vertical. O cálculo do custo de uma célula para outra leva em consideração sua posição no relevo, e uso e cobertura do solo.

Tomando como referência topográfica um modelo digital de elevação (MDE) foi calculada a distância real (C) na superfície por meio do Teorema de Pitágoras, sendo a distância real (C) o valor da hipotenusa.

O valor de (C) é multiplicado pelo valor referente à dificuldade de locomoção (tabela 10) nas diversas classes de uso e cobertura do solo (U). O valor do peso da dificuldade de locomoção considera a análise o grupo faunístico de pequenos mamíferos, de acordo com dados bibliográficos citados. Foi utilizado também como balizador para a atribuição de peso para a análise da dificuldade de locomoção o fator dificuldade a distância (tabela 11). Estes



dados foram definidos a partir da bibliografia (Fidalgo, 2007; Rocha, 2007 e Mansur & Grelle, 2007), da experiência dos técnicos (INEA) e dos resultados de sucessivos testes realizados em ambiente SIG, considerando o grupo de pequenos mamíferos nativos da Mata Atlântica. Esta metodologia foi desenvolvida na Gerência de Geoprocessamento e Estudos Ambientais (Geopea) do INEA como subsídio para o Zoneamento Ecológico Econômico (ZEE) e para SEA (no prelo).

Tabela 10 – Pesos referentes ao grau de dificuldade de locomoção em uma determinada classe de mapeamento (valor U).

<b>Usos</b>	<b>Pesos</b>
<b>Floresta</b>	<b>3</b>
<b>Mangue</b>	<b>3</b>
<b>Afloramento Rochoso</b>	<b>100</b>
<b>Agricultura</b>	<b>100</b>
<b>Campo Antropico</b>	<b>100</b>
<b>Vegetação Secundária em Estágio Inicial</b>	<b>100</b>
<b>Pastagem</b>	<b>300</b>
<b>Pastagem em Várzea</b>	<b>300</b>
<b>Sombra</b>	<b>300</b>
<b>Áreas úmidas</b>	<b>300</b>
<b>Ocupação Urbana de Baixa Densidade</b>	<b>9000</b>
<b>Solo Exposto</b>	<b>9000</b>
<b>Água</b>	<b>18000</b>
<b>Estrada</b>	<b>32000</b>
<b>Ocupação Urbana de Média Densidade</b>	<b>32000</b>

Tabela 11 – Pesos referentes ao grau de dificuldade de classes de mapeamento em relação ao movimento animal (adaptado de SEA, no prelo)

<b>Classes do mapa de uso da terra e cobertura vegetal</b>	<b>Peso</b>
<b>Floresta, restinga, mangue, comunidade relíquia (campo de altitude)</b>	<b>1</b>
<b>Afloramento rochoso, cordões arenosos, dunas, reflorestamento, vegetação secundária inicial</b>	<b>10</b>
<b>Plantações de cítricos, coco, café, agricultura</b>	<b>50</b>
<b>Cana, pasto, áreas úmidas</b>	<b>100</b>
<b>Áreas urbanas de baixa densidade, solo exposto, salinas</b>	<b>200</b>
<b>Corpos d'água</b>	<b>500</b>
<b>Áreas urbanas de alta e média densidade, estradas</b>	<b>1000</b>

O outro dado requisitado pela ferramenta é o ponto de origem do trajeto, que neste caso foram utilizados os fragmentos florestais.

Os temas utilizados nesta análise estavam todos no formato *raster*.

## 2.6 Avaliação da saúde ecológica dos riachos da BHGM

De acordo com o fluxograma apresentado na figura 15, o presente item apresentará a metodologia adotada para elaboração da etapa Qualidade ambiental e as atividades: definição de pontos de amostragem; caracterização física, físico-química, microbiológica e biótica; e formulação e aplicação de índices e indicadores.

É importante destacar que em algumas atividades as ações de coleta e algumas análises, aqui apresentadas, integraram o diagnóstico referente a qualidade ambiental da BHGM elaborado pelo LERC e LAPSA (Oliveira *et al.*, 2009) para compor uma proposta de Plano de Manejo da APA do Macacu apresentada ao INEA pelo Instituto BioAtlântico em 2009 (Moreira, 2009). Outros dados e análises relacionados a biota e a ecologia aquática utilizadas na presente tese foram obtidos das dissertações de Oliveira, R.B.S. (2009), que aborda proposta de índice multimétrico de macroinvertebrados para bacia, e de Lima (2009) e Silva (2009), que abordam a análise de isótopos de C e N em macroinvertebrados e em perifíton e algas, respectivamente. Estas dissertações foram desenvolvidas com base nos dados coletados para elaboração do diagnóstico supracitado.

O trabalho relativo à avaliação da saúde ecológica dos riachos da BHGM foi realizado em 33 riachos, sendo 21 sítios amostrados tanto pelo LERC e pelo LAPSA, 4 somente pelo LERC e 12 somente pelo LAPSA, nos meses fevereiro e março de 2007, durante a época chuvosa.

A metodologia adotada para escolha a priori destes sítios, atendendo a estrutura da pesquisa do LAPSA, foi a seguinte:

- Aplicação da classificação de Strahler (1974) para hidrografia da BHGM;
- Pré-seleção de rios e riachos de montanha de primeira a sexta ordem, de acordo com classificação de Strahler, distribuídos em três faixas altitudinais: abaixo de 200m, entre 200 e 800m e acima de 800m distribuídos em diversos arranjos de três classes de uso da terra: remanescente, área urbana e área agrícola. Estes corpos d'água estão sujeitos a diversas fontes de perturbação (urbanização, despejo de efluente *in natura*, praticas agropastoris inadequadas) locais e a montante do sitio amostral, apresentando assim influência de impactos químicos e físicos diversos e não excludentes.
- Foram realizados trabalhos de campo, durante o período de dezembro-janeiro para definir os sítios amostrais que seriam realmente utilizados, daqueles pré-selecionados. Em campo foram obtidas as coordenadas geográficas de cada sitio amostral com GPS de navegação (*Garmin 12 e Map 60 CXS*).

- Durante os meses de fevereiro e março foi efetuada a atividade de coleta dos dados de interesse nos sítios amostrais. Ao chegar ao sítio aplicava-se o protocolo de avaliação visual (PAV) para caracterização da integridade fisiográfica do ponto amostrado. Este protocolo consiste numa adaptação do protocolo proposto pela Agência de Proteção Ambiental Norte Americana (EPA) elaborado por Barbour et al (1999) apud Oliveira, R.B.S. (2009). Para caracterização e avaliação da qualidade da água foram amostrados 37 pontos, dos quais 15 correspondem a condição de referência, 16 com distúrbios (principalmente pelo uso da terra para agricultura e despejo de esgoto) e 6 com condições intermediárias de integridade. Nestes sítios foram coletados os seguintes parâmetros ambientais: hidrologia - velocidade da correnteza, profundidade média, vazão; medições físico-químicas da água - condutividade, heterogeneidade de substrato, pH, temperatura, turbidez, sólido total dissolvido (STD) (*total dissolved solid* – TDS), matéria orgânica particulada fina (MOPF) (*fine particulate organic matter* – FPOM), dureza total, alcalinidade total, cloretos, bicarbonatos, clorofila a, oxigênio dissolvido, nitrogênio total, fósforo total, amônia e nitrito; medições microbiológicas – coliformes totais e fecais; medições biológicas - perifiton, macroalgas, macrofauna e macroinvertebrados. A metodologia adotada está detalhada a seguir:
  - As variáveis físico-químicas de condutividade, pH, oxigênio, temperatura, turbidez foram medidos, *in situ*, com sonda multiparamétrica Hydrolab (modelo MS5, *Hach Environmental, Loveland, Colorado*); A velocidade de correnteza foi medida com correntímetro (*Gurley Precision Instruments, Troy, New York*);
  - Para medir a vazão foi utilizado o método de injeção de sal (*slug-injection method*) (Gordon et al., 2004 apud Lima, 2009) e a medição de sua diluição a jusante com um condutivímetro;
  - Dados da morfometria do canal como profundidade (perfil e média), largura do canal e comprimento do trecho amostrado foram obtidos, em campo, com utilização de régua apropriada e trena, em 6 transecções ao longo dos trechos amostrados, e nestas áreas foram realizadas também medições do dossel com um *concave-mirror spherical densiometer* (*Forest Densiometer, Bartlesville*). Para avaliar a heterogeneidade do substrato foi utilizada uma corrente;
  - Para o material em suspensão foram filtrados, *in situ*, litros de água (em torno e 10 a 20 litros por sítio) em filtros de sílica (Whatman tipo GF/D), dois por

sítio, com auxílio de um Becker, proveta (1 l) com precisão de 100 ml, bomba de sucção e suporte de filtração (figura 22) para medir a matéria orgânica particulada fina (FPOM).



Figura 22: Material de filtração formado pelo suporte (1) e bomba de sucção (2) junto com os filtros de sílica (3).

A água foi filtrada até o filtro começar a criar resistência de forma a obter o máximo de coleta de material sem prejudicar a integridade do filtro e estes foram pré-secos *in situ* por sucção. Em laboratório foram pesados e secados em estufa a 60° por 24h, e novamente pesados para cálculo peso de massa seca sem cinzas (AFDM) (mg/l).

- Para as análises físico-químicas e microbiológicas coletou-se água em garrafas esterilizadas, acondicionadas no gelo após coleta. As análises físico-químicas foram realizadas no medidor HATCH SR 2500. As microbiológicas (coliformes fecais e totais) foram realizadas pelo método de membranas filtrantes (padrão consagrado para esta análise). Ambas as análises seguem metodologia proposta por Oliveira, R.B.S. (2009) e Baptista et al (2007).
- Para amostragem de perifiton em substrato duro (rochoso) foi utilizado um amostrador elaborado pelo LERC segundo indicações de Loeb (1981) apud Silva (2009) (figura 23).



Figura 23: Amostrador de Perifíton adaptado pelo LERC constituído de seringa (1), desentupidor (2) e escova (3)

Este dispositivo permite proceder a avaliação quantitativa do material devido ao fato de aderir ao substrato em uma área conhecida. Assim, o material é raspado através de movimentos circulares de uma escova, localizada na base do instrumento (sob o desentupidor), sugado por uma seringa (60 ml) e posteriormente colocado em sacos plásticos estéreis (*Whirl Paks*). Para cada sitio foram amostradas 5 pedras (3 amostras cada uma). Depois de coletado o perifíton e homogeneizada a amostra final, foi retirada uma alíquota para medição da clorofila *a* (CLA) e turbidez (TRB) por fluorimetria com o *Aquafluor 8000* (*Turner Designs, Sunnyvale, CA*), tanto *in situ* como em laboratório (Moulton *et al.* 2009). Depois era fixada com formol 4% em um microtubo tipo *Eppendorf* de 2 ml para ficar como exemplar de testemunho (Silva, 2009). As amostras de perifíton foram filtradas em filtros de sílica (*Whatman GF/D*), utilizados no cálculo de matéria seca total e matéria orgânica pela metodologia de secagem e posterior queima. Segundo Silva (2009) os filtros foram pré-queimados a 500° C para certificar a ausência total de resíduo de carbono. Após isso foram secados por 24h em uma estufa a 60° C e em seguida pesados em balança de precisão 10<sup>-4</sup>g. Depois foram novamente queimados em um forno muflo a 500° C por 1h e pesados no mesmo tipo de balança de precisão para que fosse calculado a matéria orgânica total sem cinzas (AFDM) em mg/m<sup>2</sup>. As macroalgas foram coletadas também em substratos

duros como pedras, troncos e galhos, com auxílio de pinças e acondicionadas em recipientes plásticos estéreis (*Whirl Paks*). Foram depois colocada em microtubo tipo *Eppendorf* (2 ml) para a fixação da alga em formol a 4% e identificadas no laboratório com o auxílio de microscópio óptico no nível de superclasse e gênero de acordo com Silva, 2009.

- Para a amostragem da macrofauna utilizamos armadilhas tipo funil, onde foram colocadas iscas de comida de gato, e puçás (médios, pequenos e do tipo D-net) para captura ativa. As armadilhas ficaram armadas durante 02h30min, em média. Após este período eram recolhidos os exemplares capturados para a identificação (nível de família, gênero e nome vulgar). Esses eram registrados em tabela de campo e os demais exemplares coletados na amostragem de macroinvertebrados eram acondicionados em álcool 70%, etiquetados e posteriormente identificados e registrados. A presença e ausência da fauna catádroma (espécies que nos estágios iniciais da vida desenvolvem-se próximo ao estuário e quando juvenis, começam a migração rio acima) serão utilizadas para verificar a continuidade do rio.
- Para coleta de macroinvertebrados foi realizada a amostragem composta em multi-habitat, onde os habitats principais foram amostrados de acordo com seu percentual de disponibilidade proporcional. Foram efetuadas 20 retiradas de substrato em sitio amostral, onde cada retirada representa 1 m<sup>2</sup> de substrato coletado (totalizando 20 m<sup>2</sup> por sitio), depois foram unificadas e consideradas como uma única amostra. As amostras foram conservadas em etanol 80%. Em laboratório as amostras foram lavadas em peneiras com malha de 500 µm que facilita a retirada do material grosseiro. No processo de triagem das amostras foi realizada uma subamostragem. Este processo reduz o esforço requerido para os aspectos da classificação e da identificação dos macroinvertebrados e fornece uma estimativa mais exata do que a contagem por numero fixo sem determinação de área ou por volume da amostra. A subamostragem garante a rapidez da aplicação do protocolo sem afetar a confiabilidade do resultado final de avaliação. A subamostra era então triada para retirada de todos os organismos presentes. Os organismos foram identificados em gênero, exceto Diptera, Hemiptera e Lepidoptera que foram identificados em nível de família com auxílio de chaves taxonômicas. Para padronizar os níveis de identificação taxonômica os

gêneros/famílias serão tratados aqui como unidades taxonômicas operacionais (UTO). Para checagem da pertinência entre a comunidade de macroinvertebrado amostrada e a classificação a priori realizada foram utilizados os resultados da Análise de Similaridade realizada por Oliveira, R.B.S. (2009). Segundo a autora, a análise foi realizada no programa PAST utilizando o índice de distância de Bray-Curtis onde a significância do valor de R foi computada pela permutação das amostras dos diferentes grupos, formando novos grupos aleatoriamente, repetida 10.000 vezes. Para maiores detalhes sobre os procedimentos citados consultar Oliveira, R.B.S., 2009;

- O mapeamento de uso e cobertura vegetal da terra, escala 1:50000, utilizado como mapa referencia somente para a fase de avaliação da saúde ecológica dos riachos da BHGM foi elaborado pela Embrapa Solos no âmbito do projeto Serra e Águas. Produzido a partir de interpretação visual de uma composição de imagens Aster de 2001, 2002 e 2003 e de imagem CBERS 2005 (complementação de área da BHGM não coberta pela composição Aster). Para a identificação dos diferentes usos na BHGM foi estabelecida uma legenda em conjunto com o Instituto Estadual de Florestas do Rio de Janeiro (IEF/RJ) e conforme a legislação ambiental vigente e de acordo com Pedreira, *et al.* (2007) e Fidalgo, *et al.* (2007). As imagens que Embrapa Solos utilizou para realizar o mapeamento foram as seguintes:
  - sensor ASTER (*Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer*), bandas 1, 2 e 3N (VNIR 15 metros) e bandas 4 a 9 do SWIR, com resolução de 30 metros, disponíveis com nível de processamento 1B, resolução espacial de 15 metros, nas datas: 29 de março de 2001 (cena 35), 21 de fevereiro de 2002 (cena 16) e 14 de abril de 2002 (cena 37);
  - sensor CBERS (Satélite Sino-Brasileiro de Recursos Terrestres), bandas R(4) G(2) B(1), resolução de 20 metros, com data 07 de agosto de 2005. O uso de diversas imagens foi necessário para o recobrimento de toda a área de estudo.

Foram utilizadas três cenas do sensor ASTER e uma cena do CBERS para complementar a área onde não havia disponibilidade de imagens ASTER (Figura 24), utilizadas pela Embrapa Solos para mapeamento de uso e cobertura da terra;

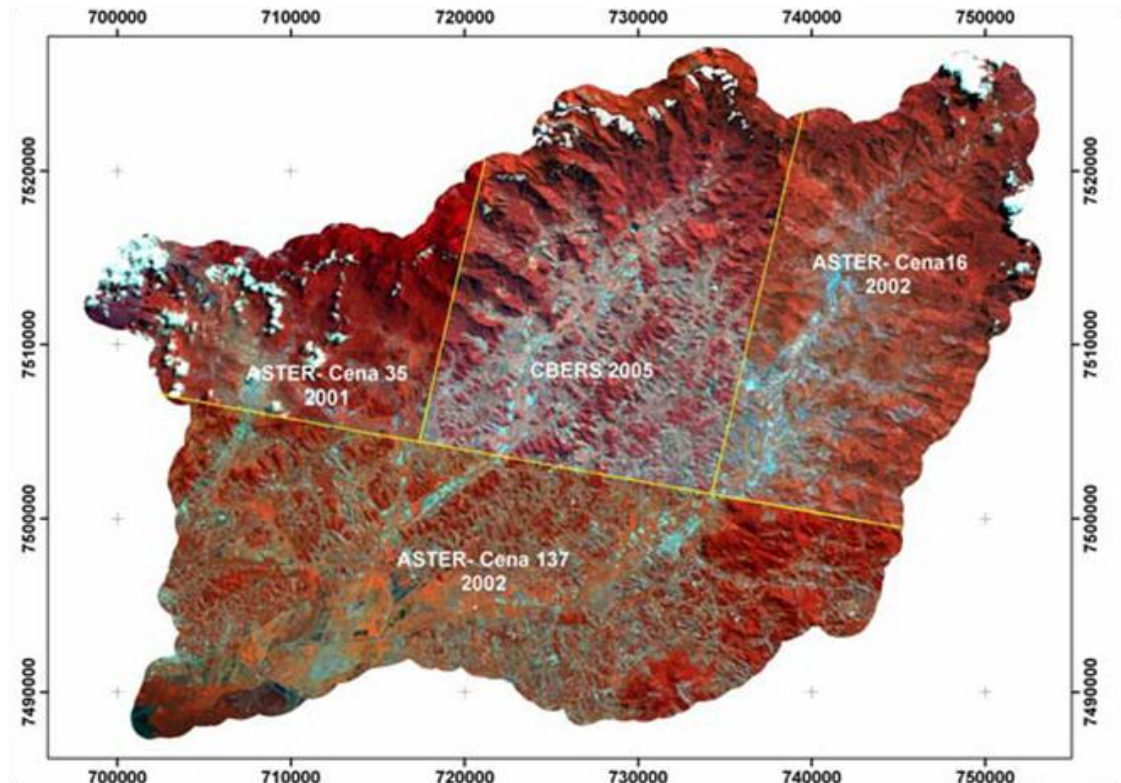


Figura 24: Mosaico das imagens ASTER e CBERS (Fonte: Pedreira *et al.*, 2007).

Como apoio ao mapeamento a Embrapa utilizou os seguintes dados: ortofotos 1:10000 e o Mapa de Uso e Cobertura do Solo, elaborado com imagens ETM+/Landsat-7 de 2001, cedidos pela Fundação CIDE; o Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica referente ao período 1995-2000 e o mapa de uso e cobertura vegetal 2002, produzidos pela Fundação SOS Mata Atlântica, os limites das Unidades de Conservação federais e estaduais disponibilizados pelo IEF/RJ em 2007 e os locais de atividades potencialmente poluidoras fornecidos pela FEEMA.

- Para análise dos dados coletados e definição dos índices/indicadores foram realizadas as seguintes análises estatísticas: análise multivariada (PCA); *box plot*; análise de covariância (ANCOVA), análise discriminante e correlação canônica. A análise discriminante foi realizada para verificar se um conjunto de variáveis medidas teria a capacidade de discriminar os grupos de impacto classificados *a priori*, avaliando também a capacidade classificatória das funções canônicas. Já a correlação canônica foi feita para avaliar a resposta que as variáveis apresentavam em relação a cobertura vegetal e uso da terra, isolada e conjuntamente, e a



viabilidade de utilização para elaboração de índices/indicadores de qualidade ambiental.

As variáveis consideradas foram: canal (vazão, profundidade média, céu/cobertura, bankfull - emerso e água, velocidade média da corrente); água (fósforo, coliformes totais e fecais, oxigênio dissolvido, condutividade, pH, temperatura, cloretos, nitrito, alcalinidade total); transporte de sedimento (FPOM (DM e AFDM)), uso do solo (pastagem, pasto sujo, vegetação natural, área urbana, vegetação intermediária, afloramento, área agrícola, solo exposto); perifíton (CHL (g/m<sup>2</sup>); matéria seca (DM) e macrofauna (peixes e camarões). De acordo com o modelo conceitual elaborado (fig. 25) foram algumas correlações entre estes conjuntos de variáveis. O modelo representa as relações existentes entre as variáveis de uso do solo e cobertura vegetal e as algumas variáveis físico-químicas e biológicas, indicando fortes relações entre o uso e a água, FPOM, perifíton e fauna e entre FPOM a fauna e o perifíton.

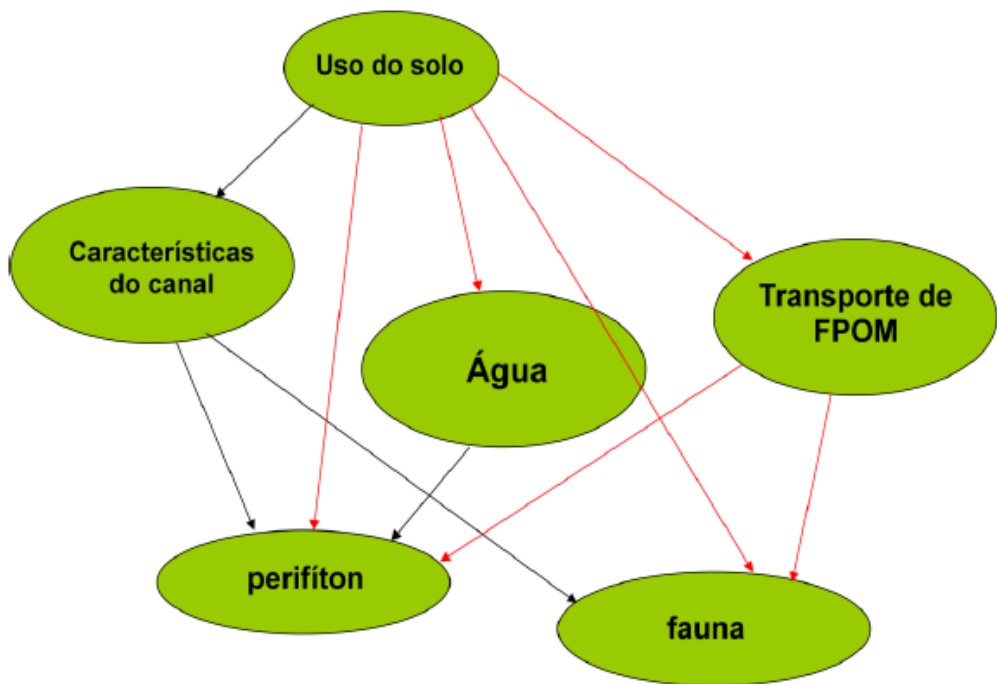


Figura 25: Modelo conceitual (os vetores vermelhos representam relações mais fortes que os vetores pretos).

Para efetuar esta análise foi necessário definir as correlações esperadas. Assim, caso seja necessário retirar variáveis da análise, somente serão removidas aquelas sobre as quais não se tem hipóteses específicas postuladas.

As hipóteses formuladas são:

- para o uso e cobertura versus água espera-se correlações negativas entre: temperatura e vegetação natural, nutrientes e vegetação natural, e coliformes e vegetação natural;
- para o uso e cobertura e canal espera-se uma correlação negativa entre cobertura e atividades agrícolas/área urbana e a positiva entre cobertura e vegetação natural e intermediária.
- para canal e água espera-se correlações negativas entre cobertura e temperatura da água, e entre cobertura e TDS.
- para uso e cobertura versus transporte de sedimentos espera-se correlação positiva entre atividades agropastoris e a quantidade de FPOM,
- para o canal e transporte espera-se correlação negativa entre cobertura e FPOM.

Foi utilizado também o índice de Shannon para diversidade de macroinvertebrados (Oliveira, R.B.S., 2009).

O Índice Biótico Estendido (IBE) – IOC (Instituto Oswaldo Cruz) foi desenvolvido para verificar a integridade ecológica dos rios estudados. O IBE-IOC é um modelo italiano adaptado e baseado na tolerância e sensibilidade dos taxa de macroinvertebrados. Este índice atribui valores maiores aos taxa mais sensíveis e menores aos taxa mais tolerantes de acordo com suas respectivas abundancias, conforme descrito na tabela 12. Este índice foi elaborado de acordo com as indicações de Mugnai *et al.*, (2008).

Tabela 12 - Tabela de ingresso, cálculo e conversão do IBE-IOC  
(adaptado de Mugnai *et al.*, 2008)

Valor IBE-IOC	Classe Qualidade	Descrição	Cor
10, 11, 12, 13, 14	I	Não alterado	Azul
8, 9	II	Levemente alterado	Verde
6, 7	III	Alterado, indícios de poluição	Amarelo
3, 4, 5	IV	Muito alterado, indícios de poluição evidentes	Laranja
0, 1, 2	V	Fortemente alterado e poluído	Vermelho

Grupos Faunísticos	Riqueza total de taxa (US)									
	US	1-10	11-15	16-20	21-25	26-30	31-35	36-40	41-45	>45
<b>PLECOPTERA</b> Exceto <i>Anacroneria</i> e <i>Paragrillopteryx</i>	>1 1	- -	- -	8 7	9 8	10 9	11 10	12 11	13 12	14 13
<b>EPHEMEROPTERA</b> Exceto Baetidae, Leptodidae, <i>Hylister</i> , <i>Miroculis</i> e <i>Farrodes</i> ; inclui <i>Paragrillopteryx</i>	>1 1	- -	- -	7 6	8 7	9 8	10 9	11 10	12 11	- -
<b>TRICOPTERA</b> Exceto Calamoceratidae, Glossosomatidae, Helicopsychidae, Hydropsychidae e Leptoceridae, inclui <i>Anacroneria</i>	>1 1	- -	5 4	6 5	7 6	8 7	9 8	10 9	11 10	
<b>AMPHIPODA</b> Inclui Baetidae, <i>Hylister</i> , <i>Miroculis</i> , <i>Farrodes</i> , Leptohiphidae, Calamoceratidae, Glossosomatidae, Helicopsychidae, Hydropsychidae e Leptoceridae	-	3	3	4	5	6	7	8	-	-
<b>OLIGOCHAETA / CHIRONOMIDAE OUTROS</b>	-	1	2	3	4	5	-	-	-	-

Foi desenvolvido também, no âmbito desta tese, um índice multimétrico físico-químico bacteriológico de acordo com metodologia descrita por Baptista, *et al.* (2007) e Oliveira, R.B.S. (2009).

## 2.7 Instrumentos de planejamento ambiental da BHGM

A estrutura básica do planejamento ambiental para a BHGM está disposta em duas fases, o diagnóstico ambiental e os instrumentos de planejamento. A segunda fase, objeto de detalhamento do presente item, constituiu-se de três etapas, são elas: fragilidade ambiental física, restauração ecológica e cenário.

A proposta de planejamento ambiental para a BHGM também está pautada na estruturação e implantação de base de dados espacial em ambiente SIG composta pelos temas anteriormente abordados e outros produzidos por levantamento secundário, análises espaciais avançadas e de planejamento.

Além dos dados primários produzidos nos itens anteriores, que integram a base de dados espacial de planejamento, foram produzidos nesta etapa o tema de áreas potenciais para restauração, propostas de corredores ecológicos e áreas potenciais para amostragem da qualidade da água. Foi utilizado também no presente estudo o tema fragilidade ambiental física produzido para uma publicação da SEA que trata de indicadores ambientais (SEA, prelo).

### 2.7.1 Fragilidade Ambiental Física

O tema de fragilidade do meio físico a processos erosivos foi gerado para as análises realizadas em SEA (prelo). Foi gerado a partir do mapa de geologia, geomorfologia e declividade (fig. 26) onde os atributos de cada carta receberam pesos (1 a 5) de forma a acentuar a fragilidades dos tipos litológicos (geologia) e as compartimentações topográficas mais frágeis e mais resistentes (geomorfologia e declividade) a processos erosivos.



Figura 26: Fluxograma para obtenção do tema Fragilidade do meio físico

Os três temas utilizados na análise foram reclassificados. Na reclassificação da carta de Geologia os pesos maiores foram atribuídos para áreas com muita fragilidade e os pesos menores para áreas mais resistentes. As rochas mais friáveis e materiais quaternários com granulometria/granulação mais grossa foram considerados os materiais mais frágeis e as rochas com granulometria/granulação mais fina os materiais mais resistentes, conforme indicado por Reis & Mansur (1995) (tabela 13).

Tabela 13 – Reclassificação da Geologia 1:50000

<b>Classes usadas</b>	<b>Pesos</b>	<b>Fragilidade</b>
Sedimentos fluviais, litorâneos, terciários e pleistocênicos	5	Muito frágil
Granito com granulação média a grossa	4	Frágil
Granulitos, granitos com granulação média a fina, mármore	3	Médio
Gnaiss, diorito	2	Resistente
Migmatito, nefelina sienito, gabro	1	Muito Resistente

Para reclassificação da geomorfologia (Silva, 2002) considerou-se as áreas com materiais quaternários e mais friáveis como muito frágeis e as serras escarpadas mais resistentes, conforme descrito na tabela abaixo (tabela 14).

Tabela 14 – Reclassificação do Mapa Geomorfológico – Escala 1:50.000

<b>Compart.-GEO</b>	<b>CLASSES</b>	<b>Pesos</b>	<b>Fragilidade</b>
0-20 m	cordões arenosos, dunas e restingas	1	Muito Frágil
20-100 m	Colinas	2	Frágil
100-200 m	Morros	3	Médio
200-400 m	Serras locais e morfologias transição	4	Resistente
400 m	Serras escarpadas	5	Muito Resistente

O tema declividade foi reclassificado para esta análise seguindo as indicações de Embrapa (2006), porém modificando a unidade de porcentagem para graus (tabela 15). As áreas mais elevadas receberam os maiores pesos, pois representam as áreas mais susceptíveis a erosão.

Tabela 15 - Classificação do Mapa de Declividade – Escala 1:50.000

<b>Classes usadas</b>			<b>Pesos</b>	<b>Fragilidade</b>
<b>Nome classe</b>	<b>Dec. graus</b>	<b>Dec. %</b>		
Plano	0° a 1,72°	0 - 3	1	Muito Frágil
Suave ondulado	1,72° a 4,58°	3 - 8	2	Frágil
Ondulado	4,58° a 11,31°	8 - 13	3	Médio
Forte ondulado	11,31° a 24,23°	13 - 20	3	Médio
Montanhoso	24,22° a 36,87°	20 - 45	4	Resistente
Escarpado	> 36,87°	>45	5	Muito resistente

Para atribuir os pesos aos mapas foi necessário transformar os dados de vetor para raster no *Spatial Analyst* do ESRI®ArcGis™ 9.2. Os pesos, tanto dos atributos individuais de cada mapa como para a composição final do mapa de fragilidade (tabela 17), foram atribuídos pelo método da media ponderada (análise multicritério) segundo Moreira, *et al* (2001) e integrados pela ferramenta *Weighted overlay* do ESRI®ArcGis™ 9.2. No método da média ponderada cada mapa de entrada (já com pesos atribuídos) recebe um peso para a fragilidade do meio físico dependendo da sua importância (tabela 16). Nesta metodologia foi também utilizada a lógica *fuzzy* através da extensão Arc SDM- *Spatial Data Modeller* do ESRI®ArcGis™ 9.2.

Tabela 16 – Pesos finais para composição do mapa de fragilidades do meio físico a processos erosivos

<b>Cartas</b>	<b>Pesos</b>
Geologia	45
Geomorfologia	25
Declividade	30
<b>Total</b>	<b>100%</b>

Este tema foi recortado para área da BHGM pela ferramenta *Clip* localizada no *Arctoolbox/Analysis Tools/Extrat* do ESRI®ArcGis™ 9.2.

### 2.7.2 Restauração e Conservação

Os dados referentes à restauração e conservação produzidos para publicação Estado do Ambiente (SEA, prelo) foram recortados pelo tema da BHGM através da ferramenta *ArcToolbox\Analysis Tools\Extract\Clip* do programa ESRI®ArcGis™ 9.2. Estes dados foram elaborados, segundo SEA (prelo), de acordo com o fluxograma e tabela dispostos respectivamente na figura 27 e tabela 17. O procedimento acima citado foi adotado também para obtenção dos temas intermediários (funcionalidade ecológica, importancia biológica, conectividade estrutural e permeabilidade da matriz) relativos aos temas componentes deste item.

O que diferencia os temas produzidos são as classes de prioridade. Para a conservação as classes de prioridade foram atribuídas de acordo com o resultado do mapa síntese, sendo excluídas apenas as áreas com permeabilidade zero. Já para a restauração por regeneração natural foram consideradas as classes que conjugaram altos valores de permeabilidade e altos valores no mapa síntese para a restauração e as áreas que conjugaram altos valores no mapa síntese e baixos valores de permeabilidade foram consideradas prioritárias para a restauração por meio da intervenção antrópica mais efetiva, como por exemplo, recuperação de áreas degradadas e processos de reflorestamento ecológico ou econômico.

Como o processo de sucessão depende de outros fatores além da dispersão (da fauna representada pela permeabilidade), como a condição do solo, cobertura atual e a existência e composição do banco de sementes, a distinção entre sucessão e práticas antrópicas de restauração (restauração, recuperação de áreas degradadas e reflorestamento) foi feita principalmente para indicar a possibilidade de a floresta ser restaurada por essas duas formas.

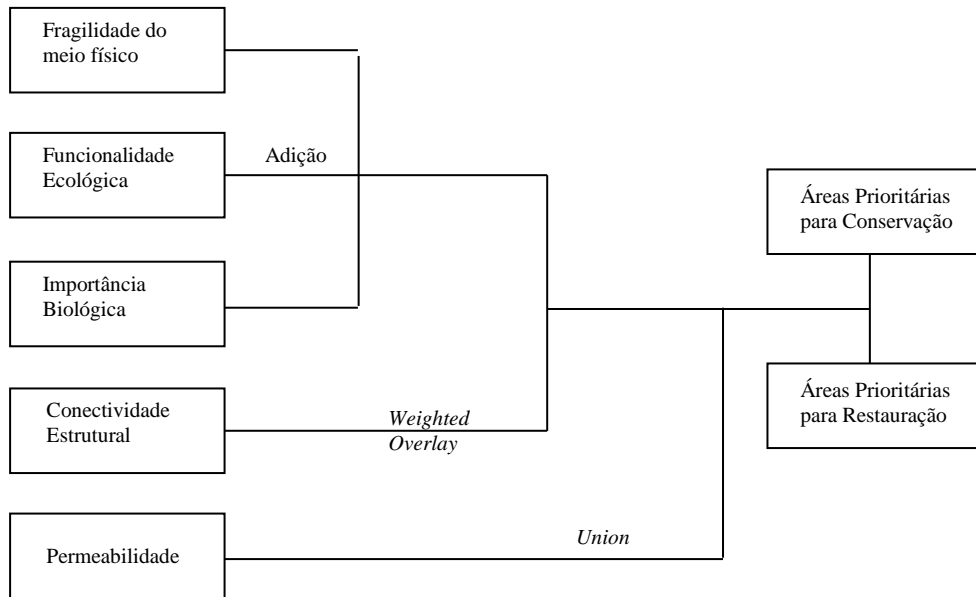


Figura 27: Fluxograma da elaboração dos temas de áreas prioritárias para conservação e para restauração (SEA, prelo)

Tabela 17: Classes e pesos utilizados para elaboração do mapa síntese

<b>Tema</b>	<b>Classificação</b>	<b>Peso</b>
<b>Fragilidade do Meio Físico</b>	Muito resistente	1
	Resistente	2
	Médio	3
	Frágil	4
	Muito frágil	5
<b>Funcionalidade Ecológica</b>	Divisores, entorno de corpos hídricos, dinâmica natural	3
	Demais áreas	0
<b>Importância Biológica</b>	Insuficientemente conhecida	2
	Alta	3
	Muito alta	4
	Extremamente alta	5
	Demais áreas	0
<b>Conectividade Estrutural</b>	Inexistente	0
	Muito baixa	1
	Baixa	2
	Média	3
	Alta	4
<b>Permeabilidade</b>	Muito alta	5
	Muito baixa	1
	Baixa	2
	Média	3
	Alta	4
	Fragmentos florestais	5



### 2.7.3 Área Potencial para Restauração Ecológica

O tema Áreas Potenciais para Restauração na BHGM foi elaborado a partir de uma composição do tema restauração da SEA e o tema conectividade funcional. Este tema foi validado pelas ortofotos e em atividade de campo e posteriormente detalhado na escala de 1:10.000 com vistas ao melhor entendimento da dinâmica territorial e da paisagem para propor intervenções de restauração factíveis. Para esta atividade foram utilizadas as ortofotos escala 1:250000 (SF.23-Z-B-I-4-SE; SF.23-Z-B-II-3-SO e SE; SF.23-Z-B-II-4- NO, NE, SO, SE; SF.23-Z-B-IV-2-NE e SE; SF.23-Z-B-V-1- NO, NE, SO, SE; SF.23-Z-B-V-2-NO, NE, SO, SE) produzidas pelo IBGE em parceria com a SEA.

Apesar de estas ortofotos terem sido produzidas na escala de 1:25000 é possível utilizá-las até a escala de 1:5000 sem distorção da informação mapeada (comunicação oral IBGE). Além de detalhamento do limite dos polígonos mapeados de acordo com a escala foi elaborado também um escalonamento de áreas interesse seguindo o seguinte critério: áreas potenciais de mata ripária, áreas de recarga (incluso nascentes), áreas com maior fragilidade física e áreas potenciais para estabelecimento de conectividade.

O trabalho de campo foi realizado no período julho-agosto de 2010 para validação do mapeamento em 45 pontos.

Outra etapa para elaboração deste mapa prospectivo foi o mapeamento das demandas de restauração oriundas das condicionantes ou compensatórias referentes ao licenciamento de empreendimentos, autorização de supressão de vegetação, termo de ajuste de conduta, intimação do Ministério Público.

### 2.7.4 Temas vinculados a legislação ambiental

Os dados de APP foram gerados seguindo as indicações do Código Florestal e da CONAMA 303. Para geração das áreas de entorno de rios, nascentes e lagos/lagoas/reservatórios utilizou-se a ferramenta Arctoolbox\Analysis Tools\Proximity\Buffer. A partir do tema vetorial de hidrografia, na escala 1:50.000, foram gerados automaticamente áreas de entorno de 30 metros de rios de margem simples e 50 metros de rios de margem dupla, de nascentes e de lagos/lagoas/reservatórios. Para as nascentes foi necessário, antes do de gerar as áreas de entorno, a realizar a extração dos vértices de cada segmento de rio pela ferramenta *end point* do Arcinfo e edição para que só os vértices correspondentes às nascentes. A geração dos temas  $>45^\circ$  e  $>1800$  m foram obtidos a partir

de reclassificação do MDE. Já o tema topo de morro foi vetorizado a partir de interpretação visual da base topográfica e do MDE.

#### 2.7.5 Base de dados secundários utilizada

Os dados socio-economicos cedidos pela Geopea foram obtidos a partir da espacialização de dados referentes ao censo 2000 e censo agropecuário de 2006, ambos produzidos pelo IBGE. Os dados referentes ao ICMS - 2010 foram cedidos pela SEA e sua espacialização, para todo o Estado, produzida pela Geopea. Para a presente tese foi utilizado somente o recorte, dos dados acima citados, referente aos municípios que compõe a BHGM.

#### 2.7.6 Cenários e prognósticos

Os cenários propostos foram elaborados considerando a instalação (ou não) dos empreendimentos projetados para esta bacia e suas consequências ambientais, bem como o cumprimento de condicionantes, compensatórias e mitigações relacionadas aos respectivos licenciamentos ambientais.

No cenário que considera o cumprimento de atividades vinculadas ao licenciamento foi elaborado um tema denominado Síntese Integrada para Restauração da Paisagem. Este tema foi gerado para uma região restrita, definida por corredor ecológico, onde foram integrados os temas de unidade de paisagem e áreas potenciais para restauração ecológica e sobrepostos os índices relativos as métricas de paisagem de forma a entender a dinâmica e criar subsídios para melhor planejar e otimizar as atividades vinculadas à restauração ecológica.

Para suportar o desenvolvimento da presente tese uma base de dados espacial foi elaborada, possibilitando o armazenamento, consulta e análise espacial dos geodados, geoinformações e geoindicadores produzidos.

Todos os dados e informações produzidas, ou levantadas, estão nas escalas 1:100000, 1:50000 e 1:10000 e compõe a base de dados proposta para o planejamento da BHGM estão referidos ao sistema de projeção UTM, fuso 23, Datum horizontal WGS84, adotados nas ortofotos do IBGE.

### 3 PLANEJAMENTO AMBIENTAL

“Um novo pensamento não é, necessariamente, um pensamento superior pelo fato de ser novo, nem é necessariamente pior do que o antigo. Merece que lhe seja dada atenção. Ele precisa de um fórum onde possa ser apresentado, discutido e avaliado”. Capra & Steindl-Rast (1990).

A estrutura básica do planejamento ambiental da BHGM trabalhado na presente tese está organizada em três eixos básicos: dados ambientais (físicos, físico-químicos, bióticos, legais e socioeconômicos); índices e indicadores ambientais; análise de cenários e apresentação de prognósticos, disposta conforme a figura 28, e seguindo a estrutura metodológica adotada na presente tese.

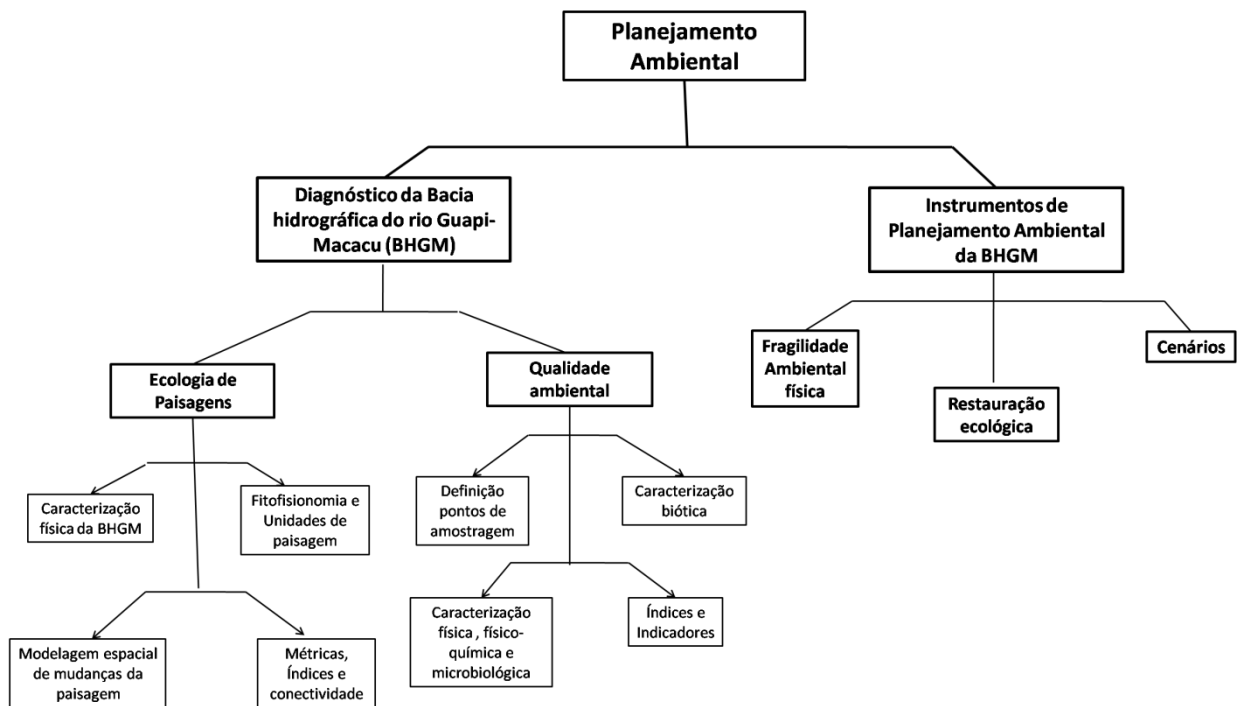


Figura 28: Fluxograma detalhado do Planejamento ambiental.

Os capítulos quatro e cinco, dispostos a seguir, tratam respectivamente das atividades Ecologia da paisagem e Qualidade ambiental, vinculadas a etapa do Diagnóstico ambiental da bacia. Nestes capítulos serão apresentados e discutidos os vários parâmetros ambientais utilizados para caracterizar e diagnosticar a bacia e entender melhor sua dinâmica ambiental. A partir desses dados e de outros temas, como indicação de áreas prioritárias para

conservação e restauração discutidos no capítulo seis, foram estruturados os cenários e prognósticos ambientais da bacia, considerando as seguintes situações: instalação dos novos empreendimentos – Complexo Petroquímico do Estado do Rio de Janeiro (COMPERJ) e Gasoduto Cabiúnas - Duque de Caxias (GasDUC III) (fig. 29) – e realização das respectivas medidas (reflorestamento) (cenário 1), e a instalação dos empreendimentos sem realização das medidas condicionantes vinculadas ao licenciamento do COMPERJ (cenário 2). Nos cenários foram analisados e discutidos os comprometimentos ambientais positivos e negativos que poderão ocorrer nos próximos cinco anos.

A elaboração dos prognósticos foi obtida a partir da integração dos dados e informações produzidas e/ou levantadas, da análise da paisagem, da qualidade ambiental da bacia, da relação das unidades de paisagem e da utilização de indicadores ambientais físicos e biológicos.

A análise dos cenários e prognósticos seguiu a orientação de que para o planejamento ambiental a natureza representa processo e utilidade, apresentando facilidades e limitações para o uso antrópico, e onde a colaboração com a natureza esteja baseada no uso sustentável, na otimização de tendências, na compensação temporal e na conservação de suas estruturas e funcionalidades.

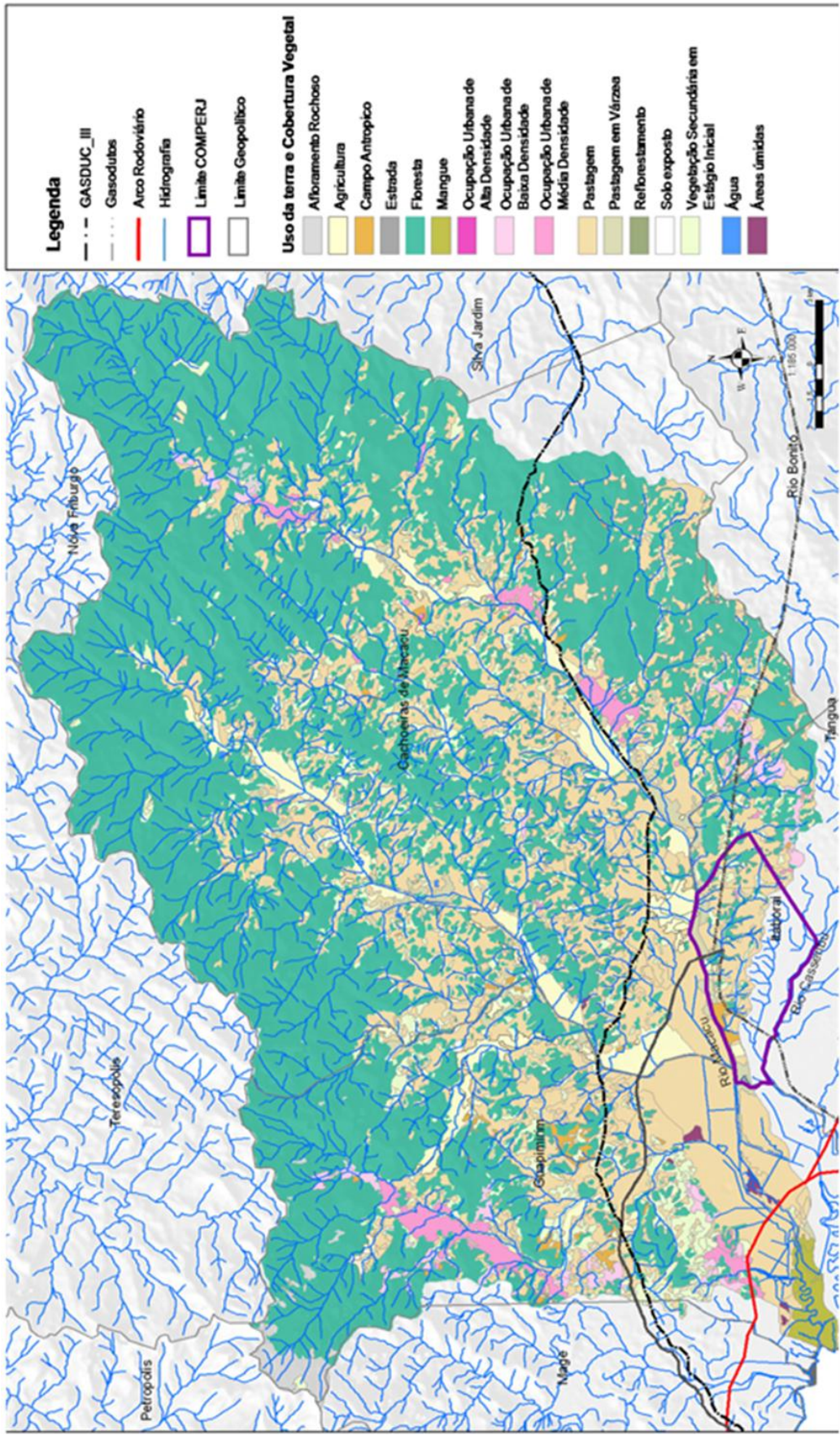


Figura 29: Localização dos principais empreendimentos na BHGM.

## 4 ECOLOGIA DE PAISAGEM DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GUAPI-MACACU

### 4.1 Introdução

O conhecimento da natureza de uma região qualquer do território brasileiro está centrado no geossistema e ecossistemas existentes na área em questão. Segundo Ab'Saber (1969), na sequência destas investigações científicas sobre a natureza de uma determinada região é necessário aprofundar as questões relativas à dinâmica existente no interior de cada ecossistema.

A abordagem utilizada, na presente tese, para Ecologia de Paisagem é a que integra a visão geográfica e ecológica da EP. Esta abordagem vai além do postulado por Naveh (1991) e Naveh & Lieberman (1994), em que o enfoque da integração está centrado na tríade da dimensão topológica (heterogeneidade vertical – atributos de uso e cobertura do solo - ecossistema), dimensão corológica (heterogeneidade horizontal – elementos da paisagem), dimensão geosférica (relacionamentos globais entre as paisagens) e da abordagem proposta por Metzger (2001). Pretende-se aqui realizar uma análise integrativa das unidades de paisagem e de sua dinâmica horizontal e vertical, centrada na dimensão física da paisagem e sua contribuição para qualidade ambiental de um BH.

Para a presente tese a EP combina o estudo da ecologia humana (alimentação, água, saúde, coesão cultural e energia) com biodiversidade, conservação e sobrevivência de espécies, preservação dos recursos hídricos, florestais e dos solos, ciclos de nutrientes, produtividade primária, saúde e serviço ambiental. Neste estudo adotou-se como principal unidade de análise a BH. A opção pelo uso de BH como unidade básica de planejamento e gerenciamento de recursos ambientais está alicerçada na vantagem de sua delimitação precisa e por constituir um sistema ambiental com componentes e fatores dinâmicos próprios e intercambiáveis. Rodrigues & Adami (2005) reforçam, em seus estudos, a importância de se considerar os aspectos geomorfológicos e hidrológicos em estudos de bacias e sua aplicabilidade para conhecimento de sua dinâmica ambiental.

BH ou bacia de drenagem são terminologias utilizadas para caracterizar áreas superficiais cujas feições do terreno determinem processos específicos, entre eles a drenagem superficial de água de chuva e sedimentos carreados, originados de pontos distintos à

montante e com destino comum à jusante. Estes materiais podem se depositar pelo trajeto ou se agregar aos cursos de ordem superior (classificação de Strahler) ou ao oceano.

A água constituinte do deflúvio superficial de uma bacia hidrográfica é originada de diversas fontes, principalmente da precipitação, do lençol freático, do escoamento superficial ou de outras bacias por meio do aporte subterrâneo. Os sedimentos podem incluir todo material particulado arrastado, o que se aplica a solos, sedimentos de diferentes granulometrias e matéria orgânica, sendo este um dos processos morfogenéticos mais dinâmicos de modelagem da paisagem terrestre (Christofolletti, 1980).

O relevo é resultante da ação temporal dos processos morfogênicos, isto é, as formas que são vistas hoje refletem a dinâmica de fatores naturais e antropogênicos que atuaram e ainda atuam no eixo histórico e evolutivo. A ação antrópica sobre o relevo acelera e interfere na dinâmica e no funcionamento das estruturas fisiográficas, acentuando os processos de transporte de sedimento, de impermeabilização e degradação dos solos através de atividades como desmatamento, por exemplo. Enfatiza-se que tais ações interferem também nos processos erosivos naturais fazendo com que eles evoluam, muitas vezes, para erosão do tipo acelerada ou antropogênica, que ocasionam severas perdas ao ambiente e ao setor econômico. Estas ações também têm reflexo direto na qualidade e quantidade da água na BH como já citado anteriormente.

As características morfométricas do padrão de drenagem e do relevo, quando analisadas em conjunto, refletem algumas propriedades do terreno como, por exemplo, a infiltração e deflúvio das águas das chuvas, e expressam estreita correlação com a litologia, estrutura geológica e com a formação superficial dos elementos que compõem a superfície terrestre. Portanto, estão entre as classes de informações morfológicas que determinam diferenças essenciais entre paisagens distintas, como relatam Pedro & Lorandi (2004), Costa *et al.* (2007), Brierley e Fryirs (2000), Pissarra *et al.* (2004), Politano & Pissarra (2003), Alves & Castro (2003), Cruz & Teixeira (2005), Guerra & Guerra (2003), Naiman *et al.* (1992), Christololetti (1979) e os estudos clássicos desenvolvidos por Horton (1945) e Strahler (1957).

Alguns parâmetros morfométricos como a forma da bacia, coeficiente de compactidade, índice de circularidade, amplitude altimétrica, declividade média e a densidade de drenagem, dentre outros, podem revelar indicadores físicos específicos para um determinado local, de forma a qualificarem as alterações ambientais (Alves & Castro, 2003 e Costa, *et al.*, 2007) ali existentes. De acordo com os testes estatísticos realizados em seu



trabalho Costa *et al.* (2007) indicaram que as quatro últimas variáveis, listadas acima, estão diretamente relacionadas com a vulnerabilidade ambiental .

A dinâmica da água depende fundamentalmente da morfometria da bacia, por isto seu conhecimento é fundamental para o estabelecimento de estratégias de planejamento, monitoramento e manejo dos recursos hídricos e ambientais. Para tanto, é preciso expressar qualitativa e quantitativamente todas as características de forma, de processos e de suas inter-relações existentes na BH, em determinados períodos, de forma que, de posse dessas informações, seja possível formular um conjunto integrado de ações sobre o meio ambiente, a estrutura social, econômica, institucional e legal de uma bacia, a fim de promover a conservação e utilização sustentável dos recursos naturais e o desenvolvimento sustentável da região.

Assim, as formas de relevo, os tipos de solo, a declividade, cobertura vegetal e uso da terra e a rede de drenagem assumem importância fundamental no estudo de uma bacia hidrográfica e constituem a base para delimitação das unidades de paisagem de acordo com a vertente geográfica da abordagem integrativa de ecologia de paisagem (EP) adotada na presente tese.

Estas questões, junto com as questões biológicas, integram o conjunto ambiental, cuja qualidade pode ser traduzida pela “saúde” da BH. Esta “saúde” requer, ecologicamente, a preservação das conexões laterais, longitudinais e verticais entre seus sistemas componentes que são a geologia, a geomorfologia, a mata ripária, os fragmentos florestais, a água e respectivos ecossistemas, e também a variabilidade temporal e espacial de seus componentes (Naiman *et al.*, 1992). Tal visão, bem como a defendida por Naveh & Lieberman (1994), Naveh (2000), Forman (1995) e Metzger (2001), embasam a abordagem integrativa de EP proposta no presente trabalho.

A metodologia aplicada nesta tese para a EP visou à caracterização e integração das diferentes abordagens da paisagem – geográfica e ecológica – através das seguintes atividades: análise morfométrica da BH estudada, mapeamento temporal da dinâmica da paisagem, aplicação de métricas de paisagens nos fragmentos mapeados e estabelecimento de indicadores de conectividade entre os fragmentos presentes na BHGM, tomando como base as características do grupo funcional de pequenos mamíferos.

Os resultados apresentados neste capítulo correspondem a etapa Ecologia de paisagem referente a fase de diagnóstico ambiental do Planejamento ambiental proposto para BHGM.



## 4.2 Caracterização Física da BHGM

Os cursos de água constituem processo morfogenético dos mais ativos na esculturação da paisagem terrestre. O arranjo espacial dos cursos fluviais pode ser influenciado em sua atividade morfogenética pela natureza e disposição das camadas rochosas, pela resistência litológica variável, pelas diferenças de declividade e pela evolução geomorfológica da região (Christofolletti, 1980).

Para o conhecimento da estrutura e dinâmica da BHGM é importante registrar as obras de retificação que o Departamento Nacional de Obras e Saneamento (DNOS) realizou entre as décadas de 1940 e 1960, no baixo e médio curso dos rios Macacu e Guapiaçu. A partir da confluência desses dois rios, foi construído em 1947, o Canal de Imunana, com o objetivo de drenar as áreas adjacentes frequentemente inundadas. Com a construção deste canal, o curso natural do rio Macacu foi desviado e ele se uniu ao rio Guapimirim passando a se chamar, a partir desse ponto, de rio Guapi até a sua foz na Baía de Guanabara. O rio Caceribu, que era afluente do Macacu pela margem esquerda, passou a ocupar nesta época o leito e foz do antigo Rio Macacu por conta das intervenções do DNOS (Helder, 1999).

Com propósito de elevar o nível da água para garantir a captação em períodos de estiagem prolongada e impedir a instrução salina, foi construída uma barragem submersa, em concreto armado, com referencia ao zero do IBGE. Após a captação, no canal de Imunana, a água segue por outro canal até a Estação Elevatória, onde é bombeada para quatro Estações de Tratamento de Água (ETA) localizadas nas cidades de Itaboraí e São Gonçalo, dentre elas está a de Laranjal que é responsável pelo abastecimento de Niterói, São Gonçalo e imediações (Helder, 1999 e Dantas; Almeida & Lins, 2008).

### 4.2.1 Apresentação dos resultados de morfometria da BHGM

O atual rio Guapi-Macacu desemboca na Baía de Guanabara como um rio de 6ª ordem e área total drenada, contida em seu divisor, corresponde a 1260,36 km<sup>2</sup> e seu perímetro é de 204,69 km. O valor obtido para extensão de toda rede hidrográfica foi de 1843,71 km. Na tabela 18, estão descritas informações sobre extensão e ordenação, segundo Strahler (fig. 30), considerando todos os rios que constituem a bacia estudada.

A BHGM é classificada segundo Christofolletti (1979 e 1980) como uma bacia exorreica, isto é, são bacias que deságuam diretamente no mar e apresentam padrão de drenagem dentrítica.

Tabela 18 – Hierarquização da Rede hidrográfica da Bacia Guapi-Macacu

<b>Ordem</b>	<b>Extensão (km)</b>	<b>Nº de segmentos (Nt)</b>
<b>1<sup>a</sup></b>	1026,84	1078
<b>2<sup>a</sup></b>	386,60	565
<b>3<sup>a</sup></b>	189,19	270
<b>4<sup>a</sup></b>	84,08	114
<b>5<sup>a</sup></b>	76,54	92
<b>6<sup>a</sup></b>	18,14	9

Dos 2169 de segmentos de curso d'água (Nt) presentes na BHGM apenas 58 (62,32 km) não foram classificados segundo Strahler. As principais sub-bacias da BHGM apresentaram os seguintes Nts: 175 – sub-bacia do rio Guapimirim (SBGm), 1196 – sub-bacia do rio Guapiaçu (SBGa) e 740 – sub-bacia do rio Macacu (SBM).

As sub-bacias SBGa e SBM foram classificadas como bacias de 5<sup>a</sup> ordem e drenam 561,83 km<sup>2</sup> e 504,13 km<sup>2</sup>, respectivamente. A sub-bacia SBGm foi classificada como de 4<sup>a</sup> ordem e apresenta uma área de 128,87 km<sup>2</sup>. Na tabela 19 está disposta a hierarquização dos cursos de água para as principais sub-bacias da BHGM, bem como área total e perímetro das mesmas.

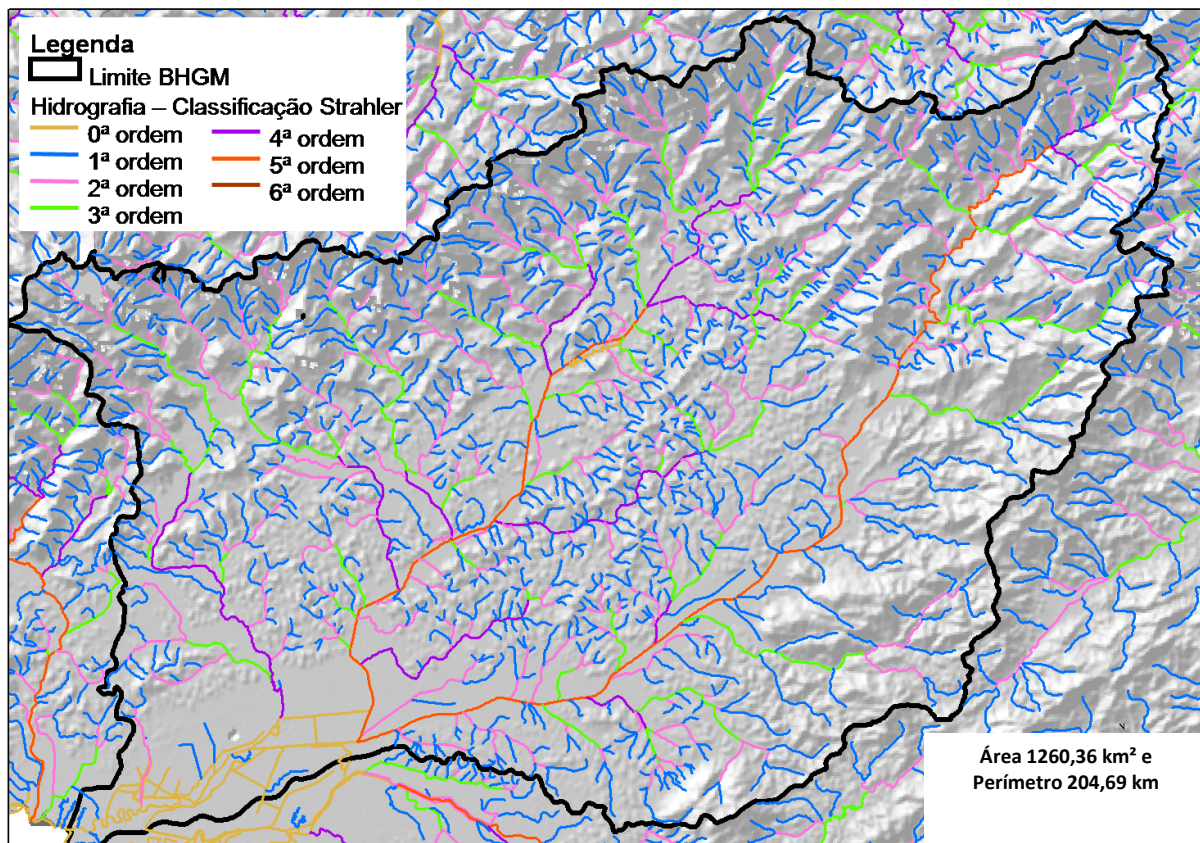


Figura 30: Classificação de Strahler dos rios da BHGM.

Tabela 19 – Área, perímetro e hierarquização da rede hidrográfica das sub-bacias do rio Guapi-Macacu (rios Macacu, Guapi-Açu e Guapimirim)

	<b>SBGm</b>	<b>SBGa</b>	<b>SBM</b>	<b>Total</b>
<b>ÁREA (km<sup>2</sup>)</b>	128,87	561,83	504,13	<b>1194,83</b>
<b>PERÍMETRO (km)</b>	77,76	145,08	134,48	<b>357,32</b>
<b>ORDEM Rio (km)</b>				
<b>1<sup>a</sup></b>	101,84	524,1	385,03	<b>1010,97</b>
<b>2<sup>a</sup></b>	41,84	215,61	124,4	<b>381,85</b>
<b>3<sup>a</sup></b>	19,92	98,89	70,38	<b>189,19</b>
<b>4<sup>a</sup></b>	16,92	57,12	100,37	<b>174,41</b>
<b>5<sup>a</sup></b>		27,1	49,43	<b>76,53</b>

A diferença encontrada entre o somatório das extensões apresentados nas tabelas 19 e 20, referente a cada uma das ordens classificadas e determinadas com auxílio do SIG, foi devida a não consideração na análise dos cursos existentes na porção final da Bacia Guapi-Macacu. Também não foram considerados, como feito anteriormente para BHGM, os rios não classificados cuja soma do comprimento foi de 3,53 m (01 segmento) para a SBGa e de 3701,1 m (05 segmentos) para SBGm.

Os resultados obtidos para os parâmetros morfométricos da BHGM e de suas sub-bacias principais estão apresentados na tabela 20, disposta a seguir.

Tabela 20 – Resultado da medição dos parâmetros morfométricos da BHGM e sub-bacias

<b>Símbolo</b>	<b>SB Guapi- mirim</b>	<b>SB Guapiaçu</b>	<b>SB Macacu</b>	<b>BHGM</b>
<b>A</b>	128,87	561,83	504,13	<b>1260,36 km<sup>2</sup></b>
<b>P</b>	77,76	145,08	134,48	<b>204,69 km</b>
<b>Kc</b>	1,9179	1,7138	1,6770	<b>1,6144</b>
<b>IC</b>	0,2679 km/km <sup>2</sup>	0,3355 km/km <sup>2</sup>	0,3504 km/km <sup>2</sup>	<b>0,4747 km/km<sup>2</sup></b>
<b>Dd</b>	1,4008 km/km <sup>2</sup>	1,6425 km/km <sup>2</sup>	1,4472 km/km <sup>2</sup>	<b>1,4484 km/km<sup>2</sup></b>
<b>F</b>	1,3580 Nt/km <sup>2</sup>	2,1287 Nt/km <sup>2</sup>	1,4678 Nt/km <sup>2</sup>	<b>1,7209 Nt/km<sup>2</sup></b>
<b>T</b>	2,2505 Nt/km	8,2437 Nt/km	5,5027 Nt/km	<b>10,6 Nt/km</b>
<b>Eps</b>	0,7004 km	0,8212 km	0,7236 km	<b>0,7242 km</b>
<b>Cm</b>	713,8778 m <sup>2</sup>	608,8281 m <sup>2</sup>	690,9895 m <sup>2</sup>	<b>690,4170 m<sup>2</sup></b>
<b>H</b>	2242,85 m	2040,58 m	2175,52 m	<b>2260 m</b>
<b>HD</b>	3141,78	3351,65	3148,41	<b>3273,38</b>

#### 4.2.2 Discussão dos resultados da morfometria da BHGM

A forma de uma bacia é determinada por índices que estão relacionados com formas geométricas conhecidas como coeficiente de compacidade (Kc) e de circularidade (IC).

Outras características morfométricas, além do KC e do IC, relacionadas com a geometria da BH e abordadas na presente tese foram área total e perímetro total.

Os valores encontrados para Kc na BHGM (1,6144) e sub-bacias (SBGm - 1,9179, SBGa - 1,7138 e SBM - 1,6770) apresentaram-se distantes da unidade, isto é, da forma circular. Este coeficiente é um número adimensional que varia com a forma da bacia, independente de seu tamanho, assim, quanto mais irregular for a bacia maior será o coeficiente de compacidade. As bacias estudadas (BHGM e suas sub-bacias) apresentaram um formato mais próximo de uma elipse e por ser mais alongada que o formato circular é menos susceptível a enchentes em condições normais de precipitação exceto em eventos de intensidades anômalas como as trombas d'água que caíram em março de 2008 e em abril de 2009 na porção norte do município de Guapimirim, causando mortes no rio Soberbo.

Segundo a literatura, existe uma maior possibilidade de chuvas intensas ocorrerem simultaneamente em toda a extensão de uma BH de formato circular, ocasionando a concentração de um grande volume de água no principal curso d'água.

A tipologia geométrica indicada pelo parâmetro Kc foi confirmada pelos valores de IC encontrados para a BHGM e suas sub-bacias principais. Para a BHGM o valor encontrado foi de 0,4747 km/km<sup>2</sup> e para suas sub-bacias os valores variaram entre a faixa de 0,2679 km/km<sup>2</sup> (SBGm) – 0,3504 km/km<sup>2</sup> (SBM), que também se distanciaram da unidade. Assim, a BHGM foi classificada como alongada. Nesta classe, o deflúvio, de acordo com Costa *et al.* (2009) e Villela & Mattos (1975), ocorre em pontos distantes e com um tempo diferente para esses escoamentos chegarem ao mesmo ponto no canal principal, resultando em menor vazão, caso sejam mantidas as outras características da BH acima citadas.

As principais características morfométricas de uma BH relacionadas à rede de drenagem, medidas neste estudo, foram o comprimento do curso d'água principal e total dos cursos d'água e ordem dos cursos – classificação de Strahler, já apresentados nas tabelas 18 e 19, e a densidade de drenagem que será detalhada a seguir.

Cabe comentar que a classificação da ordem dos cursos d'água da BHGM indicou uma bacia com boa ramificação de drenagem, entretanto tem que se ter muito cuidado com esta indicação, pois pode não traduzir a realidade deste território. Como esta análise foi realizada a partir de uma base topográfica cuja atualização não é nada recente (fotos aéreas de 1960), boa parte dos cursos d'água de 1<sup>a</sup>, 2<sup>a</sup> e até de 3<sup>a</sup> ordem, localizados nas áreas de baixada e de relevo mais suave a ondulado, foram aterrados ou convertidos em valas de drenagem. Esta condição foi confirmada durante a atividade de campo para seleção dos cursos

d'águas utilizados como sítios amostrais para levantamento de dados para elaboração do diagnóstico da qualidade da água da BHGM apresentado no Capítulo 4 do presente estudo.

O sistema de drenagem é formado pelo rio principal e seus tributários e o seu estudo indica a eficiência da drenagem da bacia. O índice de Drenagem (Dd) representa um indicador natural e reflete a influência da geologia, topografia, da cobertura vegetal e do uso da terra na bacia hidrográfica, e também está relacionado com o tempo gasto para a saída do escoamento superficial da bacia. O conhecimento do valor da densidade de drenagem possibilita um melhor planejamento do uso e manejo de seu território e representa um fator importante na indicação do grau de desenvolvimento do sistema de drenagem de uma bacia.

Christofolletti (1979) propôs a seguinte classificação para densidade de drenagem: valores  $Dd < 7,5 \text{ km/km}^2$  - áreas com baixa densidade de drenagem; valores entre 7,5 e  $10,0 \text{ km/km}^2$  - áreas com média densidade de drenagem; e valores  $> 10,0 \text{ km/km}^2$  - áreas com alta densidade de drenagem. Já Villela & Mattos (1975) propuseram que a densidade de drenagem poderia variar entre  $0,5 \text{ km/km}^2$  a  $3,5 \text{ km/km}^2$  ou mais, sendo que o primeiro valor indica bacias com drenagem pobre e o segundo aquelas com boa drenagem.

De acordo com o resultado encontrado para o valor de Dd, dispostos na tabela 20, a BHGM foi classificada segundo Christofolletti como área de baixa drenagem e para Villela & Mattos como bacia de média drenagem. Como os valores obtidos para as sub-bacias variaram entre  $1,4008 \text{ km/km}^2$  (SBGm) e  $1,6425 \text{ km/km}^2$  (SBGa) e estavam próximos ao da BHGM ( $1,4484 \text{ km/km}^2$ ) a classificação da densidade de drenagem para cada uma de suas sub-bacias principais foi a mesma da BHGM. Valores baixos de Dd podem estar associados a rochas resistentes, solos muito permeáveis ou relevo suave (Rocha, 1991; Costa, *et al.*, 2007). Isto se confirma para a BHGM, segundo classificação de Christofolletti, que apresenta rochas resistentes em sua porção mais alta e relevo suave, e rochas mais permeáveis em sua porção mais baixa.

Os valores obtidos para frequência de rios variaram entre  $1,3580 \text{ Nt/km}^2$  (SBGm) e  $2,1287 \text{ Nt/km}^2$  (SBGa) para as sub-bacias principais e  $1,7209 \text{ Nt/km}^2$ , na BHGM. O resultado obtido para razão de textura medida na BHGM foi de  $10,6 \text{ Nt/km}$  e para as suas sub-bacias principais o valor oscilou dentro de um intervalo de  $2,2505 \text{ Nt/km}$  (SBGm) e  $8,2437 \text{ Nt/km}$  (SBGa).

A extensão de percurso superficial encontrada para a BH foi de  $0,7242 \text{ km}$  e para suas sub-bacias principais o resultado obtido variou entre  $0,7004 \text{ km}$  (SBGm) e  $0,8212 \text{ km}$  (SBGa). Já o coeficiente de manutenção encontrado para BHGM foi de  $690,4170 \text{ m}^2$  e entre suas sub-bacias principais variou entre  $713,8778 \text{ m}^2$  (SBGm) e  $690,9895 \text{ m}^2$  (SHM).

Dentre os parâmetros relacionados com o relevo da BH foram medidos a amplitude altimétrica, a razão de relevo, a razão de relevo relativo e o índice de rugosidade. O valor obtido para o primeiro parâmetro avaliado para a BHGM foi de 2260 m, que demonstrou uma grande variação altimétrica que, conforme corroborado pela geomorfologia, apresenta vários compartimentos, que vão desde áreas escarpadas até áreas de baixadas localizadas próximas do nível do mar. A SBGm, por apresentar o valor de amplitude mais alto entre as sub-bacias principais, indica que é nesta área que está localizado a maior altitude presente nesta BH, 2260 m localizado na Serra dos Órgãos, município de Guapimirim.

A variação de altitude associa-se com a precipitação, evaporação e transpiração, e consequentemente sobre o deflúvio médio. Grandes variações de altitude numa bacia acarretam diferenças significativas na temperatura média, a qual, por sua vez, causa variações na evapotranspiração. Mais significativas, porém, são as possíveis variações de precipitação anual com a elevação. Estas premissas foram confirmadas pelos dados relativos ao clima da bacia obtidos a partir da análise da série histórica utilizada na presente tese. De acordo com os dados climáticos utilizados, os maiores valores de precipitação foram encontrados nas porções mais elevadas localizadas nas escarpas da BHGM, as diferenças mais significativas para temperatura média e evapotranspiração nesta região foram obtidas na SBM, conforme disposto na tabela abaixo (tabela 21).

Tabela 21 – Dados climáticos obtidos nas áreas escarpadas da BHGM

<b>Bacias</b>	<b>Precipitação (mm)</b>	<b>Temperatura (°C)</b>	<b>Evapotranspiração ( )</b>	<b>Localização</b>
<b>BHGM</b>	1941 -1714	11 – 21	633 - 1025	N
<b>SBM</b>	1820 - 1714	11 - 14	640 – 687	NNE
<b>SBGa</b>	1805 -1714	11 - 19	653 -956	N e NO
<b>SBGm</b>	1941 -1714	11 – 21	633 – 1025	N e NO

O índice de rugosidade relaciona a amplitude altimétrica e a densidade de drenagem. O valor obtido para BHGM foi de 3273,38 e para as sub-bacias estudadas os resultados encontrados variaram entre 3241,78 (SBGm) e 3351,78 (SBGa). Os valores encontrados indicam que a BHGM e suas sub-bacias apresentaram uma rugosidade média.



#### 4.2.3 Declividade da BHGM

A declividade tem sido considerada um dos mais importantes atributos topográficos primários que controlam os processos pedogenéticos, pois afeta diretamente a velocidade do fluxo superficial e subsuperficial de água e, conseqüentemente, o teor de água no solo, o potencial de erosão/deposição e muitos outros processos importantes (Wilson & Gallant, 2000 e Moreira, 2009).

O resultado obtido para declividade da BHGM está representado na figura 31, disposta a seguir.

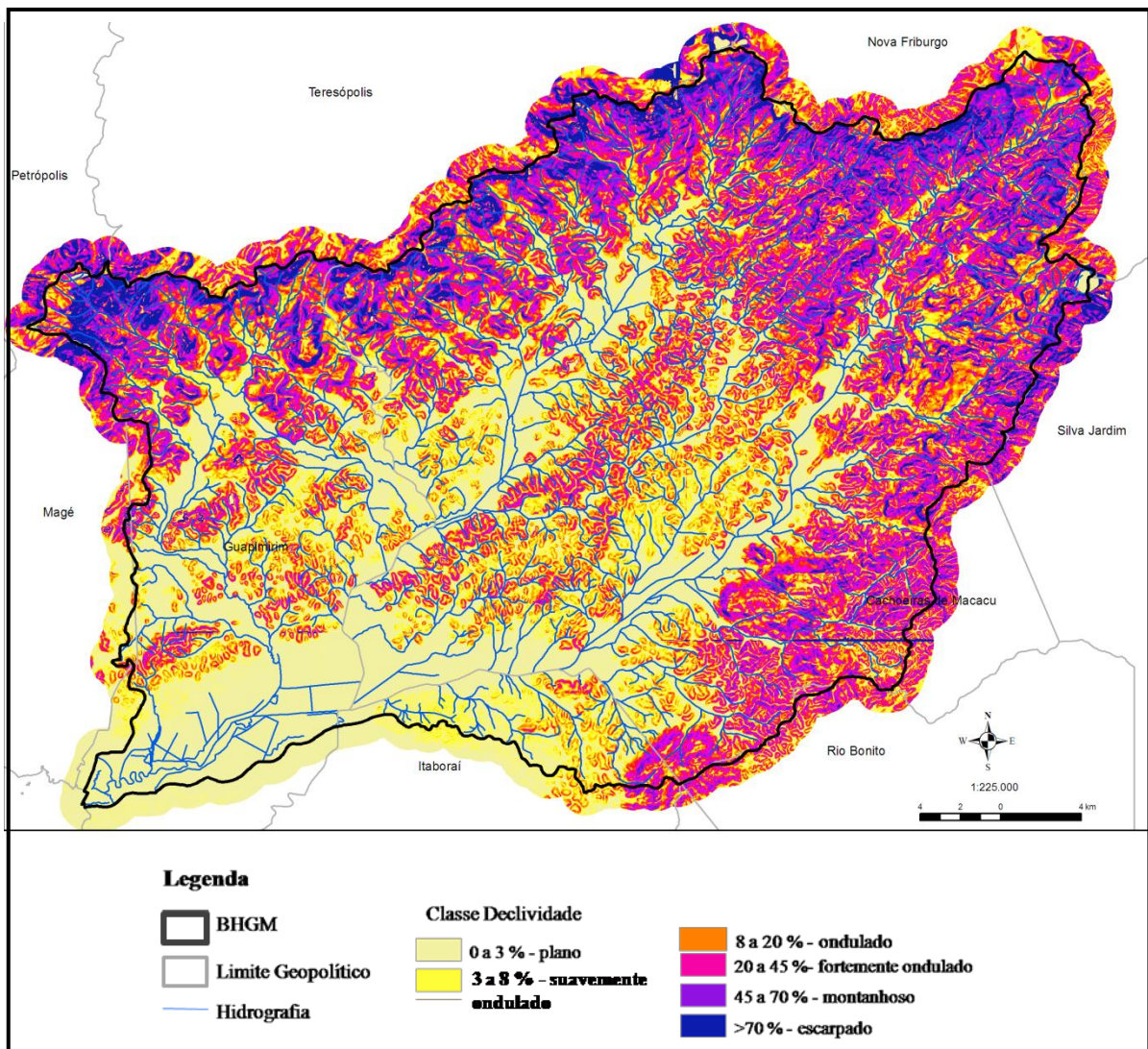


Figura 31: Classificação da declividade de acordo com indicação da Embrapa (2006)

Cabe destacar que o modelo digital de elevação (MDE) utilizado no presente estudo, para obtenção das classes de declividade e outras informações, foi o elaborado no



TOPOGRID (item 2.4 do Capítulo 2), o qual se mostrou mais adequado, completo e confiável.

A orientação em uma BH define a direção geral para a qual a declividade está exposta. Assim, para a BHGM a orientação geral obtida para a bacia foi para sudoeste (NE-SO), isto é, a BH drena para sudoeste. As sub-bacias principais da BHGM apresentam orientação geral sudoeste (SBM e SBGa) e sudeste (SBGm).

#### 4.2.4 Declividade da BHGM – análise e discussão

Em relação a declividade mapeada na bacia, encontrou-se em sua porção mais baixa a maior área classificada como relevo plano que abrange o baixo e médio curso do rio principal (Rio Guapi-Macacu) e de seus principais afluentes e corresponde a 24,54% da área total da BHGM (30929 ha). As classes de relevo ondulado e fortemente ondulado encontram-se na porção média e alta da bacia abrangendo respectivamente 23,75% (29929 ha) e 38,63% (48696 ha) da área da BHGM.

A parte mais alta da BHGM para o parâmetro declividade foi classificada como relevo montanhoso e relevo escarpado que correspondem, em conjunto, a 4,07% da BHGM. Estas classes apresentaram as menores áreas, a primeira 4885 ha e a segunda 250 ha. A classe de suave ondulação apresenta-se na porção de transição entre a classe de relevo plano e ondulado abrangendo 11347 ha (9 % da BHGM). A declividade do território da bacia hidrográfica possui estreita relação com os vários processos hidrológicos nela existentes, tais como o escoamento superficial (tempo de duração e velocidade), a umidade do solo, a infiltração (capacidade e tempo que leva a água da chuva para se concentrar na rede de drenagem de uma BH), dentre outros. Cabe destacar que quanto maior for a velocidade de escoamento superficial na BH, maior será a possibilidade de redução de infiltração de água no solo. Além disso, os picos de enchente e de susceptibilidade para erosão dos solos dependem também da rapidez com que ocorre o escoamento da água sobre os terrenos da bacia. Segundo Costa *et al.* (2009) escoamento superficial relacionado a BHGM apresenta uma magnitude moderada na saída para o manguezal de Guapimirim, em que a energia é dissipada e os sedimentos carregados são depositados, antes de atingir a Baía de Guanabara.

A orientação de vertentes é um parâmetro muito importante quando correlacionado com o clima, pois determinará o grau de insolação em decorrência da movimentação do sol durante o dia. Essa correlação é necessária para possibilitar, por exemplo, a localização de diversos equipamentos em parques de lazer em função da necessidade de maior ou menor

grau de insolação dos mesmos. Quanto à vegetação, sabe-se que determinados povoamentos vegetais estão muito sujeitos à direção climática predominante, que é determinada pela exposição topográfica. Estes fatores que influenciam a sazonalidade climática e a distribuição da vegetação em um determinado local estão associados também às variações sazonais da resposta espectral da vegetação e outros usos em imagens de satélite utilizadas em mapeamentos de uso da terra.

De acordo com Lima, W.P. (2009) o fator orientação afeta as perdas por evapotranspiração, devido a sua influência sobre a quantidade de radiação solar recebida pela bacia. Esta pode, sem dúvida, afetar também as relações entre a precipitação e o deflúvio. Neste sentido, quanto maior for orientação leste/oeste, maior a exposição solar da bacia, e, sendo assim, maior evaporação, resultando em solos com menor umidade. Como a orientação da BHGM segue de NE – SO a exposição solar não é tão intensa na bacia.

#### 4.2.5 Modelagem espacial de mudanças na paisagem

Dentro do contexto da presente tese, foram utilizados métodos de análise e previsão de mudanças, descritos na metodologia, de forma a melhor compreender a dinâmica da paisagem da BHGM. O mapeamento de 2007 detalhado foi considerado o mapa base para as atividades desenvolvidas nesta fase do estudo para verificação de alteração e análise de mudança de paisagem pretérita e futura, que subsidiaram a proposição de prognósticos espaciais de paisagem (cenários prospectivos) abordados no Capítulo 6.

##### 4.2.5.1 Mapeamento base de Uso da terra e Cobertura Vegetal

O mapeamento de uso da terra e cobertura vegetal, realizado a partir de imagem Landsat 5 e com apoio de ortofotos, utilizado como mapa base para área de estudo, indicou a presença de 16 classes (tabela 22) dispostas espacialmente de acordo com a figura 32.

Tabela 22 – Classes mapeadas – mapa base 2007

<b>Classe</b>	<b>Paisagem (ha)</b>	<b>% Classe Paisagem</b>	<b>BHGM (ha)</b>	<b>% Classe BHGM</b>
<b>Afloramento rochoso</b>	4620,76	1,621176521	861,78	0,683754364
<b>Agricultura</b>	8747,57	3,069052515	5168,95	4,101153563
<b>Água</b>	815,24	0,286023933	361,98	0,28720254
<b>Áreas Úmidas</b>	786,87	0,276070423	152,84	0,121266468
<b>Campo Antrópico</b>	401,62	0,140906889	693,98	0,550618317
<b>Estrada</b>	35,52	0,01246206	22,19	0,017606012
<b>Floresta</b>	160711,3	56,38496399	71313,93	56,58197082
<b>Mangue</b>	6725,04	2,35945536	705,7	0,559917211
<b>Ocupação Urbana de Alta Densidade</b>	6,54	0,002294535	6,54	0,005188973
<b>Ocupação Urbana de Média Densidade</b>	10731,76	3,765198223	2029,09	1,60992265
<b>Ocupação Urbana de Baixa Densidade</b>	4113,5	1,44320623	1626,11	1,290189849
<b>Pastagem</b>	64931,7	22,7810463	32716,41	25,95788728
<b>Pastagem em Várzea</b>	6283,96	2,204704077	1623,71	1,288285639
<b>Reflorestamento</b>	58,72	0,020601694	17,86	0,014170499
<b>Solo Exposto</b>	417,08	0,146330972	37,3	0,029594604
<b>Vegetação Secundária em Estágio Inicial</b>	15637,92	5,486506276	8698,12	6,901271211
<b>Total</b>	<b>285025,1</b>		<b>126036,49</b>	<b>100</b>
<b>Área Paisagem (ha)</b>	<b>285025,1</b>			
<b>Área BHGM (ha)</b>	<b>126036,49</b>			

Considerando a estrutura hierárquica adotada no presente trabalho o estudo sobre dinâmica de alteração das classes de uso e cobertura vegetal foi realizado considerando os níveis 1 e 0. Para facilitar a apresentação dos resultados optou-se em reunir as classes mapeadas em três grandes grupos de classes agregadas: Remanescente [floresta (vegetação secundária nos estágios, médio e avançado, de sucessão e vegetação primária) + vegetação em estágio inicial + mangue]; Uso antrópico [pastagem + pastagem várzea + agricultura + ocupação urbana (alta, média e baixa densidade) + reflorestamento + estrada + campo antrópico + solo exposto] e outras classes (tabela 23).

Tabela 23 – Grupo de classes agregadas de uso da terra e cobertura vegetal para BHGM e sub-bacias

<b>Classe de uso (agregadas)</b>	<b>BHGM</b>	<b>SBGm</b>	<b>SBGa</b>	<b>SBM</b>
<b>Remanescentes</b>	64,04%	54,25%	68,84%	66,10%
<b>Uso antrópico</b>	34,86%	40,52%	30%	33,43%
<b>Outras classes</b>	1,1%	5,23%	1,6%	0,47%

As áreas das classes mapeadas referente ao recorte das sub-bacias principais componentes da BHGM estão indicadas na tabela 24 e representadas na figura 33.

Tabela 24 – Sub-bacias da BHGM e suas classes – mapa base 2007

<b>Classe</b>	<b>Sub-bacia do rio Guapimirim (ha)</b>	<b>Sub-bacia do rio Guapi-Açu (ha)</b>	<b>Sub-bacia do rio Macacu (ha)</b>
<b>Afloramento rochoso</b>	631,39	119,82	110,57
<b>Agricultura</b>	162,28	3119,03	1855,44
<b>Água</b>	6,29	172,11	110,98
<b>Área Úmida</b>	38,32	13,23	
<b>Campo Antrópico</b>	330,29	71,33	
<b>Estrada</b>	22,19		
<b>Floresta</b>	5408,52	35290,55	30667,06
<b>Mangue</b>			
<b>Ocupação Urbana de Alta Densidade</b>			6,54
<b>Ocupação Urbana de Média Densidade</b>	774,3	165,24	821,08
<b>Ocupação Urbana de Baixa Densidade</b>	505,04	167,3	746,8
<b>Pastagem</b>	3380,87	12621,58	12230,79
<b>Pastagem em Várzea</b>	91,41	719,44	772,97
<b>Reflorestamento</b>	0,55	14,67	2,64
<b>Solo exposto</b>		21,24	16,06
<b>Vegetação Secundária em Estágio Inicial</b>	1535,48	3687,12	3072,31
<b>Total</b>	12886,93	56182,66	50413,24

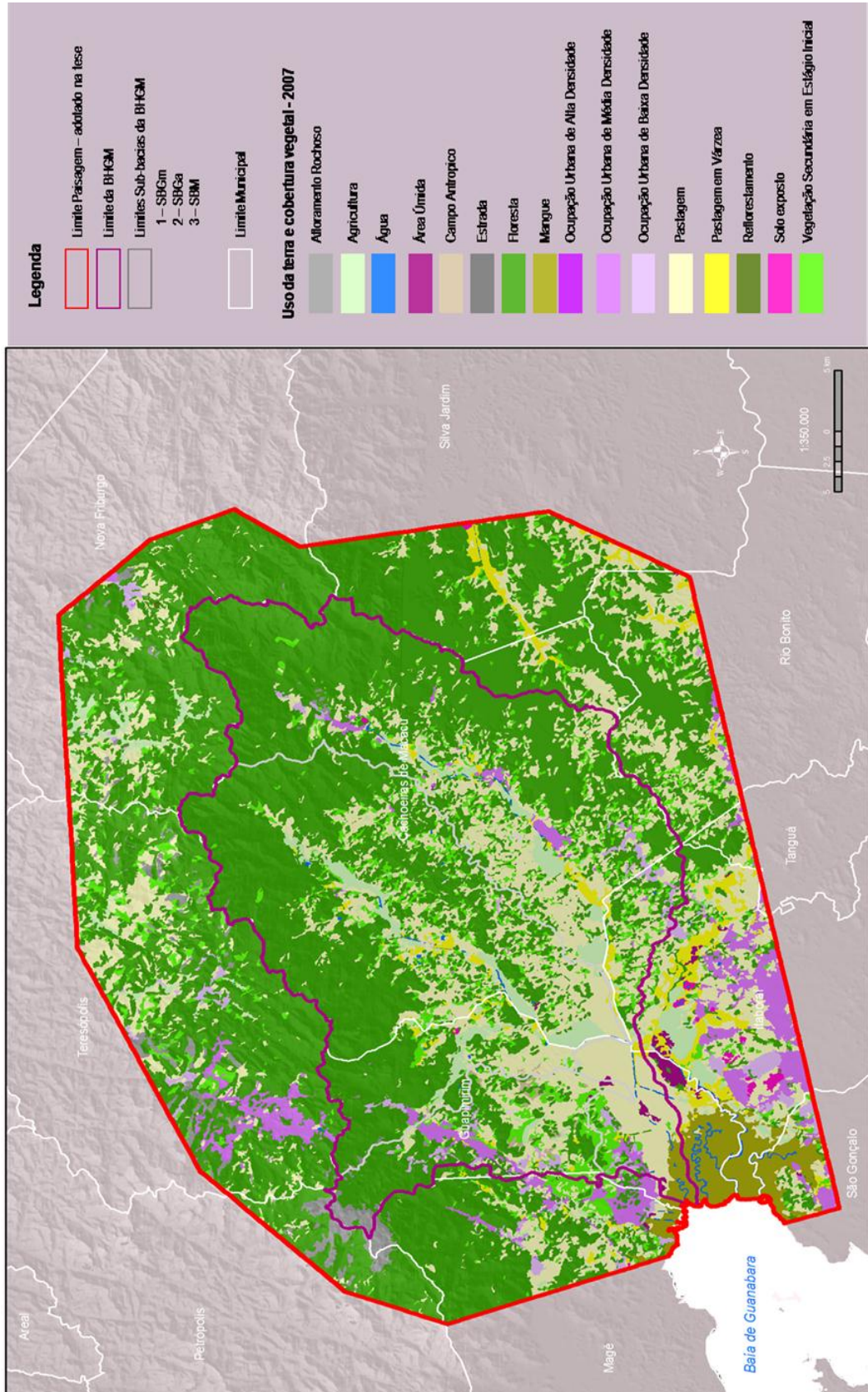


Figura 32: Cartograma do Mapa Base de Uso da Terra e Cobertura Vegetal para o nível hierárquico 1



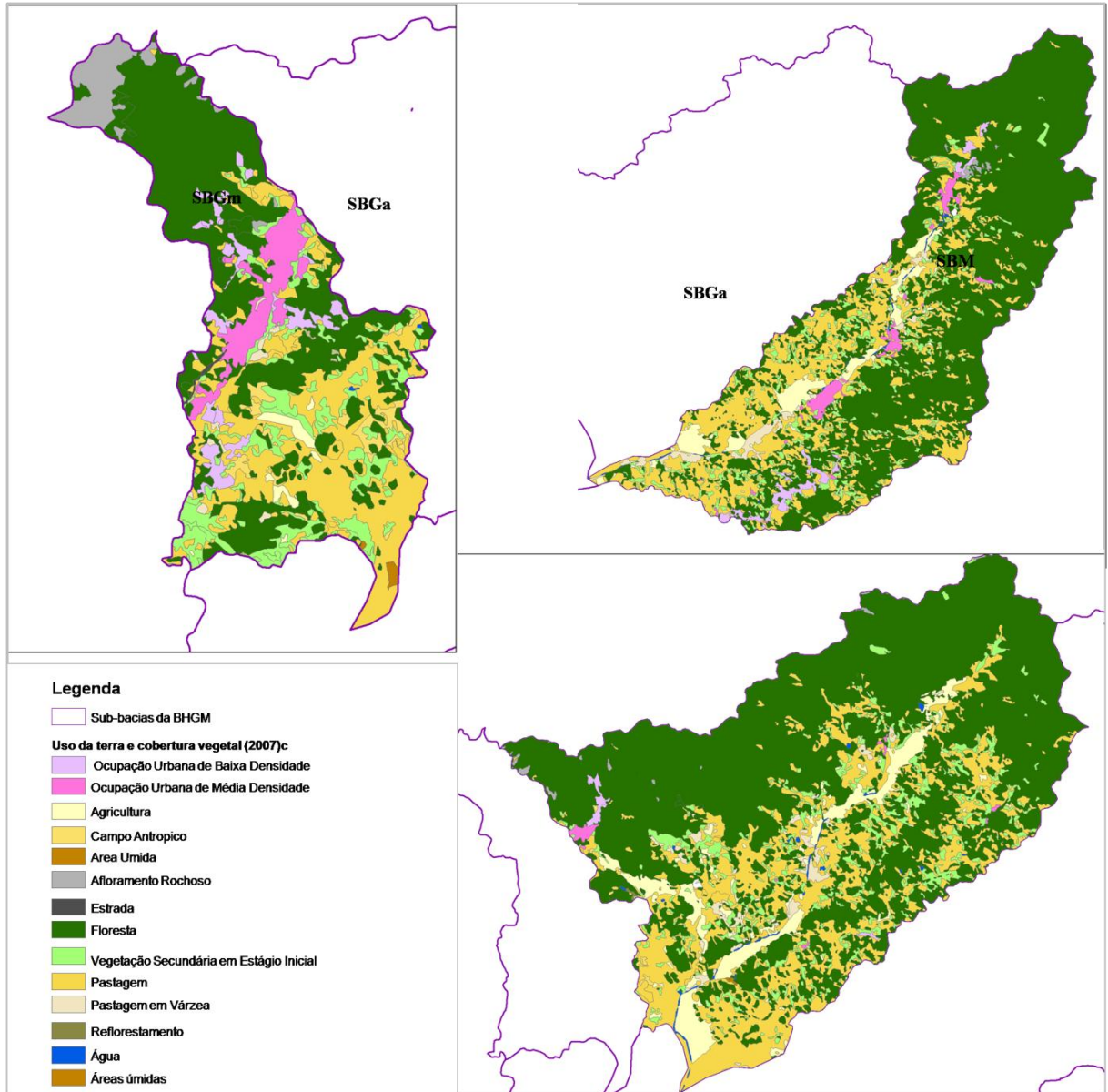


Figura 33: Cartograma do Mapa Base de Uso da Terra e Cobertura Vegetal – recorte sub-bacias da BHGM.

#### 4.2.5.2 Mapa base – Análise e Discussão

O mapa base foi elaborado considerando os níveis hierárquicos 1 (Paisagem) e 2 (BHGM) de análise. Para o nível 1, a área mapeada foi de 285.025,1 ha onde o grupo remanescente ocupou 64,23% da área, o uso antrópico 33,59% e os 2,18% restantes foram ocupados pelas demais classes mapeadas constituintes do grupo “outras classes”. Já no nível 0 de análise, a classe remanescente também apresentou o maior percentual de cobertura na BHGM, ocupando 64,04% de sua área total. O mesmo se deu nas suas sub-bacias principais

nas quais os valores medidos para esta classe foram de 68,84% na SBGA, 54,25% na SBM e 66,10% na SBGM. O percentual total de fragmentos de Mata Atlântica na bacia foi muito superior à taxa estadual de remanescentes do Bioma que variou entre 18,6 e 7,3 de acordo com os dados da Organização Não Governamental (ONG) SOS Mata Atlântica (SOS Mata Atlântica, 2009).

Analisando a figura 31, percebeu-se que o nível 1 era composto por cinco blocos de matriz de fragmentação distintos. O primeiro bloco está localizado na porção mais ao norte, sendo composto por uma matriz agropastoril com uma significativa mancha urbana. Neste bloco os fragmentos de florestas são maiores e ocupam uma área muito próxima a da matriz. A porção centro-norte e centro-leste da área de interesse era formada por uma matriz de fragmentação essencialmente florestal; o terceiro também era constituído por matriz de floresta de composição mais heterogênea que abrange a porção sudeste da área analisada. O quarto bloco localizado na porção sudoeste, próxima à Baía de Guanabara, apresenta uma matriz florestal composta por mangue. O quinto bloco, que ocupa o restante da área de interesse, era composto por uma matriz antrópica composta por pasto, agricultura e área urbana.

Ainda com base na análise da figura 31 e também na figura 32, foi detectado que a composição de matrizes de fragmentação encontradas nas sub-bacias da BHGM foi a mesma da bacia diferindo apenas quanto à localização. Para SBGM, a matriz florestal está localizada na porção noroeste e a matriz antrópica na porção centro-sul da sub-bacia. Na SBM, a matriz florestal ocupa a porção oeste-norte-leste e a antrópica a porção centro-sul da sub-bacia. Na SBGa, a matriz florestal compreende a porção norte-leste-sul e a antrópica ocupa a porção centro-oeste da sub-bacia.

#### 4.2.5.3 Alteração pretérita

Para identificar a alteração pretérita do uso da terra e cobertura vegetal na BHGM foi realizada uma análise temporal comparativa entre o mapeamento base e o mapeamento referente a 1985, a partir do tema usobase (2007)-uso 85, de acordo com a metodologia adotada. As alterações detectadas estavam centradas na conversão de remanescentes para áreas antrópicas. Na tabela 25 estão apresentados os resultados referentes à alteração entre classes mapeadas, fruto da comparação espacial entre o mapeamento base e o realizado para o ano de 1985.

Tabela 25 – Áreas mapeadas com alteração de classe de 2007 - 1985

Classe mapa base – ano 2007 (área ha)	Área alterada 2007- 1985 por classe (ha)						Alteração (área total ha)
	Uso antrópico	Veg. Secund. Est. Inicial	Mangue	Floresta	Sombra	Nuvem	
<b>Floresta</b> (71313,39 ha)	2975,66	349,2	-	-	5,73	-	3330,59
<b>Mangue (705,7 ha)</b>	-	-	-	-	-	-	-
<b>Veg. Secundária</b> <b>Est. Inicial</b> (8698,12 ha)	5872,44	-	-	2779,44	-	13,85	8665,73
<b>Uso antrópico</b> (43981,47 ha)	-	1859,52	71,87	3388,8	-	37,11	5357,3

#### 4.2.5.4 Mapeamento de Alteração Pretérita – Análise e Discussão dos Resultados

Em relação aos remanescentes florestais da Mata Atlântica, permaneceram inalterados entre o ano base e o mapeamento de 1985: 67983,34 ha de floresta; 32,38 ha de vegetação secundária inicial e 705,7 ha de mangue.

Quando analisados, os valores obtidos das alterações existentes em polígonos mapeados por conversão de classe de mapeamento do ano base e o mapeamento de 1985 (tabela 25), considerando as classes de floresta, vegetação secundária em estágio inicial e mangue, de uso antrópico, foi identificado que 8848,1 ha do montante de remanescentes florestais de 2007 tinham sido classificados como de uso antrópico em 1985 e 5320,19 ha dos 43981,47 ha mapeados como uso antrópico em 2007 foram classificados como remanescentes em 1985.

Notou-se uma diferença destes valores com os valores obtidos ao se subtrair os valores absolutos de remanescentes e uso antrópico dos anos 2007 e 1985, que foram 3547,5 ha (ano base - 1985) para remanescentes e -3528,11 ha (ano base - 1985). Isto se deu pelos seguintes motivos: presença de mais áreas mapeadas como vegetação secundária inicial em 2007 (8698,12 ha) do que em 1985 (2241,10 ha), o que altera significativamente a quantificação de área ocupada por remanescentes em 2007, e a presença de mais área mapeada como solo exposto em 1985 (103,9 ha) que o ano base (37,30 ha).



Houve também conversão de classes do uso antrópico 2007 para remanescentes no ano de 1985 conforme apresentado na tabela 25, perfazendo a área de 3388,8 ha. A área que permaneceu inalterada referente às classes de uso antrópico durante o período 2007-1985 foi de 38624,17 ha.

Foram detectadas também alterações entre as classes agrupadas em uso antrópico, mas como não é o foco da presente análise, de acordo com a metodologia adotada, os resultados encontrados não serão apresentados.

#### 4.2.5.5 Alteração futura

Para identificar a alteração futura da cobertura vegetal na BHGM, foi realizada uma comparação entre o mapeamento base e o mapeamento referente ao ano 2010. As alterações detectadas estavam centradas na conversão de remanescentes para uso antrópico, como na alteração pretérita, de acordo com a metodologia adotada. As alterações detectadas estavam centradas na conversão de remanescentes para áreas antrópicas. Na tabela 26, estão apresentados os resultados referentes à alteração entre classes mapeadas fruto, da comparação espacial entre o mapeamento base e o realizado para o ano de 2010.

Tabela 26 – Áreas mapeadas com alteração de classe de 2007 - 2010

Classe mapa base – ano 2007 (área ha)	Área alterada por classe (ha)						Detecção alteração (área total ha)
	Uso antrópico	Veg. Secund. Est. Inicial	Mangue	Floresta	Sombra	Nuvem	
Floresta (71313,93 ha)	1394,01	260,1	-	-	-	83,44	1737,54
Mangue (705,7 ha)	51,09	-	-	-	-	-	51,09
Veg. Secundária Est. Inicial (8698,12 ha)		1751,47	-	2092,72	2,52	0,83	3847,54
Uso antrópico (43981,47 ha)	-	275,7	-	172,45	22,02	6,61	476,78

#### 4.2.5.6 Mapeamento da Alteração Futura – Análise e Discussão dos Resultados

Uma área total de 69576,39 ha de floresta permaneceu inalterada durante o período estudado e de vegetação secundária em estágio inicial foi 1751,47 ha. Já para classe manguezal somente a área de 654,61 ha mapeada em 2007 se manteve em 2010 nesta classe.

Quando analisados, os valores obtidos das alterações existentes em polígonos mapeados por conversão de classe de mapeamento do ano base e o mapeamento de 2010 (tabela 26), considerando as classes de floresta, mangue, vegetação secundária em estágio inicial e de uso antrópico, identificou-se que 1445,1 ha do total de área ocupada por remanescentes florestais em 2007 foram convertidos em uso antrópico em 2010 e 448,15 ha dos 43981,47 ha mapeados como uso antrópico em 2007 foram classificados como remanescentes em 2010.

Notou-se uma diferença destes valores com os valores obtidos ao se subtrair os valores absolutos de remanescentes e uso antrópico dos anos 2007 e 2010, que foram 5934,36 ha (ano base - 2010) e 74783,39 ha (ano base - 21010), respectivamente. Isto se deu pela presença de mais áreas mapeadas como vegetação secundária inicial em 2007 (8698,12 ha) do que em 2010 (2287,26 ha), o que altera significativamente a quantificação de área ocupada por remanescentes em 2007, e a presença de mais área mapeada como solo exposto em 2010 (1183,46 ha) que o ano base (37,30 ha).

Houve também conversão de classes do uso antrópico 2007 para remanescentes no ano de 2010 conforme apresentado na tabela 26. A área que permaneceu como classes de uso antrópico durante 2007-2010 foi de 43504,69 ha.

Como no item anterior, foram detectadas alterações entre as classes agrupadas em uso antrópico, mas como não é o foco da presente análise, de acordo com a metodologia adotada, os resultados encontrados não serão apresentados.

#### 4.2.6 Mapeamento de Fitofisionomia Potencial da BHGM

##### 4.2.6.1 Fitofisionomia Potencial - Resultados

Para elaboração do mapeamento de fitofisionomia potencial da BHGM foi necessária a produção dos seguintes temas: precipitação (média mensal anual da série histórica 1950-2000) (fig. 34); temperatura (média mensal anual da série histórica 1950-2000) (fig. 35);

balanço hídrico [evapotranspiração (fig. 36), déficit (fig. 37) e excedente hídrico (fig. 38)]; o bioclimático (fig. 39) e de fitofisionomia potencial (fig.40 e tabela 27).

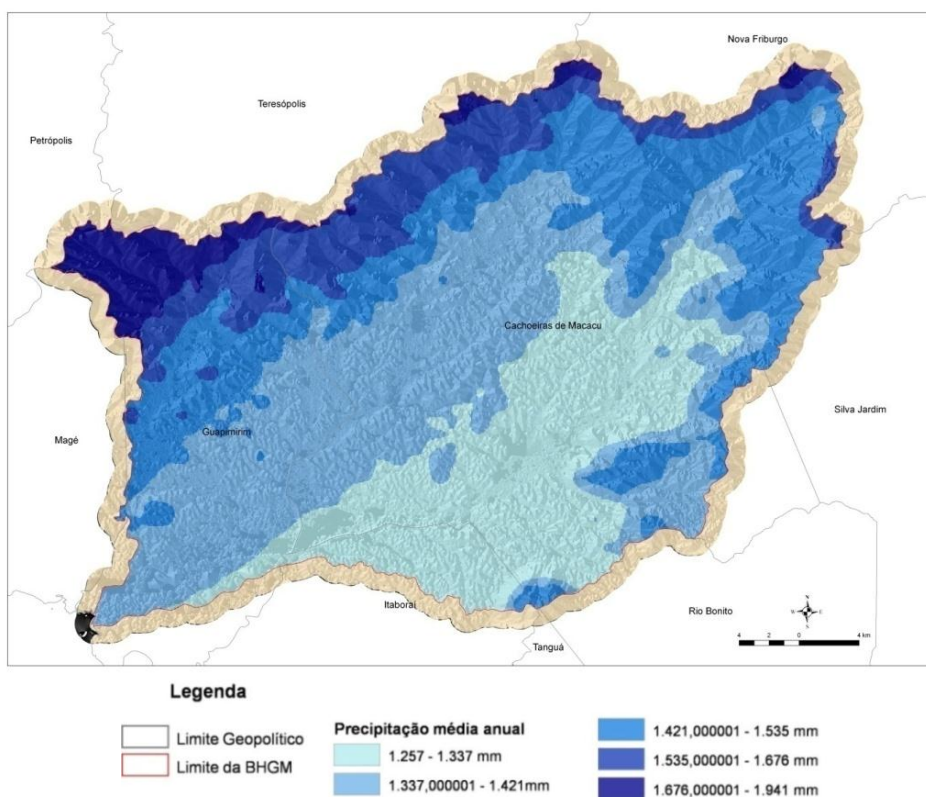


Figura 34: Cartograma indicativo da Precipitação (média anual – 1950-2000)

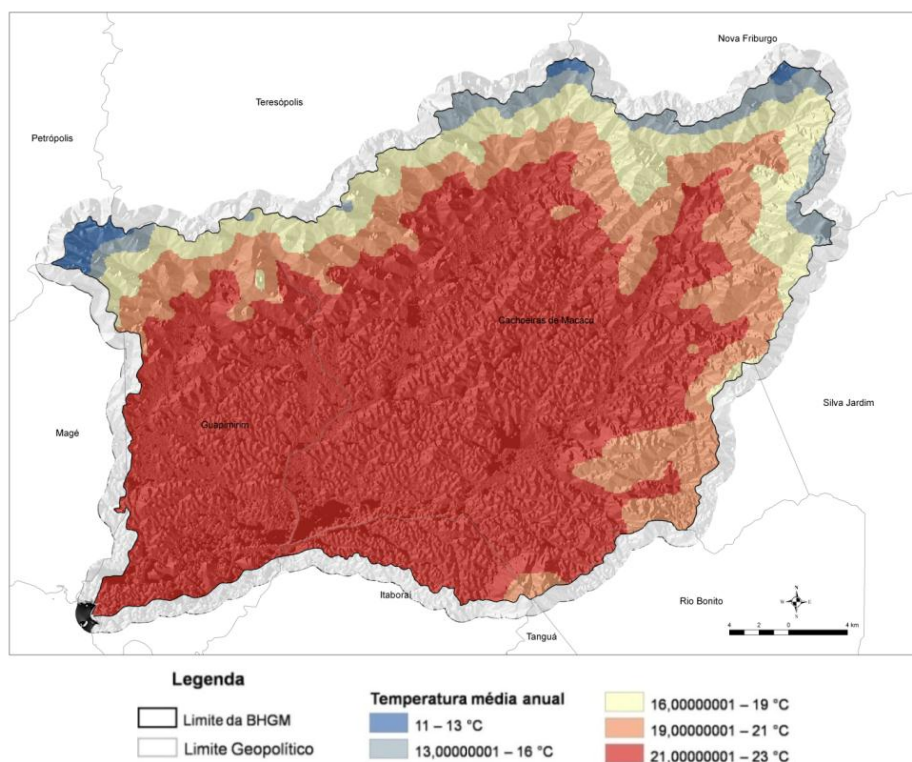
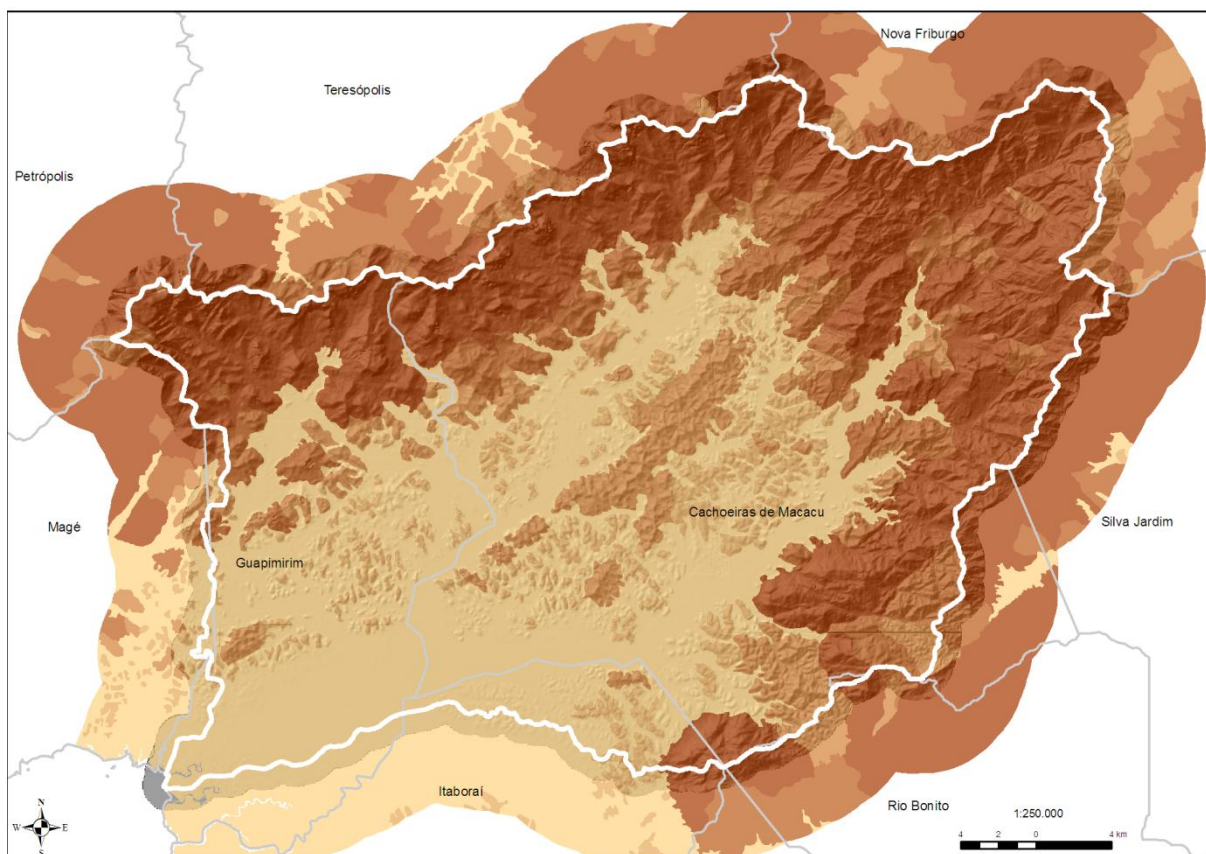


Figura 35: Cartograma indicativo da Temperatura (média anual – 1950-2000)



### Legenda

Limite da BHGM

Limite Geopolítico

#### Geomorfologia

Planícies Fluviais e Flúvio-Marinhas - até 20m

Serras Escarpadas - acima de 400m

Colinas - 20m-100m

Morros - 100m-200m

Serras Isoladas e Serras locais de transição entre  
amplitudes altimétricas diferentes - 200m-400m

Figura 42 – Cartograma da Geomorfologia da BHGM. (Fonte: Silva, 2000)