

**Theodoro Guerra de Oliveira Junior**

**Delimitação do Microcorredor Ecológico na parte  
sudeste da Bacia Hidrográfica do Córrego São Pedro,  
Juiz de Fora, MG.**

**Dissertação apresentada ao Programa  
de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada  
à Conservação e manejo de Recursos  
Naturais da Universidade Federal de  
Juiz de Fora, como parte dos requisitos  
necessários à obtenção do grau de  
Mestre em Ecologia.**

**JUIZ DE FORA - BRASIL  
JULHO DE 2007**

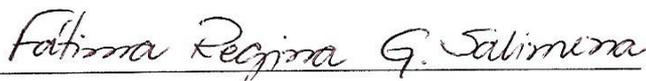
**Delimitação do Microcorredor Ecológico na parte sudeste da Bacia  
Hidrográfica do Córrego São Pedro, Juiz de Fora, MG.**

**Theodoro Guerra de Oliveira Junior**

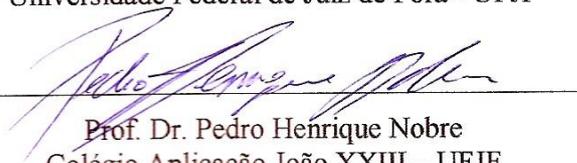
Orientadora: Profª. Dra. Fátima Regina Gonçalves Salimena

Dissertação apresentada ao  
Instituto de Ciências Biológicas,  
da Universidade Federal de Juiz  
de Fora, como parte dos  
requisitos para obtenção do Título  
de Mestre em Ecologia Aplicada  
ao Manejo e Conservação de  
Recursos Naturais.

Aprovada em 31 de julho de 2007.



Profª Drª Fátima Regina Gonçalves Salimena  
Universidade Federal de Juiz de Fora - UFJF



Prof. Dr. Pedro Henrique Nobre  
Colégio Aplicação João XXIII – UFJF



Profª Drª Marta Camargo de Assis  
EMBRAPA / Campinas

**OLIVEIRA JUNIOR, THEODORO GUERRA**

Análise Ambiental para proposição de Microcorredor Ecológico na parte sudeste da

Bacia Hidrográfica do Córrego São Pedro, Juiz de Fora, MG. 2007

xii + 80 P. 29,7 CM (Instituto de Ciências Biológicas/Universidade Federal de Juiz de Fora, M. Sc., Ecologia Aplicada à Conservação e Manejo de Recursos Naturais, 2007.)

Dissertação - Universidade Federal de Juiz de Fora - PGCOL

1. Corredores Ecológicos
  2. Zona da Mata Mineira
  3. Florestas Tropicais
  4. Mata Atlântica
- I. ICB/UFJF II. Título (série)

**Dedico em memória de meus pais Theodoro e Alice pelo amor, exemplo e fé, e de meu irmão Fernando pela força sempre presente.**

**Ofereço esta dissertação a toda minha família, aos meus irmãos Flávio, Walter, Lucia, cunhados e sobrinhos, em especial a minha esposa Sarah pelo amor e apoio inestimável e às minhas filhas Tábata e Victória, razão da minha existência.**

## AGRADECIMENTOS

A Professora Dra. Fátima Regina Gonçalves Salimena, pela orientação exemplar e incentivo em todo desenvolvimento do mestrado;

Ao professor Dr. Cezar Henrique Barra Rocha, pela co-orientação e colaboração na elaboração da dissertação;

Ao “Programa de Mestrado em Ecologia Aplicada a Conservação e Manejo dos Recursos Naturais” na pessoa do Professor Dr. Fabio Roland, pela oportunidade e empenho na coordenação;

Aos colegas Artur Valente, Paulo Garcia e Ricardo de Castro, pelo apoio no desenvolvimento deste trabalho;

Aos Professores e amigos Pedro Machado e Marco Antônio Manhães, pela contribuição essencial na elaboração desta dissertação;

Aos membros da Banca Examinadora, pela disposição de avaliar este trabalho;

A todos os professores e colaboradores do “Programa de Mestrado em Ecologia Aplicada a Conservação e Manejo dos Recursos Naturais”, pela disponibilidade em sanar dúvidas e na transmissão de conhecimentos preciosos para conclusão deste trabalho;

Aos colegas do mestrado, pelo apoio e companhia durante o curso;

Aos companheiros da AMAJF, pelo constante incentivo na conclusão desta dissertação;

Às instituições ligadas a Rede de ONG’s da Mata Atlântica, pelas valiosas contribuições em pesquisas e publicações sobre o tema;

Ao Julio e Raphael da Plangeo, pela assessoria na elaboração e confecção dos mapas;

Ao Prof. Márcio Fonseca pelo auxílio na elaboração do abstract;

A todos os amigos que estão a minha volta sempre com uma palavra de carinho e estímulo para persistir no caminho da conservação do meio ambiente e na defesa da cidadania.

## RESUMO

A Mata Atlântica é um dos ecossistemas mais ameaçados do mundo, com alto índice de desmatamento e conseqüente perda na sua diversidade biológica. A formação de corredores ecológicos, através da conexão de fragmentos de remanescentes da Mata Atlântica, é uma estratégia difundida e adotada para proteção desse ecossistema e conservação das espécies ameaçadas. A Bacia Hidrográfica do Córrego de São Pedro, inserida na área de expansão urbana do Município de Juiz de Fora, é um importante manancial com relevantes elementos paisagísticos e fragmentos de Mata Atlântica que vem sofrendo impactos com o crescimento da cidade. O presente trabalho objetivou identificar as possíveis conexões entre fragmentos florestais nesta área, possibilitando a formação do microcorredor de São Pedro. A metodologia consistiu na geração de mapas temáticos de hidrografia, uso e ocupação do solo atual e topografia, a partir de base cartográfica do IBGE articulações SF-23-X-D-IV-1, Juiz de Fora e SF-23-X-D-IV-3, Matias Barbosa e a imagem de satélite Landsat 7 TM 2000, além de fotografias aéreas da região. Foram feitas visitas de campo para atualização e verificação das informações obtidas cartograficamente. Posteriormente foi feita sobreposição das Áreas de Preservação Permanentes regulamentadas no Código Florestal Brasileiro (Lei 4771/65), visando a proposição da formação do microcorredor ecológico. Para seleção dos fragmentos florestais que poderiam ser conectados utilizou-se como critérios a área mínima de 5 hectares e formações florestais em estágio sucessional avançado. Quatro fragmentos foram selecionados somando uma área de 150 hectares. Como resultado da análise ambiental, foram propostos dois cenários alternativos para a área de estudo. O primeiro cenário retrata a proposta do microcorredor conectando esses fragmentos florestais no sentido norte-sul, alcançando a área de 555 hectares. Este cenário possibilitará o fluxo entre várias espécies da fauna silvestre, com destaque para os

pequenos mamíferos existentes na região. O segundo cenário mapeia todas as APP's de curso d'água e topo de morro, conforme propõe o Código Florestal, somando 1120 hectares de áreas preservadas. Este cenário é considerado ótimo para conservação da biodiversidade. A ampliação da área florestada permitirá uma adequada estabilização entre as áreas urbanas e reservas na localidade estudada, proporcionando ganho ecológico e social. Esta proposta de modelagem espacial pode ser aplicada a outras áreas do município e região de domínio da Mata Atlântica, podendo ser adotada como política pública nos órgãos executores da gestão ambiental.

## **ABSTRACT**

The Atlantic Tropical Forest is one of the most threatened ecosystems worldwide, with high index of deforestation and consequently high losses in biodiversity. The formation of the so called ecological corridors, through connection of remaining fragments, is the adopted strategy in order to protect this ecosystem along with the conservation of endangered species of its fauna and flora. The “Córrego de S. Pedro” basins, which is inserted into the area of urban expansion of Juiz de Fora, is an important water source along with relevant scenery elements and fragments of Atlantic Forest which both have been through a lot of distress due to the city's expansion.

The present work tried to identify the possible connection among these fragments in the area so as to form the microcorridor of S. Pedro. The methodology consisted of a generation of a thematic hydrography map, usage and land occupation and topography as from IBGE cartographic base, articulations SF-23-X-D-IV-1, maps of Juiz de Fora, articulation SF-23-X-D-IV-3, maps of Matias Barbosa and Landsat 7 TM 2000 satellite images in addition to aerial photos of the region. Field trips had been taken to update and check the information from charts and maps; then later it was overlapped upon all the PPA's (Permanent Protection Areas) in accordance with Act 4771/65, the Brazilian Forest Code, aiming at the proposal for the formation of an ecological microcorridor. In order to select the forest fragments that could be connected, it has been chosen minimal area sizes of 5 hectares and forest formations at advanced stages of succession. Four fragments were then selected which added up 150 hectares. As a result of this environmental analysis, two alternative scenarios for the studied area have been proposed. The first portrays the proposal of connecting these fragments on a north-south direction basis, encompassing a total area of 555 hectares. This scenario will allow the

flux of several fauna species, highlighting the existing small mammal community of the area. The second scenario maps all the aquatic PPA`s and mountain top PPA`s all of it in accordance with the Forest Code, adding up some 1120 hectares of preserved areas. This scenario is considered optimal for biodiversity conservation. The enlargement of the forest covered area will permit an adequate stabilization between urban and reserves, promoting ecological and social progress.

This proposal of spatial modeling can be applied to other areas of the municipality and to other Atlantic Forest domain areas and also can be adopted as government policy toward environmental management.

## SUMÁRIO

1. Introdução	1
2. Objetivos	7
3. Revisão de Literatura	8
3.1. Ecologia da Paisagem	8
3.2. Fragmentação de Habitats	10
3.3. Biogeografia de Ilhas	18
3.4. Corredores Ecológicos	20
3.5. Código Florestal na implementação de Corredores Ecológicos	27
4. Material e Métodos	32
4.1. Área de Estudo	32
4.2. Confeccção dos Mapas Temáticos	37
4.2.1. Hidrografia	37
4.2.2. Uso do Solo	38
4.2.3. Topo de Morro	38
a. Seleção dos fragmentos	43
b. Descrição dos fragmentos	45
5. Resultados e Discussão	54
5.1. Descrição dos fragmentos e Potencial de conectividade	54
5.1.1. Local de Potencial Conectividade 1	54
5.1.2. Local de Potencial Conectividade 2	57
5.1.3. Local de Potencial Conectividade 3	60
5.2. Cenário Alternativo 1	63
5.3. Cenário Alternativo 2	66
5.4. Cenário alternativo 1 x Cenário alternativo 2	66
6. Recomendações	69
7. Conclusões	72
Referências Bibliográficas	74

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Localização dos dois Corredores Ecológicos da Mata Atlântica: o Corredor Central e o Corredor da Serra do Mar. ....	25
<b>Figura 2. (A)</b> Localização do município de Juiz de Fora, na Zona da Mata de Minas Gerais. <b>(B)</b> Localização da área de estudo em relação ao município de Juiz de Fora. ....	36
<b>Figura 3.</b> Mapa de hidrografia da Bacia de São Pedro, Juiz de Fora, onde estão representados os corpos d'água da área de estudo e a respectiva hierarquização segundo STRAHLER (1957). ....	40
<b>Figura 4.</b> Mapa de uso e ocupação do solo atual da Bacia de São Pedro, Juiz de Fora, com referência aos usos predominantes na área de estudo. Os fragmentos selecionados aparecem identificados como: F1: Reserva Biológica Municipal de Santa Cândida; F2. Mata de São Pedro, área de especial interesse ambiental segundo PDDU Juiz de Fora (2000); F3. RPPN Sítio Santalice; F4. Mata do Sítio Vargem Alegre. ....	41
<b>Figura 5.</b> Mapa de topo de morro da Bacia de São Pedro, Juiz de Fora, definido conforme dispositivos do Código Florestal regulamentados pela Resolução 20 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). ....	42
<b>Figura 6.</b> Localização dos fragmentos selecionados na área de estudo com base nos critérios de importância hídrica para o manancial em questão, relevância biológica, estágio sucessional avançado, distância máxima de 100 metros entre os fragmentos, e tamanho mínimo do fragmento de 5 hectares. ....	44
<b>Figura 7. (A)</b> Imagem aérea da Reserva Biológica Municipal de Santa Cândida, demonstrando seu tamanho e importância. Fonte: Google Earth 2006. <b>(B)</b> Vista panorâmica do fragmento 1, com vegetação densa e ocupando área extensa. <b>(C)</b> Imagens do interior da floresta com baixa intensidade luminosa e <b>(D)</b> Vegetação densa e ocorrência de ninhos de formigas cortadeiras. ....	47
<b>Figura 8. . (A)</b> Trecho do interior da Mata de São Pedro, mostrando um dossel alto e vegetação densa. <b>(B)</b> Borda da Mata de São Pedro, junto a Represa de São Pedro, ilustrando sua proximidade e função de proteção de manancial.....	49

<b>Figura 9.</b> (A) Borda do fragmento aparecendo em primeiro plano representante da família Combretaceae em idade avançada. (B) Interior da mata com evidências de epífitas e líquens. (C) Local onde aflora nascente contribuinte direto do córrego São Pedro. (D) Visão panorâmica do fragmento ilustrando sua dimensão. (E) Proximidade entre os fragmentos 2 e 3 com a Represa de São Pedro. (F) Galeria que direciona as águas do córrego Vargem Alegre sob a Rodovia BR 040 caracterizando uma conexão e fluxo mantenedor da Represa de São Pedro. ....	51
<b>Figura 10.</b> Características do fragmento 4. (A) Interior do fragmento, com regeneração inicial e alta luminosidade. (B) Borda do fragmento. ....	53
<b>Figura 11.</b> Pedro Local de Potencial Conectividade (LPC) 1. Detalhe da região onde a conexão entre os dois fragmentos da Reserva Biológica Municipal de Santa Cândida e Mata de São Pedro pode ser estabelecida.....	56
<b>Figura 12.</b> Local de Potencial Conectividade (LPC) 2. Detalhe da região onde a conexão entre os fragmentos da Mata de São Pedro e RPPN Santalice pode ser efetivado. Atenção especial para a passagem da Rodovia BR 040 no trecho em questão.....	59
<b>Figura 13.</b> Local de Potencial Conectividade (LPC) 3. As setas indicam as regiões onde a conexão entre os fragmentos da RPPN Santalice e a Mata Vargem Alegre, pode ser estabelecido. ....	62
<b>Figura 14.</b> Mapa de potencial conectividade (cenário 1) entre os fragmentos sugerindo interligação nas APP's e em distâncias inferiores a 100 metros com predominância de pastagem. ....	65
<b>Figura 15.</b> . Mapa demonstrando o cenário 2, alternativa ótima considerando a efetiva proteção das APP's mencionadas neste estudo, isto é: nas margens de cursos d'água, ao redor de represas e nascentes e topos de morro, conforme disposições legais do Código Florestal e Resolução 303/2002 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). ....	67
<b>Figura 16.</b> Mapa do cruzamento entre os dois cenários. Comparação das duas situações de aplicabilidade do Código Florestal.	68

## 1. INTRODUÇÃO

A pesquisa científica na temática da conservação da biodiversidade é unânime: perturbações em massa causadas pelo ser humano têm alterado, degradado e destruído a paisagem em larga escala, levando espécies e mesmo comunidades inteiras ao ponto de extinção (PRIMACK & RODRIGUES, 2001).

A convergência de opiniões é tão grande que a prioridade das ações ambientais não é o convencimento das pessoas de que a conservação é fundamental para a manutenção do equilíbrio ecológico, mas sim qual a melhor linha de ação neste sentido (WILSON, 2003).

A Convenção da Biodiversidade assinada por 156 países, durante a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente em 1992, aponta estratégias que orientam a abordagem da conservação e o uso da diversidade biológica de forma integrada, levando em consideração três níveis de organização biológica: genes e genomas, destacando a variabilidade genética das espécies; populações e comunidades, destacando a população mínima viável em casos de habitat fragmentados e diversidade de espécies; e habitats, ecossistemas e paisagens destacando o efeito direto da paisagem no ecossistema (MAIA SANTOS, 2002; GUSTAFSON & PARKER, 1992).

Considerando estes três níveis de organização ecológica, foram criadas no âmbito da Convenção da Biodiversidade duas prioridades para conservação biológica: 1. espécies raras, considerando as espécies endêmicas e as espécies em risco de extinção e, 2. espécies-chave, ou seja, aquelas cuja a influência é dominante no ecossistema, como polinizadores e dispersores, microorganismos fixadores de nitrogênio e espécies estruturais, na falta das quais, várias outras espécies tenderão a entrar em declínio (MMA, 2000).

Neste contexto, cresce a preocupação com ecossistemas ameaçados. Atualmente são reconhecidos 25 “*hot spots*” de biodiversidade no mundo, definidos como sendo áreas que perderam mais de 70% de sua cobertura vegetal original, e abrigam 60% de todas as espécies terrestres do planeta, embora ocupem somente 2% da superfície do planeta. Percebe-se, portanto, a importância do manejo e da conservação destas áreas principalmente porque nestes “*hot spots*” vivem mais de 1,1 bilhão de pessoas exercendo ali suas atividades econômicas e conseqüentemente sofrem forte pressão antrópica (GALINDO-LEAL & CÂMARA, 2003). O grande desafio da atualidade é conciliar conservação da biodiversidade com a sobrevivência da espécie humana.

As florestas tropicais possuem a maior diversidade e complexidade conhecida, porém, têm sido rapidamente convertidas para outros usos em taxas alarmantes, na maior parte dos casos com danos ambientais irreversíveis e perda de uma biodiversidade única fruto principalmente, da pressão antrópica cada vez maior sobre os recursos naturais (MITTERMEIER *et al.*, 1998).

A Mata Atlântica, um dos “*hot spots*” brasileiros, vem sofrendo fortes pressões antrópicas desde a colonização, o que resultou em um extenso desmatamento, cujo início se deu com a coleta desordenada e em grande escala do pau-brasil em faixas litorâneas do Nordeste. Após o ciclo do pau-brasil, outros ciclos econômicos causaram a perda da cobertura florestal na Mata Atlântica. A expansão do café, responsável pelo desmatamento de grande parte da mata tropical, durante o século XIX, foi a promotora do desmatamento nas regiões interiores do Sudeste, denominada “mar de morros”, que engloba a Serra da Mantiqueira e a Serra do Mar. A pecuária juntamente com a produção de carvão, deram continuidade ao desmatamento iniciado pela cafeicultura. Da mesma forma, o ciclo da cana-de-açúcar desmatou grande parte das áreas planas do Sudeste do país (DEAN, 1996). Atualmente a expansão urbana, a mineração e a

industrialização são as principais causas da redução da cobertura vegetal neste ecossistema (AGUIAR *et al.*, 2003). A Mata Atlântica apresenta um quadro de destruição avançado, pois de sua área de abrangência estimada em torno de 1,5 milhões de km<sup>2</sup>, restam apenas 7% de sua floresta original (TABARELLI *et al.*, 2005).

De fato esta questão preocupa a comunidade científica e ambientalistas e merece atenção especial, pois é notória a importância deste ecossistema, que além da sua megadiversidade, abriga altos índices de endemismos. São registrados cerca de 90 espécies de mamíferos, 188 de aves e 340 de anfíbios (AYRES *et al.*, 2005), 8000 espécies de plantas e 60 de répteis (TONHASCA JÚNIOR, 2005).

A dinâmica de destruição na Mata Atlântica resultou em alterações severas nos ecossistemas que compõem o bioma, especialmente pela perda e fragmentação de habitats (HIROTA, 2003). É crescente o processo de fragmentação e isolamento de habitats, com uma disposição espacial se dando de forma heterogênea ao longo de sua área de domínio, onde as regiões que concentram as maiores áreas de remanescentes estão usualmente associadas às atuais unidades de conservação de proteção integral, localizadas principalmente ao longo da região costeira dos estados de Santa Catarina, Paraná, São Paulo, Rio de Janeiro, Bahia e região serrana do Espírito Santo. Entretanto, as unidades de conservação de proteção integral, consideradas de maior relevância para conservação da biodiversidade, em virtude das suas restrições de uso, ocupam menos de 2% desse bioma. Embora o número de unidades de conservação seja expressivo na Mata Atlântica, a soma de todas as unidades de proteção integral, incluindo as reservas particulares do patrimônio natural (RPPN), totaliza cerca de 2.500.000 de hectares, o que representa 64% de um único parque nacional na Amazônia.

Na Serra do Mar, apesar de apresentar extensa rede de áreas protegidas, 98,7% dos remanescentes são menores que 100 hectares (PINTO *et al.*, 2006). No entanto, é uma

das áreas mais ricas em biodiversidade da Mata Atlântica, com altos índices de endemismo (AGUIAR, *et al.*, 2003).

As diferenças geográficas no sistema nacional de unidades de conservação são evidentes, principalmente em virtude do histórico de uso e ocupação do solo de cada bioma. Conseqüentemente, a qualidade e intensidade das pressões antrópicas diferem ao longo da rede de áreas protegidas. Enquanto a região Amazônica concentra cerca de 60% da extensão total de áreas protegidas no Brasil, com baixa densidade populacional, a área de domínio da Mata Atlântica abriga quase a metade do número total de unidades de conservação do país, em uma área reduzida e com população de aproximadamente 100 milhões de habitantes. O tamanho médio das unidades de conservação de proteção integral também difere entre os biomas. Na Amazônia o tamanho médio é de 316.000 hectares enquanto na Mata Atlântica é de 10.600 hectares, cerca de 30 vezes menor (AYRES *et al.*, 2005; PINTO *et al.*, 2006).

De acordo com VIEIRA & MESQUITA (2004), o alto custo para criação de unidades de conservação públicas na Mata Atlântica tem aumentado a importância da participação do setor privado nas estratégias de conservação *in situ* da biodiversidade, principalmente através das reservas particulares do patrimônio natural (RPPN). As RPPN's têm servido como instrumento adicional para o fortalecimento do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), pois promovem o aumento da conectividade da paisagem e proteção de áreas-chave da Mata Atlântica, além de servirem como base para pesquisas sobre biodiversidade (PINTO *et al.*, 2004). Assim como as outras categorias de manejo, as RPPN's não estão distribuídas de forma homogênea pelos biomas brasileiros. A maior concentração dessas unidades de conservação está inserida na Mata Atlântica, onde existem 450 reservas (VIEIRA & MESQUITA, 2004). Porém, apesar de extensa, a rede de RPPN's é composta por

unidades de tamanho reduzido, cujos valores médios não ultrapassam 220 hectares (COSTA *et al.*, 2004). No entanto, segundo PINTO *et al.* (2004), em uma paisagem dominada por interferências antrópicas, esses pequenos fragmentos assumem grande importância e muitas destas reservas privadas apresentam altíssima riqueza biológica, tornando-se áreas estratégicas num planejamento integrado de unidades de conservação em âmbito regional.

A fragilidade do sistema de unidades de conservação na Mata Atlântica e no restante do país, não se resume aos aspectos ligados a sua extensão, forma, distribuição ou aos fatores de natureza técnico-científica, mas deve-se principalmente à dificuldade dos órgãos do governo em proporcionar os instrumentos adequados de manejo e proteção dessas áreas. Entre os principais problemas estão a situação fundiária indefinida, presença de populações humanas em unidades de proteção integral, falta de pessoal técnico e recursos financeiros, instabilidade política das agências de meio ambiente, entre outros (FONSECA *et al.*, 1997; MORSELLO, 2001).

A Zona da Mata Mineira está inserida nos domínios da Mata Atlântica, apresentando atualmente remanescentes fragmentados, não muito extensos, relativamente isolados e distribuídos numa paisagem predominada por centros urbanos, áreas agrícolas e industriais, com alta densidade populacional. Segundo dados recentes de SCOLFORO & CARVALHO (2006), a região teve uma perda de 1.800 hectares no período de 2003 a 2005 de flora nativa. O processo de ocupação em Minas Gerais, aliado a uma política pouco racional de desenvolvimento, tem provocado uma crescente erosão de sua diversidade biológica (DRUMMOND *et al.*, 2005).

Neste contexto, situa-se o município de Juiz de Fora, com área de 1.429,8 km<sup>2</sup> e mais de 500 mil habitantes, possui poucos remanescentes florestais e arborização urbana deficiente. Um estudo sobre os índices de áreas verdes, em 26 regiões urbanas de Juiz

de Fora, mostrou que a maioria das localidades apresenta um índice abaixo de 1m<sup>2</sup> por habitante, dado extremamente baixo quando comparado aos 12 m<sup>2</sup> que a Organização Mundial da Saúde (OMS) estabelece como mínimo para áreas urbanas (Prof. Cássia Ferreira comunicação pessoal). No entanto, Juiz de Fora possui remanescentes florestais em pequena quantidade, mas distribuídos geograficamente de maneira estratégica no município, sendo alguns deles de tamanho significativo exercendo função ecológica para a sociedade local. Com efeito, DRUMMOND *et al.* (2005), consideram as florestas urbanas de Juiz de Fora como remanescentes de floresta atlântica com alta conectividade e uma região de importância biológica muito alta. A cidade passa atualmente por intensa urbanização, com loteamentos e condomínios rurais predominando no cenário da paisagem local exercendo forte pressão antrópica sobre os remanescentes florestais de Juiz de Fora.

Este quadro aponta para a necessidade de expansão da rede de áreas protegidas em diferentes categorias, públicas e privadas, bem como a implementação de estratégias de manejo para as áreas que não se encontram sob o regime oficial de proteção.

Com a redução de área florestal e conseqüente perda da biodiversidade, surgem iniciativas conservacionistas preocupadas na reversão desta situação. Uma das estratégias a serem implementadas neste sentido, é a proposta de formação de corredores ecológicos (AYRES *et al.*, 2005).

Nesse sentido, este trabalho objetivou identificar possíveis conexões entre fragmentos florestais urbanos no setor sudeste da Bacia Hidrográfica do Córrego de São Pedro, município de Juiz de Fora, buscando um cenário alternativo que favoreça a conservação da biodiversidade local e proteção do manancial em questão.

## **2. OBJETIVO**

Identificar o potencial de conectividade entre fragmentos florestais no setor sudeste da Bacia Hidrográfica do Córrego São Pedro, município de Juiz de Fora, Zona da Mata de Minas Gerais, com base na importância hídrica, relevância biológica e estágio sucessional dos remanescentes e nos dispositivos do Código Florestal.

### **2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

1. Caracterizar os elementos da paisagem da área de estudo através da elaboração de mapas temáticos de hidrografia, uso do solo atual e topo de morro;
2. Construir cenários alternativos obedecendo aos dispositivos do Código Florestal que estabelece as Áreas de Preservação Permanentes (APP's), tendo como suporte o cruzamento das informações obtidas nos mapas temáticos;
3. Propor alternativas de manejo para a conexão entre fragmentos que possam subsidiar políticas públicas de gestão ambiental.

### 3. REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1. Ecologia da Paisagem

A ecologia da paisagem desenvolveu-se por meio da interface de duas disciplinas: a geografia física e a ecologia. Alguns aspectos da ecologia da paisagem abrangem ainda outras disciplinas, como a auto-ecologia e a sinecologia. O papel dominante dos princípios de ecologia de paisagem, diz respeito à introdução de práticas que melhorem o meio ambiente. Desta forma, a história da paisagem e o conhecimento do manejo ocorrido no passado são importantes tópicos, pois ajudam o homem a controlar o sistema e a construir uma paisagem mais harmoniosa (BUNCE *et al.*, 1993). A ecologia da paisagem está relacionada ao uso da terra, entendido como forma de ocupação do espaço pelo homem, a partir da disponibilização dos recursos naturais existentes. A estrutura da paisagem é de suma importância para a conservação de populações biológicas, pois dela depende a dinâmica de populações (METZGER, 1999; TURNER, 1989).

O ponto de partida da ecologia de paisagens é muito semelhante ao da ecologia de ecossistemas: a observação das inter-relações da biota (incluindo o homem) com seu ambiente formando um todo. Entretanto, o ecólogo da paisagem tem uma preocupação maior em estudar a heterogeneidade espacial (relações horizontais), contrastando com a visão do ecólogo de ecossistema, que busca entender as interações de uma comunidade com o sistema abiótico (relações verticais) num ambiente relativamente homogêneo (METZGER, 2001). A entidade espacial heterogênea que constitui a paisagem engloba aspectos geomorfológicos e de uso do solo, tanto naturais quanto culturais (DELPOUX, 1974).

Em áreas com intenso crescimento populacional, a atividade humana transformou a paisagem original em um mosaico fragmentado. Este é dominado por uma matriz antropizada, geralmente resultante de atividades agropecuária e inserções urbanas. Inseridos na matriz, encontram-se manchas de ecossistemas originais ou deles derivados que funcionam como habitats naturais para a biota regional. As dimensões destas manchas, suas formas e a disposição espacial de seu conjunto determinam as suas qualidades como habitat para a biota (COLLINGE, 1996; KUBES, 1996).

No estudo da ecologia de paisagens podem ser adotadas duas escalas de observação: a escala de trabalho temporal que permite a comparação do estado de conservação de uma determinada área ao longo dos anos e, em uma escala espacial, quando se analisa a estrutura da distribuição dos componentes da paisagem. A análise temporal tem uma ligação com a escala geográfica de trabalho, pois estudos temporais em escalas muito pequenas deverão ser mais espaçados para captar mudanças. Todos os processos ecológicos ocorrem em um contexto espacial, logo a análise de determinado fenômeno terá resultados diferentes se usarmos diferentes escalas espaciais de trabalho, pois diferentes escalas exibem diferentes padrões de manchas (TURNER & GARDNER, 1991).

A análise do padrão da paisagem deve levar em consideração alguns aspectos. O primeiro aspecto é com relação a composição da paisagem que diz respeito aos tipos de manchas existentes ou encontrados na paisagem, que sejam de interesse do ponto de vista do estudo a ser realizado. Este aspecto abordado faz referência ao número de tipos de manchas existentes e a área ocupada por cada uma. Outro aspecto é relativo à riqueza, observando os números das diferentes manchas e a diversidade biológica de cada mancha. Finalmente, o último aspecto a considerar, é a dominância de um determinado tipo de mancha na paisagem. Quando se estuda dominância procura-se

verificar a ocorrência de um ou mais tipos de manchas prevalecendo na área de estudo. Na análise de dispersão, estuda-se a disposição das manchas e na análise de contraste, a diferença entre os tipos de manchas (FORMAN & GORDON, 1981). Portanto, o ponto central da análise em ecologia de paisagens é o reconhecimento da existência de uma dependência espacial entre as unidades de paisagem: o funcionamento de uma unidade depende das interações que ela mantém com as unidades vizinhas. É fundamental que a análise da paisagem leve em consideração todas as unidades da paisagem (matriz e manchas fragmentadas) e suas inter-relações (METZGER, 2001).

Com esta perspectiva, fica evidente a influência da teoria da biogeografia de ilhas e de metapopulações, oferecendo arcabouço teórico valioso para relacionar padrão espacial e processos ecológicos. Segundo essa base teórica, a configuração espacial da paisagem, expressa em particular pelo tamanho de manchas ou fragmentos, pelo grau e tempo de isolamento, forma e perímetro das manchas, são fatores determinantes na adoção de estratégias que impeçam a continuidade da fragmentação de habitats (HANSKI & GILPIN, 1997).

### **3.2. BIOGEOGRAFIA DE ILHAS**

A teoria de biogeografia de ilhas proposta por MACARTHUR & WILSON (1967), preconiza uma relação entre a área de ilhas oceânicas e o número de espécies encontradas. A relação espécie/área é uma parte importante deste modelo. Segundo os autores, três padrões observados neste tipo de ecossistema foram de extrema importância na compreensão dos processos que ocorrem em fragmentos de habitats após seu isolamento: quanto maior a ilha maior o número de espécies e populações; ilhas mais distantes abrigam menos espécies do que ilhas próximas do continente; espécies extintas são substituídas por outras por colonização.

A relação espécie/área tem sido usada para prever o número e a fração de espécies que iriam se tornar extintas se os habitats fossem destruídos (SIMBERLOFF, 1986). A premissa deste modelo é que se uma ilha tem um determinado número de espécies, a redução de sua área por desmatamento, por exemplo, resultaria numa ilha capaz de tolerar apenas um número reduzido de espécies correspondente àquele de uma ilha menor. Essa relação prevê que quando 50% de uma ilha (ou ilha de habitat) é destruída, aproximadamente 10% das espécies que ali se encontram são eliminadas. Se essas espécies são endêmicas à este habitat, elas serão extintas. Quando 90% do habitat é destruído, 50% das espécies serão perdidas. Previsões de taxas de extinção baseadas em perda de habitats variam consideravelmente, porque cada grupo de espécies e cada área geográfica têm relações únicas espécie/área. Se o desmatamento das florestas tropicais continuar até que permaneçam só os parques nacionais e outras áreas protegidas, cerca de 2/3 de todas as espécies de plantas e pássaros serão levados à extinção (SIMBERLOFF, 1986).

Essa relação espécie/área tem sido expandida de ilhas para parques nacionais e reservas naturais que são circundados por habitats já impactados. Essas reservas podem ser vistas como ilhas de habitats. No entanto, essa relação estabelecida entre as ilhas e os fragmentos de habitats merece algumas considerações de acordo com PIRES *et al.* (2006). Os fragmentos, ao contrário das ilhas, podem encolher devido ao efeito de borda e o entorno modificado do fragmento, ao contrário do mar, pode funcionar como filtro seletivo e não uma barreira absoluta a dispersão das espécies. Depois que ocorre a fragmentação, os fragmentos são tipicamente circundados por um conjunto de áreas transformadas de diversas maneiras, as quais são denominadas matriz. Por exemplo, em uma paisagem de pastagem com pequenas ilhas de mata, temos o pasto como matriz entre os fragmentos florestais (PIRES *et al.*, 2006). Área de matriz com monocultivo

agrícola, pode cumprir o papel de uma barreira intransponível para algumas espécies e não para outras. Esta é a chamada “porosidade de barreira” (VIANA, 1990). Logo, uma barreira mais porosa significa maior facilidade de transposição da mesma.

Um conceito intimamente ligado ao da biogeografia de ilhas é a metapopulação, criado por LEVINS (1969) e reformulado por HANSKI & SIMBERLOFF (1997), que pode ser definido como sendo um conjunto de populações locais, onde a dispersão de indivíduos de uma população para ao menos uma outra é possível. De acordo com este conceito deve haver uma certa frequência de movimentos entre os fragmentos, pressupondo uma barreira mais porosa entre eles. Esta frequência não deve ser tão alta que caracterize uma população única e nem tão baixa ao ponto de manter as populações isoladas (SZACKI, 1999).

### **3.3. FRAGMENTAÇÃO DE HABITATS**

A fragmentação do habitat é o processo pelo qual uma grande e contínua área de habitat é tanto reduzida em sua área, quanto dividida em dois ou mais fragmentos (WILCOVE *et al.*, 1986; SHAFER, 1990).

A perda de habitats se dá pela fragmentação de áreas contínuas que são transformadas em um mosaico de manchas isoladas do habitat original. Quando o habitat é destruído, geralmente fragmentos deste habitat são deixados para trás. Estes fragmentos são conseqüentemente isolados uns dos outros por uma paisagem modificada ou degradada. Este fato é perceptível mesmo quando o habitat não é tão afetado diretamente como construção de estradas, ferrovias, canais, linhas de transmissão de energia, cercas, oleodutos, aceiros ou outras barreiras de fluxo de espécies (SCHONEWALD-COX & BUECHNER, 1992).

A taxa de desmatamento das florestas tropicais no mundo, com conseqüente processo de fragmentação de habitats está estimada em 150.000 km<sup>2</sup> por ano (TANIZAKI-FONSECA & MOULTON, 2000). Esta é uma informação preocupante, pois a fragmentação de habitats causa danos irreversíveis para populações biológicas e é uma das principais razões para o declínio das populações, o que pode acarretar em extinção local (VERBOOM *et al.*, 1991). Na extinção local, o último indivíduo de uma população morre, mas isso não significa necessariamente extinção da espécie, uma vez que outras populações podem ainda persistir em outros locais. Esse processo de extinção local pode se dar não por interferência direta da ação antrópica ou por introdução de espécies exóticas, ou por qualquer outro processo determinístico, mas porque as populações pequenas tornam-se vulneráveis a processos estocásticos ou aleatórios. Se um dos processos estocásticos causa declínio no tamanho da população, aumenta a vulnerabilidade da população aos outros processos negativos causados pela fragmentação de habitats, pois eles agem em conjunto, podendo, assim, levar a população à extinção (BRITO & FERNANDEZ, 2000). CAUGHLEY & GUNN (1996), reconhecem pelo menos três processos estocásticos que podem levar uma população à extinção: aleatoriedade genética; aleatoriedade demográfica e aleatoriedade ambiental.

Em uma população pequena, se a frequência de um determinado alelo for baixa, ele tem grandes chances de se perder a cada geração devido à aleatoriedade genética. Como a variabilidade genética é o que permite às populações se adaptarem a ambientes em transformação, a perda de alelos acarreta maior probabilidade de extinção (PRIMACK & RODRIGUES, 2001). O aumento da taxa de consangüinidade e conseqüente depressão endogâmica é considerado por SIMBERLOFF *et al.* (1992) como outro grande prejuízo decorrente da aleatoriedade genética em ambientes

fragmentados, podendo também, conduzir as populações de pequenos refúgios a extinção local.

Outro problema que ocorre em populações pequenas diz respeito a aleatoriedade demográfica, tais como razão sexual e estrutura de idades. Se os nascimentos forem desviados para um dos sexos, eles terão dificuldades em persistir. Do mesmo modo, as variações nas taxas de natalidade e mortalidade, imigração e emigração que influenciam a taxa intrínseca de crescimento da população, podem levar a uma flutuação aleatória para cima ou para baixo, tornando-se um fator de risco de extinção (BRITO & FERNANDEZ, 2000).

Já a aleatoriedade ambiental, representada por eventos como secas, tempestades, enchentes, entre outros, em intervalos imprevisíveis pode levar a uma elevada taxa de mortalidade que, por sua vez, causa flutuações drásticas em populações, especialmente as pequenas e principalmente nos ambientes antropizados e sujeitos a índices de poluição elevados, conferindo a imprevisibilidade aos fenômenos climáticos (ROCHA *et al.*, 2006).

Habitats fragmentados em geral têm escassez de recursos, levando cada população a ampliar sua escala de utilização e, dessa forma, passando a colonizar locais com disponibilidade de recursos. Caso não exista a possibilidade de colonização, a população será reduzida (O'NEILL *et al.*, 1988). Para METZGER (1999) é possível verificar que a disponibilidade de recursos é diretamente proporcional ao tamanho da população, e que a diminuição de ambos pode aumentar o risco de atingir uma população crítica, sujeita a extinção local.

O efeito mais evidente da fragmentação de habitats é a redução do número de espécies. De acordo com TONHASCA JÚNIOR (2005), o número de espécies diminui em fragmentos, pois estes representam áreas restritas. Diversos estudos conduzidos na

Amazônia nos últimos 20 anos, demonstram que as densidades populacionais e a persistência de vários grupos de animais estão diretamente relacionadas à áreas de florestas (LAURENCE *et al.*, 1998). COLLEVATTI *et al* (2001) reforçam esta tese afirmando que a fragmentação de habitats reduz o fluxo gênico aumentando as possibilidades do grau de parentesco das espécies de árvores nos ecossistemas tropicais. Como a diversidade genética está ligada ao número de indivíduos (FRANKHAM, 1995), o isolamento provocado pela fragmentação de habitats pode reduzir a heterozigose e tornar as populações inviáveis a longo prazo (ALENDORF & LEARY, 1986).

STRATFORD & STOUFFER (1999) analisaram uma área de floresta tropical recém fragmentada e puderam constatar que em um ano de fragmentação, período no qual formaram-se 11 fragmentos variando de 1 a 100 hectares, foram identificados 55 casos de extinções locais em aves insetívoras, representando 74% das populações locais. Constatou-se ainda que os fragmento menores foram os mais atingidos e, em alguns, todas as populações haviam sido extintas.

Outro efeito ecológico causado pela fragmentação de habitats é o aumento do efeito de borda, devido a uma maior quantidade de borda por área de habitat e uma diminuição da distância entre o centro de cada fragmento e sua borda (SAUNDERS *et al.*, 1991). Segundo STOUFFER & BIERREGARD (1995), o problema de uma menor distância entre o centro e os limites do fragmento e da ampliação da borda é que as condições microambientais da borda são distintas daquelas do interior da floresta, portanto, as mudanças físicas na borda, como aumento de luminosidade, temperatura e vento e redução de umidade, acabam por modificar a composição das espécies da comunidade e as relações entre elas. Estes fatores podem acarretar estresse fisiológico nas plantas, aumentando a incidência de tombamentos (KAPOS, 1989).

Áreas isoladas e com elevado efeito de borda são mais acessíveis às pessoas e, portanto, mais vulneráveis a ações predatórias como caça, desmatamento, invasão e queimadas. Esses efeitos de borda são por vezes mais evidentes até 500 m para o interior da floresta (LAURENCE, 1991), contudo freqüentemente mais notados nos primeiros 35 m da borda (RODRIGUES, 1998, *apud* PRIMACK & RODRIGUES, 2001). Mesmo com efeitos prejudiciais percebidos numa distância menor, uma vez que as espécies de plantas e de animais são adaptados a certa temperatura, umidade e níveis de luz, essas mudanças eliminarão muitas espécies do fragmento de floresta. Por exemplo, espécies nativas tolerantes a sombra e animais sensíveis à umidade como os anfíbios, são freqüentes e rapidamente eliminados pela fragmentação de habitats (PRIMACK & RODRIGUES, 2001).

A fragmentação do habitat aumenta a vulnerabilidade dos fragmentos à invasão de espécies exóticas e espécies nativas ruderais. A borda da floresta é um ambiente alterado onde espécies ruderais podem facilmente se estabelecer, aumentar em número de indivíduos, e então se dispersar para o interior do fragmento (PATON, 1994).

Um exemplo de importante remanescente florestal que vem sofrendo este efeito de borda é a Mata de Santa Genebra, em Campinas, estado de São Paulo. Com elevado índice de ações antrópicas no entorno, impedindo cada vez mais o fluxo gênico, este fragmento vem apresentando aumento nas ocorrências de espécies vegetais oportunistas como cipós e capim, afetando ainda mais a borda da floresta (MORELLATO & LEITÃO-FILHO, 1995).

A fragmentação de habitats também pode colocar as populações nativas em contato com plantas e animais domésticos, aumentando o risco de transmissão de doenças para as espécies silvestres com baixa imunidade. É possível também que ocorra

o inverso, isto é, transmissão de doenças das espécies silvestres para plantas e animais domésticos, e conseqüentemente para as pessoas (PRIMACK & RODRIGUES, 2001).

Outros atributos importantes relacionados à fragmentação de habitats são: o tamanho, a forma, a relação perímetro/área, o grau de isolamento e o tempo de distúrbio ou perturbação do fragmento, estando fortemente ligados com o grau de perturbação no habitat, causado pelo efeito de borda (COLLINGE, 1996).

O tamanho mínimo do habitat para conservação da biodiversidade é relativo às espécies a serem protegidas. Segundo HARRIS (1984), o tamanho mínimo para sobrevivência de uma espécie animal está relacionado ao seu peso. Portanto, quanto maior o animal maior a área necessária para sua sobrevivência. SOULÉ & SIMBERLOFF (1986) argumentam que o tamanho das reservas depende do grupo de espécies que está sendo considerado, bem como as circunstâncias científicas. Uma controvérsia a respeito do tamanho ideal de uma área florestal é conhecida como “*SLOSS*” sigla em inglês que significa “*single large or several smalls*”. O que seria mais vantajoso: um pequeno número de grandes áreas florestais ou um grande número de pequenas áreas florestais de área total equivalente? (PRIMACK & RODRIGUES, 2001; GODEFROID & KOEDAM, 2003). Alguns autores defendem a tese de que áreas maiores permitem um maior sucesso das populações, portanto, deve-se adotar tal modelo no fomento à criação de unidades de conservação (HONNAY *et al.*, 1999). Do ponto de vista destes autores, grandes reservas minimizam efeitos de borda, abrigam mais espécies e tem maior diversidade de habitat, abrangendo indivíduos de espécies de grande porte, ampla extensão e baixa densidade. No entanto, outros autores contestam tal teoria sugerindo a adoção de um número maior de áreas a serem preservadas, porém de dimensões menores (OERTLI *et al.*, 2002). O argumento é que, mesmo pequenas,

reduziriam a possibilidade de uma única catástrofe, tal como invasão de espécies exóticas, doenças ou incêndio, destruir as populações deste habitat.

OVASKAINEN (2002) estudou a questão do “*sloss*” no contexto de dinâmica de metapopulações e conclui que um número menor de grandes fragmentos potencializam a capacidade de sucesso de metapopulações, enquanto que nos pequenos fragmentos o tempo de extinção é que foi evidenciado. Este estudo deixa claro que o número ótimo de fragmentos está relacionado com o tamanho do habitat e suas taxas de imigração, emigração e extinção local.

A tendência atual indica a necessidade de preservação de grandes áreas intercaladas com áreas menores, interconectadas, permitindo ampliação da área total florestada (PEREIRA, 1999). Segundo LAURENCE *et al.* (1998), muitos fragmentos florestais no Brasil que possuem área abaixo dos 400 hectares estão bastante alterados ecologicamente e sugere que a implantação de corredores ecológicos possa reduzir os efeitos negativos da fragmentação nas populações ali existentes.

O estágio atual de conservação da Mata Atlântica apresenta unidades de conservação compondo um mosaico de fragmentos de habitats esparsos e relativamente reduzidos. O quadro do Sistema de Unidades de Conservação da região da Mata Atlântica está muito aquém dos modelos em discussão. Apenas os Parques Nacionais de Bocaina e do Iguaçu têm dimensões maiores que 100.000 hectares, tamanho mínimo considerado para viabilidade de espécies que requerem grandes extensões territoriais em florestas tropicais (PRIMACK & RODRIGUES, 2001).

O grau de isolamento de uma reserva florestal também merece considerações na avaliação de fragmentação de habitats, referindo-se a intensidade da troca gênica com outras populações de outras áreas. Quanto menor for esta troca, maior será o seu grau de isolamento, o qual está ligado não só às distâncias que separam um fragmento de outro,

mas também, do tipo de uso das áreas de entorno. Um fragmento isolado pode entrar em decadência devido ao endogamismo, pela falta de troca gênica com outras populações. Isto é particularmente grave para a fauna. Como a fauna sempre tem estreita ligação com a flora, toda a comunidade pode ser afetada a longo prazo. O isolamento físico do fragmento também deve ser colocado como relativo para cada espécie. Segundo HARRIS (1984), as espécies apresentam diferentes capacidades de transposição de distâncias. Desde espécies migratórias que podem se deslocar por muitos quilômetros até espécies totalmente endêmicas.

Da mesma maneira o tempo de isolamento da reserva florestal também é um fator de avaliação no processo de prevenção da fragmentação de habitats, pois a dinâmica de regeneração natural esta intimamente ligada ao tempo transcorrido desde o distúrbio, bem como o grau de intensidade do mesmo (PEREIRA, 1999). O conceito de regime de distúrbio está ligado à organização espacial e temporal das informações a respeito dos distúrbios que afetaram ou estão afetando uma área. Dentre os principais aspectos podem-se citar: a ) distribuição espacial do distúrbio; b) sua frequência, no caso de distúrbios cíclicos; c) tamanho da área perturbada; d) previsibilidade; e) magnitude do distúrbio; f) distribuição temporal do distúrbio; g) tempo de perturbação; e h) interações sinérgicas entre os distúrbios e a área ( GLENN-LEWIN *et al* ; 1992).

Quanto maior o período de isolamento do habitat, maiores serão as conseqüências sofridas pelos efeitos da fragmentação e maior o tempo para sua regeneração. Portanto, é um fator que deve ser considerado nas medidas adotadas de conservação da biodiversidade.

Alguns estudos têm sido realizados visando o estabelecimento de parâmetros de avaliação quanto a melhor forma para um fragmento. A forma do fragmento aliada ao tamanho e distância entre um ou mais fragmentos, podem indicar ações prioritárias na

conservação da biodiversidade de determinado ecossistema. SHAFER (1997) sugere que algumas situações são prioritárias de maneira geral quanto à forma do fragmento. É preferível, segundo o pesquisador, que os fragmentos tenham forma regular, próximo ao circular, pois desta maneira o efeito de borda é menor. Recomenda, ainda, que nos fragmentos irregulares haja uma área tampão ou de amortecimento, com ações de ampliação da área florestada e conseqüente redução do efeito de borda.

### **3.4. CORREDORES ECOLÓGICOS**

Os corredores ecológicos, também conhecidos como de biodiversidade ou de habitats, podem ser enfocados como faixas de terra protegidas entre reservas (SIMBERLOFF *et al.* 1992).

AYRES *et al.* (2005) conceituam corredores ecológicos como grandes extensões de ecossistemas florestais biologicamente prioritários para conservação. Os autores argumentam que o manejo integrado de corredores ecológicos visa facilitar o fluxo gênico de indivíduos e genes entre populações e sub-populações aumentando a probabilidade de sobrevivência a longo prazo e assegurando a manutenção de processos ecológicos e evolutivos em larga escala. O conceito de corredores ecológicos permite a conectividade entre áreas naturais remanescentes sob diferentes categorias de proteção e manejo (AYRES *et al.*, 2005). Portanto viabilizam a dispersão de plantas e animais reduzindo a fragmentação de habitats e conseqüentemente a extinção de espécies (PRIMACK & RODRIGUES, 2001).

Pesquisas recentes mostram que as florestas tropicais estão sendo extremamente fragmentadas e estes fragmentos cada vez mais reduzidos, principalmente pelo efeito de borda e ações antrópicas no entorno. Alguns efeitos de borda mais importantes são aumentos de níveis de luz, temperatura, umidade e vento, e esses efeitos causam uma

mudança na composição das espécies da comunidade destes fragmentos (PRIMACK & RODRIGUES, 2001). SANDERSON *et al.* (2003), afirmam que a implementação do corredor ecológico representa o fundamento básico de qualquer estratégia efetiva para a conservação de biomas altamente fragmentados. A implementação dos corredores ecológicos deve levar em consideração alguns princípios básicos descritos por AYRES *et al.* (2005) tais como: tamanho e forma dos fragmentos a serem conectados.

Outro fator importante que deve ser levado em consideração na implementação de corredores é o grau de conectividade, entendido como sendo a distância entre fragmentos e tempo de isolamento; diversidade biológica dos fragmentos; e uso sustentável e gestão participativa dos corredores ecológicos. São princípios entendidos como verdadeiros pelos pesquisadores, pois cada um destes itens tem importância na formação dos corredores ecológicos. Portanto, quanto maior, mais próximo um do outro e mais arredondados forem os fragmentos a serem conectados, maior probabilidade de sucesso terá este corredor. Evidentemente a importância biológica é fator relevante nesta questão, além do fomento à participação dos atores envolvidos na área de abrangência do corredor, envolvendo a comunidade na preservação do ecossistema trabalhado.

O papel que os corredores ecológicos desempenham deriva de seis funções básicas estabelecidas por HESS & FISCHER (2001): canal, habitat, filtro, barreira, fonte e ralo. Um corredor desempenha o papel de “canal” se os organismos apenas se deslocam através dele de um local para o outro; mas se ele constituir um local adequado para sobrevivência e reprodução desses organismos ele serve de “habitat”. As funções de “filtro” e “barreira” estão relacionadas ao grau de permeabilidade (ou ausência, no caso de barreira) do corredor a diferentes organismos. As funções de “fonte” e “ralo” são geralmente usadas no sentido demográfico. “Fonte” descreve um ambiente onde a

reprodução excede a mortalidade e “ralo” descreve o ambiente onde a mortalidade excede a reprodução.

Outra função que pode ser exercida por um corredor é a de “*stepping stones*”, isto é, são aqueles onde os organismos podem realizar movimentos aos saltos, figurativamente, pois são formados por pequenos fragmentos remanescentes separados uns dos outros por pequenas distâncias. Os “*stepping stones*” são considerados importantes para a conectividade entre fragmentos por constituírem refúgios da fauna a curto prazo, como nos processo migratórios (TISCHENDORF & FAHRIG, 2000).

Na verdade a maioria dos corredores pode desempenhar mais de uma função, dependendo do organismo considerado. O desenho e o manejo adequados de um corredor dependem criticamente de uma explanação clara e definida de suas intenções (ARRUDA & de SÁ; 2004).

Vários exemplos e modelos de corredores ecológicos já foram propostos e implementados no mundo. Uma das primeiras iniciativas surgiu na Costa Rica na década de 80, ligando duas reservas de vida selvagem: o Parque Nacional de Bráulio Carillo e a Estação Biológica La Selva. Este corredor com 7700 ha conhecido como La Zona Protectora, permite que pelo menos 35 espécies de aves migrem entre estas duas áreas (WILCOVE & MAY, 1986). Iniciativa igualmente bem sucedida ocorreu na Argentina em 1999 na província de Misiones, com a criação do Corredor Verde. Este corredor consolidou remanescentes através da conexão de fragmentos isolados, com ênfase na proteção de cabeceiras dos cursos d’água que abastecem a população do entorno (CHEBEZ & HELGERT, 2003). Na Tanzânia foi criado um corredor ecológico conectando o Parque Nacional do Lago e o Parque Nacional de Tarangire, permitindo a migração de rebanhos de grandes herbívoros (MWALYOSI, 1991). Outra iniciativa positiva de âmbito mundial na implementação de corredores ecológicos se verifica na

América Central. Trata-se da criação do Corredor Biológico Meso-Americano em 1996, envolvendo sete países da América Central, que pretende resultar em projetos nacionais de conservação para cada um dos países envolvidos (AYRES *et al.*, 2005).

A utilização de corredores ecológicos no manejo de unidades de conservação é uma estratégia adotada por vários países. Na Índia a criação de corredores ecológicos entre os parques nacionais visa a conservação da vida selvagem, principalmente da população de tigres (RAVAN *et al.* 2005). Já na República Tcheca, foi criado um sistema de conexões entre habitats previamente selecionados como forma de garantir a conservação da biodiversidade (KUBES, 1996). Semelhante a esta iniciativa, em Singapura existe uma rede de corredores ecológicos interligando parques nacionais que vem demonstrando resultados positivos permitindo fluxo de algumas espécies de aves (SODHI *et al.*, 1999).

HENEIN & MERRIAM (1990) avaliaram a importância da qualidade de corredores ecológicos através de modelagem de populações e revisão de literatura, levando em consideração aspectos como tamanho, largura e grau de cobertura dos fragmentos. Desta avaliação os autores verificaram que um corredor com alta qualidade (largo e cobertura vegetal em fase adiantada de regeneração) é ideal para propagação de espécies. Os autores também concluíram que mesmo sendo de baixa qualidade (estreito e com cobertura vegetal perturbada) a existência do corredor é melhor que a ausência de conexão entre fragmentos.

Portanto, a implementação de corredores ecológicos como estratégia para conexão de fragmentos e conservação da biodiversidade é mundialmente reconhecida e pode ser adotada com amplas finalidades conservacionistas e visando a proteção de várias espécies desde metapopulações de insetos (Orthoptera) na Hungria (JORDAN *et al.*,

2003), até grandes mamíferos como os ursos pretos da Flórida estudados por LARKIN *et al.* (2004).

No Brasil, desde a década de 90 foram realizados reuniões e encontros entre várias instituições do governo e do terceiro setor com o objetivo de estabelecer prioridades de conservação da biodiversidade em âmbito nacional. A partir de então foram delimitados dois corredores ecológicos no território nacional: o Amazônico e o da Mata Atlântica (AYRES *et al.*, 2005). Na Mata Atlântica, diante de suas características de “*hot spot*” foram estabelecidos dois corredores ecológicos: o Corredor Central e o da Serra do Mar (AGUIAR *et al.*, 2003). Em fevereiro de 2007 o Ministério de Meio Ambiente emitiu nota com parecer favorável à criação do Corredor Ecológico do Rio Paraná, também no Bioma Mata Atlântica.

O Corredor da Serra do Mar (Figura 1) é uma das áreas mais ricas em biodiversidade da Mata Atlântica, onde foram apontadas 12 áreas de alta prioridade para conservação com base na diversidade biológica e no endemismo (AGUIAR *et al.*, 2003). A Serra dos Órgãos destaca-se como floresta contínua apresentando alto índice de endemismo, riqueza de invertebrados e número de espécies ameaçadas de mamíferos, anfíbios e répteis (BERGALO *et al.*, 2000). A região do Itatiaia entre os estados do Rio de Janeiro e Minas Gerais também apresenta altos índices de endemismo (CARAMASCHI *et al.*, 2000; OTERO *et al.*, 2000). As montanhas da Serra da Mantiqueira tomadas como parte do Corredor da Serra do Mar, também têm uma grande diversidade de plantas e animais, incluindo espécies endêmicas de anfíbios e répteis (COSTA *et al.*, 1998) e uma alta diversidade de pequenos mamíferos (COSTA *et al.*, 2000). Essa região, onde se situa o município de Juiz de Fora, também é considerada de alta prioridade para conservação no estado de Minas Gerais (AGUIAR *et al.*, 2003).



Figura 1. Localização dos dois Corredores Ecológicos da Mata Atlântica: o Corredor Central e o Corredor da Serra do Mar. Fonte: site [www.corredores.org.br](http://www.corredores.org.br)

Os corredores ecológicos têm sido encarados como uma estratégia essencial na conservação da biodiversidade no âmbito nacional (AYRES *et al.*, 2005). Uma das formas de incentivo e estímulo à criação de corredores ecológicos nos ecossistemas Amazônico e da Mata Atlântica se dá através de financiamentos de instituições governamentais e organizações não governamentais – ONG's (MITTERMEIER *et al.*, 2005). O Subprograma Projeto Demonstrativo da Mata Atlântica é um dos exemplos de financiamento do Ministério de Meio Ambiente que já beneficiou várias instituições do terceiro setor na efetivação de micro corredores ecológicos, conceituados pelos próprios técnicos do Ministério, como sendo conexões entre fragmentos nos domínios do bioma da Mata Atlântica onde já estão oficializados corredores ecológicos.

Entre os projetos de maior destaque, podem ser citados: “Floresta-legal: corredores florestais conectando habitats e envolvendo pessoas”, desenvolvido no Rio de Janeiro pela Associação Mico Leão Dourado; “Construção participativa do Corredor Ecológico da Serra da Mantiqueira”, em implantação no estado de Minas Gerais pela ONG Valor Natural; Corredor Ecológico entre RPPN's” desenvolvido em Minas Gerais pela Fundação Biodiversitas; “Implantação do Micro Corredor Ecológico na Serra da Concórdia” no Rio de Janeiro proposto pelo Instituto Ipanema; “Restauração da paisagem e conservação de espécies ameaçadas da Mata Atlântica no Pontal do Paranapanema, São Paulo” desenvolvido pelo Instituto de Pesquisas Ecológicas; “Os micro corredores ecológicos que sustentam a riqueza biológica e sócio-cultural da restinga de Itapeva” proposto pela ONG Curiaca, do Rio Grande do Sul; “Projeto Cidadãos da Serra: uma abordagem participativa para criação do Micro Corredor da biodiversidade da Serra do São Francisco” em implementação pela ONG Associação Amigos do Engenho na Bacia do Rio Paraguaçu na Bahia.

Outro importante programa para conservação da Mata Atlântica é o Fundo de Parcerias para Ecossistemas Críticos (CEPF) com recursos internacionais na implementação de projetos que tenham atuação na Mata Atlântica com desdobramentos sócio ambientais que promovam sua conservação e o desenvolvimento sustentável neste ecossistema (TABARELLI *et al.*, 2005). Várias ONG's de renome nacional foram beneficiadas através deste recurso como a Fundação SOS Mata Atlântica, a Conservation International do Brasil, e a WWF do Brasil, bem como ONG's de atuação regional, entre elas a Associação pelo meio Ambiente de Juiz de Fora (AMAJF), o Grupo Brasil Verde e Salveaserra.

Embora haja recursos e iniciativas no resgate da biodiversidade da Mata Atlântica, ainda existem carências de pesquisas demonstrando que muito ainda se tem por fazer para garantir a preservação deste ecossistema. Isto é, os números de destruição e desmatamento são superiores aos de reintrodução de espécies, reflorestamento e proteção dos recursos naturais.

### **3.5. O CÓDIGO FLORESTAL NA IMPLEMENTAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS**

O Código Florestal Brasileiro foi criado em 15 de setembro de 1965, nas formas da Lei Federal 4771, com o objetivo de garantir a preservação do meio ambiente, em especial das formações vegetais. Entre seus dispositivos encontram-se normas para delimitação de áreas de preservação permanente (APP), de reservas legais, e a prevenção de danos causados pelo desmatamento, queimadas e outras formas de degradação das florestas, bem como o estabelecimento de penalidades aos seus infratores.

Alguns dispositivos do Código Florestal, que subsidiam o estabelecimento de conexões entre fragmentos florestais através de corredores ecológicos, são apresentados a seguir:

O Artigo 2º é um dos mais importantes para esta finalidade e tem o seguinte texto:

“Consideram-se de preservação permanente, pelo só efeito desta lei, as florestas e demais formas de vegetação natural situadas:

a) ao longo dos rios ou qualquer curso d’água desde seu nível mais alto em faixa marginal cuja largura mínima será: (*Redação dada pela Lei n. 7803 de 18.07.1989*)

1. de 30 (trinta) metros para cursos d’água de menos de 10 (dez) metros de largura; (*Redação dada pela Lei n. 7803 de 18.07.1989*)
2. de 50 (cinquenta) metros para cursos d’água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura; (*Redação dada pela Lei n. 7803 de 18.07.1989*)
3. de 100 (cem) metros para cursos d’água que tenham de 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura; (*Redação dada pela Lei n. 7803 de 18.07.1989*)
4. de 200 (duzentos) metros para cursos d’água que tenham de 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura; (*acrescentado pela Lei n. 7511 de 7.7.1986 e alterado pela Lei n. 7803 de 18.07.1989*)
5. de 500 (quinhentos) metros para cursos d’água que tenham largura superior a 600 (seiscentos) metros; (*acrescentado pela Lei n. 7511 de 7.7.1986 e alterado pela Lei n. 7803 de 18.07.1989*)

b) ao redor das lagoas, lagos ou reservatórios d’água naturais ou artificiais;

1. de 30 (trinta) metros para os que estejam situados em áreas urbanas consolidadas; (Redação dada pela Resolução n. 303 de 20.03.2002)
  2. de 100 (cem) metros para os que estejam situados em áreas rurais, exceto os corpos d'água com até 20 (vinte) hectares de superfície, cuja faixa marginal será de 50 (cinquenta) metros; (Redação dada pela Resolução n. 303 de 20.03.2002)
- c) nas nascentes, ainda que intermitentes e nos chamados “olhos d'água”, qualquer que seja a sua situação topográfica, num raio mínimo de 50 (cinquenta) metros de largura; (Redação dada pela Lei n. 7803 de 10.07.1989)
- d) no topo de morros, montes, montanhas e serras, em áreas delimitadas a partir de curva de nível correspondente a 2/3 (dois terços) da altura mínima de elevação em relação a base.
- e) nas encostas ou partes destas, com declividade superior a 45°, equivalente a 100% na linha de maior declive;
- f) nas restingas, como fixadoras de dunas ou estabilizadoras de mangues;
- g) nas bordas dos tabuleiros ou chapadas, a partir da linha de ruptura do relevo, em faixa nunca inferior a 100 (cem) metros em projeções horizontais; (Redação dada pela Lei n. 7803 de 18.7.1989)
- h) em altitude superior a 1800 (mil e oitocentos) metros, qualquer que seja a vegetação; (Redação dada pela Lei n. 7803 de 18.7.1989)
- i) nas áreas metropolitanas definidas em lei; (Acrescentado pela Lei n. 6535 de 15.6. 1978)

Parágrafo único. No caso de áreas urbanas, assim entendidas as compreendidas nos perímetros urbanos definidos por lei municipal, e nas regiões

metropolitanas e aglomerações urbanas, em todo território abrangido, observar-se-á o disposto nos respectivos planos diretores e leis de uso do solo, respeitados os princípios e limites a que se refere este artigo.”

(Acrescentado pela Lei n. 7803 de 18.7.1989)

A detecção do cumprimento do dispositivo transcrito deste artigo do Código Florestal requer uma avaliação prévia cartográfica, complementada com vistorias de campo, para determinar as condições atuais destas áreas de preservação permanentes criadas por esta legislação. As áreas de preservação permanentes (APP's) podem ser determinadas a partir do mapeamento da rede de drenagem e do tipo de cobertura do solo encontrados nesta faixa de preservação descrita no Código Florestal.

Cita-se ainda o Artigo 3º. com ênfase ao caráter preservacionista dado ao Código Florestal, principalmente em seu parágrafo primeiro:

“Consideram-se, ainda, de preservação permanente, quando assim declaradas por ato do Poder Público, as florestas e demais formas de vegetação natural destinadas:

- a) a atenuar a erosão das terras;
- b) a fixar dunas;
- c) a formar faixas de proteção ao longo de rodovias e ferrovias;
- d) a auxiliar a defesa do território nacional a critério das autoridades militares;
- e) a proteger sítios de excepcional beleza ou de valor científico ou histórico;
- f) a asilar exemplares da fauna ou fora ameaçados de extinção;
- g) a manter o ambiente necessário à vida das populações silvícolas;
- h) a assegurar condições de bem estar público.

Parágrafo 1º. A supressão total ou parcial de florestas de preservação permanente só será admitida com prévia autorização do Poder Executivo

Federal, quando for necessária à execução de obras, planos, atividades ou projetos de utilidade pública ou interesse social.”

Tais dispositivos transcritos do Código Florestal visam subsidiar a proposta de conectividade entre fragmentos, proporcionando um cenário alternativo voltado à proteção dos mananciais e ampliação da área florestal na região.

## 4. MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1. ÁREA DE ESTUDO

O município de Juiz de Fora está situado na Zona da Mata de Minas Gerais, na Bacia do rio Paraíba do Sul, ocupando uma área de 1.429,8 km<sup>2</sup>, sendo a área urbana próxima de 400 km<sup>2</sup>, com população estimada em mais de 500 mil habitantes. Está dividido em quatro distritos: Distrito de Juiz de Fora (sede), Distrito de Torreões, Distrito de Rosário de Minas e Distrito de Sarandira.

O Distrito Sede apresenta uma área de 724,385 km<sup>2</sup> dividida em 12 Regiões de Planejamento (RP) pelo Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano de Juiz de Fora - PDDU (2004) para facilitar o planejamento da cidade, que apresenta uma conformação atual condicionada as suas características geomorfológicas, gerando um processo histórico de ocupação compacto na sua área central.

A vegetação original é classificada segundo VELOSO (1992) como Floresta Estacional Semidecidual Montana e por OLIVEIRA-FILHO & FONTES (2000) como Floresta Semidecidual Baixo-Montana. Estas se caracterizam por ocorrerem em regiões com precipitação anual entre 1.500 mm e 2.000 mm, e estão compreendidas em elevações variando entre 700 e 1.100 m.

O relevo insere-se na Unidade Serrana da Zona da Mata, pertencente à Região Mantiqueira Setentrional, do tipo acentuado, com vales e morros, com altitudes variando entre 800 a 900m (STAICO, 1977). A maior parte do município apresenta declividades compreendidas no intervalo de 12 a 50%, as quais correspondem às vertentes próximas às cristas. As áreas mais planas, com declividades inferiores a 12%, correspondem aos topos dos morros e às planícies fluviais.

O clima predominante em Juiz de Fora é do tipo Cwa apresentando clima temperado com estiagem de inverno (subtropical úmido), típico das serras da região do

domínio da floresta Atlântica. Porém, em determinadas localidades do município principalmente em maiores altitudes, como na área estudada, o clima pode ser enquadrado como do tipo Cwb, ou seja, um tipo climático mesotérmico, que apresenta concentração destacada das chuvas no período de verão e verões brandos ou moderadamente quentes. Caracteriza-se assim, pela ocorrência de duas estações bem definidas: uma que vai de outubro a abril, onde as temperaturas são mais elevadas e ocorre um maior volume de precipitações e outra que vai de maio a setembro, que corresponde ao período de inverno e de menor presença de chuva.

Os dados coletados pelo Laboratório de Climatologia e Análise Ambiental na Estação Climatológica Principal da UFJF/5º DISME (5º Distrito de Meteorologia), referentes ao índice pluviométrico e temperatura, no período de 1973 a 2006, apresenta os seguintes valores: precipitação média anual de 1.517,28mm, sendo que as precipitações mais intensas ocorrem em janeiro, atingindo este mês a maior precipitação média mensal, com 300 mm. O ano de 1983 registrou o maior índice pluviométrico, com 2.268,8mm, enquanto o menor registro de chuvas, 1.101,6mm, ocorreu no ano de 1990. Janeiro também registra o pico das precipitações em Juiz de Fora. Nesse mês, em 1985, foi registrado o índice de 715,4mm, que correspondeu à cerca de 34% do total pluviométrico daquele ano. Quanto à caracterização térmica, tem-se que a temperatura média anual, registrada nos últimos 33 anos (1973/2006) fica em torno dos 18,8°C, sendo a média do mês mais quente (fevereiro) 21,7°C e a do mês mais frio (julho), 16,3°C (MACHADO, 1998; GARCIA, 2007).

A maior parte do município apresenta declividades compreendidas principalmente no intervalo de 12 a 50%, as quais correspondem às vertentes próximas às cristas. O solo é predominante do tipo Latossolo Vermelho Amarelo, profundos, com espessura média próxima dos 40m, bem drenados e possuindo seqüência de horizontes A, B e C

com transições difusas e gradacionais. Correspondem a solos minerais não hidromórficos, com horizonte B de coloração vermelha ou amarela e tonalidades intermediárias., com saturação de alumínio superior a 50%. Nas áreas de várzeas, terraços fluviais e áreas sujeitas a inundações, são encontrados solos *aluviais* e *glei* pouco húmico (MME/RADAMBRASIL, 1983). Estes solos *aluviais* apresentam o horizonte A bem marcado, de cor cinza a preta (STAICO, 1977).

Segundo o PDDU (2004) a região Norte e Oeste surgem como maior potencial de absorção para desenvolvimento urbano no município. Um dos eixos de desenvolvimento citados no PDDU é a Rodovia BR 040 em direção ao Bairro Benfica. O principal impacto da indução da expansão urbana por este eixo, é a pressão causada nos remanescentes e mananciais existentes na região, aliada a falta de infra-estrutura viária de conexão aos bairros e a área central. Uma das áreas mais afetadas por esta expansão urbana é a Região de Planejamento São Pedro, comumente conhecida como Cidade Alta, estendendo-se do Morro do Imperador até a bacia do Córrego São Pedro. A região é originária de colonização alemã e teve um rápido crescimento após a construção da Rodovia BR 040.

As atividades econômicas predominantes na região são caracterizadas como de comércio e serviço, além do recente adensamento residencial através de loteamentos fechados. As condições sociais da região apontam disparidades diante da renda média dos chefes de família, pois em localidades como condomínios na área do Morro do Imperador esta renda pode chegar a 10 salários mínimos por mês, enquanto que em regiões, como no bairro Nossa Senhora de Fátima, está em torno de dois salários (PDDU, 2004).

Portanto esta região merece atenção especial quanto às propostas de desenvolvimento que contemplem aspectos econômicos e sociais integrados a

preocupação ambiental, pois nesta região encontram-se significativas manchas remanescentes de Mata Atlântica e a Represa de São Pedro, importante manancial e referencial paisagístico. A crescente ocupação de suas margens e nascentes compromete a qualidade e quantidade da água armazenada. O processo de implantação da Rodovia BR 040 seccionou a bacia e provocou assoreamento, agravado com a ocupação do solo desordenada e o desmatamento (MACHADO, 1998).

A Represa de São Pedro atende aproximadamente a 50.000 habitantes, e é o foco da área de estudo para o presente trabalho. Este manancial tem uma área de espelho d'água de 0,04 km<sup>2</sup>, que represa e regulariza as águas do Córrego São Pedro e do Córrego Grota do Pinto, por meio de uma barragem de terra cujo maciço mede 200m de comprimento e 5m de altura. Localiza-se num compartimento bastante elevado do relevo do município, a cerca de 850m de altitude.

As figuras 2A-B, mostram a localização da área de estudo em relação ao Estado de Minas Gerais e ao município de Juiz de Fora, respectivamente.

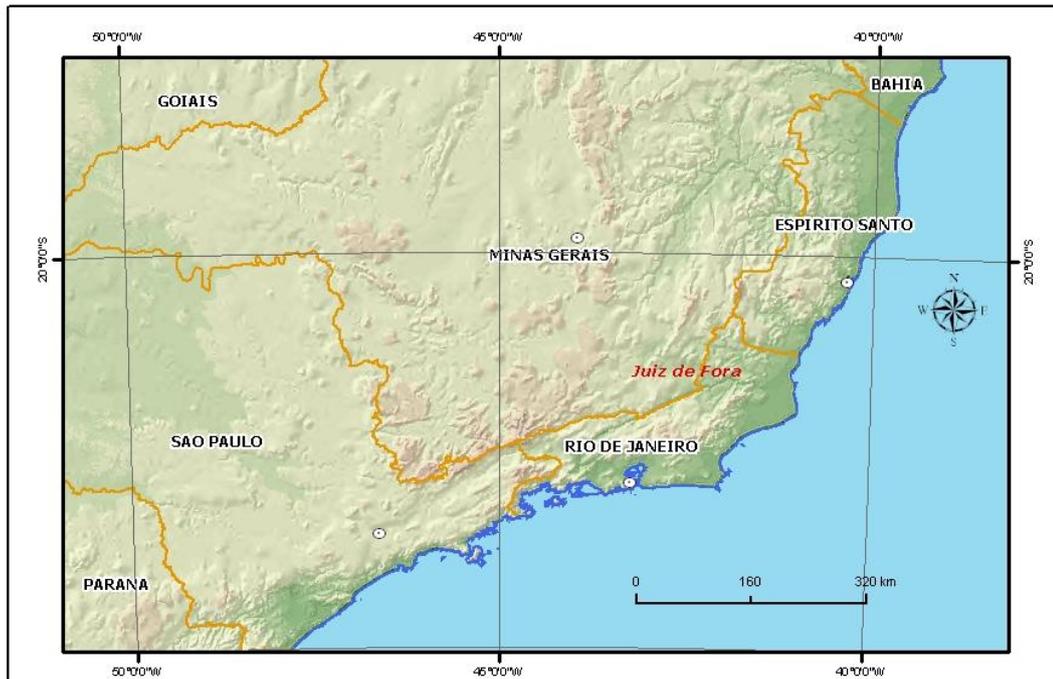


Figura 2A. Localização do município de Juiz de Fora, na Zona da Mata de Minas Gerais. Autor: Oliveira Junior, T.G. Elaboração: Raphael Saldanha. Fonte: IBGE. Divisão territorial brasileira. 2005 - EROS DATA CENTER., GTOPO30, 1996. EROS DATA CENTER. WSR. 1996.

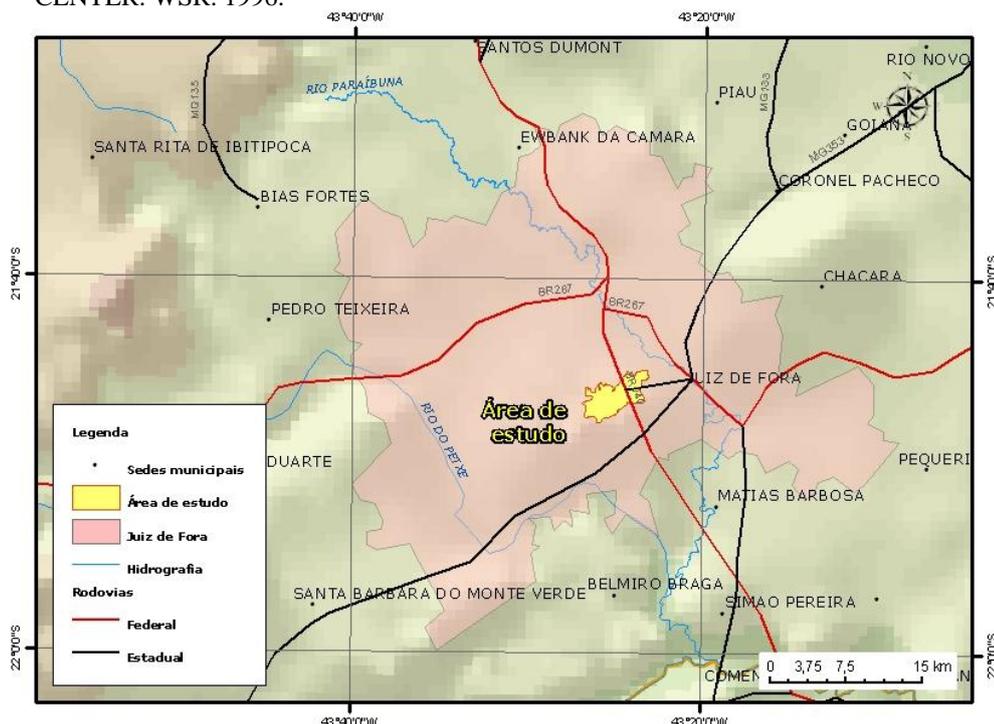


Figura 2B. Localização da área de estudo em relação ao município de Juiz de Fora. Autor: Oliveira Junior, T.G. Elaboração: Raphael Saldanha. Fonte: IBGE. Divisão territorial brasileira. 2005 - EROS DATA CENTER., GTOPO30, 1996. EROS DATA CENTER. WSR. 1996.

## **4.2. CONFECÇÃO DOS MAPAS TEMÁTICOS**

Para obtenção dos mapas temáticos, na escala 1:40.000, foram utilizados como base: 1) as cartas topográficas do IBGE na escala 1:50.000, articulações SF-23-X-D-IV-1/ Juiz de Fora e SF-23-X-D-IV-3/ Matias Barbosa - Cena CBERS 2, 2006.; 2) a imagem de satélite Landsat 7 TM 2000 escala 1:50.000; 3) fotografias aéreas da área datadas de 1998; 4) fotomosaico de 2000 (CESAMA); 5) imagem do Google Earth 2006; 6) imagem de satélite EROS DATA CENTER., GTOPO30, 1996. EROS DATA CENTER. WSR. 1996; e 7) software ARC GIS 3.0.

O software ARC GIS 3.0 foi utilizado para elaboração dos mapas temáticos e cruzamento das informações na determinação das APP's estudadas. Somente as APP's com aplicação prática para este estudo foram identificadas sendo definidas como: a) 30 metros ao longo dos cursos d'água; b) 50 metros ao redor de nascentes; c) 50 metros ao redor de represas e açudes; e, d) topos de morro, com a delimitação das áreas acima de 2/3 dos em relação ao nível de referência do solo. Áreas definidas em conformidade com o Código Florestal, regulamentadas pela resolução 303/2002 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA).

Foram realizadas incursões de campo para atualização das informações cartográficas. Os mapas gerados para a análise ambiental foram: 1) hidrografia, com todos os corpos d'água da área de estudo, sendo os cursos d'água hierarquizados conforme metodologia de STRAHLER (1957); 2) uso atual do solo, com o mapeamento das seis categorias predominantes de uso do solo e 3) APP de topo de morro.

### **4.2.1. HIDROGRAFIA**

A hidrografia hierarquizada dos córregos demonstra um índice elevado de cursos d'água de 1ª ordem e apenas o Córrego de São Pedro apresentando a maior hierarquia -

4ª ordem (Figura 3). Este mapa mostra uma paisagem bastante recortada por cursos d'água caracterizando uma predominância de APP's enquadradas nesta categoria de proteção, além de nascentes contribuintes da Represa de São Pedro. Vários estudos demonstram que a qualidade dos recursos hídricos na Bacia está significativamente comprometida a jusante da barragem da Represa de São Pedro. Esta observação, segundo tais estudos é devida provavelmente a intensa ocupação da região oeste de Juiz de Fora. Tal ocupação do solo induzida principalmente por condomínios e loteamentos gera um maior lançamento de carga orgânica nos cursos d'água, comprometendo a qualidade do manancial. Outro fator relevante constatado pelos estudos realizados é a presença de alguns processos erosivos na Bacia, também consequência do processo de urbanização da região. Este fator favorece o assoreamento dos corpos d'água, principalmente na Represa de São Pedro comprometendo a quantidade de água ofertada a população.

#### **4.2.2. USO DO SOLO**

Com relação ao uso do solo, a paisagem apresenta vários remanescentes florestais fragmentados (Figura 4). As seis categorias de uso mapeadas foram: matas, capoeiras, brejos, pastagens, reflorestamento e área urbana. As formações de mata compõem aproximadamente 10% da área de estudo com 170 hectares de cobertura. Já as formações de capoeira estendem-se por aproximadamente 50 hectares, representando 3% da área de estudo. Os brejos e sistemas alagadiços representam 2,5% da área de estudo com 40 hectares aproximadamente. A área de reflorestamento no entorno da Reserva Biológica Municipal de Santa Cândida foi a menor categoria de uso mapeada com 10 hectares ou menos de 1% da área de estudo. Contudo, o que predomina na paisagem atual é a vegetação de pastagem com aproximadamente 1000 hectares de

cobertura, representando 58% do total da área de estudo. Essa área de pastagem constitui a feição denominada matriz neste cenário. A área da matriz foi calculada subtraindo-se da área total de estudo, as formações de mata, capoeira, brejo e áreas urbanas. Portanto a paisagem atual confere uma situação de baixa área florestada na região estudada. Além da constatação da falta de obediência aos dispositivos do Código Florestal referente as APP's.

#### **4.2.3. TOPO DE MORRO**

O mapa de topo de morro (Figura 5) apresenta uma conformação significativa com aproximadamente 40% da área de estudo configurando-se como APP de topo de morro. Essa característica reforça a proposta para implementação de medidas de reflorestamento e regeneração florestal nessas APP's, pois além de proteção do solo, abrigo de animais esses locais exercem função de recarga hídrica para os mananciais.

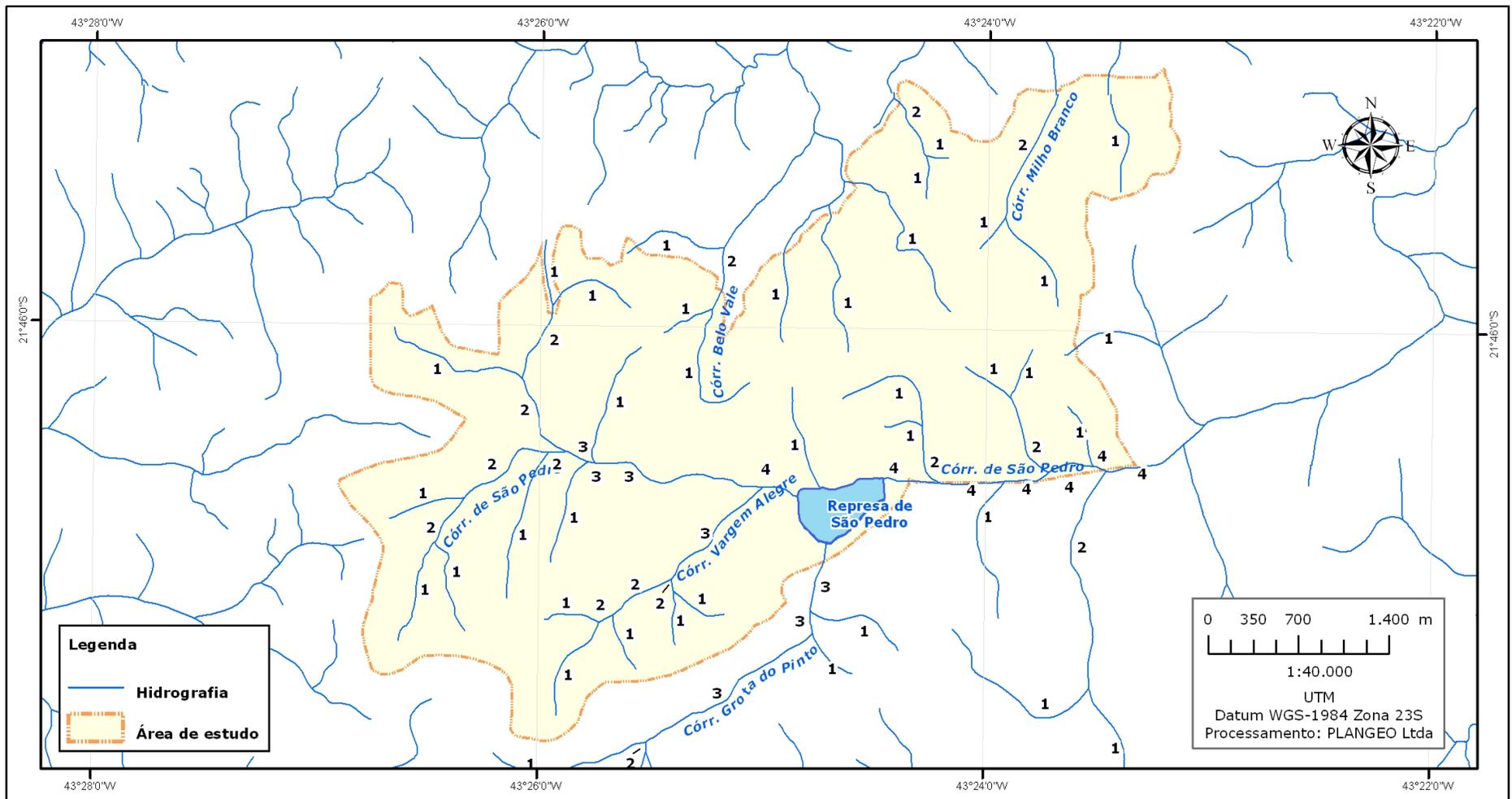


Figura 3. Mapa de hidrografia da Bacia de São Pedro, Juiz de Fora, onde estão representados os corpos d'água da área de estudo e a respectiva hierarquização segundo STRAHLER (1957). Autor: Oliveira Junior, T.G. Elaboração: Raphael Saldanha. Fonte: IBGE. Divisão territorial brasileira. 2005 - EROS DATA CENTER., GTOPO30, 1996. EROS DATA CENTER. WSR. 1996.

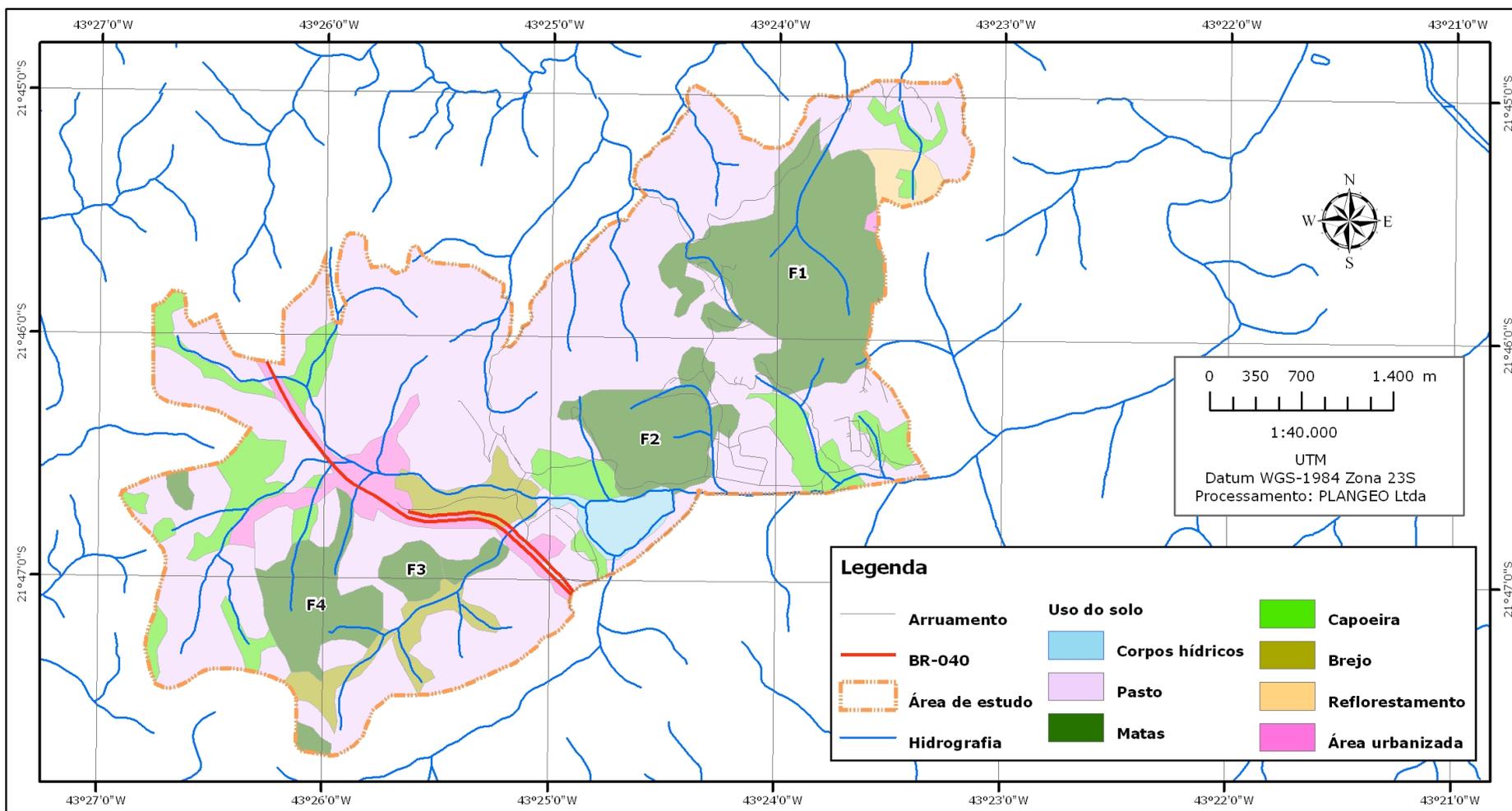


Figura 4. Mapa de uso e ocupação do solo atual da Bacia de São Pedro, Juiz de Fora, com referência aos usos predominantes na área de estudo. Os fragmentos selecionados aparecem identificados como: F1: Reserva Biológica Municipal de Santa Cândida; F2. Mata de São Pedro, área de especial interesse ambiental segundo PDDU Juiz de Fora (2000); F3. RPPN Sítio Santalice; F4. Mata do Sítio Vargem Alegre. Autor: Oliveira Junior, T.G. Elaboração: Raphael Saldanha. Fonte: IBGE. Divisão territorial brasileira. 2005 - EROS DATA CENTER., TOPO30, 1996. EROS DATA CENTER. WSR. 1996.

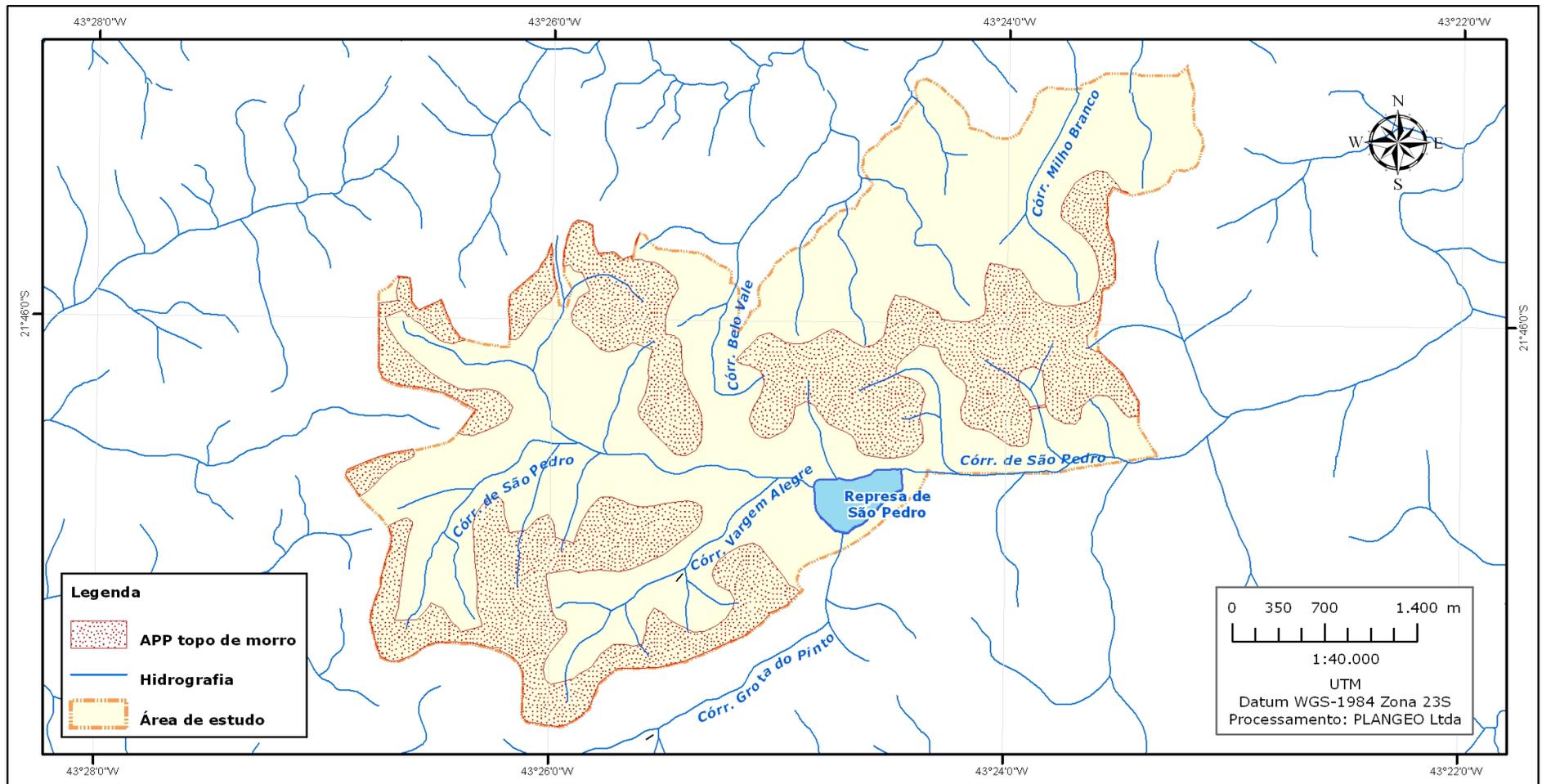


Figura 5. Mapa de topo de morro da Bacia de São Pedro, Juiz de Fora, definido conforme dispositivos do Código Florestal regulamentados pela Resolução 20 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Autor: Oliveira Junior, T.G. Elaboração: Raphael Saldanha. Fonte: IBGE. Divisão territorial brasileira. 2005 - EROS DATA CENTER., GTOPO30, 1996. EROS DATA CENTER. WSR. 1996.

### **4.3. SELEÇÃO DOS FRAGMENTOS**

Para a proposta de formação de corredor ecológico na parte sudeste da Bacia Hidrográfica do Córrego de São Pedro, foram escolhidos fragmentos florestais com base na sua importância hídrica, na relevância biológica, no estágio sucessional avançado, na distância máxima de 100 metros entre eles, e no tamanho mínimo do fragmento de 5 hectares. Os parâmetros foram adaptados de estudos de AURAMBOU *et al.* (2005). A figura 6 mostra os fragmentos selecionados.

Através de uma análise ambiental dos mapas temáticos gerados, pôde ser feita a projeção das APP's de cursos d'água e topo de morro, bem como um estudo da ecologia da paisagem que aborda a caracterização dos fragmentos selecionados. A partir destes dados foi possível propor dois cenários alternativos para a área de estudo.

O primeiro cenário propõe a interligação entre os fragmentos através das áreas denominadas neste estudo por Locais de Potencial Conectividade (LPC), onde predomina na paisagem APP's de curso d'água, topo de morro e formações florestais já estabelecidas.

O segundo cenário propõe a adequação de todas as APP's existentes na área de estudo previstas na legislação, definidas no item 4.2.



Figura 6. Localização dos fragmentos selecionados na área de estudo com base nos critérios de importância hídrica para o manancial em questão, estágio sucessional avançado, distância máxima de 100 metros entre os fragmentos, e tamanho mínimo do fragmento de 5 hectares. Fragmento 1(F1): Reserva Biológica Municipal de Santa Cândida; Fragmento 2 (F2): Mata de São Pedro; Fragmento 3 (F3): Reserva Particular de Patrimônio Natural – RPPN Santalice; Fragmento 4 (F4): Mata Vargem Alegre. Fonte: Google Earth 2007.

#### **4.4. DESCRIÇÃO DOS FRAGMENTOS**

##### **Fragmento 1 - Reserva Biológica Municipal de Santa Cândida**

Localizada entre as coordenadas geográficas 21° 46' S e 43° 24' W., dentre os fragmentos mapeados é o que apresenta maior área, com 113 hectares e estágio sucessional avançado, sugerindo ser o mais antigo remanescente na Bacia Hidrográfica do Córrego de São Pedro. A Reserva foi recentemente estudada por GARCIA (2007) e apresenta uma vegetação composta por floresta secundária, decorrente do processo de sucessão natural após abandono das atividades econômicas extrativistas. A Reserva foi criada em 1982 sendo a primeira unidade de conservação (UC) do município, confrontando com a Fazenda Municipal São Judas Tadeu e o bairro popular da Empresa de Habitação Municipal (EMCASA) denominado Caiçaras. Apesar de seu enquadramento como UC de uso restrito, percebe-se carência de vigilância deste patrimônio natural e ausência de plano de manejo. As ações antrópicas depredatórias caracterizadas pela retirada de madeira, queimada, caça e os assentamentos urbanos, denotam a fragilidade da gestão e conservação da Reserva. Confrontando com a porção leste da Reserva, constata-se operações de reflorestamento iniciadas a três anos, decorrentes dos processo de licenciamento de atividades industriais como medida compensatória recomendada pelo Conselho Municipal de Meio Ambiente (COMDEMA). Segundo a Secretaria Executiva do COMDEMA, a intenção é promover a preservação da área, impedir novas ocupações no entorno da Reserva e ampliar a área florestada.

A presença de nascentes no interior da Reserva, sendo que 3 delas contribuem diretamente para a Bacia Hidrográfica do Córrego de São Pedro, destaca sua importância para o manancial. A luminosidade é característica de formação florestal

densa, sendo mais intensa na borda e reduzida no interior da floresta. A flora local foi descrita por GARCIA (2007) que registrou um total de 53 famílias, 117 generos e 180 espécies dentro da Reserva. Sendo que os gêneros *Ocotea*, *Psychotria*, *Machaerium*, *Eugenia* e *Casearia* se destacam pela riqueza de espécies e a altura do dossel variando entre 7 metros na borda e 15 metros no seu interior. (Figuras 7 A e 7B).



Figura 7. (A) Imagem aérea da Reserva Biológica Municipal de Santa Cândida, demonstrando seu tamanho e importância. Fonte: Google Earth 2006. (B) Vista panorâmica do fragmento com vegetação densa e ocupando área extensa. (C; D) Interior da floresta com baixa intensidade luminosa e vegetação densa. Fotos: T.G.Oliveira Júnior, 2007.

## **Fragmento 2 - Mata de São Pedro**

Representa uma área de 20 hectares de mancha florestal mapeada, situada entre as coordenadas geográficas 21° 46'40'' S e 43° 24'30'' W. Este fragmento foi enquadrado no Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano de Juiz de Fora - PDDU (2004) como área de especial interesse ambiental (AEIA) por exercer função de regulação de vazão de curso d'água e equilíbrio ecológico. Trata-se de uma propriedade particular registrada como reserva legal do imóvel rural nos termos legais da legislação ambiental, apresentando bom estado de conservação, sem vestígios de extração ou degradação na área, que segundo relatos de moradores locais, sugerem um processo de sucessão natural de aproximadamente 60 anos. O lençol freático fica muito próximo a superfície e ocorrem nascentes contribuintes diretos da Bacia Hidrográfica do Córrego de São Pedro, sendo que duas contribuem diretamente na Represa de São Pedro e duas no Córrego de São Pedro, a jusante da Represa. Em alguns pontos da área foram observados afloramentos rochosos característicos de solos mais rasos apresentando alta declividade em alguns pontos. A serrapilheira é espessa e a luminosidade característica de formação florestal densa, mais intensa na borda e reduzida no interior da mata, apresentando altura do dossel variando entre 7 metros na borda e 15 metros no interior. Algumas espécies arbóreas se destacam neste fragmento, entre elas *Senna multijuga* (L.C.Rich) H.S. Irwin & Barneby., *Acacia pollyphylla* DC, *Dalbergia nigra* (Vell.) Alemão ex Benth e *Myrcia splendens* (SW.) DC. (Figuras 8 A e 8 B).



Figura 8. (A) Trecho do interior da Mata de São Pedro, mostrando uma vegetação densa. (B) Borda da Mata de São Pedro, junto a Represa de São Pedro, ilustrando sua proximidade e função de proteção de manancial. Fotos. T. G. Oliveira Júnior, 2007.

### **Fragmento 3 - Reserva Particular de Patrimônio Natural (RPPN) Sítio Santalice.**

Este fragmento florestal, com área de 11 hectares, situado entre as coordenadas 21° 47' S e 43° 25'50'' W, é uma RPPN administrada pela ONG Associação pelo Meio Ambiente de Juiz de Fora (AMAJF) que desenvolve nesta área projetos de educação ambiental e produção de mudas nativas. A presença de plantas nativas de grande porte indicam um processo de regeneração de aproximadamente 50 anos, também relatados pelos atuais proprietários. No interior da floresta ocorrem três nascentes que contribuem diretamente para a Represa de São Pedro. Neste fragmento são encontrados afloramentos rochosos esparsos, serrapilheira densa, alta luminosidade na borda, com altura de dossel de 6 metros na borda e 12 no interior. É comum a presença de epífitas das famílias Orchidaceae, Bromeliaceae e Araceae. Algumas espécies arbóreas se destacam no fragmento como *Myrcia splendens* (SW.)DC., *Miconia urophylla* DC. e *Miconia cinnamomifolia* (DC) Naudin, sendo a primeira encontrada nos fragmentos 1 e 2 e as duas últimas também no fragmento 1. O córrego Vargem Alegre atravessa este fragmento passando sob a Rodovia BR 040 por uma galeria, chegando até a Represa de São Pedro. As figuras 9 A, B, C e D ilustram trechos do fragmento 3. As figuras 10 E e F, mostram a transposição por galeria do curso d'água sob a Rodovia BR 040, afluente direto da Represa de São Pedro.



Figura 9. (A) Borda do fragmento aparecendo em primeiro plano representante da família Combretaceae em idade avançada. (B) Interior da mata com evidências de epífitas e líquens. (C) Local onde aflora nascente contribuinte direto do córrego São Pedro. (D) Visão panorâmica do fragmento ilustrando sua dimensão. (E) Proximidade entre os fragmentos 2 e 3 com a Represa de São Pedro. (F) Galeria que direciona as águas do córrego Vargem Alegre sob a Rodovia BR 040 caracterizando uma conexão e fluxo mantenedor da Represa de São Pedro. Fotos: T.G.Oliveira Júnior, 2007.

#### **Fragmento 4 - Mata do Sítio Vargem Alegre**

Este fragmento está inserido em propriedade particular com cerca de seis hectares, distando aproximadamente 20 metros do fragmento três, entre as coordenadas geográficas 21° 47' S e 43° 26' W. As características diagnosticadas “*in loco*”, indicam ser o menor dos fragmentos estudados e com processo de sucessão inicial. No entanto, por encontrar-se em processo de inventário desde 1999, a área permanece sem manejo agrícola e sem operação de limpeza (roçada) o que sugere o abandono da área e sua conseqüente regeneração natural. Foram constatadas a presença de duas nascentes contribuintes diretos da Represa de São Pedro. Diferencia-se dos fragmentos anteriores com relação a luminosidade, que tanto no interior da mata, quanto na borda apresenta intensidade semelhante. Também no interior do fragmento pôde-se observar que a serrapilheira é esparsa e o dossel varia entre 6 e 7 metros de altura. Algumas espécies se destacaram nas observações de campo, entre elas *Myrcia splendens* (SW.)DC, *Miconia urophylla* DC. e *Miconia cinnamomifolia* (DC) Naudin, sendo a primeira encontrada nos fragmentos 1, 2 e 3, e as duas últimas nos fragmentos 2 e 3.

As figuras 10 A - B ilustram as características do fragmento 4.



Figura 10. Características do fragmento 4. (A) Interior do fragmento, com regeneração inicial e alta luminosidade. (B) Borda do fragmento. Fotos: T. G.Oliveira Júnior, 2007.

## **5. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **5.1. DESCRIÇÃO DOS POTENCIAIS DE CONECTIVIDADE**

Entre cada fragmento, foram apontadas áreas com potencialidade de conectividade, privilegiando as APP's enfocadas neste estudo, já mencionadas no item 4.2. Foram identificados três Locais de Potencial Conectividade (LPC) interligando os quatro fragmentos selecionados. Para cada LPC é apresentada uma breve caracterização, bem como uma descrição do uso e ocupação do solo, com o intuito de evidenciar o traçado do micro-corredor ecológico proposto.

#### **5.1.1. Local de Potencial Conectividade 1. (LPC 1)**

O primeiro LPC (Figura 11) situa-se entre os fragmentos 1 e 2 (Reserva Biológica Municipal de Santa Cândida e a Mata de São Pedro respectivamente) e apresenta vários locais de ligação, sendo que em alguns pontos os dois fragmentos já estão quase unidos. No entorno do fragmento 1, Reserva Biológica Municipal de Santa Cândida, existem ocupações urbanas já estabelecidas que comprometem a expansão deste remanescente, principalmente na sua parte leste onde se encontra o bairro Caiçaras II, construído pela empresa de habitação EMCASA autarquia da Prefeitura Municipal de Juiz de Fora e na parte sul onde o bairro São Pedro encontra-se devidamente consolidado. Portanto, a direção sudeste apresenta-se como caminho mais favorável à conexão entre os dois primeiros fragmentos. Essa região tem predominância de pastagem e as APP's de curso d'água existentes na localidade, principalmente no fragmento 2, privilegiam a interligação entre esses remanescentes. Ressalta-se que as APP's de topo de morro identificadas neste setor configuram-se como áreas de potencial conectividade, uma vez, enquadrarem-se nos dispositivos do Código Florestal, assim como as APP's de curso d'água. A conexão destes fragmentos possibilita uma ampliação da área florestada

proporcionando um formato de corredor mais arredondado o que reduzirá os efeitos de borda que afeta de maneira negativa ambos os fragmentos. Quanto ao aspecto da função exercida pelo corredor assim que implementado, é possível que enquadre-se como de “habitat”, segundo HESS & FISCHER (2001), constituindo-se em local adequado a reprodução e sobrevivência de populações de pequenos mamíferos, répteis e anfíbios.

Outro fator de destaque pode ser notado na parte nordeste do fragmento 1, onde encontra-se o reflorestamento identificado no mapa de uso do solo como medida compensatória de licenciamento ambiental, já mencionado anteriormente. Este reflorestamento pode ser totalmente abrangido pela proposta de corredor ampliando os limites da Reserva até a divisa com a Fazenda São Judas Tadeu da Prefeitura de Juiz de Fora, proporcionando com isso um ganho significativo de área florestal neste setor.



Figura 11. Local de Potencial Conectividade (LPC) 1. A área delimitada em amarelo indica a região onde a conexão entre os dois fragmentos da Reserva Biológica Municipal de Santa Cândida e Mata de São Pedro pode ser estabelecida. Fonte: Google Earth 2006.

### 5.1.2. Local de Potencial Conectividade 2. (LPC 2)

O segundo LPC propõe a interligação entre os fragmento 2 - Mata de São Pedro e 3-RPPN Sítio Santalice (Figura 12). Esta área possui uma relevância significativa como proteção de mananciais por deter em seu domínio a Represa de São Pedro. No entanto, a construção da Rodovia BR 040 na década de 80 seccionou a Bacia originando alguns processos erosivos que contribuem para o assoreamento da represa. Sob a Rodovia existe uma galeria que preserva a passagem do Córrego Vargem Alegre do fragmento 3 até a Represa de São Pedro. Esta galeria é um importante corredor hidrológico (recarga hídrica para a Represa de São Pedro), possuindo dimensões de 3,00 metros de altura e 2,80 metros de largura que provavelmente permite o fluxo gênico entre os dois fragmentos. Relatos de moradores do local e visitas de campo indicam trânsito de fauna de pequeno porte, entretanto, estudos mais detalhados devem ser conduzidos, para verificação da funcionalidade desta passagem. Atualmente a rodovia passa por obras de duplicação e os responsáveis devem observar a manutenção desta galeria para que continue exercendo esta função. A Rodovia pode ser considerada um dificultador para restabelecer a formação vegetal original. Contudo, a existência desta galeria é aqui considerada como ponto fundamental de contribuição para o manancial, manutenção da vegetação característica de brejo mapeada e o trânsito de espécies entre os dois fragmentos, particularmente na área objeto deste estudo.

TEGETHOF (2005) considera essencial tais transposições sobre as rodovias denominando-as como passagens para a vida selvagem. Experiências realizadas na Alemanha abordando esta questão apresentam várias alternativas de transposição de rodovias e ferrovias para que não fique consumado o fato da fragmentação de habitats, dificultando qualquer mecanismo de regeneração ou fluxo gênico. Uma característica neste tipo de passagem é a largura limitada que possui, conferindo-a um maior efeito de

borda, sem, no entanto, cercear o fluxo genético. A função exercida por este corredor neste ponto, em especial, possivelmente é de “canal”, onde os organismos podem se deslocar de um local para o outro. No entanto, esta dispersão pode acarretar em ganho de diversidade para os dois fragmentos em questão. Há que se ressaltar que neste ponto, o corredor poderá exercer também a função de “filtro”, de acordo com HESS & FISCHER (2001), permitindo a passagem de determinados organismos e inibindo outros, principalmente a fauna de grande porte.

Vale ressaltar que em outros pontos da Rodovia BR 040 existem galerias exercendo funções semelhantes que proporcionam contribuição de cursos d'água para o manancial da Represa de São Pedro. O principal deles é justamente a galeria que permite a passagem do córrego São Pedro nos limites do EXPOMINAS inaugurado em 2006. Este empreendimento aliado ao licenciamento do Residencial Alphaville, no limite superior da divisa com o EXPOMINAS, indicam a forte tendência do processo de urbanização da região.

Em toda a extensão do Córrego Vargem Alegre a mata ciliar, característica da APP mapeada, deve ser mantida e ampliada a seus limites determinados no Código Florestal, de 30 metros de largura, em ambos os lados. Ao redor da Represa o fator de preservação permanente constante no Código Florestal deve também ser observado, protegendo o manancial numa faixa marginal de 50 metros de largura, com vegetação nativa. Da mesma maneira toda a vegetação de brejo caracterizada no mapa de uso do solo deve ser também preservada para que mantenha suas funções de permeabilidade nos períodos de chuva.



Figura 12. Local de Potencial Conectividade (LPC) 2. A área delimitada em amarelo indica a região onde a conexão entre os fragmentos da Mata de São Pedro e RPPN Santalice pode ser efetivada. A seta amarela indica a passagem da galeria sob a Rodovia BR 040. Fonte: Google Earthe 2006.

### 5.1.3. Local de Potencial Conectividade 3 (LPC 3)

O terceiro LPC aponta a conexão entre os fragmentos 3-RPPN Santalice e 4-Mata Vargem Alegre (Figura 13). Apesar de constituírem os menores fragmentos da área de estudo, apresentam proximidade significativa e uma formação florestal similar. Neste LPC a predominância do uso do solo na parte norte é de pastagem e na parte sul de vegetação típica de brejo as margens do Córrego Vargem Alegre. Da galeria próxima a Rodovia BR 040 até a RPPN Santalice existe uma formação florestal em estágio avançado de regeneração e em alguns pontos percebe-se o manejo inadequado de proprietários que provocavam queimadas nas proximidades. Tal prática impede a regeneração total do remanescente e está sendo alvo de ações de conscientização da ONG AMAJF que administra a RPPN citada com sucessos significativos nas campanhas educativas ao longo dos anos.

Ao longo das margens do Córrego Vargem Alegre a vegetação ciliar deve ser preservada conforme dispositivos do Código Florestal. Em alguns trechos do Córrego a vegetação predominante é de Maricá (*Acacia polyphylla* DC.) que impede ações predatórias nesses locais. A ampliação da área florestada de mata ciliar é um fator importante na proteção do curso d'água um dos principais contribuintes da Represa de São Pedro.

As nascentes presentes nesses dois fragmentos são de fundamental importância na recarga hídrica deste manancial. São três nascentes que contribuem para o Córrego Vargem Alegre e quatro nascentes que contribuem para o Córrego de São Pedro.

No mapeamento de topo de morro podemos identificar que a vegetação existente nos dois fragmentos é de preservação permanente, pois se encontram a 2/3 acima em relação a base da área de estudo, conforme dispositivos do Código Florestal e suas

regulamentações. Portanto, a presença e manutenção dessa vegetação são essenciais para a proteção dos mananciais e conservação do solo.

A configuração da conexão entre esses dois fragmentos indica uma forma alongada, no entanto com ampla largura sofrendo menos conseqüências do efeito de borda. A função exercida por este corredor em virtude de seu tamanho e área alcançados pode ser de “habitat”, segundo HESS & FISCHER (2001), proporcionando a sobrevivência e reprodução dos organismos ali presentes.



Figura 13. Local de Potencial Conectividade (LPC) 3. A área delimitada em amarelo indica a região onde a conexão entre os fragmentos da RPPN Santalice e a Mata Vargem Alegre, pode ser estabelecida. Fonte Google Earth 2006.

## 5.2. CENÁRIO ALTERNATIVO I

Com a efetivação das conexões propostas através dos três LPC's descritos no tópico anterior, haverá um aumento da área florestada de 150 hectares, inicialmente identificados referentes aos quatro fragmentos, para uma área de 555 hectares. Uma ampliação de área florestal superior a três vezes. Essa informação permite concluir que populações de pequenos mamíferos, répteis e anfíbios terão maior probabilidade de sucesso com a área obtida através das conexões propostas.

Como já foi mencionado anteriormente, a conexão proposta através do LPC 1, apresenta uma forma preferível, segundo SHAFER (1997) tendo um formato mais arredondado e com isto sofrendo menos efeito de borda. O que não acontece no LPC 2, em especial na passagem sob a Rodovia BR 040, onde há um afinilamento do corredor, sugerindo uma menor eficiência no fluxo de espécies, principalmente de grande porte.

No entanto, o formato alcançado quando se avalia o corredor como um só remanescente neste cenário, verifica-se uma elevada possibilidade de dispersão de espécies diante da ampliação da área florestada.

HARRIS (1984) demonstra que a divisão da área pelo perímetro do habitat confere um número absoluto que retrata se o fator de forma do corredor é satisfatório ou não. Segundo o autor, quanto mais próximo de "0" (zero) for o resultado desta divisão, tem-se um fator de forma mais frágil ou vulnerável, portanto, um efeito de borda mais significativo para o corredor formado. No entanto, quanto mais elevado for o resultado, denotaria um baixo efeito de borda sobre o remanescente.

Na fórmula proposta por HARRIS tem-se:

$A/P=F$ , onde:

A = área do remanescente ou corredor ecológico;

P = perímetro do remanescente ou corredor ecológico, e

F = fator de forma resultante.

No cenário 1. proposto, o tamanho da área alcançado foi de 555 ha ou 5.557.980m<sup>2</sup> e um perímetro de 26.476 m. Aplicando a fórmula citada obtem-se um valor absoluto de 201, que na concepção proposta por HARRIS (1984) é um fator de forma extremamente razoável estando muito distante do “0” (zero), o que denota um baixo efeito de borda sobre o remanescente. Portanto, uma boa característica para o modelo de corredor formado.

O primeiro cenário é apresentado na Figura 14.

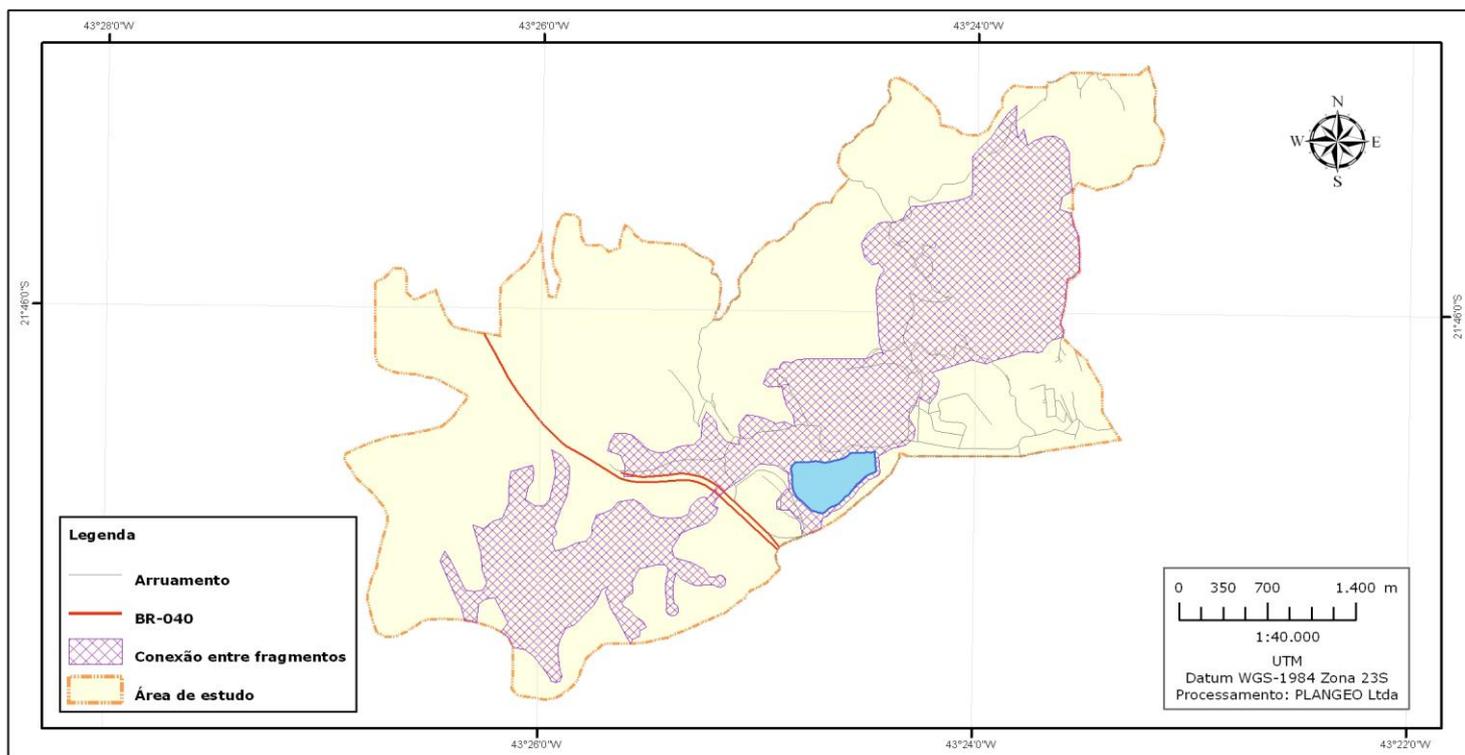


Figura 14. Mapa de potencial conectividade entre os fragmentos sugerindo interligação nas APP's e em distâncias inferiores a 100 metros com predominância de pastagem. Autor: Oliveira Junior, T.G. Elaboração: Raphael Saldanha. Fonte: IBGE. Divisão territorial brasileira. 2005 - EROS DATA CENTER., GTOPO30, 1996. EROS DATA CENTER. WSR. 1996.

### **5.3. CENÁRIO ALTERNATIVO 2**

O segundo cenário (Figura 15) apresenta uma situação ótima de preservação com o mapeamento definido de todas as áreas de preservação identificadas neste trabalho para a área de estudo. Com esta configuração de paisagem tem-se uma área total de formação florestal resgatada de 1120 hectares. Com o aumento da área florestada ampliam-se os recursos e conseqüentemente a fauna presente nesta área será extremamente beneficiada. Neste cenário o corredor proposto exerce, em alguns pontos, a função de “*stepping stones*”, pois são formados por pequenos fragmentos remanescentes separados uns dos outros por pequenas distâncias.

### **5.4. CENÁRIO ALTERNATIVO 1 x CENÁRIO ALTERNATIVO 2**

Quando comparados os dois cenários pode-se perceber as diferenças das dimensões alcançadas entre eles. A figura 16 ilustra esta situação comparativa. A intenção de apresentar esses cenários foi motivada por duas razões. Primeiro, em se aplicando a legislação ambiental, em especial o Código Florestal, na área de estudo, o índice de áreas preservadas é extremamente significativo (cerca de 70% da área considerada de preservação). Este cenário<sup>2</sup>, representado na figura 15, reflete o que poderia acontecer com o restante do município caso os dispositivos do Código Florestal fossem obedecidos. Em segundo lugar é enfatizar a importância da conectividade dos remanescentes de Mata Atlântica no município. Se pelo menos os fragmentos restantes forem interligados serão garantidos dois aspectos positivos de conservação da biodiversidade: a ampliação da área florestada e o fluxo genético entre os fragmentos. E para garantir este cenário básico de conservação, a aplicação dos dispositivos do Código Florestal funcionam como ferramenta de implementação destes micro-corredores.

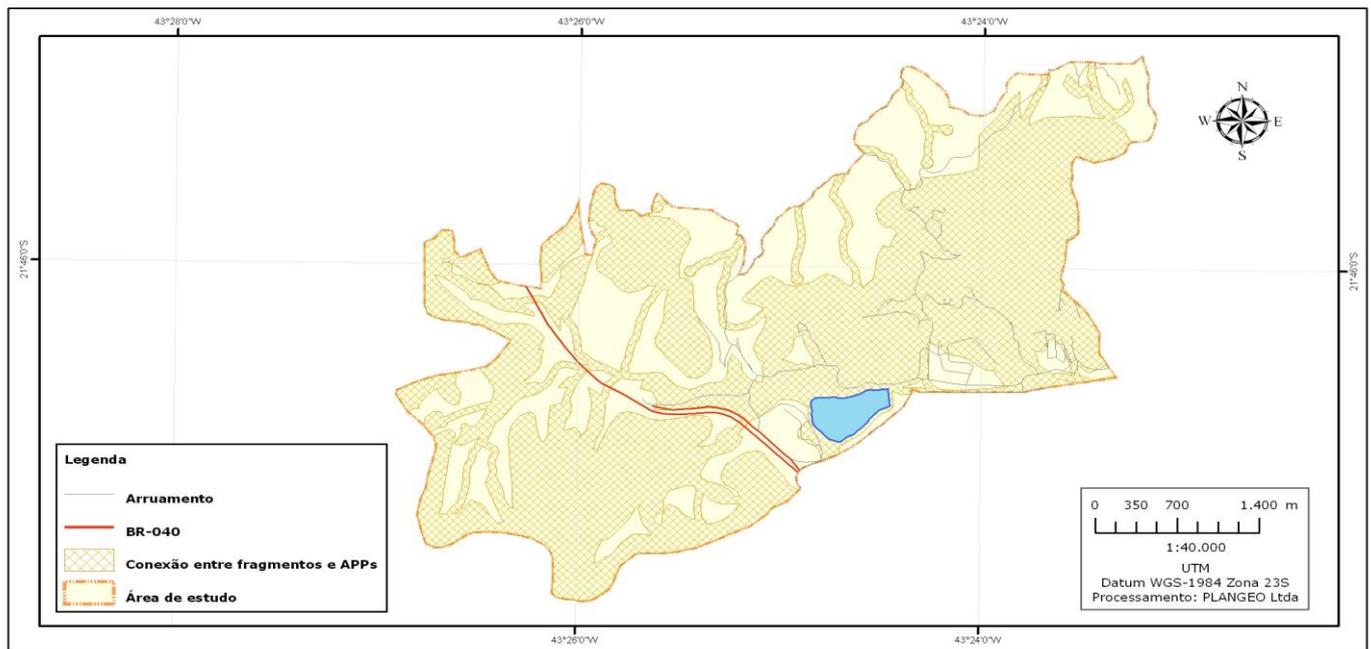


Figura 15. Mapa do cenário 2, alternativa ótima considerando a efetiva proteção das APP's mencionadas neste estudo, isto é: nas margens de cursos d'água, ao redor de represas e nascentes e topos de morro, conforme disposições legais do Código Florestal e Resolução 303/2002 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Autor: Oliveira Junior, T.G. Elaboração: Raphael Saldanha. Fonte: IBGE. Divisão territorial brasileira. 2005 - EROS DATA CENTER., GTOPO30, 1996. EROS DATA CENTER. WSR. 1996.

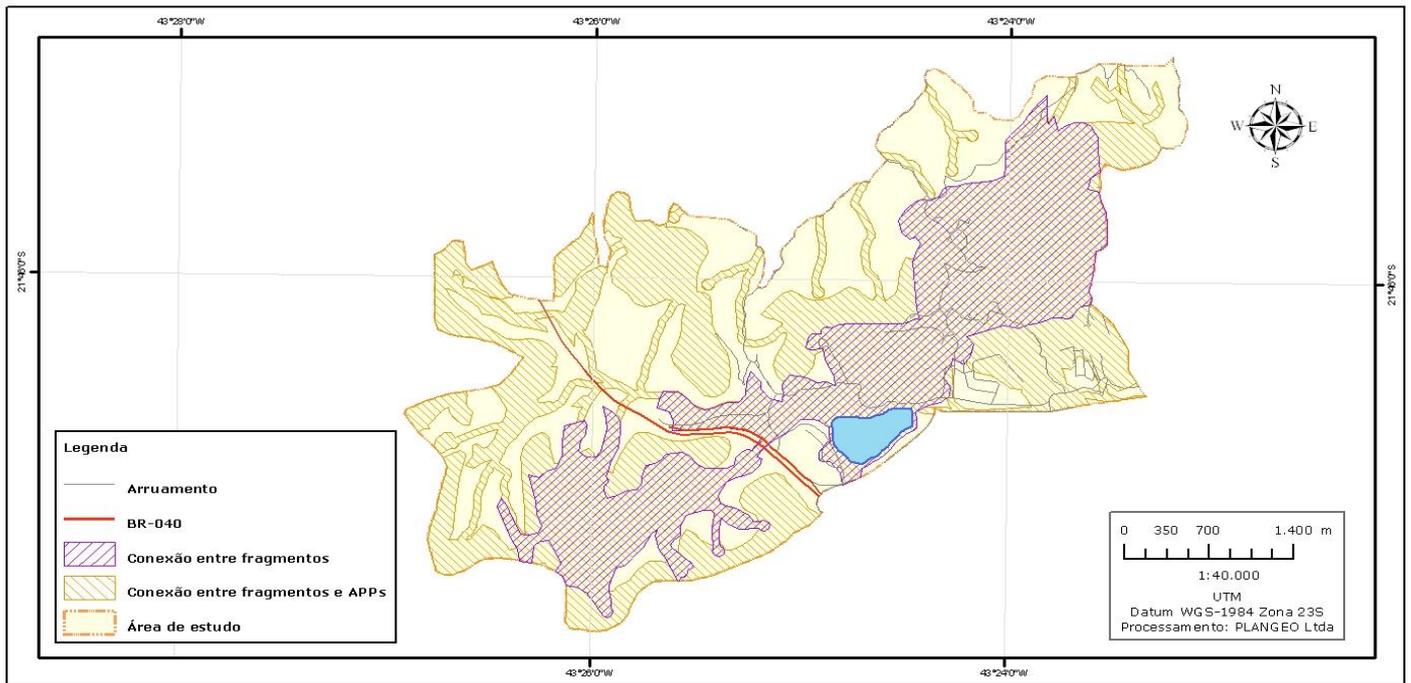


Figura 16. Mapa do cruzamento entre os dois cenários. Comparação das duas situações de aplicabilidade do Código Florestal. Autor: Oliveira Junior, T.G. Elaboração: Raphael Saldanha. Fonte: IBGE. Divisão territorial brasileira. 2005 - EROS DATA CENTER., GTOPO30, 1996. EROS DATA CENTER. WSR. 1996.

## **6. RECOMENDAÇÕES**

Já existem alguns estudos referentes a formação de corredores na região da Mata Atlântica e em especial na Zona da Mata Mineira. Estudos feitos por ALBANEZ (2000) para o município de Ponte Nova, MAIA SANTOS (2000) na Serra da Mantiqueira e PEREIRA (1999) para o município de Viçosa, corroboram com a idéia, ora apresentada, de conexão entre fragmentos com vistas a conservação da biodiversidade. ALMEIDA (1996) já propunha a formação de corredores na região de Juiz de Fora conectando fragmentos florestais em áreas próximas a deste estudo como alternativas de manejo para conservação da biodiversidade. Cada estudo com suas características particulares propõe alternativas de manejo que possibilitem a criação de cenários alternativos subsidiados pela legislação ambiental.

MARTINS & RODRIGUES (2002) estudaram algumas estratégias de processos de revegetação e recomendam uma avaliação prévia para decisão de qual método utilizar. Dentre as metodologias abordadas tem-se a regeneração natural bastando para tal o isolamento da área que pretende-se repovoar. Outra maneira é através da produção de mudas com as sementes contidas na serrapilheira coletadas no próprio fragmento, proporcionando uma regeneração com espécies que ocorrem nas proximidades. Por fim a revegetação com produção de mudas em viveiro próprio para fornecimento de material genético apto à introdução em ambientes fragmentados. Segundo os autores, a avaliação prévia é fundamental para escolher a opção mais adequada ao local de trabalho.

Para que seja possível a efetivação deste estudo são apresentadas algumas recomendações que visam auxiliar a implementação do micro-corredor ecológico na parte sudeste da Bacia Hidrográfica do Córrego São Pedro:

- ✓ Estimular levantamentos florísticos e faunísticos na região estudada, principalmente nos fragmentos selecionados, de maneira a sugerir espécies na interligação dos remanescentes através de ações de reflorestamento. No desenvolvimento desta pesquisa percebeu-se a carência de informações de diversidade biológica quanto aos fragmentos existentes no Município, daí a importância do fomento à este tipo de pesquisa;
- ✓ Realizar diagnóstico dos LPC's para que sejam detalhadas as práticas agrícolas efetivas para implementação das conexões entre fragmentos. Neste item, ressalta-se a importância de maiores informações acerca do fluxo genético entre os fragmentos dois e três, mais precisamente sob a Rodovia BR 040;
- ✓ Garantir a conservação dos fragmentos selecionados inibindo qualquer ação que coloque em risco sua integridade de biodiversidade atual, principalmente nas APP's mapeadas e definidas cartograficamente;
- ✓ Detalhar as alternativas de revegetação para cada LPC, estabelecendo prioridades, bem como estratégia de revegetação (analisando as opções de reflorestamento e/ou regeneração natural). Segundo KAGEYAMA *et al.*, (2003), a implementação de corredores pode se dar através do plantio misto de espécies nativas, com um mínimo de diversidade e seguindo os princípios da sucessão natural e de espécies arbóreas econômicas, com resultados similares quanto ao equilíbrio com o meio ambiente. Além de trazer uma abordagem economicamente viável para implementação de corredores ecológicos, o uso das árvores no meio rural pode auxiliar na conectividade e permeabilidade da paisagem, podendo inclusive ser uma alternativa econômica ao proprietário, além de fornecer serviços ambientais múltiplos;

- ✓ Realizar levantamento fundiário da área de estudo com vistas a reconhecer as potencialidades de cada propriedade rural no estabelecimento das conexões propostas. Neste item busca-se priorizar na formação de corredores as Reservas Legais das propriedades particulares. Essas são definidas também pelo Código Florestal e podem auxiliar no estabelecimento de formações florestais, implementando “*stepping stones*”, contribuindo para a conservação da biodiversidade;
- ✓ Definir os limites estabelecidos no cenário 1 e propor demarcação física do micro-corredor, para que possibilite o processo de conectividade entre os fragmentos. É importante neste item encaminhar proposta ao legislativo com a formalização do micro-corredor da parte sudeste da bacia Hidrográfica do Córrego São Pedro;
- ✓ Implementar programas de conscientização ambiental envolvendo em especial a comunidade de entorno;
- ✓ Propor criação de outros corredores ecológicos em locais estratégicos do município valorizando os fragmentos florestais com relevante interesse para a conservação da biodiversidade.

Tratam-se de ações de manejo e de gestão que certamente auxiliarão na efetivação de corredores ecológicos. A restauração da conectividade é uma forma de garantir a existência de um fluxo mínimo entre os remanescentes de vegetação natural de forma a viabilizar a manutenção de uma biodiversidade relativamente alta em paisagens produtivas.

## 7. CONCLUSÕES

Diante das informações e constatações obtidas nesta pesquisa pode-se concluir as seguintes questões:

- ✓ A expansão urbana exerce forte pressão no setor estudado apresentando uma redução significativa de áreas verdes e adensamento de loteamentos nos últimos anos. Esta é a principal observação que motiva a implementação das propostas apresentadas neste estudo. Ou se promove medidas que visem a preservação dos remanescentes florestais ou eles correm o risco de ser suprimidos a curto e médio prazo;
- ✓ O cenário 1 apresentado oferece possibilidades de aumento de área verde e conexões entre fragmentos permitindo fluxo genético entre eles. Entre os LPC's propostos pode-se dizer que o LPC 1 (entre a Reserva Biológica Municipal de Santa Cândida e a Mata de São Pedro), obteve uma ampliação da área que possibilita aumento de recursos para a fauna existente, principalmente de pequenos mamíferos. E o LPC 3 (entre a RPPN Santalice e a Mata Vargem Alegre), que terá sua área ampliada em aproximadamente 100% com a conexão proposta.
- ✓ O cenário 2 revela uma situação ótima de preservação com a obediência ao Código Florestal. Este cenário nos remete a duas constatações: a utilização do Código Florestal é excelente ferramenta para conexão de fragmentos; e a mesma estratégia pode ser utilizada para expandir o micro-corredor proposto para além dos limites da área de estudo, subsidiando iniciativas de conservação da biodiversidade no Corredor da Serra do Mar. Esta expansão do corredor pode se dar principalmente no sentido sudeste do micro-corredor proposto em direção a Serra de Petrópolis e no sentido sudoeste em direção ao

Sul de Minas, onde existem propostas semelhantes, que devem ser integradas auxiliando na efetivação do Corredor da Serra do Mar.

Corroborando com este estudo, SOULÉ (1987) afirma que toda proposta de conectividade é positiva e SIMBERLOFF & COX (1987), vão mais além. Afirmam que não há mais tempo para testar a eficácia dos corredores, tamanha a necessidade de fluxo gênico entre os fragmentos existentes, e na incerteza, aconselham a manter e/ou restabelecer todos os tipos de corredores naturais existentes.

O ser humano é parte integrante da paisagem e sua restauração certamente não será bem sucedida sem sua participação. A conservação da biodiversidade só será viável através da ampla mobilização de toda a sociedade, bem como do envolvimento e comprometimento dos gestores públicos.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUIAR, A. P., CHIARELLO, A. G., MENDES, S. L. & MATOS, E. N., 2003, “Os Corredores Central e da Serra do Mar na Mata Atlântica Brasileira.” *In: Galindo-Leal, C. & Câmara, I.G. (eds.), The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook.* Center for Applied Biodiversity Science e Island Press, Washington DC. pp 119-132.
- ALBANEZ, A. C. M. P., 2000, **Caracterização dos fragmentos florestais a partir de estudos da ecologia da paisagem para o município de Ponte Nova, MG.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.
- ALLENDORF, F. W. & LEARY, R. F., 1986, “Heterozygosity and fitness in natural populations of animals.” *In: Soulé, M.E. (ed.), Conservation Biology: the science of scarcity and diversity,* Sinauer, Sunderland, EUA.
- ALMEIDA, D. S., 1996, **Florística e estrutura de um fragmento de floresta Atlântica, no Município de Juiz de Fora, MG.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.
- ARRUDA, M. B. & SÁ, L. F. S. N., 2004, **Corredores ecológicos: uma visão integradora de ecossistema.** IBAMA, Ministério de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis, Brasília.
- AURAMBOUT, J. P.; ENDRESS, A. G. & DEAL, B. M., 2005, “A spatial model to estimate habitat fragmentation and its consequences on long-term persistence of animal populations”, **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 109, pp. 199-225.
- AYRES, J. M.; FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B.; QUEIROZ, H. L.; PINTO, L. P.; MASTERSON, D. & CAVALCANTI, R. B., 2005, **Os corredores ecológicos das florestas tropicais do Brasil.** Belém, PA, Sociedade Civil Mamirauá.
- BERGALO, H. G., ROCHA, C. F. D., SLUYS, M. V. & ALVES, M. A. S., 2000, “A fauna ameaçada de extinção no estado do Rio de Janeiro”, *Ciência Hoje*, v. 26 n. 152, pp. 18-23.
- BEIER, P. & NOSS, R. F., 1998, “Do habitat corridors provide connectivity?” **Conservation Biology**, v. 12, pp. 1241-1252.
- BRITO, D. & FERNANDEZ, F. A., 2000, “Dealing with extinction is forever: understanding the risks faced by small populations”, **Ciência e Cultura** v. 52 pp. 161-170.
- BUNCE, R. G. H., RYSZKOWSKI, L. & PAOLETTI, M. G., 1993, **Landscape ecology and agroecosystems.** Londres. Lewis Publishers.
- CARAMASCHI, U.; CARVALHO E SILVA, A. M. P. T.; CARVALHO E SILVA, S. P.; GOUVEA, E.; IZECKSOHN, E.; PEIXOTO, O. L. & POMBAL JR., J. P., 2000, “Anfibios”. *In: BERGALLO, H.G.; ROCHA, C. F. D.; SLUYS, M. V. & ALVES, M. A. S. (Eds.) A fauna ameaçada de extinção no estado do Rio de Janeiro.* Rio de Janeiro, RJ, Editora UERJ.
- CAUGHLEY, G. & GUNN, A., 1996, **Conservation biology in theory and practice.** Reino Unido, Blackwell Science Inc. Reino Unido.
- CHEBEZ, J.C. & HILGERT, N., 2003, “Breve história da conservação da Floresta do Paraná”. *In: GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, I.G. (eds.), The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook.* Center for Applied Biodiversity Science e Island Press, Washington DC.
- CÓDIGO FLORESTAL BRASILEIRO. Lei 4771/65. **DIÁRIO OFICIAL DA UNIÃO, BRASÍLIA.**

- COLLEVATTI, R.G., GRATTAPAGLIA, D. & HAY, J. D., 2001, "High-resolution microsatellite-based analysis of the mating system allows the detection of significant biparental inbreeding in *Caryocar brasiliensis*, an endangered tropical tree species", **Heredity**, v. 86, pp. 60-67.
- COLLINGE, S. K., 1996, "Ecological consequences of habitats fragmentation: implication for landscape architecture and planning", **Landscape and urban planning**, v. 36, n. 1, pp. 59-77.
- COSTA, C. M. R., HERMANN, G., MARTINS, C. S., LINS, L. V. & LAMAS, I. R., 1998, **Biodiversidade em Minas Gerais: um Atlas para sua conservação**. 1ª. ed. Belo Horizonte, MG, Fundação Biodiversitas.
- COSTA, C. M. R., HIROTA, M. M., PINTO, L. P. S., FONSECA, M. T., LAMAS, I. R., BRITO, M. C. W. & MESQUITA, C. A. B., 2004, "Incentivo a criação e gestão de reservas particulares do patrimônio natural – uma estratégia para conservação da Mata Atlântica", *In*: CASTRO, R. & BORGES, M. (orgs) **RPPN: conservação em terras privadas: desafios para a sustentabilidade**, Planaltina, PR, Edições CNRPPN.
- COSTA, L. P., LEITE, Y. L. R., FONSECA, G. A. B. & FONSECA, M. T., 2000, "Biogeography of South American forest mammals: endemism and diversity in the Atlantic Forest", **Biotropica**, v. 32, n. 4b, pp. 872-881.
- DEAN, W., 1996, **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo, Ed. Companhia das Letras.
- DELPOUX, M., 1974, **Métodos em questão: ecossistema e paisagem**. São Paulo, SP, Instituto de Geografia, Universidade de São Paulo.
- DRUMMOND, G. M., MARTINS, S. C., MACHADO, A. B. M., SEBATO, F. A. & ANTONINI, Y., 2005, **Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação**. 2ª ed. Belo Horizonte, MG, Fundação Biodiversitas.
- FONSECA, G. A. B., PINTO, L. P. & RYLANDS, A. B., 1997, "Biodiversidade e unidades de conservação", **Anais do I Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, Conferências e Palestras**. Curitiba, PR, Universidade Livre do Meio Ambiente, Rede Pró-unidades de Conservação e Instituto Ambiental do Paraná.
- FORMAN, T. T. R. & GORDON, M., 1981, "Patches and structural components for a lands ecology", **Bioscience**, v. 31, n. 10, pp. 733-740.
- FRANKHAM, R., 1995, "Conservation genetics", **Annual Review of Genetics**, v. 29, pp. 305-327.
- GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, I.G., 2003, "Atlantic Forest hotspots status: an overview", *In* GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, I.G. (eds.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats and outlook**. Washington, DC, Center for Applied Biodiversity Science e Island Press.
- GARCIA, P. O., 2007, **Estrutura e composição do estrato arbóreo em diferentes trechos da Reserva Biológica Municipal Santa Cândida, Juiz de Fora, MG**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, MG.
- GLENN-LEWIN, D. C., PEET, R. K. & VELEN, T. T., 1992, **Plant succession: theory and predication**. Londres, Chapman and Hall.
- GODEFROID, S. & KOEDAN, N., 2003, "How important are large vs. small forest remanants for the conservation of he woodland flora in an urban context?", **Global Ecology and Biogeography**, v. 12, pp. 287-298.
- GUSTAFSON, E. J. & PARKER, G. R., 1992, "Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern", **Landscape Ecology**, v. 7, n. 2, pp. 101-110.

- HANSKI, I. A. & GILPIN, M. E., 1997, **Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution**. Londres, Academic Press San Diego.
- HANSKI, I. A. & SIMBERLOFF, D., 1997, "The metapopulation approach, it's history, conceptual domain and application to conservation", In: HANSKI, I. A. & GILPIN, M. E. (eds.), **Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution**, Londres, Academic Press San Diego, pp. 5-26.
- HARRIS, L. D., 1984, **The fragmented forest: the island biogeography theory and the preservation of biotic diversity**. Chicago, USA, University of Chicago.
- HENEIN, K. & MERRIAM, G., 1990, "The elements of connectivity where corridors quality is variable", **Landscape Ecology**, v. 4, n. 2-3, pp. 157-170.
- HESS, G. R. & FISCHER, R. A., 2001, "Communicating clearly about conservations corridors", **Landscape and Urban Planning**, v. 55, n. 2001, pp. 195-208.
- HIROTA, M.M., 2003, "Monitoramento da cobertura da Mata Atlântica brasileira", In GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, I.G. (eds.), **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats and outlook**. Washington, DC, Center for Applied Biodiversity Science e Island Press.
- HONAY, O., ENDELS, P., VEREEKEN, H. & HERMY, M., 1999, "The role of patch area and habitat diversity in explaining native plant species richness in disturbed suburban forest patches in Northern Belgium", **Diversity and Distribution**, v. 5, pp. 129-141.
- JORDÁN, F., BALDI, A., ORCI, K. M., RACZ, I. & VARGA, Z., 2003, "Characterizing the importance of habitat patches and corridors in maintaining the landscape connectivity of a *Pholidoptera transsylvanica* (Orthoptera) matapopulation", **Landscape Ecology**, v. 18, pp. 83-92.
- KAPOS, V., 1989, "Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon", **Journal of Tropical Ecology**, v. 5, pp. 173-185.
- KAGEYAMA, P. Y., GANDARA, F. B. & OLIVEIRA, R. E., 2003, "Biodiversidade e restauração da floresta tropical", In: KAGEYAMA, P. Y. (org.), **Restauração Ecológica de ecossistemas naturais**, cap. 2, Botucatu, SP, FEPAF.
- KUBES, J., 1996, "Biocentres and corridors in a cultural landscape. A critical assessment of the territorial system of ecological stability", **Landscape and Urban Planning**, v. 35, n. 4, pp. 231-240.
- LARKIN, J. L., MAEHR, D. S., HOCTOR, T. S., ORLANDO, M. A. & WHITNEY, K., 2004, "Landscape linkages and conservation planning for the black bear in west-central Florida", **Animal Conservation**, v. 7, pp. 23-34.
- LAURENCE, W. F., FERREIRA, L. V., RANKIN-DE MERONA, J. M. & LAURENCE, S. G., 1998, "Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities", **Ecology**, v. 79, pp. 2032-2040.
- LAURENCE, W. F., 1991, "Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves", **Biological Conservation**, v. 57, pp. 205-219.
- LEVINS, R., 1969, "Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control", **Bulletin of the Entomological Society of America**, v. 15, pp. 237-240.
- MACHADO, P. J. O., 1998, **Uma proposta de Zoneamento Ambiental para a Bacia Hidrográfica da Represa de São Pedro, Juiz de Fora, MG**. Dissertação de Mestrado. UNESP/FCT, Presidente Prudente, SP.
- MAIA, J. S., 2002, **Análise da paisagem de um corredor ecológico na Serra da Mantiqueira**. Dissertação de Mestrado. INPE. São José dos Campos, SP.

- MACARTHUR, R.H. & WILSON, E.O., 1967, **The theory of island biogeography**. Princeton, Princeton University Press.
- MARTINS, S. V. & RODRIGUES, R. R., 2002, "Gap-phase regeneration in a semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil", **Plant Ecology**, n. 163, pp. 51-62.
- MECH, S. G. & HALLETT, J. G., 2001, "Evaluating the effectiveness of corridors: a genetic approach", **Conservation Biology**, v. 15, pp. 467-474.
- METZGER, J. P., 1999, "Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica", **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 71, n. 3I, pp. 445-463.
- METZGER, J. P., 2001, "O que é ecologia de paisagens?", **Biota Neotropica** v. 1 n. 1/2, pp. 1-9.
- METZGER, J. P., 2003, "Como restaurar a conectividade em paisagens fragmentadas?", In: KAGEYAMA, P. Y. (org.), **Restauração Ecológica de ecossistemas naturais**, cap. 3, Botucatu, SP, FEPAF.
- MITTERMEIER, R.A., MYERS, N., THOMSEN, J. B., FONSECA, G. A. B. & OLIVEIRI, S., 1998, "Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities", **Conservation Biology**, v. 12, pp. 516-520.
- MITTERMEIER, R. A., FONSECA, G. A. B., RYLANDS, A. B. & BRANDON, K., 2005, "Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil", In: SILVA, J.M.C. (ed.), **Megadiversidade: desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade no Brasil**. Conservation International do Brasil. v. 1, n. 1, pp. 14-21.
- MINISTÉRIO DE MEIO AMBIENTE. 2000. **Convenção sobre diversidade biológica**. Série Biodiversidade n. 1, Brasília.
- MINISTÉRIO DAS MINAS E ENERGIA/PROJETO RADAMBRASIL, 1983, **Projeto RADAMBRASIL SF 23/24-Rio de Janeiro/Vitória**. Rio de Janeiro.
- MORELLATO, L. P. C. & LEITÃO-FILHO, H. F., 1995, "Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana: Reserva de Santa Genebra", Campinas, SP, Editora UNICAMP.
- MORSELLO, C., 2001, **Áreas protegidas públicas e privadas: seleção e manejo**. São Paulo, SP, FAPESP.
- MWALYOSI, R. B. B., 1991, "Ecological evaluation for wildlife corridors and buffers zones for Lake Manyara National Park Tanzania and its immediate environment", **Biological Conservation**, v. 57, pp. 171-186.
- OERTLI, B., AUDERSET JOYE, D., CASTELLA, E., JUGE, R., CAMBIN, D. & LACHAVANNE, J. B., 2002, "Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity", **Biological Conservation**, v. 104, pp. 59 - 70.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T. & FONTES, M. A., 2000, "Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forest in Southeastern Brazil and the influence of climate", **Biotropica** v. 32, n. 4b, pp. 793- 810.
- O'NEILL, R. V., MILNE, B. T., TURNER, M. G. & GARDNER, R. H., 1988, "Resource utilization scales and landscape pattern", **Landscape Ecology**, v. 2, n. 1, pp. 63-69.
- OTERO, L. S., BROWN JR., K. S., MIELKE, O. H. H., MONTEIRO, R. F., COSTA, J., MACEDO, M. V., MACIEL, N. C., BECKER, J., SALGADO, N. C., SANTOS, S. B., MOYA, G. E., ALMEIDA, J. M. & SILVA, M. D., 2000, "Invertebrados terrestres", In BERGALO, H. G., ROCHA, C. F. D., ALVES, M. A. S. & VAN SLUYS, M. A. (eds.), **A fauna ameaçada de extinção no estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro, Editora UERJ.
- OVASKAINEN, O., 2002, "Long-term persistence of species and the loss problem", **Journal Theor. Biology**, v. 218, pp. 419-433.

- PATON, P. W. C., 1994, "The effect of edge on avian nest success: how strong is the evidence?", **Conservation Biology**, v. 8, pp. 17-26.
- PEREIRA, R. A., 1999, **Mapeamento e caracterização de fragmentos de vegetação arbórea e alocações de áreas preferenciais para sua interligação no município de Viçosa, MG**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.
- PINTO, L. P., PAGLIA, A., PAESE, A. & FONSECA, M., 2004, "O papel das reservas privadas na conservação da biodiversidade", *In*: CASTRO, R & BORGES, M. E. (orgs.), **RPPN: conservação em terras privadas- desafios para a sustentabilidade**, Planaltina, Paraná, Edições CNRPPN.
- PINTO, L. P., BEDE, L., PAESE, A. FONSECA, M., PAGLIA, A. & LAMAS, I. R., 2006, "Mata Atlântica brasileira: os desafios para conservação da biodiversidade de um *hot spot* mundial", *In*: ROCHA, C. F. D., BERGALLO, H. G., SLUYS, M. V. & ALVES, M. A. S. (orgs.), **Biología da conservação: essências**. São Carlos, São Paulo, Editora RIMA.
- PIRES, A. S., FERNANDEZ, F. A. S. & BARROS, C. S., 2006, "Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações de animais", *In*: ROCHA, C. F. D., BERGALLO, H. G., SLUYS, M. V. & ALVES, M. A. S. (orgs.), **Biología da conservação: Essências**, São Carlos, São Paulo, Editora RIMA.
- PREFEITURA DE JUIZ DE FORA., 2004, **Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano de Juiz de Fora**. FUNALFA Edições.
- PRIMACK, R.B. & RODRIGUES, E., 2001, **Biología da Conservação**. Londrina, Paraná, Ed.Vida.
- RAVAN, S., DIXIT, A. M. & MATHUR, V. B., 2005, "Spatial analysis for identification and evaluation of forested corridors between two protected areas in Central India", **Current Science**, v. 88, pp. 1441-1448.
- ROCHA, C. F. D., BERGALLO, H. G., SLUYS, M. V., ALVES, M. A. S. & JENKINS, C., 2006, "Corredores ecológicos e conservação da biodiversidade: um estudo de caso na Mata Atlântica", *In*: ROCHA, C. F. D., BERGALLO, H. G., SLUYS, M. V. & ALVES, M. A. S.(orgs.), **Biología da conservação: Essências**. São Carlos, SP, Editora RIMA.
- RODRIGUES, E. 1998. **Edge effects on the regeneration of forest fragments in North Paraná**. Tese de PhD. Harvard University.
- SANDERSON, J., ALGER, K., FONSECA, G. A. B., GALINDO-LEAL, C., INCHAUUSTY, V. H. & MORRISON, K., 2003, **Biodiversity conservation corridors: planning, implementing and monitoring sustainable landscapes**. Washington DC, Conservation International.
- SAUNDERS, D. A., HOBBS, R. J. & MARGULES, C. R., 1991, "Biological consequences of ecosystems fragmentation: a review", **Conservation Biology**, v. 5, pp. 18-32.
- SCHONEWALD-COX, C. M. & BUECHNER, M., 1992, "Park protection and public roads", *In*: FIEDLER, P. L. & JAIN, S. K. (eds.), **Conservation biology: the theory and practice of nature conservation, preservation and management.**, pp. 373 – 396, New York, EUA, Chapman and Hall.
- SCOLFORO, J. R. & CARVALHO, L. M. T., 2006, **Mapeamento e inventário da flora e dos reflorestamentos de Minas Gerais**. Lavras, UFLA.
- SHAFFER, C. I., 1990, **Nature reserves: island theory and conservation practice**, Washington, DC, Smithsonian Institution Press.
- SHAFFER, C. I., 1997, "Terrestrial nature reserve design at urban/rural interface", *In*: SCHWARTZ, M. W. (ed.), **Conservation in highly fragmented landscapes**. Pp. 345 – 378, New York, Chapman and Hall.

- SIMBERLOFF, D., 1986, "Are we on the verge of a mass extinction in tropical rainforest?", *In*: Elliott, D. K. (ed.), **Dynamics of extinctions**, pp. 165 – 180, New York, John Wiley and sons.
- SIMBERLOFF, D. & COX, J., 1987, "Consequences and costs of conservation corridors", **Conservation Biology**, v. 1, n. 1, pp. 63-71.
- SIMBERLOFF, D., FARR, J. A., COX, J. & MEHLMAN, D. W., 1992, "Movement corridors: conservation bargains or poor investments?", **Conservation Biology**, v. 6, n. 4, pp. 493-504.
- SODHI, N. S., BRIFFETT, C., KONG, L. & YUEN, B., 1999, "Bird use linear areas of a tropical city: implications for park connector design and management", **Landscape and Urban Planning**, v. 45, n. 2-3, pp. 123-130.
- SOULÉ, M. E., 1987, **Viable populations for conservation**. Cambridge, Cambridge Univ. Press.
- SOULÉ, M. & SIMBERLOFF, D., 1986, "What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves?", **Biological Conservation**, v. 35, pp. 19-40.
- STAICO, J., 1977, **A bacia do Rio Paraibuna em Juiz de Fora**. Juiz de Fora, MG, Universidade Federal de Juiz de Fora.
- STOUFFER, P. & BIERREGARD JR., K. O., 1995, "Use of Amazonian forest fragments by under story insectivorous birds", **Ecology**, v. 76, pp. 2429-2445.
- STRAHLER, A. N., 1957, "Quantitative analysis of watershed geomorphology", **Transactions of the American Geophysical Union**, v. 8, n. 6, pp. 913-920.
- STRATFORD, J. A. & STOUFFER, P. C., 1999, "Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil", **Conservation Biology**, v. 13, n. 6, pp. 1416-1423.
- SZACKI, J., 1999, "Spatially structured populations: how much do they match the classic metapopulation concept?", **Landscape Ecology**, v.14, pp. 367-379.
- TABARELLI, M., PINTO, L. P., SILVA, J. M. C., HIROTA, M. M. & BEDE, C. L., 2005, "Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica Brasileira", *In*: SILVA, J.M.C. (ed.), **Megadiversidade: desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade no Brasil**. Conservation International do Brasil. v. 1, n. 1. pp. 133-138.
- TANIZAKI-FONSECA, K. & MOULTON, T. P., 2000, "A fragmentação da Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro e a perda da biodiversidade", *In*: BERGALLO, H.G., ROCHA, C. F. D., SLUYS, M. V. & ALVES, M. A. S. (eds.), **A fauna ameaçada de extinção no estado do Rio de Janeiro**, Editora UERJ, Rio de Janeiro.
- TEGETHOF, U., 2005, "Environmental Impact Assessment in the planning process roads in Germany", *In*: **Anais do XIX Congresso de Pesquisa e Ensino em Transportes**, Recife, PE.
- TISCHENDORF, L. & FAHRIG, L., 2000, "On the usage and measurement of landscape connectivity", **Oikos**, v. 90, pp. 7-19.
- TONHASCA JUNIOR, A., 2005, **Ecologia e história natural da Mata Atlântica**. Rio de Janeiro, RJ, Interciência.
- TURNER, M. G., 1989, "Landscape ecology: the effects of pattern on process", **Annual review of ecology and systematics**, v. 20, pp. 171-197.
- TURNER, M. G. & GARDNER, R. H., 1991, **Quantitative methods in landscape ecology**. New York, EUA, New York Springer.
- VELOSO, H. P., 1992, **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Rio de Janeiro, RJ, IBGE.

- VERBOOM, J., LANKESTER, K. & METZ, J. A. J., 1991, "Linking local and regional dynamics in stochastic metapopulation models", **Biological Journal of Linnean Society**, v. 42, n. 1/2, pp. 39-55.
- VIANA, V. M., 1990, "Biologia e manejo de fragmentos" In: **Anais do Congresso Florestal Brasileiro**, pp. 50-53. Campos do Jordão. São Paulo.
- VIEIRA, M.C.W. & MESQUITA, C. A. B., 2004, **RPPN: Reservas Particulares do Patrimônio Natural na Mata Atlântica**. In: Caderno da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica n. 28, Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica e Aliança para conservação da Mata Atlântica. São Paulo.
- WILCOVE, D. S. & MAY, R.M., 1986, "National park boundaries and ecological realities" **Nature**, v. 324, pp. 206-207.
- WILSON, E. O., 2003, **The future of life**. Londres, Reino Unido, Abacus.