



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA E BIOMONITORAMENTO
Mestrado Profissional
Ecologia Aplicada à Gestão Ambiental



FLORIANO ALVAREZ SOTO

ECOLOGIA DE PAISAGEM E SELEÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA
IMPLANTAÇÃO DE ESTRATÉGIAS DE CONSERVAÇÃO EM PAISAGENS
FRAGMENTADAS. UM ESTUDO DE CASO: A ÁREA DO CAMPUS ONDINA –
FEDERAÇÃO E PARQUE ZOOBOTÂNICO GETÚLIO VARGAS – SALVADOR (BA).

ORIENTADOR
Dr. DANILO BOSCOLO

Salvador
Dezembro de 2013

FLORIANO ALVAREZ SOTO

**ECOLOGIA DE PAISAGEM E SELEÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA
IMPLANTAÇÃO DE ESTRATÉGIAS DE CONSERVAÇÃO EM PAISAGENS
FRAGMENTADAS. UM ESTUDO DE CASO: A ÁREA DO CAMPUS ONDINA –
FEDERAÇÃO E PARQUE ZOOBOTÂNICO GETÚLIO VARGAS – SALVADOR (BA).**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento da Universidade Federal da Bahia, como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Danilo Boscolo

**Salvador
Dezembro de 2013**

S728 Soto, Floriano Alvarez.

Ecologia de paisagem e seleção de áreas prioritárias para implantação de estratégias de conservação em paisagens fragmentadas. um estudo de caso: a área do Campus Ondina – Federação e Parque Zoobotânico Getúlio Vargas – Salvador (BA) / Floriano Alvarez Soto. 2013.

95 f.: il

Orientadora: Prof. Dr. Danilo Boscolo

Dissertação (mestrado) Universidade Federal da Bahia, Instituto de Biologia, 2014.

1. Ecologia – Paisagem. 2. Biodiversidade - Conservação. 3. Campus Ondina – Federação e Parque Zoobotânico Getúlio Vargas. I. Universidade Federal da Bahia. Instituto de Biologia. II. Boscolo, Danilo. III. Título.

CDU: 63

Floriano Alvarez Soto

**ECOLOGIA DE PAISAGEM E SELEÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA
IMPLANTAÇÃO DE ESTRATÉGIAS DE CONSERVAÇÃO EM PAISAGENS
FRAGMENTADAS. UM ESTUDO DE CASO: A ÁREA DO CAMPUS ONDINA –
FEDERAÇÃO E PARQUE ZOOBOTÂNICO GETÚLIO VARGAS – SALVADOR (BA).**

Dissertação de Mestrado apresentada como
requisito parcial do grau de Mestre em Ecologia
do curso de Mestrado Profissional em Ecologia
Aplicada à Gestão Ambiental da Universidade
Federal da Bahia.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Danilo Boscolo (Orientador)
Universidade de São Paulo (USP)

Prof. Dr. Eduardo Mariano Neto
Universidade Federal da Bahia (UFBA)

Prof. Dr. Luciano Elsinor Lopes
Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR)

Salvador, 06 de dezembro de 2013.

RESUMO

O acelerado processo de urbanização ocorrido a partir de meados do século XX em diversas cidades brasileiras promoveu, entre outras consequências, um crescimento desordenado e não planejado das cidades. Esta urbanização e a exploração não planejada dos recursos naturais têm resultado na imediata redução/eliminação das áreas de habitats naturais e uma maior fragmentação da paisagem contida nos sistemas urbanos, o que acarreta em impactos severos sobre processos ecológicos determinantes da persistência de populações locais. Em vista deste cenário, e pautado em princípios da Ecologia de Paisagem, desenvolveu-se um estudo das composições estruturais dos fragmentos e arranjo espacial dominante na paisagem compreendida pelas áreas do campus Ondina – Federação da Universidade Federal da Bahia e entorno com o intuito de identificar áreas prioritárias para implantação de estratégias de conservação ambiental que favoreçam um melhor estado das funções ecossistêmicas de habitat e refúgio e aumentem a conectividade da paisagem. Parte-se do pressuposto que os efeitos da perda de habitat e fragmentação da paisagem sobre as funções ecossistêmicas de habitat e refúgio, essenciais para a conservação das diversidades biológica e genética e preservação de processos evolutivos, podem ser atenuados através de estratégias que almejam o incremento da área e/ou qualidade dos fragmentos e melhoria da conectividade da paisagem. Para tanto, o trabalho foi desenvolvido através de duas abordagens distintas. Primeiramente, mediante utilização de programas criados para Sistema de Informação Geográfica (SIG) e de processamento de métricas de paisagem executou-se procedimentos visando possibilitar a análise da composição e configuração da paisagem. Na abordagem seguinte, pautando-se em análises espaciais e aplicação de métricas de paisagem para construção de índice de priorização de fragmentos, se identificou áreas prioritárias para conservação ambiental. As análises realizadas sugerem que a falta de intervenções estratégicas conservacionista nas áreas prioritárias indicadas e o não planejamento da paisagem certamente promoverão um agravamento do processo de perda e fragmentação de habitats naturais com possíveis implicações negativas sobre processos ecológicos determinantes da persistência das espécies autóctones. O estudo conclui advertindo que embora as métricas de paisagem sejam ferramentas bastante úteis para a análise de padrões espaciais da paisagem, em virtude da sua natureza estática, pautada num conjunto de regras topológicas e estatísticas e no emprego usual de modelos categóricos de paisagem, devem ser aplicadas considerando aspectos comportamentais das espécies-chave estudadas.

Palavras Chave: Ecologia da Paisagem; Métricas de Paisagem; Conservação da biodiversidade; Áreas Prioritárias.

ABSTRACT

The accelerated urbanization process occurred from the mid-twentieth century in several Brazilian cities promoted, among other consequences, a disordered and unplanned growth of cities. This urbanization and unplanned exploitation of natural resources have resulted in an immediate reduction / elimination of areas of natural habitats and increased landscape fragmentation contained in urban systems, resulting in severe impacts on ecological processes determining the persistence of local populations. Considering this scenario, and based on the principles of landscape ecology, we developed a study of the structural composition of the fragments and dominant spatial arrangement in the landscape comprehended by areas of the Federal University of Bahia's campus Ondina – Federação and surrounding in order to identify priority areas for the implementation of conservation strategies that promote a better state of ecosystem functions and refuge habitat and increase landscape connectivity. We start from the assumption that the effects of habitat loss and landscape fragmentation on ecosystem functions and refuge habitat essential for the conservation of biological and genetic evolutionary processes and preservation of diversities, can be mitigated through strategies that aims to increase the area and/or quality of specimens and improving landscape connectivity. To this end, the work was developed through two distinct approaches. First, by using programs created for Geographic Information System (GIS) and landscape metrics processing, were performed procedures to enable analysis of the composition and configuration of the landscape. The next approach, basing on spatial analysis and application of landscape metrics for constructing prioritization index of fragments, identified priority areas for conservation. The lack of interventions of strategic conservation in priority areas indicated and not planning of landscape certainly promote increase in the loss and fragmentation of natural habitats with possible negative implications on ecological processes determinants the persistence of autochthonous species. The study concludes by warning that although the landscape metrics are very useful tools for the analysis of spatial patterns of landscape, because of its static nature, based on a set of topological and statistical rules and the usual use of categorical models of landscape should be applied considering behavioural aspects of key species.

Key Words: Landscape Ecology; Landscape Metrics; Conservation of biodiversity; Priority Areas.

SUMÁRIO

1. APRESENTAÇÃO.....	8
2. ESTRUTURAS DA PAISAGEM E PERSISTÊNCIAS DE POPULAÇÕES.....	9
3. A CONECTIVIDADE DA PAISAGEM.....	18
4. ECOLOGIA DE PAISAGEM E ESTRATÉGIAS DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE.....	26
5. PAISAGEM URBANA E PLANEJAMENTO ECOLÓGICO.....	28
6. OBJETIVOS.....	30
7. MATERIAL E MÉTODOS.....	31
8. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	38
8.1. Descrição da Paisagem.....	39
8.2. Avaliação do grau de isolamento dos fragmentos de habitat em escala regional ...	55
8.3. Avaliação do Índice Valor de Resistência da paisagem e Índices de Priorização de Fragmentos	59
8.4. Seleção das áreas prioritárias para implantação de estratégias de conservação...	66
9. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	71
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	73
ANEXO 01.....	83

1. APRESENTAÇÃO

O presente documento técnico-científico objetivou identificar áreas prioritárias para implantação de estratégias de conservação ambiental visando potencializar a persistência da biodiversidade existente na área do campus Ondina – Federação e Parque Zoobotânico Getúlio Vargas.

Neste sentido, apresenta-se como tema deste estudo a “Ecologia de Paisagem e seleção de áreas prioritárias para implantação de estratégias de conservação em paisagens fragmentadas. Um estudo de caso: A área do campus Ondina – Federação e Parque Zoobotânico Getúlio Vargas – Salvador (BA)”. Através da aplicação de métricas da paisagem, e, subsidiado por uma base teórico-conceitual existente na literatura científica da Ecologia de Paisagem buscou-se:

1. Avaliar a composição e configuração espacial da paisagem do campus Ondina – Federação e do Parque Zoobotânico Getúlio Vargas;
2. Analisar os processos espaciais de transformação da paisagem estudada a partir de uma análise multitemporal da cobertura da terra no período de 1959 a 2009;
3. Idealizar índice de priorização de áreas florestadas para intervenção de estratégias conservacionistas;
4. Identificar áreas prioritárias para implantação de estratégias de conservação ambiental que favoreçam um melhor estado das funções ecossistêmicas de habitat e refúgio e aumentem a conectividade da paisagem.

Por fim, ressalta-se que em vista deste estudo possuir intrínseca relação com o Subprojeto 1, do Programa “UFBA Sustentável” (Subprograma Biodiversidade), espera-se que as informações aqui produzidas sirvam como importante subsídio técnico-científico para a tomada de decisões pela Universidade Federal da Bahia, nas medidas que promovam o aumento e a persistência da biodiversidade local.

2. ESTRUTURAS DA PAISAGEM E PERSISTÊNCIAS DE POPULAÇÕES

A Ecologia da Paisagem é uma ciência que investiga o desenvolvimento e a dinâmica da heterogeneidade espacial, as interações espaciais, temporais e trocas através de ecossistemas heterogêneos, as influências da heterogeneidade espacial nos processos bióticos e abióticos, e o manejo da heterogeneidade espacial (BARRET & PELES, 1999). Nesse contexto, os estudos de Ecologia da Paisagem podem e vêm contribuindo essencialmente para a compreensão das interações entre paisagem e organismos e de como as estruturas da paisagem podem influenciar a persistência populacional. Desta forma seus estudos têm produzido importante aporte científico voltado para a elaboração de estratégias de conservação em diferentes escalas. Ademais, entender como as espécies interagem com diferentes estruturas na paisagem em diferentes escalas pode conduzir a programas de conservação e restauração (LYRA-JORGE et al., 2009).

Nesta ótica, uma melhor aplicação dos princípios e fundamentos da Ecologia de Paisagem direcionados à elaboração de estratégias de conservação depende fundamentalmente da compreensão de alguns aspectos-chaves: (i) os componentes da estrutura espacial da paisagem; (ii) os padrões de habitat na paisagem e sua influência sobre a persistência das populações; (iii) a conectividade da paisagem e seu papel para a persistência e conservação das populações fragmentadas. Analisar como as estruturas espaciais e os padrões da paisagem influenciam e contribuem para a persistência das populações em paisagens com elevada perda de habitat e fragmentação depende essencialmente da compreensão da magnitude dos efeitos destes processos sobre a dinâmica populacional.

Ademais, uma abordagem de ecologia da paisagem pautada na preservação das espécies em ambientes fragmentados, impescinde da abordagem e aplicação de conceitos básicos da perda de habitat e fragmentação (FAHRIG, 2001, 2003; FLETCHER Jr., 2005; WIEGAND et al., 2005), de limiares de extinção (FAHRIG, 2001, 2003; HUGGETT, 2005; WITH, K. A. & CRIST, T. O., 1995), da teoria da percolação (STAUFFER, 1985), assim como, da compreensão de quais características fisiológicas e comportamentais das espécies influenciam a percepção das estruturas espaciais e o deslocamento na paisagem.

Nesta perspectiva, inicialmente abordaremos os dois primeiros itens de forma conjunta tentando apresentar de forma bastante concisa como as estruturas espaciais e os padrões da paisagem influenciam e contribuem para a persistência das populações em paisagens com elevada perda de habitat e fragmentação. Para tanto, baseado numa razoável avaliação da literatura teórica e empírica de estudos ecológicos da paisagem, apresentaremos sucintamente a influência da configuração (tamanho e forma) e qualidade do fragmento de habitat, da qualidade da matriz e função das estruturas de corredores e trampolins ecológicos, além do grau de isolamento dos fragmentos (grau de conectividade) na sobrevivência de populações em paisagens fragmentadas. Em virtude da conectividade da paisagem implicar em uma maior interação entre aspectos da ecologia de paisagem e da ecologia comportamental, a abordagem desta e de seu papel para a persistência e conservação das espécies em ambientes fragmentados será apresentado em um tópico especial.

Vários pesquisadores advertem que o tamanho do fragmento sozinho não é suficiente para prever persistências populacionais e que o contexto da mancha, ou seja, a natureza da paisagem circundante do fragmento é também bastante significativa (DINGLE, 1991; MERRIAM, 1991; DUNNING et al., 1992; HANSSON, 1992; WIENS, 1994; HINSLEY et al., 1995; GUSTAFSON & GARDNER, 1996; ANDRÉN, 1997; JONSEN & FAHRIG, 1997; SISK et al., 1997; POPE et al., 2000, *apud* FAHRIG, 2001). Fahrig (2001) também aponta que o tamanho do fragmento e sua influência sobre a dinâmica da paisagem e os diversos organismos que habitam esse espaço são relativos à estrutura da paisagem. Estudos de modelagem sugerem ainda que a área crítica do fragmento dependa da combinação das taxas de reprodução do organismo, da taxa de emigração do fragmento, genética populacional do organismo e fatores estocásticos tais como distúrbios (SOULÉ & SIMBERLOF, 1986; LANDE, 1987; SCHNEIDER & YODZIS, 1994; WISSEL & ZASCHKE, 1994; BEVERS & FLATHER, 1999, *apud* FAHRIG, 2001).

Apesar destas advertências, ressalta-se, entretanto, que a literatura científica tem evidenciado a influência do dimensionamento das áreas dos fragmentos para a viabilidade das populações e as consequências das alterações destes na dinâmica populacional, especialmente quando avaliadas num contexto de paisagens

fragmentadas. Estudos de avifauna revelaram que a maioria dos pássaros de floresta depende de uma área mínima de habitat crítico disponível, a fim de satisfazer as necessidades e exigências de tamanho do território de forrageamento (MOORE & HOOPER, 1975; LYNCH & WHIGHAM, 1984; OPDAM et al, 1985, *apud* NIKOLAKAKI, 2004). Igualmente, a redução da área do fragmento aumenta a proporção de habitat borda na paisagem, expondo o interior do fragmento à influência externa (DIDHAM, 1997) e incrementando as consequências negativas dos efeitos de borda. Tem-se conhecimento a partir da literatura científica, que as assembléias de aves silvestres e a dinâmica das populações de muitas espécies de aves em fragmentos florestais são afetadas pelo tamanho dos fragmentos e seu grau de isolamento ou de seu grau de conectividade (NIKOLAKAKI, 2004).

Assim, a redução da área do fragmento limita a disponibilidade de recursos, reduz as taxas de colonização, altera o sucesso reprodutivo, e impõe uma restrição intrínseca no tamanho máximo da população e, numa condição extrema, exporia as populações a um aumento do risco de extinção local (HANSKI & OVASKAINEN, 2000). Ao nível da comunidade, frequentemente há grandes alterações na composição de espécies associadas com a redução na área do fragmento (SAUNDERS et al, 1991.; EWERS & DIDHAM, 2006), com diferentes espécies variando muito nas necessidades de recursos e área, e diferentes habilidades de dispersão.

Referente a perda de habitat, inúmeros pesquisadores apontam que este pode afetar espécies que dependem de recursos efêmeros (GIBBS & STANTON 2001), diminuir o comprimento e a diversidade da cadeia trófica (KOMONEN et al. 2000; DOBSON et al. 2006), alterar interações entre espécies (TAYLOR & MERRIAM, 1996), afetar a taxa de crescimento populacional (BASCOMPTE et al., 2002) e diminuir o sucesso na dispersão (BÉLISLE et al., 2001).

Metzger e Décamps (1997) assinalam que num processo de perda de habitat, há um limiar crítico no qual o grau de conectividade estrutural diminui de forma súbita e, por conseguinte, as necessidades de um grande número de espécies já não podem ser atendidas, e as taxas de extinção podem aumentar rapidamente. Neste sentido, populações isoladas em manchas de habitats muito pequenas têm probabilidade de

persistência reduzida devido à redução do tamanho populacional e aos efeitos de processos estocásticos (GILPIN & SOULÉ, 1986). Adverte-se ainda que a redução da área contínua em fragmentos de tamanho menores dentro de uma matriz de habitat não favorável implicará na redução da riqueza das espécies até esta se ajustar ao novo tamanho da área (MEDINA & VIEIRA, 2007).

Especialmente no tocante ao dimensionamento dos fragmentos habitat, a redução na quantidade total de habitat na paisagem acarreta inevitavelmente numa heterogeneidade de tamanhos das manchas de habitat remanescentes, resultando em poucas manchas grandes e muitas manchas pequenas (RANTA et al., 1998; EWERS & DIDHAM, 2007). Goodwin e Fahrig (2002), através de simulações experimentais, testaram como a estrutura espacial do habitat e da matriz não habitat influencia a conectividade e concluíram que a heterogeneidade mantida na paisagem, especialmente em relação aos tamanhos de fragmentos, deve aumentar sua conectividade.

Fahrig (2003) ressalta que as regiões onde os fragmentos são grandes, muitas vezes correspondem àquelas regiões onde há mais habitat. Para Forman (1995a), os grandes fragmentos de vegetação natural são as únicas estruturas numa paisagem que possibilitam a proteção dos aquíferos e das redes hídricas interligadas, sustentam populações viáveis da maioria de espécies interior, fornecem um habitat núcleo e uma cobertura de escape para a maioria dos amplos campos de moradas de vertebrados. Grandes fragmentos de vegetação natural suportam grandes populações que têm uma probabilidade muito baixa de extinção e desta forma podem persistir durante longos períodos de tempo, na medida em que haja uma troca de pelo menos alguns indivíduos por geração com outras populações (FRANKLIN, 1980; VERBOOM et al., 1993).

Embora grandes manchas de vegetação natural prestem muitas das principais funções ecológicas e proporcionem muitos benefícios em uma dada paisagem (FORMAN, 1995b), entende-se que numa paisagem fragmentada o ideal é que esta possua grandes fragmentos de vegetação natural, complementada com pequenos fragmentos distribuídos por toda a matriz. A presença de uma grande quantidade de pequenos fragmentos distribuídos na paisagem seguramente pode contribuir com

uma maior heterogeneidade da paisagem e garantir a conservação de diferentes tipos de habitats (FORMAN, 1995b), aumentando, também, a conectividade da paisagem. Não obstante, o impacto negativo de uma pequena mancha pode ser compensado pela boa qualidade do habitat e área total de floresta adequada na região, na medida em que a dimensão do fragmento seja superior a uma área mínima crítica (LYNCH & WHIGHAM, 1984).

Assim, pequenas manchas de vegetação natural desempenham a função de “trampolins ecológicos” para a dispersão de espécies ou recolonização, protegem espécies raras dispersas ou pequenos habitats, fornecem heterogeneidade na matriz, e habitat para ocasionais espécies de pequenos fragmentos isolados (FAHRIG, 2001). De forma alternativa, parte das funções de pequenas manchas pode ser proporcionada por pequenos corredores da matriz (FAHRIG, 2001).

No entanto, é importante ratificar que a reprodução e mortalidade são determinadas, sobretudo, pela quantidade e qualidade de habitat disponível na paisagem (FAHRIG, 1997; WITH & KING, 1999b; BREININGER & CARTER, 2003; WOODFORD & MEYER, 2003, *apud* TAYLOR et al., 2006). Para subpopulações em manchas separadas, a taxa de extinção local diminui com o maior tamanho da mancha ou qualidade do habitat, e a recolonização aumenta com corredores, trampolins ecológicos, uma matriz de habitat adequado, ou curtas distâncias interfragmento (FORMAN, 1995b). A adequada qualidade do habitat pode ainda ampliar as oportunidades de persistência da população por meio do favorecimento de um maior sucesso reprodutivo, reduzindo a mortalidade, e/ou melhorar a chance de sucesso de estabelecimento de imigrantes (BELLAMY et al., 1996).

Outro elemento determinante em relação às manchas habitat é a sua forma. Esta característica estrutural diretamente influencia a extensão do perímetro da feição espacial e a quantidade de borda e, por consequência, implicando na configuração (dimensão e forma) da área de habitat núcleo de um fragmento. Assim, fragmento com forma compacta ou arredondada é mais eficaz na conservação de recursos internos por minimizar o perímetro exposto de efeitos exteriores (HARRIS & KANGAS, 1979, *apud* FORMAN, 1995b).

Inversamente, manchas com formas complexas têm uma proporção de área total de borda muito maior que a de área de habitat núcleo (LAURANCE & YENSEN, 1991), o que implica duas consequências ecológicas: feições com maior complexidade de forma podem ter valor mais elevado de taxas de colonização no fragmento, e maiores taxas de emigração de fragmento, e isso pode ocasionar uma maior variabilidade no tamanho da população e uma menor probabilidade de persistência da população (HAMAZAKI, 1996; CUMMING, 2002); a complexidade da forma acentua a extensão para que os efeitos de borda permeiem manchas de habitat (COLLINGE, 1996), reduzindo a área núcleo para especialistas de fragmento. Uma compilação de estudos científicos a respeito da influência do efeito de borda sobre a estrutura de fragmentos florestais assinalou que os impactos determinados pela exposição da borda dos fragmentos aos fatores exógenos são sentidos com maior força nos primeiros 50 m, não obstante alguns efeitos atinjam áreas mais internas em relação às bordas (HARPER, 2005). Ademais, em se considerando a relação configuração (dimensão e forma) do fragmento e proporção de área de borda, se depreende que os impactos resultantes do efeito de borda serão mais expressivos em manchas pequenas, as quais, a depender de suas características estruturais podem apresentar somente habitat de borda, condição que impossibilitará a sobrevivência de organismos dependentes exclusivamente de habitats mais protegidos.

Em se tratando de grandes manchas, uma alta natureza complexa destas pode implicar na divisão do habitat em núcleo múltiplo, i.e., áreas centrais disjuntas que são separadas por regiões de habitat de borda afetada (EWERS & DIDHAM, 2007). Estimativas populacionais baseadas numa revisão da literatura sobre a relação densidade-área (CONNOR et al., 2000) indicaram que os núcleos disjuntos em grandes fragmentos podem reduzir o tamanho da população de um quinto daquele que poderia ser suportado se o núcleo do habitat fosse contínuo (EWERS & DIDHAM, 2007). Fragmentos maiores, com formas mais regulares e bem conectados a outros fragmentos, tendem a apresentar uma diversidade maior de espécies daqueles fragmentos pequenos, alongados, e isolados (MARTENSEN et al., 2008). Nesta lógica, uma mancha com formato circular é em regra considerada mais desejável para fins da conservação da biodiversidade, visto que manchas de formato irregulares potencialmente possuem mais efeitos de borda, que afetam as

qualidades dos fragmentos e favorecem invasores, oportunistas e espécies generalistas, muitas vezes em prejuízo das espécies adaptadas às condições locais (MURCIA, 1995). Para cumprir várias funções-chave, uma forma ecologicamente ótima da mancha tem um grande núcleo com alguns limites curvilíneos e estreitas saliências, e depende do ângulo de orientação em relação aos fluxos circundantes (FORMAN, 1995b).

Se pensarmos que nas paisagens caracterizadas por elevada perda de habitat e fragmentação a persistência de populações depende, dentre outros fatores, dos fluxos biológicos entre os fragmentos habitat, e, que estes, dependem em parte da permeabilidade da matriz circundante, depreende-se a extrema importância da matriz para a manutenção da conectividade e dinâmica das espécies em paisagens fragmentadas. Nesta perspectiva, evidências científicas assinalam a importância fundamental da qualidade da matriz na determinação da abundância e composição de espécies dentro de manchas de habitat (GASCON et al., 1999). A literatura destaca ainda o reconhecimento dos pesquisadores acerca da influência externa da matriz circundante e os efeitos da variação desta na qualidade do habitat e na dinâmica interna das populações em fragmentos remanescentes.

Termo largamente utilizado para descrever modificações humanas nos tipos de uso da terra circundantes às manchas de habitat remanescente, a “matriz”, é representada pelas feições antropizadas da paisagem, caracterizadas por sua heterogeneidade, constituídas por diferentes usos e cobertura do solo, exercendo influência direta nos fluxos ecológicos (KUPFER, 2006; UEZU, 2008). A matriz antropogênica via de regra age como um filtro para o movimento das espécies entre fragmentos de habitat naturais (BOSCOLO et al., 2008; HANSBAUER et al., 2008). Assim, a persistência de populações em ambientes fragmentados depende bastante da permeabilidade de tais matrizes (ANTONGIOVANNI & METZGER, 2005; CASTELLON & SIEVING, 2005; UMETSU & PARDINI, 2007; BOSCOLO et al., 2008; UEZU et al. 2008, *apud* LYRA-JORGE et al., 2009). Fahrig (2001) assinala que o contexto do fragmento determina a taxa de imigração para dentro de um fragmento e que este contexto se dá pela quantidade de habitat ocupado na área circundante do fragmento que está ao alcance da faixa de dispersão do organismo e

também pela qualidade da área de intervenção de não habitat (matriz) para sobrevivência de dispersão de indivíduos.

Simulações experimentais para determinar a relativa importância de quatro variáveis preditivas, taxa de reprodução, taxa de dispersão, qualidade da matriz, e padrão de habitat no limiar de extinção (FAHRIG, 2001), sugerem que a abordagem geral mais favorável (não direcionada para espécies especialistas) para a redução dos limiares de extinção seja através da melhoria da qualidade da matriz. Estas simulações predizem ainda que sob certas circunstâncias acima de 58% de perda de habitat requer-se para a persistência da população a conversão da matriz de baixa qualidade para uma matriz de muito alta qualidade (FAHRIG, 2001). Sobre a melhoria da qualidade da matriz, conforme Fahrig (2001) esta pode ser melhorada por manutenção de paisagens heterogêneas com a diversidade de feições vegetais, e por redução de fatores causando direta mortalidade de dispersão tais como o tráfego rodoviário e os pesticidas, medidas as quais melhoram a taxa de sobrevivência de dispersão das espécies através da matriz não habitat.

Gustafson e Gardner (1996) usando um modelo de simulação baseado no indivíduo demonstraram como a estrutura e heterogeneidade da matriz pode afetar a transferência de organismos virtuais entre os fragmentos florestais. Não obstante o tamanho da mancha e o relativo isolamento explicassem a maior parte da variabilidade no sucesso de dispersão, com manchas mais próximas e maiores, com o maior intercâmbio de indivíduos, a estrutura da matriz circundante também significativamente alterou transferências entre fragmentos. Além de afetar o movimento das espécies entre fragmentos habitat, a qualidade da matriz antrópica, de acordo com os recursos vitais que possa oferecer, igualmente determina o tempo de permanência dos indivíduos na paisagem (ABERG et al., 1995; RICKETTS, 2001; BENDER & FAHRIG, 2005; BERRY et al., 2005, *apud* LYRA-JORGE et al. 2009). Ademais, matrizes de alto recurso podem funcionar como habitat para determinadas espécies, e não apenas servir de passagens conectando os fragmentos habitat (SMALLWOOD & FITZHUGH, 1995; DOWNES et al., 1997; VANDERMEER & CARVAJAL, 2001; UEZU et al., 2005, *Apud* LYRA-JORGE, 2009).

Não obstante, para muitas espécies, alterações antrópicas nos tipos de uso da terra podem prover recursos suplementares ou complementares que são capazes de compensar a disponibilidade de recursos limitados em fragmentos de habitat naturais (RIES et al., 2004). Assim, conforme Kupfer et al. (2006), ao contrário de abordagens como a teoria da Biogeografia de Ilhas (MACARTHUR & WILSON, 1967), a matriz não deve ser vista exclusivamente como uma barreira para as espécies, mas sim, considerar sua heterogeneidade, incluindo a perspectiva de provimento de recursos, de funcionar como habitats secundários e de favorecer a movimentação das espécies na paisagem.

Nesse contexto, particularmente na perspectiva de favorecer movimentos e fluxos biológicos, dentre outros fatores, a conectividade da paisagem pode ser influenciada pela distância interfragmentos e permeabilidade da matriz, mas também pela largura e qualidade das estruturas de corredores e densidade de “*stepping stones*” (METZGER & DECAMPS, 1997). Igualmente, o arranjo dos elementos espaciais da paisagem, especialmente barreiras, vias e áreas altamente heterogêneas, determinam a resistência ao fluxo ou movimento das espécies, de energia, materiais e distúrbios ao longo de uma paisagem (FORMAN, 1995b). Deste modo, afirma-se que alguns elementos da paisagem são mais adequados, e outros menos adequados, aos movimentos e fluxos biológicos na paisagem (FORMAN, 1995b). Ainda, segundo Forman (1995b), corredores podem agir para canalizar ou aumentar o fluxo, ou atuam como barreiras ou filtros inibindo a propagação. Assim, é previsível que algumas espécies possam se beneficiar de corredores de habitat que conectam fisicamente habitat adequados ou fragmentos de recursos (TEWKSBURY et al, 2002; VARKONYI et al, 2003, *apud* TAYLOR et al., 2006).

Se as estruturas de corredores conectam fragmento de habitat e os indivíduos podem migrar através da rede destes elementos da paisagem, emerge a dinâmica de metapopulações (Hanski, 1998). Estruturas de corredores podem incrementar a abundância de população e a diversidade de espécies em fragmentos de habitat, e até mesmo ser capaz de ter efeito significativo sobre o resultado de interações entre espécies e funcionamento dos ecossistemas em paisagens fragmentadas (LEVEY et al., 2005).

Nada obstante, estruturas de corredores podem trazer sérias desvantagens, como a facilitação da disseminação de doenças, espécies invasoras, incêndios e perturbações, entre outros processos que ameaçam a biodiversidade local (SAUNDERS & HOBBS, 1991).

Especialmente no tocante ao papel dos “*stepping stones*” ou trampolins ecológicos, Uezu et al. (2008) destacam a importância desse elemento da paisagem, particularmente em paisagens com elevado grau de fragmentação e onde a matriz mostra-se mais restritiva em relação à movimentação dos organismos. Deste modo, entre as vantagens proporcionadas pelas estruturas de trampolins ecológicos, ressaltam-se a dispersão e recolonização de espécies, a proteção de espécies raras e pequenos habitats (FORMAN, 1995a). Lang e Blaschke (2009) também ressaltam que estruturas lineares na paisagem e os trampolins ecológicos possuem diferentes efeitos sobre processos, fluxos de substâncias e materiais na paisagem. Nesta ótica, o estabelecimento de habitats conectados por meio de corredores, constitui uma ação compensatória contra os efeitos da fragmentação da paisagem.

Finalmente, ressalta-se que no âmbito da gestão da conservação, a manutenção e/ou restauração de estruturas de corredores ecológicos têm sido amplamente promovidas como estratégias para manter a diversidade de espécies (HILTY et al., 2006) tendo por base o princípio geral de que os fragmentos habitat mais conectados possuem menores taxas de perda de espécies do que aqueles mais isolados.

3. A CONECTIVIDADE DA PAISAGEM

Dissertar sobre “Conectividade da Paisagem” pressupõe a imprescindível abordagem de fundamentos teórico-conceituais relacionados às suas definições e tipos, às medidas estruturais de conectividade e formas de avaliação, aos efeitos da conectividade sobre a biodiversidade e os mecanismos que influenciam a viabilidade de populações espacialmente estruturadas e, também, às respostas comportamentais dos organismos a estrutura física da paisagem.

Segundo Nikolakaki (2004) a Ecologia da Paisagem considera o papel decisivo que o movimento exerce na dinâmica de muitas populações e a importância da conectividade do habitat como um determinante de valor de conservação. D'eon et al. (2002) assinalam que a conectividade da paisagem é considerada um componente essencial da estrutura da paisagem (TAYLOR et al., 1993) em razão de sua importância para a sobrevivência da população e dinâmica de metapopulações. Igualmente, o nível em que as populações locais estão funcionalmente conectadas desempenha uma influência decisiva sobre a persistência da metapopulação (FAHRIG & MERRIAM, 1985). D'eon et al. (2002) advertem também que a conectividade deve ser avaliada na escala da interação entre o organismo e a paisagem. Goodwin e Fahrig (2002) também apontam que a interação entre o movimento animal e a estrutura da paisagem determinará a capacidade de um animal mover-se através de uma paisagem.

Deste modo, segundo Taylor et al. (2006), avaliar a conectividade da paisagem a partir de uma abordagem centrada em espécies exige informações sobre as respostas das espécies à movimentação na estrutura da paisagem e como essas respostas divergem em função das influências de mais ampla escala.

Considerada questão chave para entender o fluxo de espécies, a conectividade da paisagem tem sido amplamente apresentada como “*o grau que a paisagem facilita ou impede o movimento entre manchas de recursos*” (TAYLOR et al., 1993). Para Taylor et al. (2006), esta definição enfatiza que tipos, quantidades e arranjos de habitat ou uso da terra na paisagem exercem influência no movimento e, em fim, na dinâmica populacional e estrutura da comunidade. Assim, para Taylor et al. (2006), a conectividade da paisagem é uma “propriedade emergente” de interações espécie – paisagem, uma propriedade dinâmica estudada na escala da paisagem para um determinado organismo ou sequências de organismos, e não simplesmente uma propriedade agregada de um cluster de manchas de habitat.

Não obstante, Taylor et al. 2006 avaliam que amiúde o uso do conceito “Conectividade da Paisagem” enfatiza especialmente o aspecto estrutural, onde a conectividade é exclusivamente equiparada com atributos lineares da paisagem que favorecem a dispersão, tais como, as estruturas de corredores. Na sua concepção,

tais medidas ignoram a rica complexidade das interações dos organismos com a heterogeneidade espacial que pode vir a afetar a dispersão e o sucesso da colonização.

Assim, (MEDINA & VIEIRA 2007) admite que a conectividade não deva ser definida pautando-se exclusivamente nas distâncias entre os fragmentos, visto que, constitui o resultado da interação entre um processo comportamental de organismos (movimento) e a estrutura física da paisagem. Neste sentido, a conectividade da paisagem pode se referir à conexão funcional entre manchas de habitat seja porque habitat está conectado através de continuidade estrutural ou por capacidades de dispersão das espécies permitirem deslocar entre manchas discretas e, deste modo, perceber as manchas de recursos como funcionalmente conectadas (WITH et al., 1997).

Em termos gerais, distinguem-se dois tipos de conectividade da paisagem, a estrutural e a funcional. Enquanto a conectividade estrutural descreve relações físicas entre as manchas habitat, tais como corredores de habitats ou as distâncias interfragmentos, baseando-se exclusivamente na estrutura da paisagem e ignorando as respostas dos organismos (TAYLOR et al., 2006), a conectividade funcional considera as respostas comportamentais aos elementos da paisagem junto com a estrutura espacial (GOODWIN, 2003).

Ao ignorar a resposta comportamental dos organismos à estrutura da paisagem e apenas descrever relações físicas entre manchas de habitat, a conectividade estrutural é imediatamente medida com uma variedade de métricas de paisagem ou abordagens analíticas espaciais (GUSTAFSON, 1998; MOILANEN & NIEMINEN, 2002, *apud* TAYLOR et al., 2006).

Neste sentido, Metzger e Décamps (1997) apontam que a conectividade estrutural pode ser determinada com base na distância entre manchas, densidade, complexidade, largura e qualidade das redes de corredores, na densidade de trampolins e na permeabilidade da matriz da paisagem. Igualmente, cada paisagem pode ser caracterizada por um grau de conectividade estrutural para um determinado habitat (BAUDRY & MERRIAM, 1988, *apud* METZGER & DÉCAMPS, 1997).

Sobre a quantificação da conectividade estrutural, Metzger e Décamps (1997) apontam que esta inclui três componentes que devem ser avaliados distintamente: continuidade no arranjo espacial de áreas de habitat; complexidade e a qualidade de corredor e redes de trampolins (HENEIN & MERRIAM, 1990; BUREL, 1992; FAHRIG & MERRIAM, 1994); permeabilidade da matriz interhabitat (WHITCOMB et al, 1976; PREVETT, 1991; DATE et al, 1991; GUEVARA et al, 1992; GUEVARA & LABORDE, 1993, *apud* METZGER & DÉCAMP, 1997).

Entretanto, a conectividade da paisagem não pode simplesmente ser definida por um índice de padrão de paisagem, mas sim, ser determinada com base na percepção dos organismos e interação com a estrutura e heterogeneidade da paisagem (TAYLOR et al., 2006). Em vista disto, Taylor et al. (1993) sugerem o conceito de conectividade funcional, a qual "*pode ser medida para um determinado organismo, utilizando a probabilidade de movimento entre todos os pontos ou manchas de recursos em uma paisagem*". Igualmente, a conectividade funcional de uma paisagem faz referência à ligação funcional entre manchas de habitat, bem seja porque os fragmentos encontram-se ligados através de uma continuidade estrutural, porquanto os organismos utilizem a matriz interhabitat, ou porque as habilidades de dispersão dos organismos lhes possibilitem se movimentar entre fragmentos discretos, percebendo-os como funcionalmente conectados (WITH & KING, 1999a). Implícito ao conceito de conectividade funcional apresenta-se a idéia de que a conectividade sentida por um organismo resulta das respostas comportamentais dos organismos à estrutura física da paisagem (TISCHENDORF & FAHRIG 2000a, b; BÉLISLE, 2005).

Assim, Bélisle (2005) assinala que a conectividade funcional de uma paisagem é idealizada para depender como uma determinada espécie percebe e responde a estrutura da paisagem dentro de uma hierarquia de escalas espaciais. Numa abordagem próxima da ecologia comportamental, Bélisle (2005) acrescenta que a percepção e a resposta dos organismos a estrutura da paisagem será influenciada por seu estado e sua motivação, que vai determinar as suas necessidades, quanto risco estão dispostos a assumir com vista a atender essas necessidades e, provavelmente, a seus destinos específicos. Além disso, fatores como o campo de percepção dos organismos (LIMA & ZOLLNER, 1996), sua suscetibilidade a

competição e predação, assim como o seu nível de atração contra-específicas, desempenham um papel importante na determinação dos movimentos de indivíduos (DANIELSON, 1992; GREENE & STAMPS, 2001). Neste sentido, tratar da conectividade funcional impescinde da análise das respostas comportamentais dos organismos a estrutura física da paisagem, dos mecanismos que influenciam a viabilidade de populações espacialmente estruturadas e da dimensão dos efeitos da conectividade sobre a biodiversidade.

Inicialmente, referente à influência do comportamento e habilidades de deslocamento dos organismos na determinação da conectividade da paisagem, admite-se que a vagilidade do organismo é uma das características mais importantes para a determinação da conectividade da paisagem e, em razão disto, é que muitos pesquisadores defendem uma perspectiva do organismo, ao avaliar a conectividade da paisagem (WIENS, 1989; SCHUMAKER, 1996; TISHENDORF & FAHRIG, 2000a, b). Sobre a vagilidade, admite-se que as capacidades em atravessar lacunas ou a matriz interhabitat são altamente variáveis entre as espécies. Para D'eon et al. (2002), espécies menos vágeis podem ser afetadas por uma falta de conectividade da paisagem na escala de sua interação com os fragmentos.

Lyra-Jorge et al. (2009) apontam que a capacidade de circulação de uma espécie pode influenciar a sua persistência na paisagem, em razão desta estar relacionada com a procura por alimentação, por lugares de descanso e para escapar dos humanos. Assim, espécies capazes de mover-se por grandes distâncias serão menos afetadas por paisagens fragmentadas, pois são capazes de utilizar os recursos que são escassamente dispersos. Para Goodwin e Fahrig (2002) a persistência de populações em face das mudanças antrópicas na paisagem depende, ao menos em parte, na sua capacidade para se mover através paisagens modificadas permitindo aos organismos forragear sobre manchas de habitat múltiplos, livrando as populações locais da extinção (BROWN & KODRIC-BROWN, 1977), ou recolonizando populações locais após um processo de extinção (HENDERSON et al., 1985; THOMAS, 1994)

Outro aspecto relativo ao processo de dispersão dos indivíduos é que este pode não ser restrito aos caminhos mais curtos, mas, a alternativa de caminhos também pode ser um aspecto importante para a avaliação da conectividade da paisagem. Ademais, movimento implica em muitas decisões (GRUBB & BRONSON 2001; STAMPS, 2001, *apud* BÉLISLE 2005), e estas resultam de motivações que são influenciadas pelo estado do indivíduo.

Assim, Bélisle (2005) adverte que o motivo subjacente a circulação de indivíduos devem, portanto, ser levados em consideração quando avaliamos a conectividade funcional. Ter ciência dos presumíveis destinos que os organismos estão tentando atingir pode ser considerado bastante útil para a determinação do nível de anisotropia de uma paisagem no que diz respeito à sua conectividade funcional (BÉLISLE & ST. CLAIR, 2001). Neste sentido, Bélisle (2005) ressalta que polarizados ou anisotrópicos fluxos dos indivíduos não resultam apenas de diferentes abundâncias de dispersores que dependem da estrutura da paisagem, mas ainda de variações na facilidade de circulação ao longo dos diferentes eixos e direções de movimento.

Igualmente, a dispersão e outros movimentos de distância de uma mancha de habitat adequada para outra são geralmente avaliados caros para as espécies tendo em vista que ao se deslocar os organismos podem enfrentar aumento das taxas de mortalidade associadas a um maior risco de predação e aos custos fisiológicos do movimento através de habitat desconhecido ou desfavorável (SUTHERLAND et al., 2000). Assim, Bélisle (2005) aponta que probabilidades ou taxas de movimento dependerão da taxa a que as espécies obtêm benefícios ao longo do tempo dentro de manchas de recursos, e não da conectividade funcional (BÉLISLE, 2005).

Nada obstante, em vista da intrínseca interação organismo - estrutura da paisagem, a conectividade em nível de manchas ou de paisagem não pode ser avaliada sem uma referência sobre a forma como os organismos dispersam em uma rede (URBAN et al., 2009). Pesquisas ecológicas de cunho teórico e empírico têm enfatizado a necessidade de entender como as espécies percebem e respondem à heterogeneidade espacial (ZOLLNER & LIMA, 1997) e a relevância de integrar ambas as abordagens comportamento e paisagem quando se procura estudar o

comportamento (LIMA & ZOLLNER, 1996). Importante ressaltar que a integração do comportamento de movimento em modelos de dispersão está fundamentada no argumento de que a viabilidade da população é dependente do sucesso dispersão de organismos, e que este pode depender da habilidade do indivíduo para mudar estratégia de busca, dependendo da abundância e configuração do habitat (ZOLLNER & LIMA, 2005).

Admitir-se a importância de integrar comportamento e paisagem obriga a entender como as estruturas da paisagem interferem no processo de dispersão das espécies e, por conseguinte, no grau de conectividade da paisagem. Baguette e Van Dyck (2007) indicaram que a textura da configuração de recursos na paisagem é um fator crucial para modelar mudanças comportamentais adaptativas durante dispersão que melhoram a conectividade da paisagem. Keitt et al. (1997) sugeriram que a configuração do fragmento desempenha o papel mais relevante na conectividade da paisagem para espécies com capacidade intermediária de dispersão, enquanto que para bons e maus dispersores o valor do fragmento é mais determinante. Isto porque, conforme Laita et al., (2011), em geral os maus dispersores estão confinados a manchas locais independentemente da configuração do fragmento, enquanto que os bons dispersores não têm dispersões limitadas, e deste modo, a dimensão da mancha sobrepuja a localização do fragmento em importância.

Goodwin e Fahrig (2002) através de simulações experimentais para testar a importância relativa dos vários aspectos da estrutura da paisagem sobre a conectividade da paisagem observaram que a distância entre manchas foi a única variável da paisagem que se comportou de forma consistente em todas as medidas de conectividade da paisagem, influenciando forte e negativamente a conectividade da paisagem. Outros investigadores também observaram que a distância interfragmento exerce forte efeito sobre as medidas funcionais de conectividade (WITH & KING, 1999a; TISCHENDORF & FAHRIG, 2000b). Goodwin e Fahrig (2002) notaram ainda que a quantidade de habitat foi relativamente importante para todas as métricas a nível de células, mas não, para métricas de conectividade a nível de fragmento. Entretanto, seus experimentos revelaram que as paisagens com

mais habitat tiveram mais células visitadas por indivíduo, mas, uma menor probabilidade de transição de células e menor imigração celular.

Estudando processo de dispersão de espécies, Gardner et al. (1991) concluíram que se a proporção de habitat estiver acima de uma probabilidade crítica, então as paisagens estão bem conectadas e não importa o quão longe cada espécie pode dispersar, mesmo todas as populações serão capazes de atingir uma grande parte do habitat disponível. Por outro lado, se esta proporção de habitat está à abaixo da probabilidade crítica, então as manchas de habitat estão excessivamente fragmentadas e uma grande diferença na abundância de espécies e no uso de habitat pode ser originada por pequenas mudanças na distância máxima de dispersão (GARDENER et la., 1991).

Para Taylor et al. (2006), no entanto o que é relevante entender é que a paisagem conectada não garante a persistência das espécies, assim como a interrupção da conectividade da paisagem não pode resultar na imediata extinção de uma espécie. Neste sentido, faz-se importante advertir aqui, o fato de que o nível crítico de habitat em que a conectividade da paisagem torna-se interrompida não é, via de regra, o mesmo nível de limiar de extinção de uma espécie, a área mínima de habitat necessária para a persistência da população (WITH & KING 1999b).

Afora a questão sobre área mínima de habitat, limiares de extinção e conectividade da paisagem, em uma abordagem sobre conectividade da paisagem, Taylor et al. (2006) avaliaram que não obstante o tamanho da mancha e o relativo isolamento pudessem explicar boa parte da variabilidade no sucesso de dispersão, a estrutura da matriz circundante também significativamente alterou transferências entre as manchas de recursos. Usando um modelo de simulação baseado no indivíduo, Gustafson e Gardner (1996) demonstraram também como a estrutura e a heterogeneidade da matriz podem afetar a transferência de organismos virtuais entre os fragmentos florestais. Além disso, habitat menos adequado pode também ter a função de importante condutor para dispersão em regiões onde a estrutura da paisagem de alguma forma limita a conectividade estrutural entre os fragmentos ou populações (MILNE et al., 1989).

No entanto, Taylor et al. (2006) advertem que o foco na conectividade da paisagem com a exclusão da quantidade e qualidade do habitat não garante a persistência da população ou a manutenção da biodiversidade. Assim, Laita et al. (2011) apontam que a conservação deve oferecer os dois elementos: área de habitat, bem como sua configuração apropriada para permitir eficiente dispersão das espécies. Ademais, para Taylor et al. (1993), quanto mais isolados os fragmentos, menores serão as chances de colonização e recolonização das espécies e menor será a disponibilidade de recursos para suprir as necessidades dessas espécies, aumentando as chances de extinção local.

Finalmente, faz-se importante ressaltar mais uma vez, o fato da literatura científica indicar que a conectividade de paisagens não depende apenas da distribuição espacial das manchas de habitats através de uma paisagem, mas também sobre a escala em que os organismos interagem com o padrão da paisagem. Já que diferentes espécies respondem à heterogeneidade ambiental em diferentes escalas e em diferentes formas (JOHNSON et al., 1992), uma paisagem não é especificamente fragmentada ou conectada, mas só pode ser avaliada no contexto da capacidade de um organismo para se mover entre os fragmentos (D'EON et al. 2002) e da escala em que o organismo interage com a paisagem (DAVIDSON, 1998).

4. ECOLOGIA DE PAISAGEM E ESTRATÉGIAS DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

Apresentar estratégias eficientes de conservação da biodiversidade para paisagens caracterizadas por elevado grau de perda de habitat e fragmentação pressupõe o conhecimento de quais fatores determinam o limiar de extinção das espécies, mas também, a relativa magnitude de seus efeitos (FAHRIG, 2001). Ademais, estratégias de conservação de áreas fragmentadas como a Mata Atlântica dependem de informações sobre como os processos ecológicos e evolutivos podem ser mantidos nos pequenos fragmentos alterados que ainda persistem (PARDINI et al., 2005).

Nesta perspectiva, as estratégias de conservação aqui apresentadas partem da presunção que efeitos da perda de habitat e fragmentação sobre funções ecossistêmicas essenciais para a conservação das diversidades biológica e genética e preservação de processos evolutivos podem ser atenuados através de medidas pautadas no incremento da área e/ou qualidade das manchas habitat e pela melhoria da conectividade da paisagem.

Atinente ao incremento de áreas das manchas habitat, sob o enfoque da ecologia de paisagem, assinala-se que para alcance de melhores resultados é interessante que as áreas de recomposição de habitat ocupem uma área contínua e extensa, possibilitando maior troca de material genético e deslocamento das espécies. Adverte-se, entretanto, que há momentos em que é possível, alterar o tamanho e disposição dos habitat na paisagem, mas geralmente, restrições de ordem econômicas ou sociais impedem de fazê-lo (TAYLOR et al., 2006). Igualmente, Lyra-Jorge et al. (2009) aponta que a cobertura e configuração de habitat devem ser consideradas no planejamento e manejo da paisagem para conservação da biodiversidade, particularmente quando habitats naturais apresentam-se altamente fragmentados ou degradados (WILLIAMS et al 2002).

Corroborando com o exposto, Schumaker (1996) também destaca que atualmente estratégias de conservação consideram com frequência não apenas a quantidade de habitat que deve ser mantida, mas ainda as configurações espaciais de habitat através de paisagens de interesse. Taylor et al. (2006) também aconselha que os planos de conservação devam considerar quais ações são possíveis na matriz, juntamente com a conservação e restauração de habitat. Para Donald e Evans (2006) uma estratégia bastante viável para a conservação da biodiversidade refere-se à melhoria da qualidade da matriz com o propósito de facilitar a dispersão, aumentar o tamanho da população e aumentar a probabilidade de persistência da população em ambas às escalas, de fragmento e da paisagem. Para Taylor et al. (2006), gerenciar a matriz pode proporcionar uma medida eficaz de gestão da paisagem para preservar ou restaurar a conectividade funcional. Assim, medidas que busquem restabelecer e ou ampliar a conectividade da paisagem, a qual pode ser definida como as relações físicas entre as manchas, como distâncias entre elas

e corredores (FORERO-MEDINA & VIEIRA, 2009) deve ser objeto de implementação nas paisagens marcadas por elevado grau de fragmentação.

Fahrig (2001), a partir da análise de resultados de simulações experimentais sugeriu três imprescindíveis estratégias de conservação da biodiversidade em ambientes fragmentados: preservação e restauração de habitat; informação sobre taxas de movimentação de organismos para prever limiar de extinção; medidas de conservação que considerem a qualidade de toda a paisagem, incluindo a matriz. Ainda, segundo Gibb e Hochuli (2002), em vista de grupos funcionais responderem mais fortemente ao processo de fragmentação urbana, avaliações do estado de conservação e especialmente programas de restauração em remanescentes urbanos devem se concentrar em características funcionais de respostas da fauna, ao contrário de medidas taxonômicas simples. Gibb e Hochuli (2002) indicam ainda que metas para a gestão de pequenos remanescentes urbanos devem focar os fatores que tem potencial para se libertar do efeito tamanho ilha, tais como perturbações antropogênicas e alterações dos regimes de queimadas e suas conseqüências bióticas.

Para Forman (1995b), modelos de alta prioridade para a conservação, sem nenhum substituto conhecido por seus benefícios ecológicos, são alguns fragmentos de vegetação natural de grande porte, amplos corredores de vegetação de proteção dos cursos de água, conectividade para o movimento de espécies-chave entre grandes manchas, e pequenas manchas e corredores possibilitando heterogêneas porções da natureza em todas as áreas desenvolvidas.

5. PAISAGEM URBANA E PLANEJAMENTO ECOLÓGICO

O acelerado processo de urbanização ocorrido a partir de meados do século XX em diversas cidades brasileiras promoveu entre outras conseqüências um crescimento desordenado e não planejado das cidades com imediata redução e/ou eliminação de áreas de habitats naturais e estado maior de fragmentação da paisagem contida nos sistemas urbanos.

Ademais, em vista da ininterrupta ação antrópica, e da crescente pressão gerada pelo aumento da densidade populacional nas grandes cidades, os espaços livres anteriormente destinados ao lazer vêm experimentando uma extraordinária ocupação imobiliária, paralelamente a um crescimento intenso e desordenado da periferia urbana (COSTA, 2004).

Aumentada acentuadamente no último século, as taxas de mudanças antrópicas na paisagem (WILCOVE et al., 1986; GROOM & SCHUMAKER, 1993, *apud* GOODWIN & FAHRIG, 2002) têm promovido a perda efetiva de habitat naturais e a fragmentação da paisagem e conseqüentemente provocando severos impactos sobre os processos ecológicos determinantes da persistência da biodiversidade. A perda de habitat é considerada também como um grande fator contribuinte dos correntes eventos de extinção global das espécies (GROOMBRIDGE, 1992; BIBBY, 1995; EHRLICH, 1995; THOMAS & MORRIS, 1995, *apud* FAHRIG 2003). Collinge (1996) afirma que a perda de habitat e o isolamento dos fragmentos de habitat, associados à conversão de terras para atividades humanas, constituem a mais séria ameaça à diversidade biológica do planeta.

Assim, em vista do cenário marcado pela perda de habitat e fragmentação da paisagem nos sistemas urbanos, determinando a dominância de diminutos fragmentos habitat e/ou de poucas áreas naturais com maior dimensionamento, e considerando o evidente conflito entre expansão imobiliária e conservação ambiental, se faz premente o planejamento da paisagem baseado no arcabouço científico da Ecologia de Paisagem.

Ademais, conforme Leite (2007), o planejamento ecológico da paisagem busca a compreensão de uma solução adequada ao manejo das mudanças de seus elementos, de modo a compatibilizar as intervenções humanas com a capacidade dos ecossistemas de absorverem os impactos advindos das atividades previstas e de se manter a integridade maior possível dos processos e ciclos vitais que ocorrem em seu interior.

Nesta ótica, a Ecologia da Paisagem se revela como um instrumento que facilita a sistematização dos elementos geoambientais em um sistema urbano, movido pelos fluxos de energia e matéria característicos da interação entre os seres vivos e

o meio físico a qual pertence (MINAKI & AMORIM, 2008). Ainda, conforme Nucci (2007), a Ecologia da Paisagem vem fornecendo base científica para o planejamento, manejo, conservação, desenvolvimento e melhoria da paisagem.

Enfim, em vista da dominante perda de habitat e fragmentação da paisagem nos sistemas urbanos e da relativa magnitude de seus efeitos sobre funções ecossistêmicas essenciais para a sobrevivência da biodiversidade, ratifica-se a necessidade de avaliar as interrelações entre padrão da paisagem e comportamento dos organismos enquanto *conditio sine qua non* para definição de estratégias de conservação da biodiversidade.

6. OBJETIVOS

O objetivo geral deste trabalho é a identificação de áreas prioritárias para implantação de estratégias de conservação ambiental visando potencializar a persistência da biodiversidade existente na área do Campus Ondina – Federação e Parque Zoobotânico Getúlio Vargas, com fulcro na fundamentação teórica e metodológica da Ecologia de Paisagem. Para alcançar esta meta, o estudo buscou atingir os seguintes objetivos específicos:

- Elaborar mapas categóricos binários (habitat e não habitat) e de cobertura e uso atual da terra da área do campus Ondina – Federação e Parque Zoobotânico Getúlio Vargas;
- Analisar os processos espaciais de transformação da paisagem estudada a partir de uma análise multitemporal da cobertura da terra no período de 1959 a 2009;
- Aplicar métricas de paisagem para quantificação (composição e configuração) e análise da estrutura espacial da paisagem e construção de índice de priorização de áreas florestadas para intervenção de estratégias de conservação ambiental;
- Indicar áreas prioritárias para implantação de estratégias de conservação ambiental que favoreçam um melhor estado das funções ecossistêmicas de habitat e de refúgios e aumentem a conectividade da paisagem.

7. MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo com 886.272,17 m² corresponde ao cômputo de três subáreas: Campus Federação – Ondina com área de 449.591,76 m²; Parque Zoobotânico Getúlio Vargas – Palácio de Ondina com área de 314.114,09 m²; Campus São Lázaro – Faculdade de Educação Física (Ondina) com área de 122.566,32 m² (**Figura 01**).

Apesar das três subáreas estarem separadas por infra-estruturas urbanas (Avenida Ademar de Barros e estrada de São Lázaro), adverte-se que em função da relativa proximidade entre as estruturas de paisagem (distância inferior a 50 metros) situadas nos limites destas, admitiu-se a sua provável conectividade e, conseqüentemente, calculando-se as métricas de paisagem para a área total de estudo.

O desenvolvimento deste estudo se deu a partir da utilização de programas criados para Sistema de Informação Geográfica (SIG) e de processamento estatísticos, através dos quais foram executados procedimentos concernentes à aquisição, processamento digital, interpretação e classificação de imagens orbitais e elaboração de mapas categóricos, além de processamento estatístico de métricas de paisagem.

Assim, o presente estudo foi subdividido em quatro etapas distintas, mas intrinsecamente relacionadas, assim ordenadas: (i) elaboração de mapas categóricos; (ii) aplicação de métricas de paisagem e análises espaciais; (iii) avaliação do grau de isolamento dos fragmentos de habitat em escala regional (iv) seleção de áreas prioritárias para implantação de estratégias de conservação.

A etapa (i), da elaboração de mapas categóricos, teve por finalidade a produção dos mapas categóricos de cobertura e uso atual da terra e dos mapas binários de habitat e não habitat dos períodos de 1959, 1976, 1992, 2002 e 2009.

Figura 01 - Imagem aérea da área de estudo: subáreas 1, 2 e 3.



Fonte: Imagem ortorretificada. CONDER (2009).

A elaboração de mapa categórico de cobertura e uso atual da terra foi alcançada a partir de imagem QuickBird ortorretificada (datada de 12 de setembro de 2009) de resolução espacial de 0,60 m. Esta imagem foi registrada a partir de pontos notáveis de terreno identificados através de mapa planimétrico de 2 m de precisão nominal, no sistema de coordenadas UTM, datum South American 69 (SAD69), constante na base digital do Sistema Cartográfico da Região Metropolitana de Salvador (SICAR/RMS) da Companhia de Desenvolvimento do Estado da Bahia - CONDER.

O procedimento de classificação da paisagem seguiu quatro fases: (1) interpretação e classificação visual da imagem; (2) identificação e vetorização dos tipos de cobertura (fitofisionomias) e uso atual da terra (feições não habitat); (3) edição de mapas categóricos; (4) validação de campo.

O procedimento (1), de identificação e vetorização das feições de cobertura e uso atual da terra, baseou-se na interpretação visual de imagem orbital e nas informações dos estágios sucessionais da cobertura vegetal levantadas em campo por equipe técnica do Programa UFBA Sustentável, do Instituto de Biologia da UFBA. Os procedimentos (2) e (3) foram realizados usando o software ArcGIS 9.3. O procedimento (4) foi realizado por equipe técnica do Instituto de Biologia da UFBA.

A produção de mapas categóricos de habitat e não hábitat dos períodos pretéritos se realizou a partir das fotografias aéreas de 1959, 1976, 1992 e 2002, estas, com resolução espacial de 1,10 m, 0,40 m, 0,50 m e 0,40 m respectivamente. Estas fotografias aéreas foram registradas a partir de pontos notáveis de terreno identificados através de mapa planimétrico de 2 m de precisão nominal, no sistema de coordenadas UTM, datum South American 69 (SAD69), constante na base digital do Sistema Cartográfico da Região Metropolitana de Salvador (SICAR/RMS). A produção dos mapas categóricos dos períodos pretéritos teve por finalidade analisar os processos espaciais de transformação da paisagem estudada a partir de uma análise multitemporal da cobertura da terra no período de 1959 a 2002. O procedimento de classificação da paisagem seguiu três fases: (1) interpretação e classificação visual das fotografias; (2) identificação e vetorização das feições habitat e não habitat; (3) edição de mapas categóricos.

Subsequente à elaboração de mapas categóricos, i.e., mapas resultantes da vetorização das feições descontínuas identificadas na imagem, procedeu-se a elaboração de base de dados digitais em formato vetorial e transformação para o formato matricial, procedimento este, essencial para a execução da etapa de aplicação de métricas de paisagem e análises espaciais. Os procedimentos de elaboração da base de dados digitais vetoriais e conversão para formato matricial (1,0 m de resolução espacial) foram realizados através de ferramentas computacionais disponíveis no programa ArcGIS 9.3.

A etapa (ii), referente à aplicação das métricas de paisagem e análises espaciais, teve por finalidade quantificar com precisão padrões espaciais dominantes na paisagem e, num segundo momento, possibilitar a elaboração de um índice de priorização de áreas florestadas para implantação de estratégias de conservação

ambiental. Entende-se por “métricas de paisagens” algoritmos que possibilitam quantificar as características espaciais de fragmentos isoladamente, em conjunto ou de todo o mosaico da paisagem (MCGARIGAL et al., 2002).

Assim, foram selecionadas métricas de paisagem em função dos objetivos pretendidos no escopo deste estudo, e executadas a partir do uso de funções disponíveis nas extensões V – LATE (LANG, S. & TIEDE, D., 2003), Patch analyst e Patch grid (REMPEL, R. S. et al., 2012), todas integradas ao programa ArcGIS 9.3. Enquanto as funções da extensão V – LATE foram utilizadas para calcular métricas de paisagem de dados espaciais em formato vetorial, as funções das extensões Patch analyst e Patch grid foram usadas respectivamente para efetuar processamento de métricas de paisagem dos dados espaciais em formato vetorial e matricial.

Segundo Metzger (2004) as métricas de paisagem são reunidas em duas categorias: os índices de composição e os de disposição. Os de composição oferecem uma noção de quais unidades estão presentes na paisagem, da área ocupada e da riqueza dessas unidades. Os índices de disposição quantificam a configuração espacial dessas unidades em termos de grau de fragmentação e frequência de contato entre as diferentes unidades; grau de isolamento e conectividade de manchas de unidades semelhantes, área, formato e complexidade de formas das manchas que compõem o mosaico da paisagem.

Além das influências e inter-relações entre estruturas da paisagem e processos ecológicos, a escolha das métricas baseia-se na interferência que a dimensão e a forma dos fragmentos exercem sobre o nível do impacto do efeito de borda, incluindo-se os fluxos bióticos e abióticos (FARINA, 1998). Nesta perspectiva, para atingir os objetivos da análise da estrutura espacial da paisagem e construção de índice de priorização de áreas florestadas para intervenção de estratégias de conservação ambiental fez-se necessária uma análise de fundamentos básicos da ecologia de paisagem e ecossistemas, especialmente daqueles sugeridos por METZGER (2001), constituídos pela combinação entre análise espacial da geografia e estudo funcional da ecologia.

Assim, esta etapa subdividiu-se em duas fases:

- (i) Quantificação e análise precisa dos padrões espaciais dominantes na paisagem no nível de manchas através das seguintes métricas: Área (CA), Área Núcleo (TCA), Índice médio de forma (MSI) e Distância ao vizinho mais próximo (NNDIST). Estes índices de paisagem foram calculados a partir de dados digitais vetoriais de mapa categórico binário (habitat e não habitat);
- (ii) Produção de valores de métricas de paisagem para a consequente espacialização dos índices de priorização de áreas florestadas (IPP – Índice de Priorização de Fragmentos) para conservação ambiental através das seguintes métricas em nível de classe: Área Classe (%); Média das distâncias aos vizinhos mais próximos (MNN). Estes índices de paisagem foram calculados a partir de dados digitais matriciais do mapa categórico de cobertura e uso atual da terra, este, constituído por cinco classes temáticas. Nesta fase os procedimentos computacionais para produção das métricas de paisagem foram realizados através das funcionalidades da extensão Patch analyst e Patch grid. Através das funcionalidades do Patch analyst inicialmente foram geradas unidades de análise espacial (UA) constituídas por regiões hexagonais com área equivalente a 0,5 ha. A dimensão destas regiões hexagonais foi definida a partir da presunção que numa paisagem urbana, caracterizada por elevado adensamento populacional, áreas inferiores a 1 ha são mais adequadas para fins de análises diagnósticas, planeamento, intervenção e controle de ambiental. Ainda, através do Patch analyst, procedeu-se o processo de interseção entre a camada das regiões hexagonais com a camada de cobertura e uso atual da terra e em seguida a processo de agregação de características das feições com base nos atributos de classe e identificador da região (HEXID). A partir daí, através da extensão Patch grid foram calculadas em nível de classe as métricas de paisagem relativas à Área (%) e Média da distância ao vizinho mais próximo (MNN). Os dados das métricas de paisagem produzidos por este procedimento foram armazenados em arquivo de banco de dados (*.dbf) e posteriormente

convertidos para o formato de planilha eletrônica Microsoft Excel (*.xls) visando elaboração futura de índices de valor de resistência da paisagem (VR) e índice de priorização de fragmentos (IPP).

A terceira etapa, da avaliação do grau de isolamento dos fragmentos habitat na paisagem em escala regional (escala espacial do município de Salvador), se realizou especialmente através de análises espaciais das informações produzidas por um modelo baseado na determinação de isolamento de um único fragmento usando medidas de distância entre fragmentos. Para a idealização deste modelo simplista de isolamento adotou-se as seguintes premissas: todos os fragmentos de habitat são igualmente adequados, os percursos de viagem entre os fragmentos são lineares, a resistência da matriz inter-habitat é uniforme e a distância constitui a única barreira à circulação entre os fragmentos, e todas as espécies possuem habilidades iguais de cruzamento dos vazios. Este modelo de isolamento é determinado através da função “*buffer*”, a qual cria polígonos em uma distância específica (distâncias regulares em intervalos múltiplos de 25 metros) ao redor das feições, permitindo a representação espacial de faixas de isolamento entre os fragmentos de habitat. A representação espacial destas faixas de isolamento constitui elemento essencial para a realização da análise do potencial de conectividade da paisagem.

A quarta etapa, a da seleção de áreas prioritárias para implantação de estratégias de conservação, realizada a partir do uso de Sistema de Informação Geográfica (GIS) envolveu a execução prévia de duas imprescindíveis subetapas: idealização dos índices de priorização de áreas e produção de dados estatísticos; análise e espacialização de índices de priorização.

A primeira subetapa, relacionada à idealização dos índices de priorização de áreas florestadas para a conservação foi feita a partir da análise da fundamentação teórico-metodológica da Ecologia de Paisagem levantada neste estudo e, levando-se em consideração o elevado grau de perda de habitat e fragmentação da paisagem avaliada. Assim, foram elaborados dois índices: Valor de resistência da paisagem (VR) e Índice de Priorização de Fragmento (IPP).

O índice Valor de resistência da paisagem foi concebido tendo por premissa que as paisagens constituem um mosaico de feições heterogêneas, em cujas, os vários tipos de elementos da paisagem apresentam diferentes níveis de resistências ao fluxo de dispersão das espécies (NIKOLAKAKI, 2004).

Assim, a resistência ao fluxo de dispersão das espécies em cada feição foi obtida pela expressão:

$$VR_{\text{classe}} = \text{Área}_{\text{classe}} (\%) * \text{Resistência}_{\text{classe}} \quad (1)$$

Adverte-se que a resistência de cada classe ao fluxo de dispersão das espécies foi definida tendo-se por pressuposto as diferentes qualidades de cada feição, assim determinadas através dos seguintes pesos: Mata estágio avançado = 1; Mata estágio médio = 2; Mata estágio inicial = 3; Áreas permeáveis = 4; Edificações e vias = 5. Computado o valor de resistência de todas as feições existentes na área de estudo, se calculou para cada uma das unidades de análise espacial (UA) um valor total de resistência através da soma dos valores de resistências das n feições existentes na UA.

Um pouco mais complexo que o índice de Valor de resistência, o Índice de Priorização de Fragmento (IPP) foi concebido levando-se em consideração não só a expressiva relevância da dimensão e qualidade dos fragmentos, mas ainda, a influência do grau de isolamento destas sob processos ecológicos determinantes da persistência das populações em paisagens fragmentadas. Assim, a formulação deste índice considera a relevante influência do grau de isolamento das feições para a persistência das populações ao tomar como pressuposto que apenas o tamanho do fragmento não é suficiente para predizer persistências populacionais e que o contexto da mancha, i.e, a natureza da paisagem circundante do fragmento é também bastante significativa.

Nesta ótica, o valor absoluto do IPP em cada feição foi obtido pela expressão:

$$IPP_{\text{classe}} = \{ \text{Área}_{\text{classe}} (\%) \} / \{ 1 + \text{Log}_{5000} [(MNN/100) * VR_{\text{classe}}] \} \quad (2)$$

Onde: MNN – Média das distâncias aos vizinhos mais próximos.

Assinala-se que em vista de admitir-se que cada feição possui um peso relativo à qualidade de seu ambiente, o IPP ponderado (IPP_P) teve seu valor calculado através da seguinte expressão matemática:

$$IPP_P = (IPP_{\text{classe}} * \text{Peso}_{\text{classe}}) \quad (3)$$

A ponderação referente à importância relativa da qualidade ambiental das feições foi determinada através dos seguintes pesos: Mata estágio avançado = 1; Mata estágio médio = 0,75; Mata estágio inicial = 0,50; Áreas permeáveis = 0,25; Edificações e vias = 0,0. Computado o IPP_P de todas as feições existentes na área de estudo, se calculou para cada uma das unidades de análise espacial (UA) um valor absoluto através da soma dos valores de IPP_P das n feições existentes na UA.

Por fim, tendo em vista que o IPP foi idealizado com a específica finalidade de identificação de feições prioritárias para intervenção de estratégias de conservação, entendeu-se necessário o refinamento dos dados estatísticos produzidos pelo IPP_P . Assim, calculou-se a média aritmética do IPP_P em cada UA excluindo-se, no entanto, do cômputo desta, as feições classificadas como Edificações e vias.

A subetapa subsequente, da análise e espacialização de índices de priorização, pautada em princípios teórico-metodológicos da ecologia de paisagem, mas ainda, nas funcionalidades dos sistemas de informação geográficas, resultou na seleção de áreas prioritárias para intervenção das estratégias de conservação ambiental com vista à manutenção da biodiversidade local.

8. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Selecionar áreas prioritárias para implantação de estratégias de conservação em paisagens fragmentadas a partir da aplicação de princípios e fundamentos da Ecologia de Paisagem depende essencialmente da compreensão de diversos aspectos-chave relativos à interação organismo – paisagem. Não obstante, diante da complexidade das interrelações organismo – paisagem, e, considerando as escassas informações biológicas disponíveis para a área de estudo, priorizou-se no

âmbito deste trabalho a análise da composição e configuração espacial da paisagem e do grau de isolamento dos fragmentos na paisagem (conectividade) e a influência destes sobre a persistência e conservação das populações em paisagens fragmentadas. Nesta perspectiva os resultados destas análises são apresentados de forma a delinear a estrutura espacial e grau de conectividade da paisagem atual, e, por conseguinte, subsidiar a indicação de áreas prioritárias para implantação de estratégias de conservação que favoreçam um melhor estado das funções ecossistêmicas de habitat e refúgio e da conectividade da paisagem.

8.1. Descrição da Paisagem

Antes de fazermos uma descrição do estado atual da composição e configuração espacial da paisagem, apresentaremos inicialmente, de forma bastante direta, uma análise temporal dos processos espaciais pelos quais a paisagem foi transformada. Cada transformação da terra é efetivamente uma sequência de mosaico, i.e., uma série de padrões espaciais ao longo de determinado tempo (FORMAN, 1995a), os quais podem ser analisados por muitas mudanças de atributos espaciais, tais como tamanho da mancha e comprimento de contorno (RICHTER, 1984; WIENS et al., 1986; O'NEILL et al., 1988; TURNER, 1989; ODUM & TURNER 1990; FORMAN, 1995 apud FORMAN 1995b). Para efeito deste estudo adotou-se a análise das mudanças sobre o atributo tamanho e número dos fragmentos, ocorridas ao longo do período de 1959 a 2009.

A análise dos dados constantes na **Tabela 01** revela claramente que a cobertura da terra original da paisagem de estudo já apresentava desde os anos pretéritos de 1959 uma tendência de elevada perda de habitat e fragmentação, esta, mantida até os anos de 1992. A partir destas análises presume-se que todos os fragmentos remanescentes dos ecossistemas naturais desta paisagem tenham sofrido algum processo de perturbação antrópica que implicou na conseqüentemente alteração da composição e estrutura da vegetação original.

Os dados revelam que das 59 feições existentes em 1959 havia 54 feições da classe habitat contra 5 feições de não habitat, as quais, respectivamente abrangiam em torno de 33,95% e 66,05% da área total. Uma análise mais detalhada de dados referentes ao dimensionamento das feições (**Tabela 02**, em **Anexo 01**) mostra que

em 1959, 87,03% das feições habitat apresentam área inferior a 0,75 ha contribuindo com apenas 5,08 ha da área total da paisagem.

Tabela 01 - Evolução da cobertura da terra na área do campus Ondina – Federação e Parque Zoobotânico Getúlio Vargas. 1959 - 2009.

Ano	Feições habitat	Área habitat (ha)	Área habitat (%)	Feições não habitat	Área não habitat (ha)	Área não habitat (%)
1959	54	30,08	33,95	5	58,53	66,05
1976	88	26,45	30,08	12	61,48	69,92
1992	28	23,91	26,98	3	64,71	73,02
2002	23	26,20	29,57	3	62,42	70,43
2009	17	36,30	40,97	3	52,32	59,03

Fonte: Dados obtidos dos mapas binários de cobertura e uso atual da terra (1959 - 2009) da área de estudo apresentado neste documento.

Estas feições mostram-se bastante diminutas, com área média inferior a 0,11 ha, o que demonstra o processo intenso de contração e fragmentação experimentado pelas feições da paisagem avaliada. Sobre este aspecto, adverte-se a existência de apenas três feições habitat com área entre 4,58 a 9,19 ha, e, ocupando apenas 22,19% da área total da paisagem. Ainda, concernente a este padrão de grande número de fragmentos pequenos e poucos de tamanho médio, assinala-se que esta característica da paisagem mostra-se ao longo de todo o período analisado (**Tabela 02, 03, 04, 05 e 06 em Anexo 01**).

A análise dos dados da (**Tabela 01**) mostra que entre 1959 e 1976 o processo de perda de habitat e fragmentação da paisagem foi mais intenso ainda, tendo em vista o aumento expressivo no número de feições, as quais passaram de 54 para 88 feições habitat e de 5 para 12 feições não habitat (**Gráfico 01**). Associado ao processo de fragmentação da paisagem, os dados mostram ainda uma razoável perda de habitat, a qual pode ser evidenciada pela redução da área das feições habitat na paisagem, decrescendo de 33,95% para 30,08%. Os dados revelam que o processo efetivo de perda de habitat muito provavelmente tenha prosseguido até o ano de 1992 quando o cômputo da área de feições habitat atingiu a marca crítica de apenas 26,98% da área total da paisagem (**Gráfico 02**). Interessante advertir que se por um lado houve perda efetiva de área das feições habitat, concomitantemente houve um processo inverso de redução do número de feições existentes na paisagem, implicando na redução de 88 para 28 feições habitat e de 12 para 3

feições não habitat. Este processo de redução do número de feições indica o intenso processo de atrito experimentado pela paisagem, muito provavelmente tendo atingido diretamente a grande quantidade das diminutas feições existentes na paisagem.

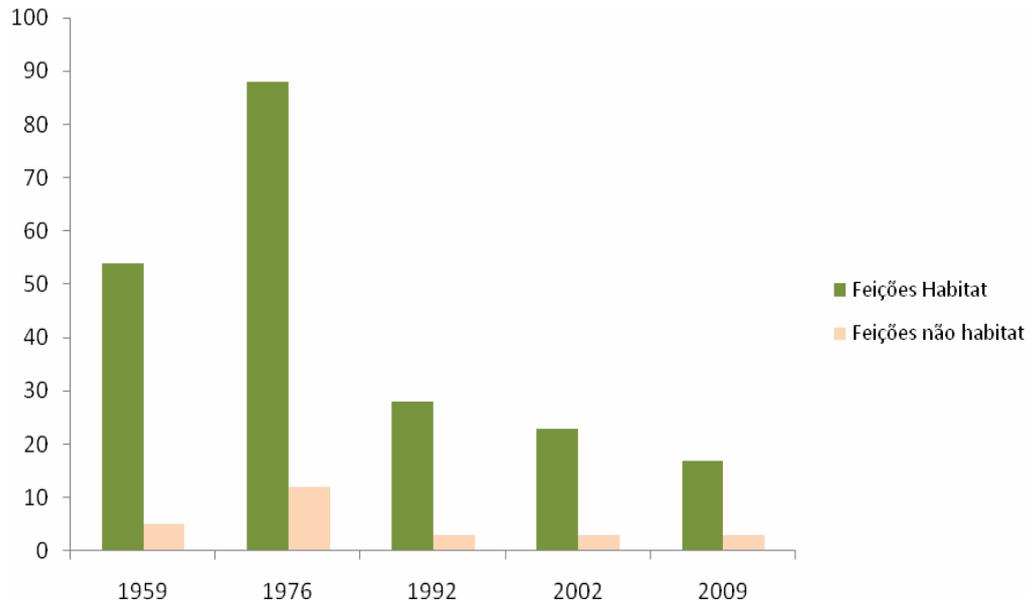


Gráfico 01 - Evolução do número de feições habitat e não habitat da área do campus Ondina – Federação e Parque Zoobotânico Getúlio Vargas. 1959 - 2009.

Fonte: Dados obtidos dos mapas binários de cobertura da terra (1959 - 2009) da área de estudo, apresentados neste documento.

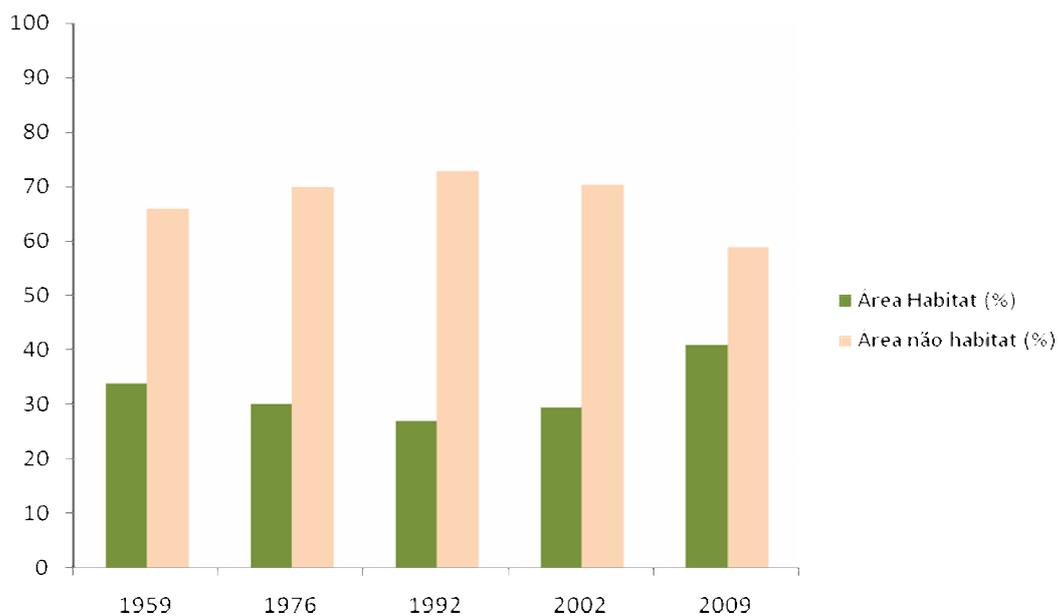


Gráfico 02 - Evolução do percentual de área das feições habitat e não habitat da área do campus Ondina – Federação e Parque Zoobotânico Getúlio Vargas. 1959 - 2009

Fonte: Dados obtidos dos mapas binários de cobertura da terra (1959 - 2009) da área de estudo, apresentados neste documento.

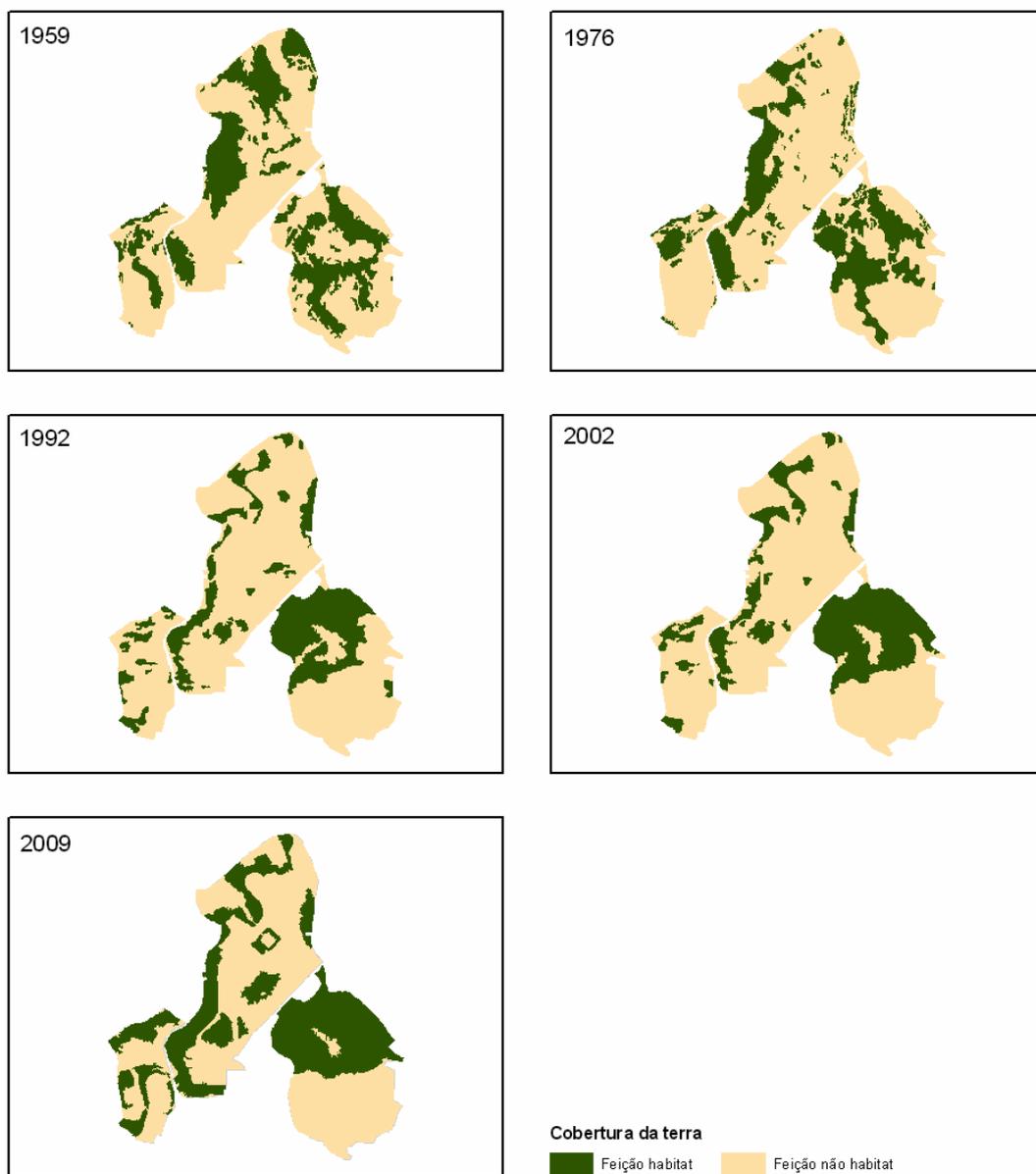
No entanto, os dados mostrados na **Tabela 01** e nos **Gráficos 01 e 02** revelam que se o processo de atrito na paisagem prosseguiu ao longo do período de 1992 a 2009, conduzindo a estrutura da paisagem a um número de 17 feições habitat e apenas 3 feições não habitat, concomitantemente houve um aumento expressivo da área ocupada pelas feições habitat. Percentualmente a área ocupada pelas feições habitat passou de 26,98% para 29,57% no período de 1992 a 2002, representando um incremento de 9,59% da área de habitat, e de 29,57% para 40,97% no período de 2002 a 2009, representando um extraordinário incremento de 38,55% da área de habitat. Aponta-se aqui, que este incremento de área concentrou-se em pouquíssimas feições habitat, especialmente em duas feições: a do Parque Zoobotânico Getúlio Vargas; a da encosta de São Lázaro – Politécnica.

A primeira e maior feição habitat da paisagem de estudo, atualmente localizada na área do Parque Zoobotânico Getúlio Vargas, constituída em 1976 por alguns poucos fragmentos florestais isolados, que juntos compunham uma área equivalente a 4,07 ha, se transformou em 2009 numa única feição habitat de área equivalente a 16,10 ha. Acrescenta-se a isto, o fato desta feição possuir o melhor estado de conservação dentre todas as demais feições existentes e, muito provavelmente, em função da sua dimensão e formato mais regular, constituir o fragmento florestal com maior capacidade de fornecer serviços ecossistêmicos de habitat e refúgio para as populações locais remanescentes. Já a feição da encosta de São Lázaro – Politécnica passou inicialmente por um processo de fragmentação e perda de habitat no período compreendido entre 1976 e 1992, apresentando um decréscimo de área de 7,23 ha para 4,09 ha. No entanto, no período entre 1992 e 2009 esta área passou por um processo de regeneração natural implicando na constituição de um único fragmento florestal com área equivalente a 7,32 ha. Apesar de representar a segunda maior feição em termos de área, assinala-se que em vista de sua forma alongada e maior complexidade de suas bordas, esta feição seguramente desempenha um papel mais proeminente de estrutura de corredor e/ou de ambiente de refúgio transitório para parte das populações locais ou de organismos dispersantes.

De maneira geral, pautado na análise dos dados estatísticos, e, análise espacial dos mapas binários de cobertura da terra (**Figura 02**), pode-se assinalar que a paisagem passou por intenso processo de perda de habitat e fragmentação desde períodos que antecedem ao ano de 1959, o que, muito provavelmente, tenha implicado em impactos significativos sobre a biodiversidade e persistência das populações locais.

Figura 02 – Mapas binários de cobertura da terra da área de estudo.

Análise evolutiva da cobertura da terra. 1959 - 2009



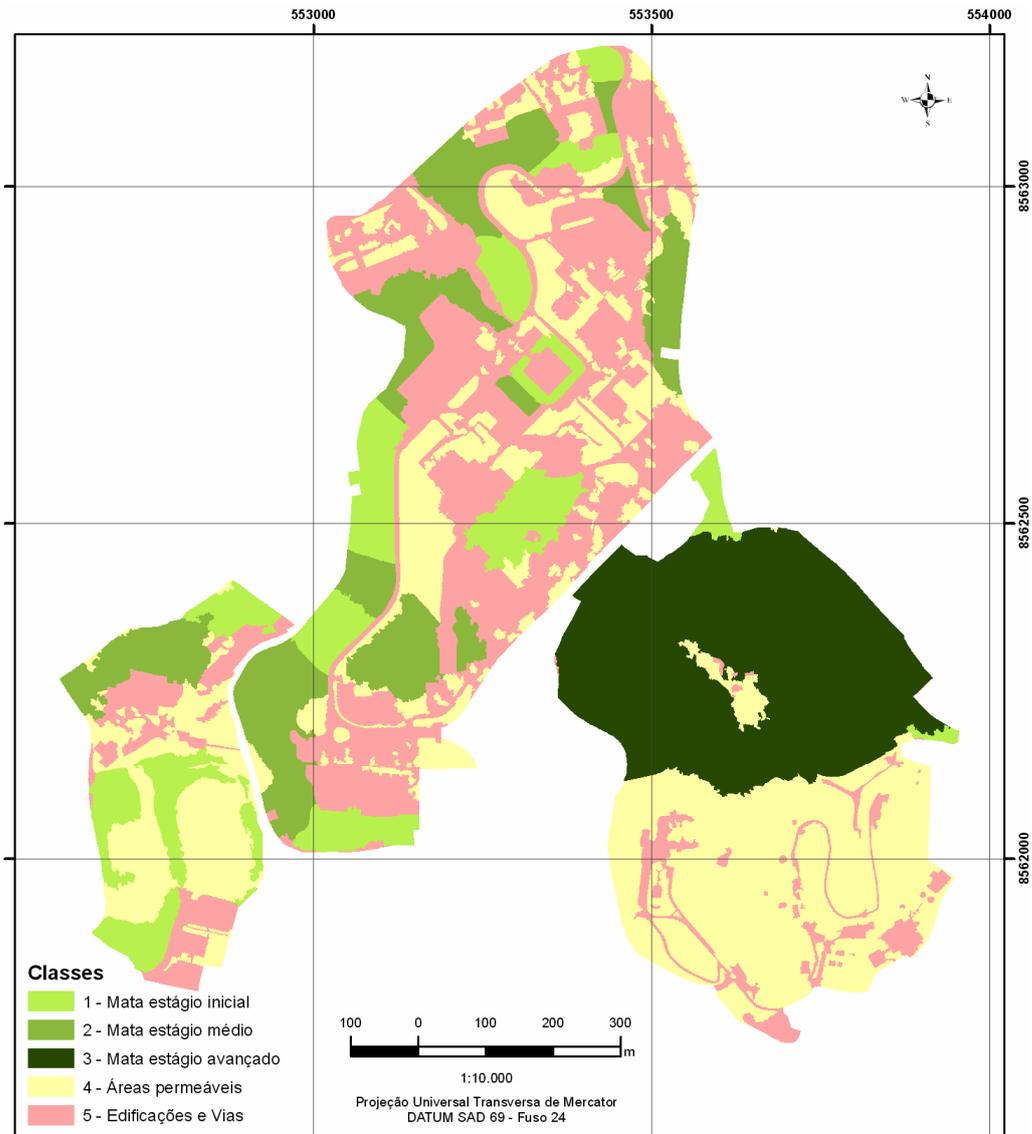
Fonte: Dados espaciais obtidos das fotografias aéreas do período de 1959 – 2002 e de Imagem ortorretificada do ano de 2009. CONDER (1959, 1976, 1992, 2002 e 2009).

Estas alterações na paisagem, relativas ao número, quantidade de área, tamanho e forma das feições remanescentes dos ecossistemas naturais pré-existent, certamente interferiram diretamente na redução da base de recursos, nas modificações do microclima, no incremento de espécies invasoras, na subdivisão e isolamento de populações, e na capacidade de garantir a sobrevivência ou não das espécies presentes na paisagem (KUPFER et al., 2006). Na perspectiva de que as alterações antrópicas conduzidas sobre a estrutura da paisagem promoveram efeitos negativos sobre a biodiversidade local e persistência das populações remanescentes, compreende-se a imprescindibilidade de avaliar mais detalhadamente a estrutura da paisagem atual.

Entretanto, antes da análise e descrição detalhada da estrutura da paisagem atual, importante assinalar que os dados espaciais utilizados para este fim derivaram do mapa de cobertura e uso atual da terra da área de estudo. Neste, além da delimitação espacial de todas as feições habitat e não habitat classificou-se todas as feições de acordo com o estágio sucessional da cobertura vegetal, i.e, da qualidade ambiental do fragmento de habitat, mas, também, de acordo com a tipologia de uso atual da terra, ou seja, de áreas permeáveis (jardins, solo exposto, etc.) e de edificações e vias. Assim, para efeito de caracterização da cobertura e uso atual da terra da área de estudo, apresentam-se a seguir, de forma bastante sucinta, os dados relativos ao número de feições, a área e percentual de área das cinco classes existentes na paisagem, bem como, o produto cartográfico supracitado.

As feições mapeadas, 261 no total (**Figura 03**), constituídas por 30 feições florestais com dimensões pequenas a médias, 183 feições de áreas permeáveis e 48 feições de edificações e vias foram armazenadas em arquivo vetorial (extensão *.shp) e raster (extensão *.img) para realização da etapa de aplicação de métricas de paisagem e análises espaciais. A **Tabela 07** revela o número total de feições e a área total e percentagem de cobertura das cinco classes obtidas através de procedimentos metodológicos descritos anteriormente.

Figura 03 – Cobertura e uso atual da terra da área do campus Ondina – Federação e Parque Zoológico Getúlio Vargas.



Fonte: Dados espaciais obtidos de imagem ortorretificada. CONDER (2009).

Tabela 07 - Números de feições, área e percentual da área das classes de cobertura e uso atual da terra.

Classes	Tipologia das Classes	Feições Totais	Área Total (m ²)	Área Total (%)
1	Mata estágio inicial	18	101.165,38	11,41
2	Mata estágio secundário	11	109.044,03	12,30
3	Mata estágio avançado	1	155.430,71	17,54
4	Áreas permeáveis	183	278.079,63	31,38
5	Edificações e vias	48	242.552,51	27,37

Fonte: Dados obtidos do mapa de cobertura e uso atual da terra da área de estudo apresentado neste documento.

A partir do mapa de cobertura e uso atual da terra do campus Ondina – Federação e Parque Zoobotânico Getúlio Vargas selecionou-se métricas utilizadas frequentemente nos estudos de ecologia da paisagem no intuito de aplicá-las na análise integrada das características estruturais da paisagem e, conseqüentemente, buscando compreender as possíveis influências destas sobre os processos ecológicos dominantes no ambiente urbano analisado. Assim, optou-se por utilizar seis métricas de padrão de habitat: número de fragmentos (NP), área do fragmento (CA), área-núcleo ou core áreas (TCCA), índice de core área (CAI), índice médio de forma (MSI) e distância ao vizinho mais próximo (nearest-neighbor distance - NNDIST). Adverte-se que as métricas aqui analisadas foram aplicadas particularmente para as feições habitat (fragmentos florestais), tendo em vista este estudo objetivar a seleção de áreas prioritárias para conservação ambiental. Assim, nesta etapa do trabalho não se considerou as características das feições não habitat presente na matriz da paisagem de estudo, as quais foram posteriormente consideradas para efeito das análises do grau de resistência da paisagem e da elaboração do índice de priorização de fragmentos, e, também, no âmbito da seleção das áreas prioritárias para intervenção de estratégias de conservação.

Análise detalhada das métricas de paisagem constantes na (**Tabela 08**) revela no tocante ao número e área das feições habitat, a presença de um pequeno número de fragmentos florestais, 17 ao todo. Estas são predominantemente constituídas por fragmentos bastante diminutos, com área inferior a 2 ha. Particularmente, verifica-se que a paisagem é constituída por apenas 4 fragmentos com área superior a 2 ha, entre os quais se destaca a área do fragmento do Parque Zoobotânico Getúlio Vargas, com 16,10 ha, além das áreas dos fragmentos presentes na encosta de São Lázaro – Politécnica, e da encosta da Politécnica – Arquitetura, estes, respectivamente constituídos por 7,33 e 3,26 ha. Apesar do predomínio dos fragmentos bastante diminutos, um total de 13, constituindo 76,47% do número total de feições habitat existentes paisagem, ao mesmo tempo, os 4 fragmentos com áreas superiores a 2 ha proporcionalmente ocupam uma área bastante expressiva na paisagem, representando 79% da área total das feições habitat contra apenas 21% da área ocupada pelos pequenos fragmentos. Adverte-se que dos quatro fragmentos com área superior a 2 ha, um único fragmento, o do Parque Zoobotânico Getúlio Vargas, ocupa proporcionalmente 44,03% da área total

das feições habitat, tornando-o o mais importante fragmento de habitat existente na paisagem.

Tabela 08 – Métricas de paisagem aplicadas à área do campus Ondina – Federação e Parque Zoobotânico Getúlio Vargas.

NP	CA (ha)	TCCA 10 m (ha)	CAI 10 m (%)	Redução (%)	TCCA 20 m (ha)	CAI 20 m (ha)	Redução (%)	TCCA 50 m (ha)	CAI 50 m (%)	Redução (%)	MSI	NNDIST (m)
1	0,03	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	100,00	2,542	3,00
1	0,03	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	100,00	2,724	7,80
1	0,17	0,03	14,89	85,11	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	100,00	1,280	0,00
1	0,20	0,00	0,56	99,44	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	100,00	2,828	3,39
1	0,26	0,06	21,72	78,28	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	100,00	1,474	15,16
1	0,29	0,05	18,20	81,80	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	100,00	2,052	17,66
1	0,42	0,00	0,75	99,25	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00	100,00	2,595	0,00
1	0,71	0,32	44,59	55,41	0,09	12,10	87,90	0,00	0,00	100,00	1,731	1,70
1	0,74	0,29	39,32	60,68	0,11	14,47	85,53	0,00	0,00	100,00	2,232	9,79
1	0,91	0,24	26,63	73,37	0,04	4,39	95,61	0,00	0,00	100,00	3,181	1,70
1	1,11	0,46	41,17	58,83	0,09	8,56	91,44	0,00	0,00	100,00	2,525	16,19
1	1,36	0,85	62,10	37,90	0,47	34,75	65,25	0,00	0,01	99,99	1,953	9,78
1	1,45	0,75	52,05	47,95	0,35	23,91	76,09	0,00	0,00	100,00	2,779	59,92
1	2,20	1,17	53,25	46,75	0,45	20,25	79,75	0,00	0,00	100,00	3,009	18,29
1	3,26	1,65	50,64	49,36	0,58	17,81	82,19	0,00	0,00	100,00	3,204	3,08
1	7,33	4,43	60,46	39,54	2,22	30,35	69,65	0,00	0,04	99,96	3,704	3,08
1	16,10	13,53	84,02	15,98	11,29	70,13	29,87	5,53	34,32	65,68	2,250	69,18

Fonte: Dados obtidos do mapa de cobertura e uso atual da terra da área de estudo apresentado neste documento.

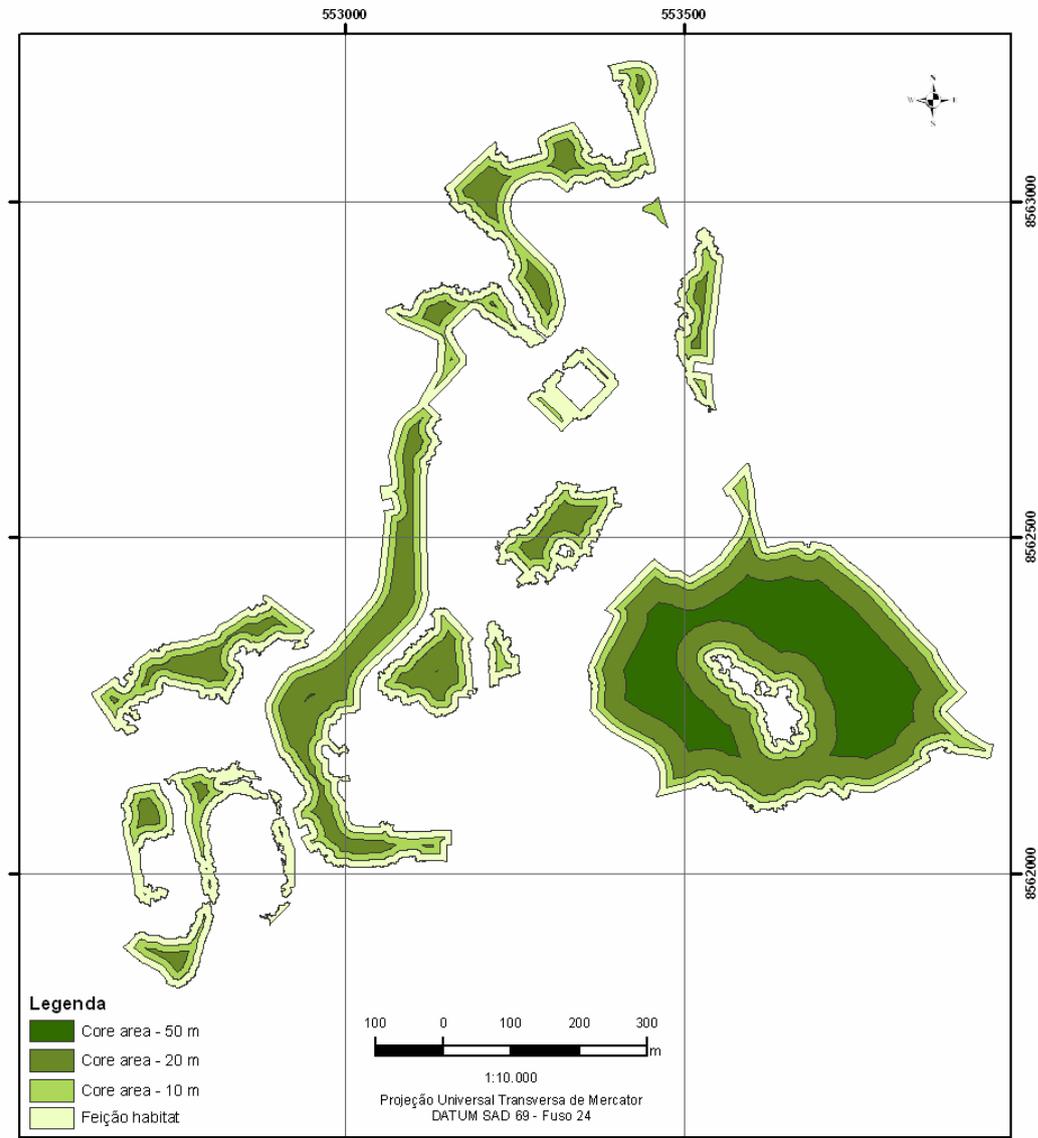
Concernente aos fragmentos de diminutas dimensões assinala-se a importância relevante de alguns destes para o movimento e fluxos biológicos na área de estudo, particularmente aqueles situados nas proximidades da Faculdade de Dança (1,36 ha), da Faculdade de Veterinária (1,45 ha) e do Prédio de Física Nuclear (1,11 ha). Estes, apesar de suas pequenas dimensões, desempenham um importante papel para a conectividade entre os fragmentos maiores, em função de constituírem pontos potenciais de passagem de espécies e concomitantemente por estarem situados estrategicamente em áreas entre os maiores fragmentos existentes na paisagem de estudo. Analisando os dados da (**Tabela 08**) relativos à área ocupada pelas feições habitat e não habitat, percebemos que lidamos com uma paisagem urbana marcada pela dominância de feições não habitat, representada por uma matriz que ocupa proporcionalmente 58,74% da área total da paisagem. As alterações na cobertura da terra promovidas para a formação desta estrutura de

matriz determinaram um elevado grau de fragmentação e uma redução efetiva no dimensionamento das estruturas habitáveis da fauna e flora local, e, conseqüentemente implicaram na formação de inúmeros fragmentos com área inferior a 2 ha onde o efeito de borda se faz de forma intensa.

Num contexto de ecologia animal, a influência do efeito de borda e a imediata formação de áreas-núcleo possuem significados imprescindíveis para a sobrevivência de organismos dependentes exclusivamente de habitats mais protegidos, em vista da superfície efetiva de habitat utilizável para estas espécies sensíveis serem justamente definidas pela extensão dos efeitos de borda sobre os fragmentos. Nesta perspectiva avaliamos a partir das métricas de área-núcleo ou core áreas (TCCA) e do índice de core área (CAI) a eventual superfície efetiva de habitat utilizável pelas espécies interior. Para tanto, analisou-se as conseqüências da influência dos efeitos de borda sobre a superfície dos fragmentos de habitat (**Figura 04**) em três distintos cenários: 10 metros, 20 metros e 50 metros.

Analisando-se os dados constantes nas (**Tabelas 8 e 9**) e admitindo-se que a influência dos efeitos de borda sobre área dos fragmentos se estende minimamente por uma faixa interna de 10 metros, constata-se que a intensidade dos efeitos de borda promoveria uma redução absoluta da superfície dos fragmentos de habitat de 36,56 ha para 23,83 ha. A dimensão destes efeitos de borda implicaria ainda na formação de sete core áreas disjuntas e na existência de duas feições habitat sem área núcleo. Além disso, num contexto de paisagem, estes efeitos de borda implicariam num percentual de 65,16% da área total dos fragmentos constituída por área núcleo.

Figura 04 – Influência dos efeitos de borda sobre a área de feições habitat do campus Ondina – Federação e Parque Zoobotânico Getúlio Vargas.



Fonte: Dados espaciais obtidos de imagem ortoretificada. CONDER (2009).

Tabela 09 – Métricas de paisagem aplicadas à área do campus Ondina – Federação e Parque Zoobotânico Getúlio Vargas.

NP	CA (ha)	TCCA 10 m (ha)	CAI 10 m (%)	Core Areas disjuntas	NP sem TCCA	TCCA 20 m (ha)	CAI 20 m (%)	Core Areas disjuntas	NP sem TCCA	TCCA 50 m (ha)	CAI 50 m (%)	Core Areas disjuntas	NP sem TCCA
17	36,56	23,83	65,16	7	2	15,69	42,91	4	7	5,53	15,12	0	14

Fonte: Dados obtidos do mapa de cobertura e uso atual da terra da área de estudo apresentado neste documento.

Se admitirmos que a influência dos efeitos de borda sobre área dos fragmentos se estende por uma faixa interna de 20 metros, os dados revelam que a intensidade dos efeitos de borda promoveria uma redução absoluta da superfície dos fragmentos de habitat de 36,56 ha para 15,69 ha. A dimensão destes efeitos de borda implicaria assim na formação de quatro core áreas disjuntas e na existência de sete feições habitat sem área núcleo. Além disso, a paisagem passará a apresentar um percentual de 42,91% da área total dos fragmentos constituída por área núcleo. Num contexto um pouco mais severo da influência dos efeitos de borda sobre a superfície dos fragmentos florestais, onde a intensidade destes efeitos se estende por uma faixa interna de 50 metros, os resultados revelam que haverá uma redução absoluta da área dos fragmentos de 36,56 ha para apenas 5,53 ha. A dimensão destes efeitos de borda implicaria assim na existência de quatorze feições habitat sem área núcleo, de duas com áreas inexpressivas e de apenas uma única feição habitat (Parque Zoobotânico Getúlio Vargas) com área núcleo significativa. Nesta perspectiva a paisagem passará a apresentar um percentual de apenas 15,12% da área total dos fragmentos constituída por área núcleo, favorecendo enormemente a exposição do interior dos fragmentos de habitat à influência externa e incrementando as consequências negativas dos efeitos de borda.

Referente aos índices de core áreas (CAI) para os três cenários idealizados de efeito de borda, a análise e representação gráfica (**Gráfico 03**) dos dados constantes na (**Tabela 09**) revelam de forma bastante clara o impacto resultante da intensidade do efeito de borda sobre a superfície do fragmento constituída por área núcleo. No cenário onde a intensidade do efeito de borda é mais tênue, i.e., exerce influência sobre uma faixa interna de apenas 10 metros, mais da metade das feições habitat, onze ao todo, tem menos de 50% da superfície do fragmento constituída por área núcleo. Já no cenário onde a intensidade do efeito de borda é mais forte, i.e., cuja influência atinge uma faixa interna de 50 metros, apenas uma única feição apresenta superfície do fragmento florestal constituída por área núcleo relativamente suficiente para possibilitar a sobrevivência de espécies dependentes exclusivamente de habitats mais protegidos.

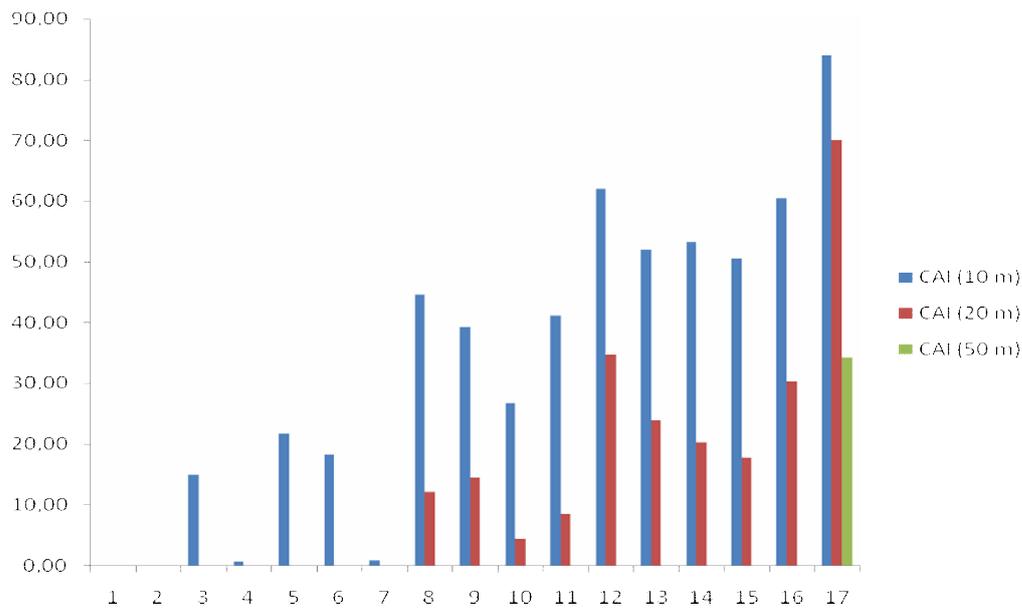


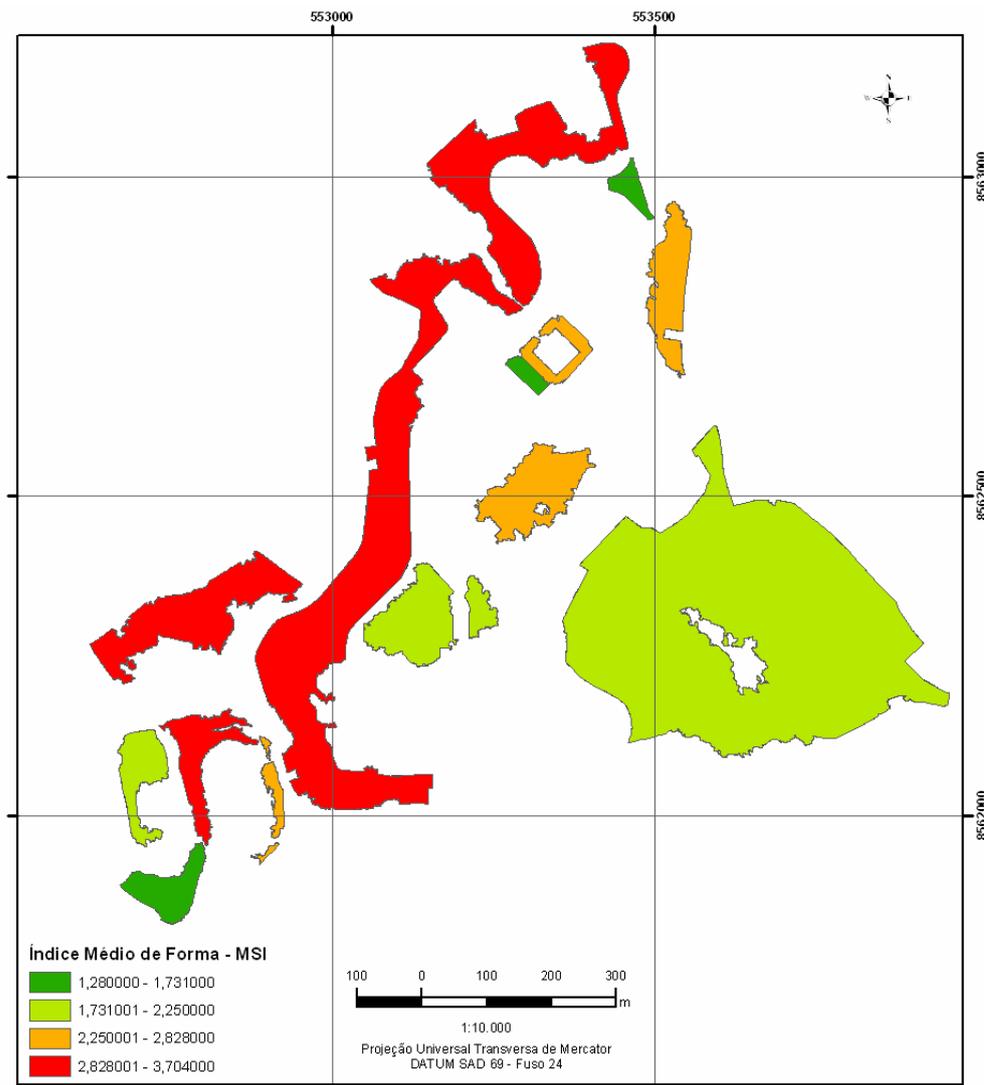
Gráfico 03 – Índices de Core áreas dos 17 fragmentos florestais do campus Ondina – Federação e Parque Zoobotânico Getúlio Vargas sob efeitos de bordas de 10, 20 e 50 metros. 2009.

Fonte: Dados obtidos das métricas de paisagem aplicada ao mapa binário de cobertura da terra (2009) da área de estudo, apresentado neste documento.

Uma métrica de paisagem aplicada neste estudo que serve de apoio para predição dos potenciais efeitos de borda sobre os fragmentos florestais existentes na paisagem é o índice médio de forma (MSI). Segundo Lang e Blaschke (2009) este índice avalia a complexidade da forma de uma mancha por meio da comparação com uma feição padrão. Como a complexidade da forma acentua a extensão para que os efeitos de borda permeiem manchas de habitat (COLLINGE, 1996), reduzindo a área núcleo para especialistas de fragmento, depreende-se a significância de avaliar os índices de forma das feições presentes na paisagem. Os dados estatísticos do MSI apresentados na (**Tabela 08**) e sua espacialização representada na (**Figura 05**) revelam a notável complexidade da forma das feições habitat presentes na paisagem do campus Ondina – Federação e Parque Zoobotânico Getúlio Vargas. Observamos 11,76% das feições com valores compactos (valores: 1,0-1,5), 29,41% com moderada formas regulares (valores: 1,6-2,5) e 58,82% das feições com forma irregular ou dendrítica (valores: 2,5-4,0). De forma mais detalhada, acrescentamos que dos 17 fragmentos habitat existentes apenas dois possuem formato mais regular, i.e., com índices abaixo de 1,50, sendo que estas apresentam área bastante diminuta, inferior a 0,3 ha. As demais feições possuem índices de forma mais elevados, entre 1,70 a 3,70, sendo as duas feições

com índices superiores a 3,20 representadas pelos fragmentos florestais situados na encostas de São Lázaro - Politécnica e Politécnica – Arquitetura. Em função de seu formato mais irregular e média dimensão, estes fragmentos se assemelham bastante às estruturas de corredores, e, desta forma, muito provavelmente cumprem esta função estrutural na paisagem.

Figura 05 – Índice Médio de Forma MSI das feições habitat do campus Ondina – Federação e Parque Zoobotânico Getúlio Vargas.



Fonte: Dados espaciais obtidos de imagem ortoretificada. CONDER (2009).

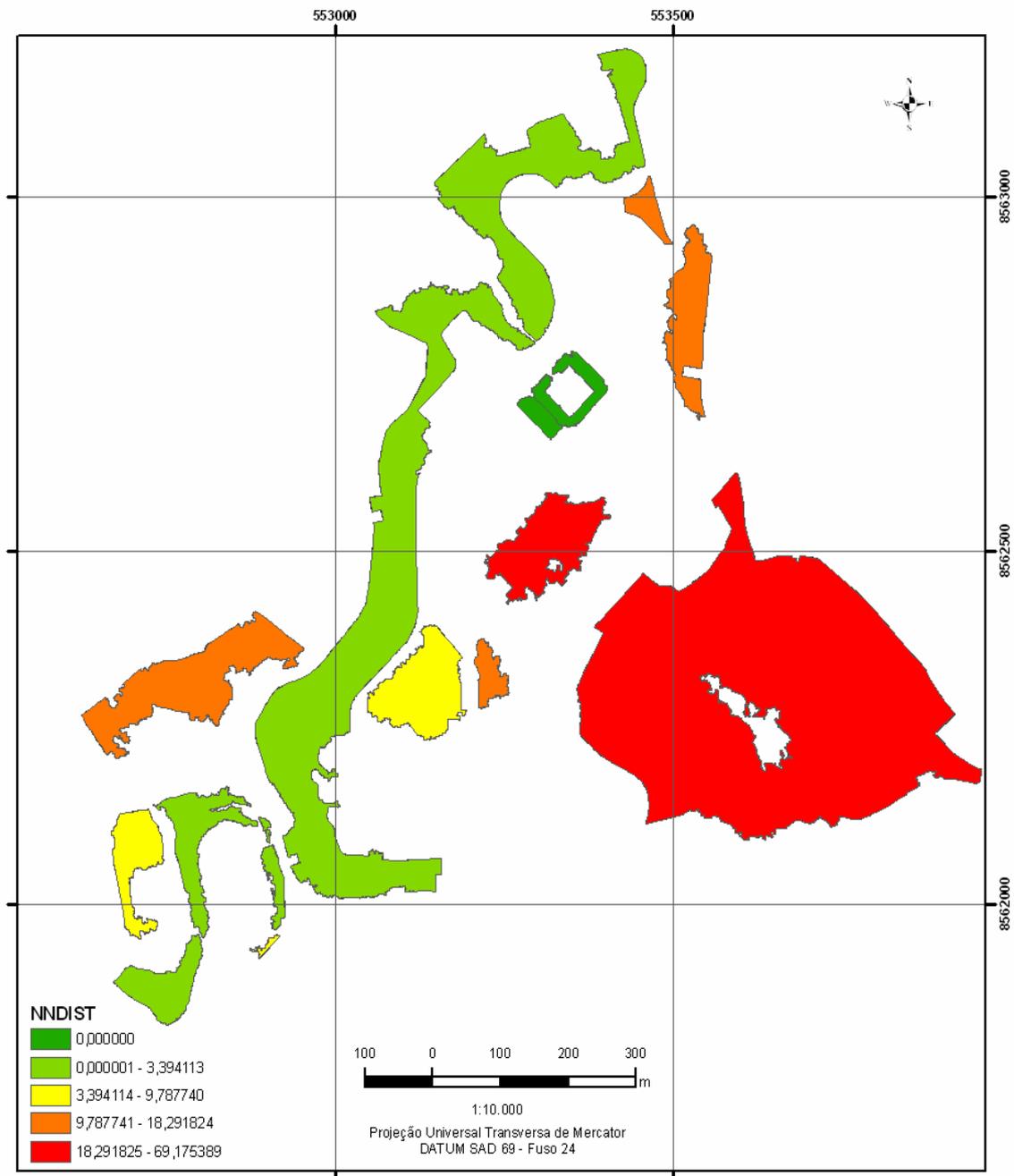
De maneira geral, em vista de apresentarem formas mais complexas, i.e., mais irregulares, estas feições têm uma proporção muito maior de área total do fragmento que é sua borda, ao invés de habitat núcleo (LAURANCE & YENSEN, 1991), e isso em geral implica em valores mais elevados de taxas de colonização no fragmento e maiores taxas de emigração de fragmento. Isso pode ocasionar uma maior

variabilidade no tamanho da população e uma menor probabilidade de persistência da população (HAMAZAKI, 1996; CUMMING, 2002). Nesta perspectiva, considerando a relação configuração do fragmento e proporção de área de borda, se depreende que os impactos resultantes do efeito de borda serão mais expressivos em manchas pequenas. Estas, a depender de suas características estruturais podem apresentar apenas habitat de borda, condição que impossibilitará a sobrevivência de organismos dependentes exclusivamente de habitats mais protegidos. Por fim, assinala-se que para cumprir várias funções-chave, uma forma ecologicamente ótima de fragmento tem um grande núcleo com alguns limites curvilíneos e estreitas saliências, e depende do ângulo de orientação em relação aos fluxos circundantes (FORMAN, 1995b).

A última métrica de paisagem aqui analisada corresponde à distância ao vizinho mais próximo (NNDIST), cujo valor representa o mínimo de distância borda a borda entre duas manchas, ou dito de outra forma, corresponde ao mínimo da quantidade de distâncias de uma mancha de saída para todas as manchas de destino (LANG & BLASCHKE, 2009). De acordo com Lang e Blaschke (2009), considerando que esse índice de isolamento de um único fragmento fornece medidas absolutas, não padronizadas, a condição de interpretação é dada principalmente em comparação com paisagens de pesquisa similarmente grandes. Não obstante entenda-se que as espécies não se orientam conforme a conexão mais curta, mas, segundo estruturas espaciais dadas na paisagem, assinala-se que a aplicação deste índice traz de certa forma resultados importantes para subsidiar análises de conectividade da paisagem em vista deste nos dar uma noção de quão próximo está uma mancha em relação à sua vizinha. Nesta perspectiva crer-se oportuna a representação espacial dos índices NNDIST das feições habitat (**Figura 06**) e a análise sucinta dos valores destes índices apresentados na (**Tabela 08**).

Da análise das medidas absolutas dos índices de isolamento dos fragmentos presentes na paisagem constata-se que 64,71% das feições (11 fragmentos) possuem distâncias de isolamento inferiores a 10 metros, 23,53% das feições (4 fragmentos) possuem distâncias de isolamento na faixa de 15 a 20 metros, e apenas 11,76% das feições (2 fragmentos) possuem distâncias de isolamento na faixa de 50 a 70 metros.

Figura 06 – Índice de Distância ao vizinho mais próximo (NNDIST) das feições habitat do campus Ondina – Federação e Parque Zoobotânico Getúlio Vargas.



Fonte: Dados espaciais obtidos de imagem ortoretificada. CONDER (2009).

De forma geral a espacialização dos índices de distância ao vizinho mais próximo (**Figura 06**) revela nítida formação de um cluster de fragmentos localizado particularmente na área do campus Ondina – Federação, cujas distâncias de isolamento são inferiores a 20 metros. A representação espacial destes índices revela ainda a existência de dois fragmentos (hierarquizados cartograficamente em tons de vermelho) cujas distâncias de isolamento são superiores a 50 metros.

Adverte-se aqui, que estes dois fragmentos, um situado na área central do campus de Ondina e o outro situado na área do Parque Zoobotânico Getúlio Vargas, possuem posição relevante para a manutenção dos potenciais fluxos funcionais e movimentos existentes na paisagem. Ainda, importante destacar que em função de sua localização, a conservação do fragmento do campus de Ondina se faz de fundamental importância para a manutenção da conectividade entre o grupo de fragmentos dispostos na área do campus Ondina – Federação e o fragmento de maior dimensão localizado na área do Parque Zoobotânico Getúlio Vargas.

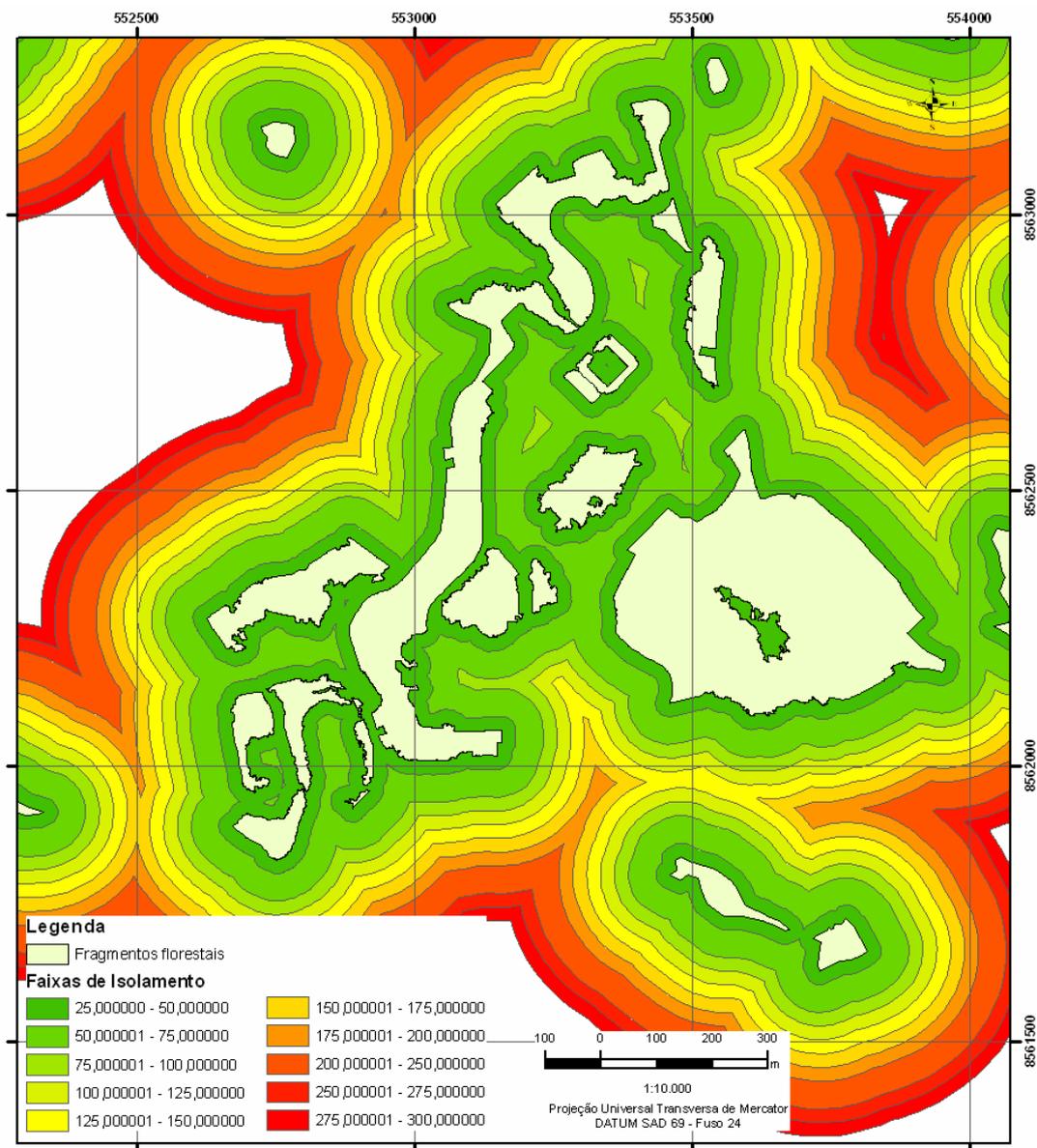
Finalmente, assinala-se que as análises descritivas da estrutura da paisagem aqui envolvidas abarcaram apenas um nível de escala o que implica num diagnóstico parcial do padrão global de cobertura de habitat e arranjo espacial para a biodiversidade. Nesta perspectiva, e, considerando que nas paisagens com elevada perda de habitat e fragmentação a conectividade da paisagem desempenha papel essencial na manutenção de processos ecológicos determinantes da persistência das populações, o próximo item analisado realizará uma abordagem da conectividade da paisagem em uma escala mais abrangente, na dimensão espacial do território do município.

8.2. Avaliação do grau de isolamento dos fragmentos de habitat em escala regional

A presente etapa busca através de análises espaciais dos dados produzidos por um modelo simplista de determinação de índice de isolamento, avaliar o grau de isolamento (conectividade) dos fragmentos habitat na paisagem desde a escala local (paisagem de estudo) até a escala regional (território do município de Salvador). A análise de conectividade da paisagem a partir deste modelo hipotético revela que se considerarmos uma “faixa de dispersão” de 50 m, o que significa que dois fragmentos separados por menos de 50 m estão conectados funcionalmente, a área de estudo estará parcialmente conectada (**Figura 07**). Nesta faixa de dispersão, apenas dois fragmentos florestais estarão isolados dos demais fragmentos florestais da área de estudo, neste particular, o fragmento do Parque Zoobotânico Getúlio Vargas e um único fragmento florestal do campus Ondina – Federação. Já, se

considerarmos uma faixa de dispersão de 100 metros, percebe-se que a configuração espacial dos fragmentos habitat possibilita a integral conectividade da paisagem. Nesta perspectiva se admitirmos que a capacidade de cruzar áreas abertas, i.e., de deslocar-se entre fragmentos por meio de matriz inóspita, é relativamente baixa para as espécies-alvo de preservação (e.g., <50 m), presume-se que toda a paisagem constituída pelas áreas do campus Ondina – Federação e Parque Zoobotânico Getúlio Vargas será porventura pouco conectada.

Figura 07 – Grau de isolamento de fragmentos de habitat na área do campus Ondina – Federação e Parque Zoobotânico Getúlio Vargas.



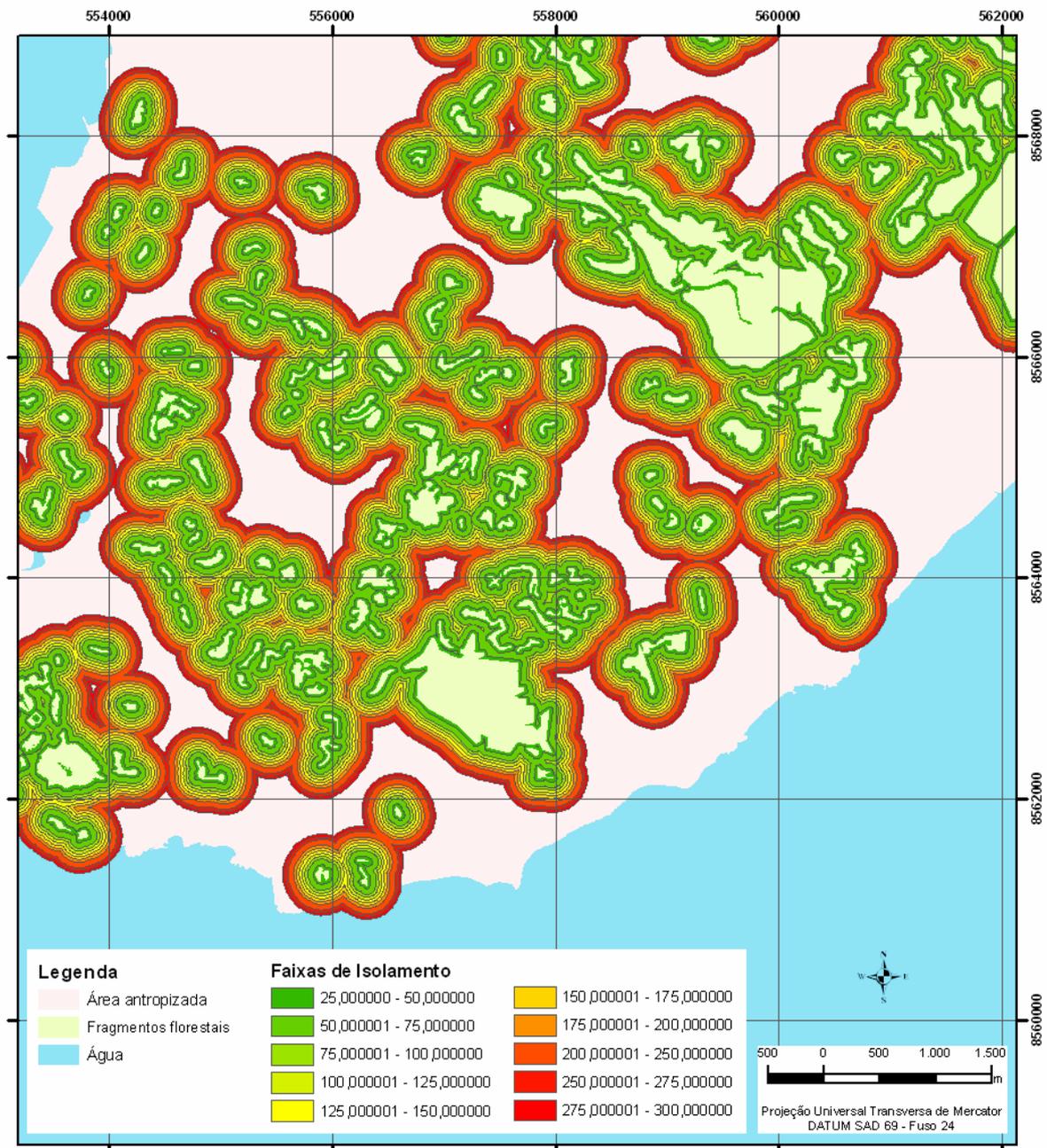
Fonte: Dados espaciais obtidos de imagem ortoretificada. CONDER (2009).

Partindo-se para uma análise espacial em escalas mais amplas percebe-se que a área de estudo apresenta-se conectada funcionalmente às outras importantes áreas florestadas da cidade apenas a partir de uma “faixa de dispersão” de 300 metros (**Figura 08**). Assim, num contexto de paisagem a área de estudo apresentará um grau de isolamento significativo para os grupos funcionais que possuam “faixas de dispersão” restritas a esta faixa de distância. Ampliando a escala de análise para o nível de território de Salvador, constata-se que todas as sub-regiões constituídas por fragmentos florestais só estarão funcionalmente conectadas a partir de uma faixa de dispersão de 550 metros. Atenta-se que esta presumida conectividade funcional das áreas florestadas é mantida pela presença de fragmentos de habitat irregularmente distribuídos nesta paisagem, os quais, apesar de suas dimensões reduzidas podem ser considerados de importância estratégica para a conservação tendo vista sua localização espacial lhes permitir servir de pontos de conexão entre os fragmentos florestais maiores existentes no município de Salvador. Nesta perspectiva, além de serem considerados elementos importantes para a manutenção da conectividade dentro cada sub-região do município, uma eventual remoção destes fragmentos implicaria na dissolução dos nós de conexão entre estas sub-regiões e outras de relevante importância para a conservação da biodiversidade local. Assim, a conservação destes fragmentos torna-se essencial para a manutenção do fluxo de organismos na paisagem, atenuando o isolamento de fragmentos maiores, como por exemplo, dos fragmentos florestais do Parque Zoobotânico Getúlio Vargas, do Parque Metropolitano de Pituáçu, do Parque Municipal Joventino Silva, do Parque São Bartolomeu, da Reserva do Cascão dentre outros.

Por fim, avalia-se que embora útil para propósitos analíticos, a principal limitação deste método simplista de determinação de medidas de isolamento é a suposição de um modelo de paisagem, onde o movimento entre fragmentos é linear e as áreas abertas entre os fragmentos são igualmente inadequadas para as espécies. Nesta perspectiva, ao admitirmos que a conectividade da paisagem não deva ser simplesmente definida por um índice de padrão de paisagem, neste particular, por um índice de isolamento, mas sim, ser determinada com base na percepção dos organismos e interação com a estrutura e heterogeneidade da paisagem (TAYLOR et al., 2006), compreende-se que estas análises permitem-nos apenas ter uma

noção de como os arranjos de habitat ou uso da terra podem influenciar o movimento e fluxos biológicos na paisagem e, em fim, na dinâmica populacional e estrutura das comunidades.

Figura 08 – Grau de isolamento de fragmentos de habitat no contexto da paisagem urbana de Salvador - Bahia.



Fonte: Dados espaciais obtidos de imagem ortoretificada. CONDER (2009).

8.3. Avaliação do Índice Valor de Resistência da paisagem e Índices de Priorização de Fragmentos

Antes de apresentar objetivamente os resultados da aplicação do índice de valor de resistência e do índice de priorização de fragmentos e a consequente indicação das áreas florestais prioritárias para intervenção de estratégias de conservação faz-se necessário ressaltar o entendimento da relevância do dimensionamento e da qualidade das áreas dos fragmentos para a viabilidade das populações em paisagens fragmentadas. Assim, ratifica-se antes de mais nada, que todo o estudo aqui desenvolvido pautou-se fortemente na pressuposição de que os efeitos da perda de habitat e fragmentação da paisagem sobre as funções ecossistêmicas de habitat e refúgio podem ser atenuados através de estratégias focadas no incremento da área e/ou qualidade dos fragmentos e melhoria da conectividade da paisagem. Ademais, em vista de a literatura científica indicar que nas paisagens com elevada perda de habitat e fragmentação a conectividade desempenha papel essencial na manutenção de processos ecológicos determinantes da persistência das populações, atenta-se que a idealização dos referidos índices procurou incorporar os efeitos de isolamento das manchas e da resistência da paisagem sobre o processo de dispersão das espécies.

Assim, para cada uma das unidades de análise espacial (UA) foram computadas duas métricas de paisagem das classes de uso e cobertura da terra existente: porcentagem de cobertura e médias das distâncias ao vizinho mais próximo - MNN (isolamento). Sobre as unidades de análise espacial, informa-se que a delimitação destas foi determinada através da distribuição regular de células hexagonais de 0,5 ha (5.000 m²) onde se registraram os elementos da paisagem. Referente ao índice da Média das distâncias ao vizinho mais próximo (MNN), importante destacar que em vez de ser utilizado como um preditor de isolamento, este foi concebido no âmbito deste estudo como uma das variáveis interferente no índice de priorização de fragmentos (IPP). Igualmente, para efeito da composição das formulações matemáticas dos índices idealizados atribuiu-se pesos relativos para as classes das feições em função da qualidade de seu ambiente.

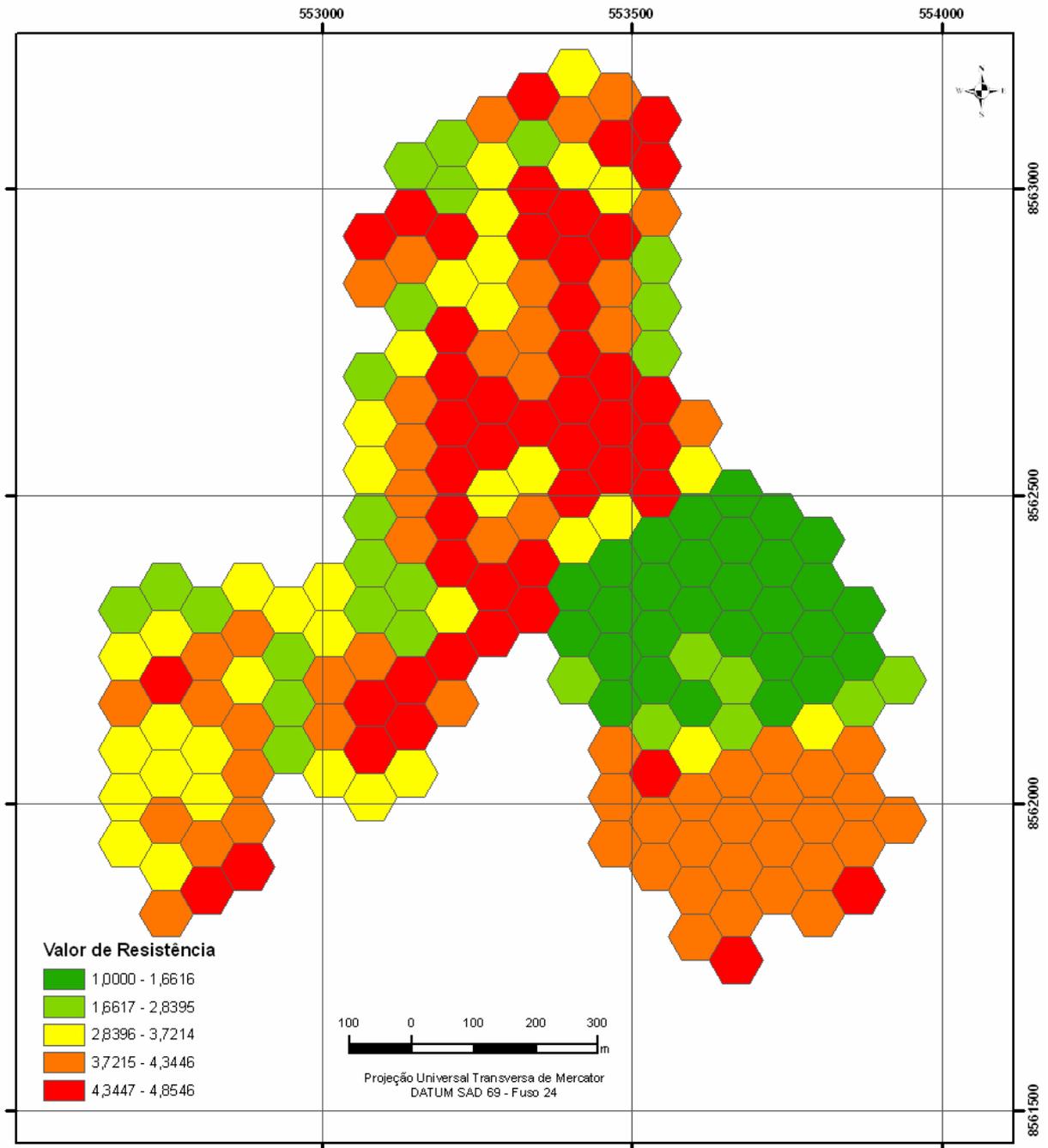
Assim, o Índice Valor de Resistência da paisagem foi concebido tendo por premissa que as paisagens constituem um mosaico de feições heterogêneas, nas quais, os vários tipos de elementos da paisagem apresentam diferentes níveis de resistências ao fluxo de dispersão das espécies (NIKOLAKAKI, 2004). Nesta perspectiva, o mapa (**Figura 09**) resultante da espacialização destes índices representa a paisagem como um mosaico de vários tipos de resistência, com maior resistência em áreas de habitat inóspito que também refletem a ocorrência de impedimentos aos fluxos biológicos.

Em vista do valor de resistência ao fluxo de dispersão das espécies ter-se definido a partir do pressuposto que a qualidade das feições existentes nas unidades de análise constitui um dos fatores significativos para a sua determinação, uma análise espacial dos dados constantes na (**Tabela 10 em Anexo 01**) revela que: mudanças nas taxas de resistência de muito baixa (1,00) para muito alta (4,85) resultaram essencialmente em razão da proporção de área habitat e da qualidade do fragmento. A partir destas análises, verifica-se que estas taxas variam sensivelmente em função da qualidade dos fragmentos habitat tendo em vista o valor de ponderação aplicado para cada tipologia de feição (habitat e não-habitat).

Analisando-se detalhadamente os índices de valor de resistências no âmbito das unidades de análise espacial, percebe-se nitidamente que os menores índices de resistência, inferiores a 1,661, apresentam-se distribuído de forma mais densa e exclusivamente na área do Parque Zoobotânico Getúlio Vargas. Isto se deve particularmente ao fato desta área possuir o maior fragmento de habitat e o de melhor qualidade ambiental. Já as unidades de análise com índices de resistência intermediários, na faixa de 1,661 a 3,721 apresentam-se distribuídas na paisagem de forma bastante irregular, estando associado às áreas com presença de fragmentos florestais de maior dimensão, mas também, por relativo domínio de áreas de fragmentos florestais de melhor qualidade ambiental. Por fim, as unidades de análise caracterizadas por índices de resistência mais elevados, acima 3,721, apresentam-se distribuídas de forma mais uniforme na área central do campus de Ondina – Federação e parte do Parque Zoobotânico Getúlio Vargas, estando associadas essencialmente à presença de áreas constituídas por feições não habitat. Acrescenta-se que em termos percentuais, as unidades de análise espacial

de menor resistência, de resistência intermediária e de resistência elevada, apresentam respectivamente 14,65%, 32,32% e 53,03% da área total da paisagem estudada.

Figura 09 – Índice Valor de Resistência da paisagem por unidade de análise espacial na área do campus Ondina – Federação e Parque Zoobotânico Getúlio Vargas.



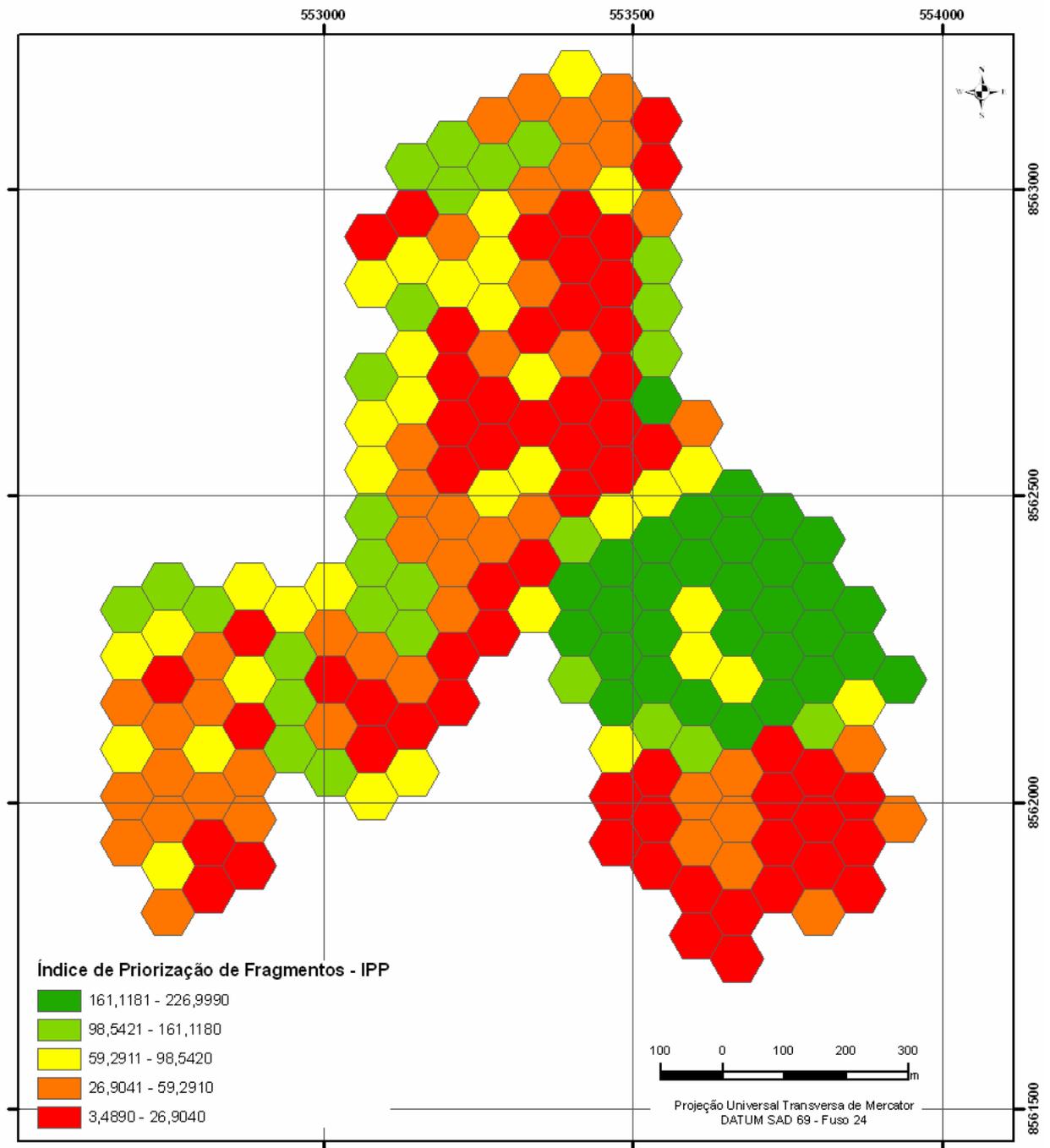
Fonte: Dados espaciais obtidos de imagem ortoretificada. CONDER (2009).

Por fim, importante destacar que no modelo de resistência da paisagem aqui proposto um aumento da perda de habitat implica num imediato incremento da proporção de feições não-habitat, o qual aumenta a resistência da paisagem e, por conseguinte, reduz a permeabilidade da paisagem e a probabilidade dos indivíduos mais sensíveis deixarem seu habitat de reprodução e atravessar a paisagem circundante.

O Índice de Priorização de Fragmento (IPP) foi idealizado levando-se em consideração não só a expressiva relevância da dimensão e qualidade dos fragmentos, mas ainda, a influência do grau de isolamento destas sob processos ecológicos determinantes da persistência das populações em paisagens fragmentadas. Assim, conforme enunciado anteriormente nos procedimentos metodológicos do presente estudo, a idealização da expressão matemática do IPP procurou incorporar a influência do grau de isolamento das feições para a persistência das populações a partir da concepção que não apenas o tamanho do fragmento, mas também, a natureza da paisagem circundante do fragmento é bastante significativa para prever a viabilidade das populações. Ademais, similar ao determinado no índice de Valor de Resistência, ao admitir-se que cada feição na paisagem possui um peso relativo à qualidade de seu ambiente, o IPP também teve seu valor ponderado (IPP_P) a partir de valor de ponderação atribuído a cada uma das cinco classes apresentadas no mapa de cobertura e uso atual da terra.

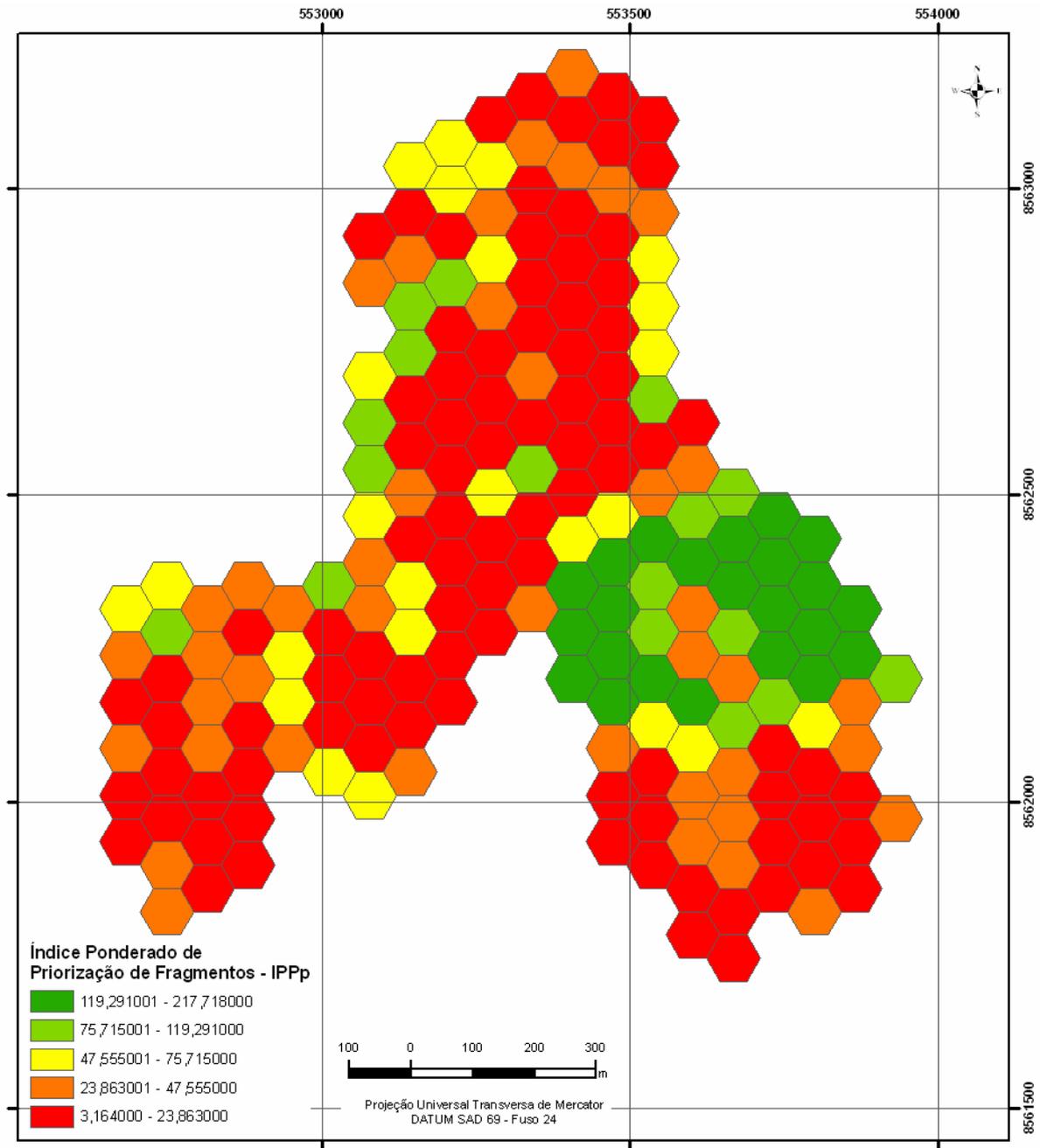
A análise dos índices de IPP e IPP_P por unidade de análise espacial (UA) partiu de uma concisa avaliação dos dados estatísticos contidos na (**Tabela 10**) e da análise dos índices do IPP e IPP_P representados espacialmente através das (**Figuras 10 e 11**). Para efeito da análise dos índices de priorização dos fragmentos por unidade de análise espacial e consequente seleção das áreas prioritárias para implantação de estratégias de conservação hierarquizou-se os índices resultantes nas seguintes classes de prioridade: Muito Baixa; Baixa; Intermediária; Alta; Muito Alta.

Figura 10 – Índice Priorização de Fragmento por unidade de análise espacial na área do campus Ondina – Federação e Parque Zoobotânico Getúlio Vargas.



Fonte: Dados espaciais obtidos de imagem ortorretificada. CONDER (2009).

Figura 11 – Índice Ponderado de Priorização de Fragmento por unidade de análise espacial na área do campus Ondina – Federação e Parque Zoobotânico Getúlio Vargas.



Fonte: Dados espaciais obtidos de imagem ortorretificada. CONDER (2009).

Inicialmente, admitindo-se para o IPP as classes de hierarquização de priorização Muito Baixa (3,48 – 26,90), Baixa (26,90 – 59,29), Intermediária (59,29 – 98,54), Alta (98,54 – 161,11) e Muito Alta (161,11 – 226,99), e, a partir de uma análise da ocupação relativa das áreas abrangidas por estas classes de prioridade percebe-se o seguinte cenário: 30,30% da paisagem encontra-se recoberta por unidades espaciais de prioridade Muito Baixa; 22,73% por unidades espaciais de

prioridade Baixa; 17,68% por unidades espaciais de prioridade Intermediárias; 13,64% por unidades espaciais de prioridade Alta; e 15,66% da paisagem encontra-se recoberta por unidades espaciais de prioridade Muito Alta.

Considerando-se que as áreas ocupadas pelas UA de prioridade Muito Baixa e Baixa estão em geral relacionadas ao predomínio de áreas de feições não habitat, especialmente de edificações e vias, nas quais, intervenções de conservação são muito pouco prováveis, depreende-se que um pouco menos da metade da paisagem de estudo (46,97%) possui condição suficiente para implantação de estratégias de conservação. De forma mais rigorosa, se considerarmos que apenas as classes de prioridade Muito Alta e Alta possuem condição ideal para implantação de estratégias de conservação, tendo em vista constituírem-se predominantemente por áreas de feições habitat (Mata em diferentes estágios de conservação), admite-se que apenas 29,29% da área total de estudo possam ser alvo destas intervenções conservacionistas. Importante destacar aqui, o fato de este índice estar ligeiramente abaixo do valor crítico de quantidade de habitat admitida para a persistência das populações, i.e., do limiar de extinção, abaixo do qual os efeitos da fragmentação do habitat sobre a persistência da população podem tornar-se evidentes (FAHRIG, 2003).

No entanto, se passarmos a admitir os valores determinado pelo Índice Ponderado de Priorização de Fragmento (**Figura 11**), no qual a qualidade da feição influencia de forma sensível os resultados de priorização dos fragmentos, verificaremos que os percentuais de áreas passíveis de intervenção de conservação são mais restritos. Admitindo-se a seguinte hierarquização de classes de priorização Muito Baixa (3,16 – 23,86), Baixa (23,86 – 47,55), Intermediária (47,55 – 75,71), Alta (75,71 – 119,29) e Muito Alta (119,29 – 217,71), e, a partir da análise da ocupação relativa das áreas abrangidas por pelas UA segundo o nível de prioridade temos o seguinte cenário: 46,46% da paisagem encontra-se recoberta por unidades espaciais de prioridade Muito Baixa; 21,21% por unidades espaciais de prioridade Baixa; 12,12% por unidades espaciais de prioridade Intermediárias; 8,59% por unidades espaciais de prioridade Alta; e 11,62% da paisagem encontra-se recoberta por unidades espaciais de prioridade Muito Alta. Neste contexto, considerando que as UA de prioridade Muito Baixa e Baixa respondem por 67,67% da área total de

estudo, e que nestas, as características de configuração (forma e tamanho) e qualidade das feições determinam condições mínimas para implantação de estratégias de conservação ambiental, depreende-se que 33,33% de toda a paisagem de estudo pode sofrer algum tipo de intervenção.

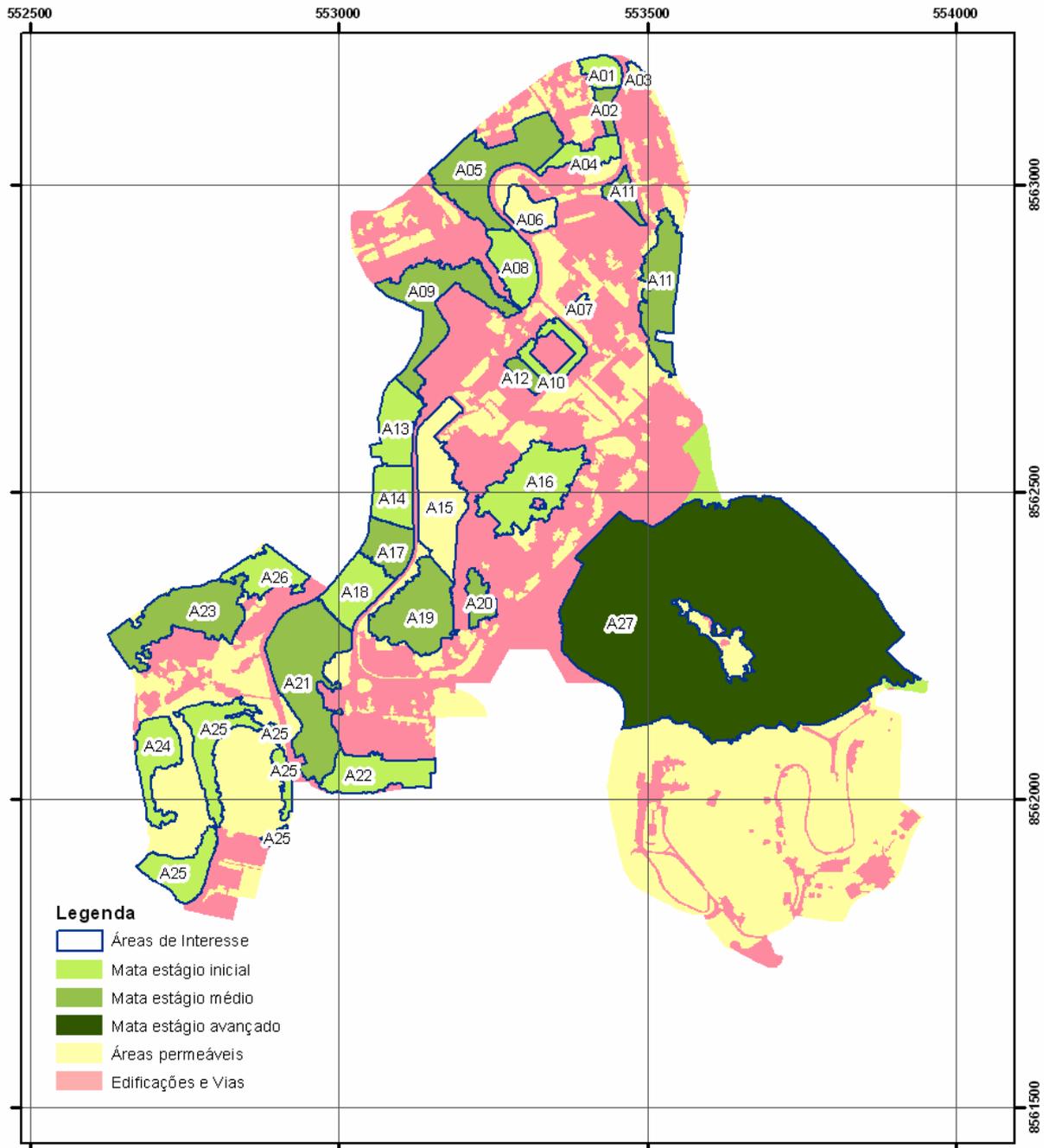
Se os resultados apontados pelo IPP_P mostram-se mais rigorosos no tocante ao grau de priorização dos fragmentos, por outro lado, ao estabelecer ponderação para as feições através do estado de conservação (qualidade do fragmento), esta determina de forma mais precisa as UA cuja quantidade e qualidade dos habitats que os constituem são razoavelmente mais apropriados para sofrer intervenções de conservação.

8.4. Seleção das áreas prioritárias para implantação de estratégias de conservação ambiental

A seleção de áreas prioritárias juntamente com a definição de estratégias necessárias para sua gestão são etapas importantes para um efetivo planejamento local e regional da conservação da biodiversidade. Neste sentido, pautado em fundamentos teórico-metodológicos da Ecologia de Paisagem, e mediante análises dos padrões espaciais dominantes na paisagem, bem como, mediante análises espaciais dos resultados dos índices de priorização de fragmentos, buscou-se identificar áreas prioritárias para intervenção das estratégias de conservação ambiental com vista à manutenção da biodiversidade local. Para tanto, a partir das informações obtidas ao longo de todo este estudo e através de uma série de análises espaciais das peças cartográficas produzidas, indica-se de forma hierarquizada todas as potenciais áreas prioritárias para implantação de estratégias de conservação. Acrescenta-se que em vista deste estudo apresentar uma estreita aproximação com o Subprojeto 1, do Programa “UFBA Sustentável”, optou-se por identificar as áreas prioritárias com base na delimitação espacial das áreas de interesses deste subprojeto (**Figura 12**). Assim, apesar dos índices de priorização de fragmentos terem sido delimitados através de unidades de análise espacial (UA) constituídas por células hexagonais com área equivalente a 0,5 ha, a espacialização

final das áreas prioritárias será feita tomando por base a denominação e delimitação espacial das áreas de interesse do Subprojeto 1 do Programa UFBA Sustentável.

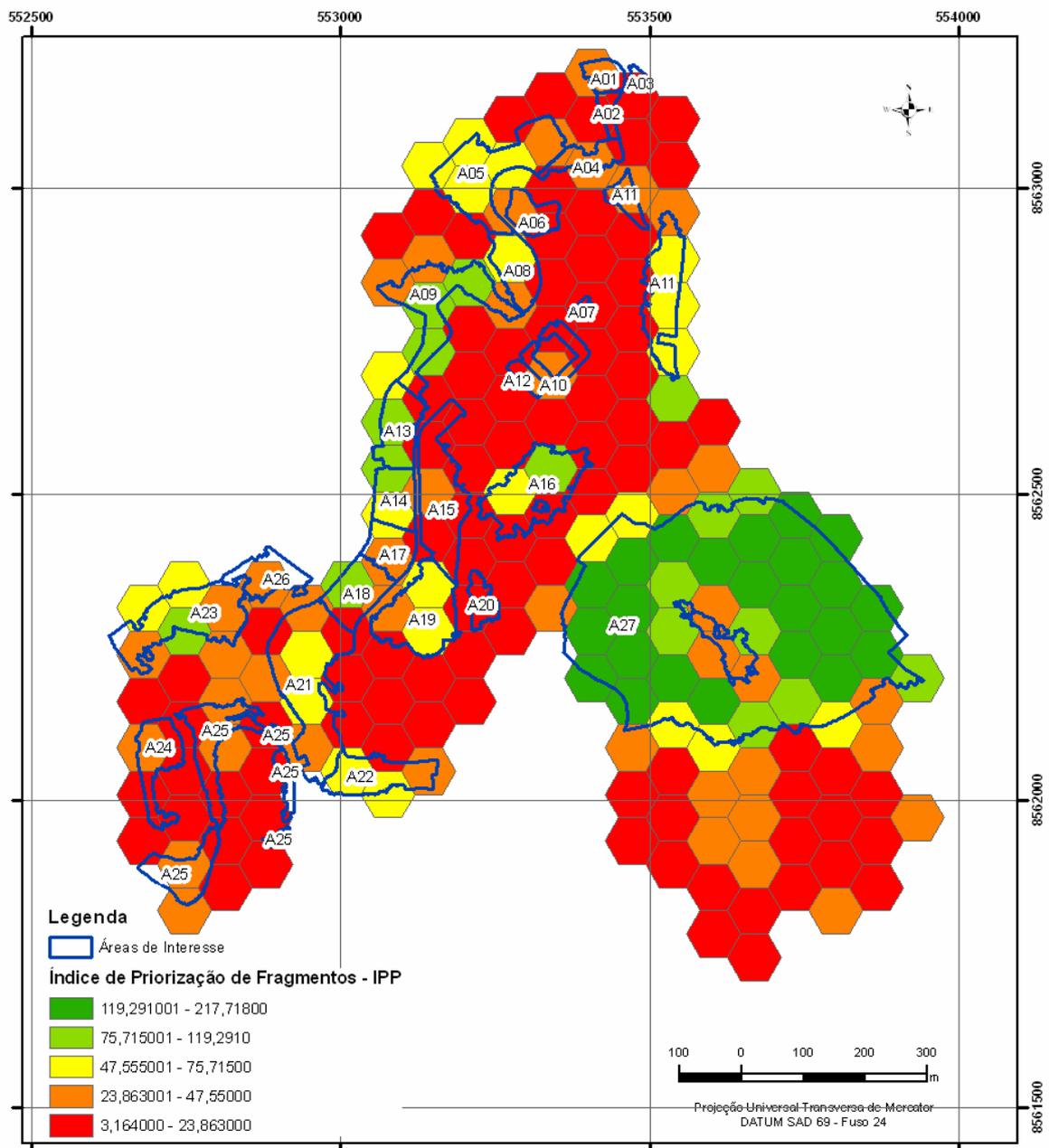
Figura 12 – Áreas de interesse do Subprojeto 1 do Programa “UFBA Sustentável” na área do campus Ondina – Federação e Parque Zoobotânico Getúlio Vargas.



Fonte: Dados espaciais obtidos de imagem ortorretificada. CONDER (2009).

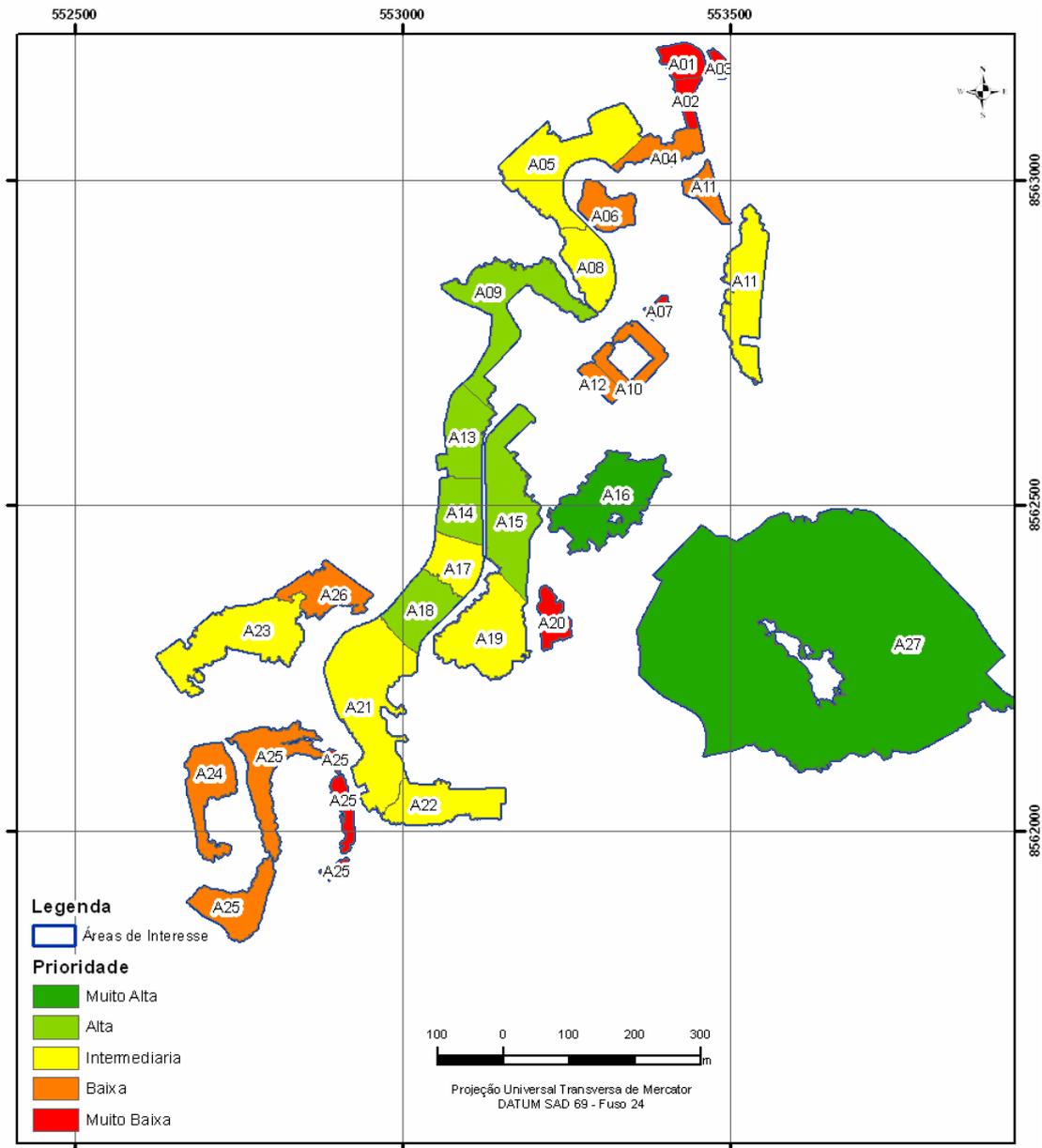
Assim, da análise do mapa resultante da intersecção entre as UA (categorizadas pelo IPP) e as áreas de interesses do Subprojeto 1 (**Figura 13**) e pautados pelas informações produzidas neste estudo, apresenta-se o mapa final de priorização das áreas prioritárias para intervenção das estratégias de conservação (**Figura 14**), bem como, algumas considerações gerais acerca da importância das mesmas.

Figura 13 – Áreas Prioritárias para intervenção de estratégias de conservação na área do campus Ondina – Federação e Parque Zoobotânico Getúlio Vargas.



Fonte: Dados espaciais obtidos de imagem ortoretificada. CONDER (2009).

Figura 14 – Priorização das Áreas de Interesse do Subprojeto 1 na área do campus Ondina – Federação e Parque Zoobotânico Getúlio Vargas.



Fonte: Dados espaciais obtidos de imagem ortoretificada. CONDER (2009).

Entre todas as 27 áreas de interesses considerou-se que os fragmentos de mais alta relevância para priorização de estratégias de conservação são aqueles indicados como áreas 27 e 16 (**Figura 14**). Em vista de constituir a mancha de habitat de maior dimensão, de formato mais regular e de melhor estado de conservação e ter sido identificada no contexto da paisagem local como aquela com maior probabilidade de ser ocupada por populações viáveis, a área de interesse 27, constituída pelo fragmento do Parque Zoobotânico Getúlio Vargas foi considerada de prioridade Muito Alta. Acrescenta-se a isto, o fato desta mancha possuir o melhor

estado de conservação dentre todos os demais fragmentos de habitat existentes e, muito provavelmente, em função das suas características, constitui o fragmento florestal com maior capacidade de fornecer serviços ecossistêmicos de habitat e refúgio para as populações locais. Já a área de interesse 16, apesar de sua pequena dimensão (1,45 ha) e baixo estado de conservação do fragmento florestal (Mata em estágio inicial), em vista de possuir relevante localização para a manutenção dos potenciais fluxos funcionais existentes entre os fragmentos do campus de Ondina – Federação e o do Parque Zoobotânico Getúlio Vargas, este, foi categorizado também como de prioridade Muito Alta.

As feições habitat representadas pelas áreas de interesses 09, 13, 14, 15 e 18 foram basicamente categorizadas como de prioridade Alta em função dos resultados apresentados no mapa de Índice de Priorização de Fragmento (**Figura 13**). Assinala-se à exceção desta regra, a área de interesse 15, cuja feição de “área permeável” constituída por pequena arborização com baixo grau de conservação, apresenta localização favorável à ligação entre área de interesse 16 e as demais áreas de interesses do campus de Ondina categorizadas por Alta prioridade. Quanto às áreas de interesses categorizadas por prioridade intermediárias, representadas na paisagem pelas 05, 08, 11, 17, 19, 21, 22 e 23, aponta-se que a categorização destas obedeceu ao mesmo critério estabelecido para as categorias de Alta Prioridade, ou seja, estas foram categorizadas em função dos resultados apresentados no mapa de Índice de Priorização de Fragmento. No entanto, adverte-se que as áreas de interesse 19 e 21, em vista de possuírem uma maior área e qualidade de habitat e formato mais regular, estas merecem uma atenção especial no âmbito da implantação de futuros projetos de restauração.

Quanto às áreas de interesses categorizadas por baixa e muito baixa prioridade, se adverte que ainda que apresentem baixos valores de priorização de fragmento, faz-se necessário avaliar em estudos futuros o contexto da paisagem circundante às mesmas, tendo em vista, a possibilidade de estas servirem de ponto de passagem para outros importantes fragmentos florestais localizados no seu entorno imediato.

Por fim, com base nas análises realizadas assinala-se que a não promoção de intervenções estratégicas conservacionista nas áreas prioritárias indicadas e o não planejamento da paisagem com base em fundamentos da Ecologia de Paisagem certamente promoverão um agravamento do processo de perda e fragmentação de habitats naturais e conseqüente possíveis implicações negativas sobre processos ecológicos determinantes da persistência das populações.

9. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As análises do presente estudo revelaram que a paisagem do campus Ondina – Federação e Parque Zoobotânico Getúlio Vargas passou por intenso processo de perda de habitat e fragmentação desde períodos que antecedem ao ano de 1959. Esta tendência se prolongou até os anos de 1992, e, muito provavelmente, implicou em impactos significativos sobre a biodiversidade e persistência das populações locais. Estes processos resultaram numa paisagem constituída por pequenos e médios fragmentos de habitat adequados, relativamente isolados e distribuído sobre uma matriz interhabitat menos adequada para a reprodução ou para a prestação das funções ecossistêmicas de habitat e refúgio para espécies confinadas ao habitat original.

Igualmente alterações na paisagem, relativas ao número, quantidade de área, tamanho e forma das feições remanescentes dos ecossistemas naturais pré-existentes, possivelmente interferiram diretamente na redução da base de recursos, nas modificações do microclima, no incremento de espécies invasoras, na subdivisão e isolamento de populações, e na capacidade de garantir a sobrevivência ou não das espécies presentes na paisagem (KUPFER et al., 2006). Diante deste cenário sombrio e pressupondo-se que os efeitos da perda de habitat e fragmentação da paisagem sobre as funções ecossistêmicas de habitat e refúgio podem ser atenuados através de estratégias que favoreçam o incremento da área e/ou qualidade dos fragmentos e melhoria da conectividade da paisagem, depreendeu-se a necessidade de desenvolvimento deste método de análise. De forma indireta, o desenvolvimento do presente estudo através do emprego de

princípios da ecologia da paisagem e da utilização aplicada de métricas de paisagem teve por finalidade a idealização de uma metodologia para auxiliar na identificação de áreas mais apropriadas à conservação de fragmentos florestais em paisagens caracterizadas por elevado grau de perda de habitat e fragmentação.

Assim, considerando toda fundamentação teórica e procedimentos técnico-científicos adotados e, em vista da apreciação das diretrizes ecológicas de proporção de área e qualidade das feições, do grau de isolamento dos fragmentos e adequação da paisagem para a dispersão das espécies, admitiu-se que o método aplicado possivelmente possibilita a seleção de áreas mais adequadas para intervenção de estratégias de conservação. Ademais, a importância desta abordagem reside na premissa de que a paisagem é heterogênea, ou seja, ela não é vista como um mosaico binário de feições habitat e não habitat, onde os fragmentos habitat são incorporados dentro de uma matriz ecologicamente neutra, mas compreendem uma diversidade de habitats e permeabilidade da paisagem diferentes graus de adequação a diferentes espécies.

Entretanto, adverte-se que o método aplicado para a identificação dos melhores habitats potenciais ("fontes") e também dos mais adequados para intervenção de medidas conservacionistas consubstanciou-se fundamentalmente na análise de padrões espaciais da paisagem, estes, resultantes da aplicação de métricas de paisagem. Embora se reconheça que as métricas de paisagem são ferramentas úteis para a análise de padrões espaciais da paisagem, em virtude da sua natureza estática pautada num conjunto de regras topológicas e estatísticas e no emprego usual de modelos categóricos de paisagem, estas devem ser aplicadas considerando aspectos comportamentais das espécies-chaves estudadas. Assim, assinala-se que para uma análise e compreensão mais profunda das relações organismo – paisagem, e especialmente para a análise da conectividade da paisagem, torna-se necessária a realização de futuros estudos específicos de ecologia comportamental das espécies-alvos ou dos grupos taxonômicos objeto da conservação. Não obstante, em virtude dos altos custos e tempo envolvidos na realização de pesquisas mais detalhadas no âmbito da ecologia comportamental, adverte-se em muitos casos os estudos científicos de Ecologia de Paisagem fundamentados no emprego destas ferramentas mostra-se mais eficientes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDRÉN, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71:355-366.
- BAGUETTE, M.; VAN DYCK, H. 2007. Landscape connectivity and animal behavior: functional grain as a key determinant for dispersal. *Landscape Ecology* 22: 1117–1129.
- BARRET, G. W.; PELES, J. D. 1999. **Landscape ecology of small mammals**. Springer, New York.
- BASCOMPTE, J.; POSSINGHAM, H.; ROUGHGARDEN, J. 2002. Patchy populations in stochastic environments: Critical number of patches for persistence. *The American Naturalist*, 159: 128-137.
- BÉLISLE, M. 2005. Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology. *Ecology* 86(8): 1988–1995.
- BÉLISLE, M.; DESROCHERS, A.; FORTIN, M-J. 2001. Influence of forest cover on the movements of forest birds: a homing experiment. *Ecology*, 87:1893-1904.
- BELLAMY, P. E.; HINSLEY, S. A.; NEWTON, I. 1996. Local extinctions and recolonizations of passerine bird populations in small woods. *Oecologia* 108, 64–71.
- BROWN, J. H.; KODRIC-BROWN, A. 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology* 58: 445–449.
- BUREL, F. 1992. Effects of landscape structure and dynamics on species diversity in hedgerow networks. *Landscape Ecology* 6: 161-174.
- BOSCOLO, D.; CANDIA-GALLARDO, C.; AWADE M.; METZGER, J. P. 2008. Importance of inter-habitat gaps and stepping-stones for a bird species in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica* 40: 273–276.
- COLLINGE, S. K. 1996. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning* 36: 59-77.
- COSTA, F. P. S. 2004. **Evolução urbana e da cobertura vegetal de Piracicaba – SP (1940-2000)**. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola

Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 96 f.

CONNOR, E. F.; COURTNEY A. C.; YODER J. M. 2000. Individuals-area relationships: the relationship between animal population density and area. *Ecology* 81: 734-748.

CUMMING, G. S. 2002. Habitat shape, species invasions, and reserve design: insights from simple models. *Conservation Ecology* 6(1): 3.

DANIELSON, B. J. 1992. Habitat selection, interspecific interactions and landscape composition. *Evolutionary Ecology* 6:399–411.

D'EON, R. G.; GLENN, S. M.; PARFITT, I.; FORTIN, M-J. 2002. Landscape connectivity as a function of scale and organism vagility in a real forested landscape. *Conservation Ecology* 6(2): 10. Disponível em: <http://www.consecol.org/vol6/iss2/art10>. Acesso em: 09 Set. 2013.

DIDHAM, R. K. 1997. An overview of invertebrate responses to forest fragmentation. In *Forests and Insects*. A Watt, NE Stork and M Hunter (editors). London: Chapman and Hall. pp. 303-320.

DOBSON, A.; LODGE, D.; ALDER, J.; CUMMING, G. S.; KEYMER, J.; MCGLADE, J.; MOONEY, H.; RUSAK, J. A.; SALA, O.; WOLTERS, V.; WALL, D.; WINFREE, R.; XENOPOULOS, M. 2006. Habitat loss, trophic collapse, and the decline of ecosystem services. *Ecology*, 87: 1915-1924.

DONALD, P. F.; EVANS, A. D. 2006. Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. *Journal of Applied Ecology* 43, 209-218.

EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. 2006, Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81: 117-142.

EWERS R. M.; DIDHAM R. K. 2007. The effect of fragment shape and species' sensitivity to habitat edges on animal population size. *Conservation Biology* 21: 926-936.

ERLICH, P. R. 1998. **A perda de diversidade – Causas e consequências**, p.27-35. In: E.O. Wilson (Ed.) *Biodiversidade*. Rio de Janeiro, Nova Fronteira, 680p.

FAHRIG, L. 2001. How much habitat is enough? *Biological Conservation* 100: 65–74.

FAHRIG, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 34:487-515. Disponível em:

<<http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>> Acesso em: 10 de jul. 2013.

FAHRIG, L.; G. MERRIAM. 1985. Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* 66:1762-1768.

FAHRIG, L.; MERRIAM, G. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8:50–59

FARINA, A. 1998. **Principles and methods in landscape ecology**. London: Chapman & Hall Ltda. 235p.

FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. 2007. Conectividade e a importância da interação organismo-paisagem. *Oecologia Brasiliensis*, 11(4): 493-502.

FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. 2009. Conectividade Funcional e a Importância da Interação Organismo – Paisagem. *Oecologia Australis*, América do Norte, 11, dez. 2009. Disponível em: <http://www.oecologiaaustralis.org/ojs/index.php/oa/article/view/oeco.2007.1104.03/138>. Acesso em: 11 Nov. 2012.

FORMAN, R. T. T. 1995a. **Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions**. Cambridge University Press, Cambridge/New York. 632 pp.

FORMAN, R. T. T. 1995b. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology* 10 (3): 133-142.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. 1986: *Landscape Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.

FRANKLIN, I. R. 1980. Evolutionary change in small populations. In: Soulé, M.E., Wilcox, B.A. (Eds.), *Conservation Biology: An Evolutionary Ecological Perspective*. Sinauer Associates, Sunderland, MA, pp. 135–149.

GARDNER, R. H.; MILNE, B. T.; TURNER, M. G.; O'NEILL, R. V. 1987. Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern. *Landscape Ecology* 1: 19–28.

GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD, R. O.; MALCOLM, J. R.; STOUFFER, P. C.; VASCONCELOS, H. L.; LAURANCE, W. F.; ZIMMERMAN B. L.; TOCHER, M.; BORGES, S.; 1999. Matrix effects and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91, 223-229.

GIBBS, J. P.; STANTON, E. J. 2001. Habitat fragmentation and arthropod community change: carrion beetles, phoretic mites, and flies. *Ecological Applications*, 11: 79-85.

- GILPIN, M. E.; SOULÉ, M. E. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinctions. Pp. 19-34 In: M. E. Soulé, (ed.), *Conservation Biology The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates Inc. Sunderland.
- GOODWIN, B. J.; FAHRIG, L. 2002. How does landscape structure influence landscape connectivity? *Oikos* 99: 552–570.
- GOODWIN, B. J. 2003. Is landscape connectivity a dependent or independent variable? *Landscape Ecology* 18: 687-699.
- GREEN, D. G. 1994. Connectivity and complexity in landscapes and ecosystems. *Pacific Conservation Biology* 1: 194–200.
- GREENE, C. M.; STAMPS, J. A. 2001. Habitat selection at low population densities. *Ecology* 82: 2091–2100.
- GROOM, M. J.; SCHUMAKER, N. 1993. **Evaluating landscape change: patterns of worldwide deforestation and local fragmentation.** In: Kareiva, P. M., Kingsolver, J. G. and Huey, R. B. (eds.), *Biotic interactions and global change*. Sinauer Associates Inc., pp. 24–44.
- GUSTAFSON, E. J.; GARDNER, R. H. 1996. The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. *Ecology* 77: 94-107.
- HAMAZAKI, T. 1996. Effects of patch shape on the number of organisms. *Landscape Ecology* 11: 299-306.
- HANSBAUER, M.M.; STORCH, I.; LEU, S.; NIETO-HOLGUIN, J. P.; PIMENTEL R. G.; METZGER, J. P, 2008. Movements of neotropical understory passerines affected by anthropogenic forest edges in the Brazilian Atlantic Rainforest. *Biological Conservation* 141: 782–791.
- HANSKI, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396: 41-49.
- HANSKI, I.; OVASKAINEN, O. 2000. The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature* 404: 755-758.
- HARMS, W. B.; OPDAM, P. 1990. Woods as habitat patches for birds: application in landscape planning in The Netherlands. In: Zonneveld, I.S., Forman, R.T.T. (Eds.), *Changing Landscapes: An Ecological Perspective*. Springer-Verlag, New York, pp. 73–97.
- HARPER, K. A.; MACDONALD, S. E.; BURTON, P. J.; CHEN, J.; BROSOFSKE, K. D.; SAUNDERS, S. C.; EUSKIRCHEN, E. S.; ROBERTS, D.; JAITEH, M. S.;

- ESSEEN, P. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology* 19: 768-782.
- HENDERSON, M. T.; MERRIAM, G.; WEGNER, J. 1985. Patchy environments and species survival: chipmunks in an agricultural mosaic. *Biological Conservation* 31: 95-105.
- HENEIN, K.; MERRIAM, G. 1990. The elements of connectivity where corridor quality is variable. *Landscape Ecology* 4: 157-170.
- HERRMANN, B. C.; RODRIGUES, E.; LIMA, A. 2005. A paisagem como condicionadora de bordas de fragmentos florestais. *Floresta* 35 (1): 13-22.
- HILTY, J. A.; LIDICKER, W. Z.; MERENLENDER, A. M. 2006. *Corridor Ecology: the Science and Practice of Linking Landscapes for Biodiversity Conservation*. Washington, DC, USA: Island Press.
- HUGGETT, A. J. 2005. The concept and utility of 'ecological thresholds' in biodiversity conservation. *Biological Conservation* 124: 301-310.
- JOHNSON, A. R.; WIENS, J. A.; MILNE, B. T.; CRIST, T. O. 1992. Animal movements and populations dynamics in heterogeneous landscapes. *Landscape Ecology* 7: 63-75.
- KEITT, T.; URBAN, D.; MILNE, B. 1997. Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Conservation Ecology* 1:4
- KOMONEN, A.; PENTTILÄ, R.; LINDGREN, M.; HANSKI, I. 2000. Forest fragmentation truncates a food chain based on an old-growth forest bracket fungus. *Oikos* 90: 119-126.
- KUPFER, J. A.; MALANSON, G. P.; FRANKLIN, S. B. 2006. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography* 15:8-20.
- LANG, S.; BLASCHKE, T. 2009. **Análise da Paisagem com SIG**. Tradução Herrmann Kux. São Paulo, Oficina de Textos. 424p.
- LANG, S.; TIEDE, D. 2003. V-LATE Extension für ArcGIS - vektorbasiertes Tool zur quantitativen Landschaftsstrukturanalyse, ESRI Anwenderkonferenz 2003 Innsbruck. CDROM.
- LAURANCE, W. F.; YENSEN, E. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation* 55, 77-92.

LAITA, A.; KOTIAHO, J. S.; MÖNKKÖNEN, M. 2011. Graph-theoretic connectivity measures: what do they tell us about connectivity? *Landscape Ecology* 26: 951–967

LEITE, J. R. 2007. **Ecologia da Paisagem e Planejamento em Bacias Hidrográficas Urbanas**. I Encontro IALE-BR. Rio de Janeiro, Vale do Paraíba do Sul, São Paulo.

LEVEY, D. J.; BOLKER, B. M.; TEWKSBURY, J. J.; SARGENT, S.; HADDAD, N. M. 2005. Effects of landscape corridors on seed dispersal by birds. *Science* 309: 146-148.

LIMA, S. L.; ZOLLNER, P. A. 1996. Towards a behavioral ecology of ecological landscapes. *Trends in Ecology and Evolution* 11:131–135.

LYNCH, J. F.; WHIGHAM, D. F. 1984. Effects of forest fragmentation on breeding bird communities in Maryland USA. *Biological Conservation* 28: 287–324.

LYRA-JORGE M. C.; RIBEIRO M. C.; CIOCHETI G.; TAMBOSI L. R.; PIVELLO V. R. 2009. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. *European Journal of Wildlife Research* 56: 359-368

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton, N. J.: Princeton University Press.

MATIAS, L. F.; CAPORUSSO, D. 2009. **Áreas verdes urbanas: Avaliação conceitual e metodológica a partir do estudo de caso na cidade de Paulínia – São Paulo**, Departamento de Geografia - Instituto de Geociências – IG Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP.

MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER J. P. 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. *Biological Conservation* 141: 2184-2192.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; NEEL, M.C.; ENE, E. 2002. **FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps**. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst, Massachusetts, USA.

METZGER, J. P. 1999. **Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica**. Anais da Academia Brasileira de Ciência, v. 71, n. 3 (1), p. 445 - 463.

METZGER, J. P. 2001. **O que é ecologia de paisagens?** Biotaneotrópica: São Paulo, 2001. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br>> Acesso em: 24 de set. 2011.

METZGER, J. P. 2004. Estruturas da paisagem: uso adequado de métricas. 423-453. In: L. Cullen Jr., R. Rudran; C. Valladares-Pádua, (eds.), Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

METZGER, J. P.; DÉCAMPS, H. 1997. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta OEcologica* 18: 1-12.

MILNE, B. T.; JOHNSTON, K. M.; FORMAN, R. T. T. 1989. Scale-dependent proximity of wildlife habitat in a spatially neutral Bayesian model. *Landscape Ecology* 2: 101-110.

MINAKI, C.; AMORIM, M. C. C. T. 2008. Espaços Urbanos e Qualidade Ambiental – Um Enfoque da Paisagem. *Revista Formação*, nº 14, vol. 1. P. 67-82.

MURCIA, C., 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Tree* 10: 58–62.

NIKOLAKAKI, P. 2004. A GIS site-selection process for habitat creation: estimating connectivity of habitat patches. *Landscape and Urban Planning* 68:77–94.

NUCCI, J. C. 2008. **Qualidade ambiental e adensamento urbano: um estudo de ecologia e planejamento da paisagem aplicado ao distrito de Santa Cecília (MSP) / João Carlos Nucci. 2ª ed. - Curitiba: O Autor, 150 p.; il.**

PARDINI, R.; MARQUES DE SOUZA, S.; BRAGA-NETO, R.; METZGER, J. P. 2005. The role of forest structure fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124: 253-266.

RANTA, P.; BLOM, T.; NIEMELÄ, J.; JOENSUU, E.; SIITONEN, M. 1998. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. *Biodiversity and Conservation* 7: 385-403.

REMPEL, R. S.; KAUKINEN, D.; CARR, A. P. 2012. Patch Analyst and Patch Grid. Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario.

RIES, L.; FLETCHER, R. J. J.; BATTIN, J.; SISK, T. D. 2004. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35: 491-522.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. 1991. The role of corridors in conservation: what do we know and where do we go? In *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*, pp. 421-427 [DA Saunders and RJ Hobbs, editors]. Australia: Surrey Beatty & Sons.

SAUNDERS D. A.; HOBBS R. J.; MARGULES C. R. 1991. - Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-32.

SCHUMAKER, N. H. 1996. Using landscape indices to predict habitat connectivity. *Ecology* 77(4): 1210-1225.

STAUFFER, D. 1985. **Introduction to percolation theory**. Taylor & Francis, London.

SUTHERLAND, G. D.; HARESTAD, A. S.; PRICE, K.; LERTZMAN, K. P. 2000. Scaling of natal dispersal distances in terrestrial birds and mammals. *Conservation Ecology* 4(1): 16. Disponível em:<<http://www.consecol.org/vol4/iss1/art16>> Acesso em: 30 de julho de 2013.

TAYLOR, P. D.; MERRIAM, G. 1996. Habitat fragmentation and parasitism of a forest damselfly. *Landscape Ecology*, 11: 181-189.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68:571–573.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG L.; WITH, K. A. 2006. "Landscape connectivity: a return to the basics", *Connectivity Conservation*. 1^a. ed. Cambridge: 2006. 29-43. *Cambridge Books Online*. Web. 12 November 2013. <http://dx.doi.org/10.1017/CBO9780511754821.003>

THOMAS, C. D. 1994. Extinction, colonization, and metapopulations: environmental tracking by rare species. *Conservation Biology* 8: 373–378.

TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. 2000a. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90: 7–19

TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. 2000b. How should we measure landscape connectivity? *Landscape Ecology* 15: 633–641.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H. 1991. Quantitative methods in landscape ecology: an introduction. In: M. G. Turner and R. H. Gardner, editors. Quantitative methods in landscape ecology. Springer-Verlag, New York, New York, USA. pp. 3–14.

UEZU, A. 2006. **Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema**. 202 f. Tese (Doutorado em Ciências – Área de Ecologia), Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo-SP.

UEZU, A.; BEYER, D. D.; METZGER, J. P. 2008. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic Forest region? *Biodiversity and Conservation* 17: 1907-1922.

UFBA. 2003. **Plano Diretor da Universidade Federal da Bahia**. Salvador. Disponível em: <http://www.daem.ufba.br/paginas/noticias_1.htm>. Acesso em: 30 out. 2011.

URBAN, D.; KEITT, T. 2001. Landscape connectivity: a graph theoretic perspective. *Ecology*, 82:1205-1218.

URBAN, D.L.; MINOR, E. S.; TREML, E. A.; SCHICK, R. S. 2009. Graph models of habitat mosaics. *Ecology Letters* 12: 260–273.

VERBOOM, J.; METZ, J. A. J.; MEELIS, E. 1993. Metapopulation models for impact assessment of fragmentation. In: Vos, C.C., Opdam, P. (Eds.), *Landscape Ecology of a Stressed Environment*. Chapman & Hall, London, pp. 172–191.

WALSH, S. J.; MESSINA, J. P.; MENA, C. F.; MALANSON, G. P.; PAGE, P. H.; 2008. Complexity theory, spatial simulation models, and land use dynamics in the Northern Ecuadorian Amazon. *Geoforum* 39, 867–878.

WIEGAND, T.; REVILLA, E.; MOLONEY, K. A. 2005. Effects of habitat loss and fragmentation on population dynamics. *Conservation Biology*. 19:108–121.

WIENS, J. 1996. **Wildlife in patchy environments: metapopulations, mosaics, and management**. 53-84. In D. R. McCullough, editor. *Metapopulations and wildlife conservation*. Island Press, Washington, DC, USA.

WIENS, J. A.; SCHOOLEY R.L.; WEEKS R. D. Jr. 1997. Patchy landscapes and animal movements: do beetles percolate? *Oikos* 78: 257–264.

WILLIAMS. P. H.; MARGULES, C. R.; WILBERT, D. W. 2002. Data requirements and data sources for biodiversity priority area selection. *Journal of Bioscience* 27:327–338

WITH, K. A.; CRIST, T. O. 1995. Critical thresholds in species' responses to landscape structure. *Ecology*, 76, 2446-2459.

WITH, K. A.; GARDNER, R. H.; TURNER, M. G. 1997. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *Oikos* 78: 151–169.

WITH, K. A.; KING, A. W. 1999a. Dispersal success on fractal landscapes: a consequence of lacunarity thresholds. *Landscape Ecology*, 4: 73-82.

WITH, K. A.; KING, A. W. 1999b. Extinction thresholds for species in fractal landscapes. *Conservation Biology* 13: 314-326.

ZOLLNER, P. A.; LIMA, S. L. 1997. Landscape-level perceptualabilities in white-footed mice: perceptual range and the detection of forested habitat. *Oikos* 80: 51-60.

ANEXO 01

Tabela 02 - Classe e área de feições da área de estudo no ano de 1959.

1959		
Classe	Área (ha)	Área (%)
não habitat	0,010	0,01
não habitat	0,013	0,02
não habitat	9,229	10,41
não habitat	19,670	22,19
não habitat	29,617	33,42
habitat	0,001	0,00
habitat	0,002	0,00
habitat	0,003	0,00
habitat	0,004	0,00
habitat	0,013	0,01
habitat	0,013	0,01
habitat	0,014	0,02
habitat	0,015	0,02
habitat	0,015	0,02
habitat	0,015	0,02
habitat	0,016	0,02
habitat	0,017	0,02
habitat	0,017	0,02
habitat	0,020	0,02
habitat	0,020	0,02
habitat	0,023	0,03
habitat	0,024	0,03
habitat	0,028	0,03
habitat	0,030	0,03
habitat	0,030	0,03
habitat	0,034	0,04
habitat	0,037	0,04
habitat	0,039	0,04
habitat	0,040	0,04
habitat	0,045	0,05
habitat	0,046	0,05
habitat	0,048	0,05
habitat	0,050	0,06
habitat	0,052	0,06
habitat	0,058	0,07
habitat	0,060	0,07
habitat	0,061	0,07
habitat	0,073	0,08
habitat	0,074	0,08

1959		
Classe	Área (ha)	Área (%)
habitat	0,081	0,09
habitat	0,085	0,10
habitat	0,093	0,10
habitat	0,103	0,12
habitat	0,164	0,18
habitat	0,166	0,19
habitat	0,261	0,29
habitat	0,286	0,32
habitat	0,451	0,51
habitat	0,473	0,53
habitat	0,475	0,54
habitat	0,748	0,84
habitat	1,156	1,30
habitat	1,494	1,69
habitat	1,542	1,74
habitat	1,729	1,95
habitat	4,585	5,17
habitat	5,891	6,65
habitat	9,191	10,37

Fonte: Dados constantes na tabela de atributos do arquivo vetorial de mapa binário de cobertura da terra do ano de 1959.

Tabela 03 - Classe e área de feições da área de estudo no ano de 1976.

1976		
Classe	Área (ha)	Área (%)
não habitat	0,02	0,025039
não habitat	0,00	0,001927
não habitat	0,02	0,023212
não habitat	0,00	0,001839
não habitat	0,02	0,020582
não habitat	0,00	0,003527
não habitat	0,01	0,013969
não habitat	0,01	0,014707
não habitat	0,11	0,124427
não habitat	33,23	37,78663
não habitat	18,21	20,71305
não habitat	9,84	11,19083
habitat	0,01	0,011650
habitat	0,06	0,073380
habitat	0,08	0,088068
habitat	0,08	0,096409
habitat	0,02	0,026726
habitat	0,01	0,013131
habitat	0,96	1,091349
habitat	0,03	0,038757
habitat	0,02	0,018672
habitat	0,09	0,099554
habitat	0,27	0,301443
habitat	0,03	0,029285
habitat	0,10	0,115919
habitat	0,02	0,017289
habitat	0,03	0,034212
habitat	0,01	0,016066
habitat	0,01	0,007417
habitat	0,00	0,003692
habitat	0,01	0,015483
habitat	0,00	0,002956
habitat	0,03	0,034460
habitat	0,01	0,014743
habitat	0,01	0,014817
habitat	1,30	1,478043
habitat	0,31	0,351518
habitat	0,01	0,012215
habitat	0,11	0,125306
habitat	0,05	0,053029
habitat	5,10	5,803151

1976		
Classe	Área (ha)	Área (%)
habitat	0,02	0,026381
habitat	0,05	0,056694
habitat	0,45	0,509706
habitat	0,02	0,026942
habitat	0,04	0,044340
habitat	0,05	0,051941
habitat	0,12	0,140150
habitat	0,01	0,011020
habitat	0,02	0,027620
habitat	0,05	0,059379
habitat	0,12	0,132918
habitat	0,13	0,153105
habitat	3,08	3,500863
habitat	0,03	0,037287
habitat	0,11	0,126923
habitat	2,14	2,430542
habitat	0,02	0,019594
habitat	0,03	0,031302
habitat	0,06	0,068572
habitat	0,02	0,020675
habitat	0,04	0,050335
habitat	0,04	0,049633
habitat	0,01	0,015380
habitat	0,07	0,085190
habitat	0,02	0,025857
habitat	0,06	0,071042
habitat	0,00	0,003905
habitat	0,02	0,018654
habitat	0,02	0,020878
habitat	0,05	0,060259
habitat	1,07	1,219325
habitat	0,12	0,137774
habitat	0,01	0,013742
habitat	0,05	0,051224
habitat	0,02	0,021174
habitat	0,02	0,026043
habitat	0,01	0,007455
habitat	0,02	0,024227
habitat	0,03	0,038378
habitat	0,01	0,012178
habitat	0,02	0,018035
habitat	0,22	0,248118

1976		
Área (ha)	Área (%)	
		0,03787
habitat	0,04	0,051039
habitat	0,14	0,158117
habitat	0,01	0,013472
habitat	0,35	0,395866
habitat	0,02	0,017100
habitat	0,17	0,194033
habitat	0,04	0,040547
habitat	0,01	0,016177
habitat	0,11	0,123685
habitat	0,03	0,038231
habitat	6,15	6,988112
habitat	0,70	0,790709
habitat	0,06	0,069956
habitat	0,02	0,026985
habitat	0,24	0,277422
habitat	1,02	1,157444

Fonte: Dados constantes na tabela de atributos do arquivo vetorial de mapa binário de cobertura da terra do ano de 1976.

Tabela 04 - Classe e área de feições da área de estudo no ano de 1992.

1992		
Classe	Área (ha)	Área (%)
não habitat	18,706	21,106
não habitat	36,108	40,741
não habitat	9,898	11,169
habitat	0,074	0,084
habitat	1,524	1,720
habitat	2,806	3,166
habitat	0,301	0,340
habitat	12,448	14,045
habitat	0,605	0,682
habitat	0,587	0,662
habitat	0,601	0,678
habitat	1,099	1,240
habitat	0,436	0,492
habitat	0,172	0,194
habitat	0,207	0,234
habitat	0,109	0,123
habitat	0,360	0,406
habitat	0,042	0,047
habitat	0,225	0,254
habitat	0,411	0,463
habitat	0,064	0,072
habitat	0,246	0,277
habitat	0,163	0,184
habitat	0,036	0,041
habitat	0,104	0,117
habitat	0,300	0,338
habitat	0,217	0,245
habitat	0,370	0,418
habitat	0,125	0,141
habitat	0,029	0,032
habitat	0,258	0,291

Fonte: Dados constantes na tabela de atributos do arquivo vetorial de mapa binário de cobertura da terra do ano de 1992.

Tabela 05 - Classe e área de feições da área de estudo no ano de 2002.

2002		
Classe	Área (ha)	Área (%)
não habitat	16,053	18,113
não habitat	36,238	40,888
não habitat	10,129	11,429
habitat	0,058	0,066
habitat	1,806	2,038
habitat	1,648	1,859
habitat	0,281	0,317
habitat	15,358	17,329
habitat	1,073	1,211
habitat	1,249	1,409
habitat	1,199	1,353
habitat	0,892	1,006
habitat	0,431	0,486
habitat	0,864	0,974
habitat	0,129	0,146
habitat	0,130	0,147
habitat	0,056	0,063
habitat	0,011	0,012
habitat	0,266	0,300
habitat	0,117	0,132
habitat	0,109	0,123
habitat	0,060	0,068
habitat	0,240	0,271
habitat	0,138	0,156
habitat	0,035	0,039
habitat	0,059	0,067

Fonte: Dados constantes na tabela de atributos do arquivo vetorial de mapa binário de cobertura da terra do ano de 2002.

Tabela 06 - Classe e área de feições da área de estudo no ano de 2009.

2009		
Classe	Área (ha)	Área (%)
não habitat	15,31	17,28
não habitat	29,57	33,37
não habitat	7,44	8,39
habitat	0,20	0,23
habitat	0,03	0,03
habitat	0,03	0,04
habitat	3,26	3,68
habitat	0,59	0,67
habitat	0,91	1,03
habitat	0,74	0,84
habitat	16,10	18,17
habitat	7,33	8,27
habitat	2,20	2,48
habitat	1,45	1,64
habitat	0,29	0,32
habitat	1,36	1,54
habitat	0,71	0,80
habitat	1,11	1,25

Fonte: Dados constantes na tabela de atributos do arquivo vetorial de mapa binário de cobertura da terra do ano de 2009.

Tabela 10 – Índices de Valor de Resistência, de Priorização de Fragmento e Índice Ponderado de Priorização de Fragmento por Unidade de Análise espacial (UA) da área de estudo.

Identificador da Unidade de Análise Espacial	Valor de Resistência	IPP	IPP _P
18	3,61	76,73	25,58
28	4,22	42,69	21,35
29	4,06	41,90	13,97
30	4,76	4,55	4,55
38	2,83	106,83	53,41
39	3,06	102,86	51,43
40	3,72	54,52	27,26
41	4,82	3,78	3,78
49	4,69	22,15	11,07
50	3,68	80,74	26,92
51	4,77	20,66	10,33
52	3,91	52,22	26,11
60	4,01	62,95	31,47
61	3,29	74,86	74,86
62	4,81	3,89	3,89
63	2,15	132,36	66,18
71	2,53	119,29	119,29
72	3,60	84,01	28,00
73	4,63	7,52	7,52
74	2,01	138,30	69,15
82	3,41	85,15	85,15
83	4,30	50,25	16,91
84	4,39	30,02	15,01
85	2,41	121,23	60,62
93	4,01	69,08	23,03
94	4,66	24,79	12,40
95	4,39	13,23	13,23
96	4,74	227,00	113,50
104	4,05	35,53	17,76
105	4,43	21,03	10,51
106	4,36	26,90	13,45
107	4,80	14,45	7,22
115	3,96	52,05	26,02
116	3,39	71,57	71,57
117	4,60	18,87	9,44
118	4,78	62,90	31,45
119	1,11	215,63	107,81

Identificador da Unidade de Análise Espacial	Valor de Resistência	IPP	IPP_P
126	3,77	49,55	16,52
127	4,21	44,51	22,25
128	3,35	111,90	55,95
129	1,34	203,64	203,64
130	1,00	217,72	217,72
131	1,00	217,72	217,72
134	2,13	137,16	68,58
135	3,46	82,52	27,51
136	3,04	83,55	83,55
137	2,39	121,32	60,66
138	4,78	6,33	3,16
139	1,59	193,35	193,35
140	1,10	215,88	107,94
141	1,00	217,72	217,72
142	1,00	217,72	217,72
145	3,30	89,56	89,56
146	3,97	20,98	10,49
147	2,96	58,71	19,57
148	2,11	134,63	67,32
149	4,85	18,88	9,44
150	1,00	217,69	217,69
151	1,12	212,38	106,19
152	1,47	201,73	100,86
153	1,00	217,72	217,72
156	4,60	8,15	8,15
157	3,69	63,23	31,62
158	4,24	16,73	8,36
159	4,58	30,74	15,37
161	2,35	161,12	161,12
162	1,00	217,72	217,72
163	1,76	81,99	41,00
164	1,00	217,72	217,72
165	1,90	186,62	93,31
167	3,44	41,58	20,79
168	3,89	23,30	11,65
169	4,26	47,73	23,86
170	4,63	7,93	7,93
173	2,58	151,43	75,72
174	1,84	186,08	93,04
175	2,95	122,17	61,08
178	3,65	41,51	20,75

Identificador da Unidade de Análise Espacial	Valor de Resistência	IPP	IPP_P
179	3,82	41,94	20,97
180	3,03	104,99	52,49
181	3,62	63,11	31,55
184	4,37	12,51	12,51
185	4,00	40,10	40,10
186	4,16	17,23	17,23
189	3,90	41,15	20,58
190	3,93	40,69	20,35
195	4,18	17,00	17,00
196	4,03	39,33	39,33
197	4,03	19,49	19,49
198	4,34	28,62	28,62
200	3,31	79,41	39,71
201	4,61	16,21	8,11
206	4,17	16,74	16,74
207	4,01	39,93	39,93
208	4,24	15,70	15,70
211	3,91	55,84	27,92
218	4,13	18,11	18,11
219	4,06	38,36	38,36
229	4,72	6,31	6,31
258	4,48	38,73	19,36
259	4,29	47,63	15,88
267	2,72	110,19	55,10
268	2,64	123,46	41,15
269	4,47	41,21	13,74
277	2,17	132,43	66,21
278	4,47	38,00	12,67
279	3,61	73,07	36,53
286	4,54	9,33	9,33
287	4,52	41,01	13,67
288	4,40	11,75	5,87
289	4,67	7,16	3,58
296	3,86	66,21	33,11
297	3,12	96,86	96,86
298	4,08	36,79	18,39
299	4,22	18,75	9,38
307	4,85	21,75	10,88
308	4,22	17,02	8,51
309	4,30	17,94	8,97
316	2,58	127,11	63,55

Identificador da Unidade de Análise Espacial	Valor de Resistência	IPP	IPP _P
317	4,78	4,54	4,54
318	3,84	76,66	25,56
319	4,42	10,69	10,69
326	3,00	84,99	84,99
327	4,41	12,49	12,49
328	4,65	6,99	3,50
329	4,55	8,58	8,58
330	4,25	42,58	21,29
336	3,00	84,92	84,92
337	4,84	9,98	9,98
338	3,12	80,74	80,74
339	4,65	7,14	7,14
340	3,45	69,38	34,69
346	2,73	118,76	59,38
347	4,37	36,71	18,36
348	4,04	46,50	23,25
349	3,71	98,54	49,27
350	1,50	205,49	102,74
351	1,00	217,72	217,72
356	2,39	134,87	44,96
357	4,53	28,81	14,41
358	4,81	3,93	3,93
359	1,00	217,72	217,72
360	1,00	217,72	217,72
361	1,00	217,72	217,72
363	2,31	124,43	62,21
364	2,18	131,19	43,73
365	3,24	87,17	43,59
366	2,78	122,83	40,94
367	3,28	34,49	17,25
368	4,39	63,87	31,94
369	1,00	217,72	217,72
370	1,66	63,83	31,92
371	1,00	217,72	217,72
372	1,00	217,72	217,72
373	3,11	95,11	47,56
374	4,02	59,29	29,65
375	2,00	138,03	69,25
376	4,31	43,55	21,77
377	4,58	9,74	4,87
379	1,00	217,72	217,72

Identificador da Unidade de Análise Espacial	Valor de Resistência	IPP	IPP _P
380	2,00	75,74	37,87
381	1,00	217,72	217,72
382	1,00	217,72	217,72
383	4,34	35,60	17,80
384	3,77	49,43	24,71
385	2,54	122,39	61,20
386	4,84	3,49	3,49
387	4,23	13,73	13,73
389	1,00	217,72	217,72
390	1,00	217,72	217,72
391	1,00	217,56	108,78
392	2,84	75,92	25,31
393	3,15	79,44	39,72
394	3,61	67,95	33,98
395	2,83	105,52	35,17
396	4,59	25,16	12,58
399	3,86	85,44	42,72
400	3,18	120,08	60,04
401	3,89	25,28	17,92
402	4,09	37,29	37,29
403	3,47	45,09	22,55
404	3,69	46,52	23,26
406	3,34	73,43	73,43
409	4,27	13,51	13,51
410	4,08	37,65	37,65
411	4,15	18,03	18,03
412	4,01	19,99	19,99
413	3,68	40,68	20,34
414	4,23	18,92	9,46
419	4,25	14,57	14,57
420	4,00	40,19	40,19
421	4,18	17,34	17,34
422	4,13	17,70	17,70
424	4,64	17,49	8,74
430	4,14	17,94	17,94
431	4,30	14,75	14,75
432	4,72	5,82	5,82
440	4,19	15,59	15,59

Fonte: Dados constantes na tabela de atributos do arquivo vetorial do mapa de cobertura e uso da terra do ano de 2009.