UNIVERSIDADE FEDERAL DOS VALES DO JEQUITINHONHA E MUCURI

Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal

Natália Viveiros Salomão

APLICAÇÃO DA ECOLOGIA DE PAISAGEM PARA A IMPLANTAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS NO MUNICÍPIO DE CONCEIÇÃO DO MATO DENTRO, MINAS GERAIS.

Diamantina

2016

Natália Viveiros Salomão

APLICAÇÃO DA ECOLOGIA DE PAISAGEM PARA A IMPLANTAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS NO MUNICIPIO DE CONCEIÇÃO DO MATO DENTRO, MINAS GERAIS.

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, como requisito para obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Evandro Luiz Mendonça Machado

Diamantina

2016

Ficha Catalográfica – Serviço de Bibliotecas/UFVJM
Bibliotecário Anderson César de Oliveira Silva, CRB6 – 2618.

S173a Salomão, Natália Viveiros
Aplicação da ecologia de paisagem para a implantação de corredores ecológicos no municipio de Conceição do Mato Dentro, Minas Gerais / Natália Viveiros Salomão. – Diamantina, 2016.
34 f. : il.

Orientador: Evandro Luiz Mendonça Machado

Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal) - Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri.

1. Ecologia de paisagem. 2. Corredores ecológicos. 3. Métricas de paisagem I. Título. II. Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri.

CDD 634.9

Elaborado com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

NATÁLIA VIVEIROS SALOMÃO

APLICAÇÃO DA ECOLOGIA DE PAISAGEM PARA A IMPLANTAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS NO MUNICÍPIO DE CONCEIÇÃO DO MATO DENTRO, MINAS GERAIS.

Dissertação apresentada ao PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA FLORESTAL - MESTRADO, nível de MESTRADO como parte dos requisitos para obtenção do título de MAGISTER SCIENTIAE EM CIÊNCIA FLORESTAL

Orientador : Prof. Dr. Evandro Luiz Mendonça Machado

Data da aprovaçao : 17/08/2016

Prof.ª Dr.ª DANIELLE PIUZANA MUCIDA - UFVJM

Prof.Dr. MARCELINO SANTOS DE MORAIS - UFVJM

Prof.ª Dr.ª ANNE PRISCILA DIAS GONZAGA - UFVJM

Prof.Dr. EVANDRO LUIZ MENDONÇA MACHADO - UFVJM

DIAMANTINA

Á Deus e aos meus pais Nila e Eustáquio,
Dedico...

AGRADECIMENTOS

A Deus, em primeiro lugar, por mais uma oportunidade de poder realizar mais um sonho.

Aos meus pais, pelo incentivo e confiança.

Ao professor Evandro pela excelente orientação, paciência, apoio, incentivo acadêmico e profissional e pela oportunidade de desenvolver um trabalho enriquecedor para minha carreira.

Aos professores colaboradores, Dani, Anne, Marcelino e Geraldo Wilson, pela disponibilidade e contribuições relevantes ao meu trabalho.

Às irmãs Rita e Cazuza que me acolheram como filha em Diamantina e sempre me apoiaram e me confortaram nos momentos em que estive longe da minha família, me ajudaram em tudo que eu precisei com muito carinho.

À Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM), pela minha formação como bióloga e agora mestre em Ciência Florestal.

À CAPES e à UFVJM pelo apoio financeiro.

Aos amigos “irmãos” Leovandes (Léo) e Thais (Tha), aos amigos companheiros Luana (Luh), Caroline (Carol) e Denise, aos amigos colaboradores Rafaella (Rafa) e Fillipe e a todos os outros colegas do Departamento de Engenharia Florestal.

A estes e a todos que de alguma maneira contribuíram por mais essa vitória, o meu muito obrigada!

RESUMO

As alterações na estrutura da paisagem provocadas pelo homem ou por agentes naturais determinam o objetivo fundamental da ecologia da paisagem. Os impactos no solo são consideradas as principais causas da perda da biodiversidade, pois são responsáveis pela perda e fragmentação de habitats. A implantação de corredores ecológicos é uma estratégia para minimizar os processos de degradação de fragmentos florestais e garantir a conservação de espécies e ecossistemas. O objetivo desse trabalho é analisar e determinar áreas susceptíveis à implantação de corredores ecológicos, ligando essas áreas ao Parque Estadual Serra do Intendente, a fim de garantir a conservação dos domínios brasileiros Cerrado e Mata Atlântica, no município de Conceição do Mato Dentro, Minas Gerais. Para tanto, primeiramente, foi realizada a dinâmica da vegetação da área de estudo entre os anos de 1979 e 2015, a partir da matriz de transição. Para a confecção da matriz, foi realizada a classificação visual do mosaico de fotografias aéreas de 1979 e a classificação supervisionada de uso e ocupação do solo da imagem de satélite LANDSAT 8 de 2015. Ambas as classificações resultaram em três classes de vegetação, sendo elas herbácea, arbustiva e arbórea. Após a análise da dinâmica da vegetação, foi realizada a análise da estrutura da área, calculando-se as métricas de paisagem: métricas da área (área da paisagem e porcentagem da paisagem), métricas de fragmentos (número dos fragmentos), métricas de borda (razão entre área e total de bordas), métricas de forma (tamanho e forma dos fragmentos) e métricas do vizinho mais próximo (conectividade entre os fragmentos). A análise da dinâmica da vegetação resultou em uma redução da vegetação arbórea e um crescimento da vegetação herbácea e arbustiva. Já a análise da estrutura resultou em uma maior fragmentação, maior número de fragmentos irregulares, maior total de bordas e redução da conectividade entre os fragmentos. Para definir as áreas de implantação dos corredores ecológicos, foi analisado o potencial ecológico e estrutural da paisagem. Para a confecção do mapa de potencial ecológico determinaram-se as variáveis e seus pesos, sendo os maiores pesos para as variáveis vegetação e hidrografia, somando ambos 80% do total e os menores pesos para as variáveis altitude e declividade, somando ambos 20% do total. A confecção do mapa de potencial estrutural foi de acordo com o cálculo das métricas da classe, sendo elas: média da área do fragmento, média do formato dos fragmentos, média do total de bordas e média da conectividade. Assim, os resultados concluíram que áreas próximas aos corpos d’água, com menor total de bordas e maior conectividade entre os fragmentos eram áreas mais favoráveis aos corredores, já que garantiam o equilíbrio e conservação das espécies nativas, favorecendo

o fluxo gênico e a desfragmentação dessas áreas. O presente trabalho demonstrou que a área de estudo, embora fragmentada, apresentou cobertura vegetal acima de 60% e, portanto, o habitat encontra-se conservado, ressaltando-se a importância de se conhecer a área tanto estrutural quanto ecologicamente, a fim de garantir um bom resultado nas práticas conservacionistas.

Palavras-Chaves: Ecologia de paisagem, corredores ecológicos, métricas de paisagem.

ABSTRACT

Changes in the structure of man-made landscape or natural agents determine the fundamental goal of landscape ecology. The impacts on soil are considered the main causes of loss of biodiversity because they are responsible for the loss and fragmentation of habitats. The establishment of ecological corridors is a strategy to minimize the degradation processes of forest fragments and ensure the conservation of species and ecosystems. The objective of this work is to analyze and determine areas susceptible to implementation of ecological corridors, linking these areas to the Parque Estadual Serra do Intendente, in order to ensure the conservation of the Atlantic forest and Cerrado biomes in the municipality of Conceição do Mato Dentro, Minas Gerais. To do so, first was conducted the dynamics of the study area between the years of 1979 and 2015 from the visual classification of the mosaic of photographs 1979 areas and supervised classification of soil use and occupation of the LANDSAT satellite image 8 of 2015. Both ratings resulted in three classes of vegetation, shrubby, arboreal and herbaceous. For the analysis of structural dynamics, used the landscape metrics: metrics of the area (landscape area and percentage of the landscape), fragments metrics (number of fragments), edge metrics (ratio of area and perimeter and full of edges), so metrics (size and shape of the fragments) and metrics of the nearest neighbor (connectivity between the fragments). Analysis of the structure has resulted in a greater fragmentation, a greater number of irregular fragments, the larger total of edges and reduced connectivity among the fragments. To set the deployment areas of ecological corridors, was analyzed the potential structural and ecological landscape. For the preparation of a map of ecological potential was the biggest weights for classes of vegetation and hydrography, adding both 80% of the total and the smallest weights to the altitude and slope classes, adding both 30% of the total. For the preparation of a map of structural potential, was analyzed the metrics of the classes of the fragment area landscape, the average shape of the fragments, the average total of edges and average of connectivity. Thus, the results concluded that areas close to water bodies, with less total of borders and greater connectivity between the shards were most favourable to the halls, as guaranteed the balance and conservation of native species, favoring the gene flow and the defragmentation of these areas. It appears in this work that the though fragmented area, features cover above 60%, and therefore, the habitat is maintained. In addition, it is necessary to know the structural area as ecologically, in order to ensure a good result in conservation practices.

Keywords: landscape ecology, ecological corridors, landscape metrics.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....9
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 11

ARTIGO CIENTÍFICO I 12

RESUMO.....12

ABSTRACT 13

1 INTRODUÇÃO 14

2 MATERIAIS E MÉTODOS.....15
2.1 Caracterização da área de estudo 15
2.2 Processamento e classificação das imagens.....17
2.2.1 Mosaicagem das fotografias aéreas (voo de 12/07/1979 a 27/10/1979) 17
2.2.2 Classificação visual do mosaico 17
2.2.3 Processamento da LANDSAT 8 de 2015 19
2.2.4 Classificação supervisionada da LANDSAT 8 19
2.3 Dinâmica da paisagem (1979 – 2015).....21
2.3.1 Matriz de transição.....21
2.3.2 Cálculo das métricas de paisagem 21

3 RESULTADOS.....22
3.1 Dinâmica da vegetação entre os anos de 1979 e 2015.....22
3.2 Estrutura da paisagem entre os anos de 1979 e 2015 23

4 DISCUSSÃO 25

5 CONCLUSÃO.....30

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 31

ARTIGO CIENTÍFICO II.....35

RESUMO.....35

ABSTRACT 36

1 INTRODUÇÃO 37

2 MATÉRIAIS E MÉTODOS.....38
2.1 Delimitação da área de estudo.....38
2.2. Determinação das áreas com potencial ecológico para implantação de corredores ecológicos.....39
2.2.1 Elaboração dos mapas temáticos.....39
2.2.2 Elaboração do mapa de potencial ecológico 43
2.3 Estrutura da paisagem para implantação de corredores ecológicos 43

2.3.1 Métricas de paisagem 43
2.4 Delimitação dos corredores ecológicos 45

3 RESULTADOS 46
3.1 Definição das áreas ecologicamente favoráveis à implantação dos corredores ecológicos 46
3.2 Cálculo das métricas de paisagem para definição das áreas estruturalmente favoráveis à implantação dos corredores ecológicos. 47
3.3 Implantação dos corredores ecológicos nas áreas potenciais 48

4 DISCUSSÃO 49

5 CONCLUSÃO 54

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 55

INTRODUÇÃO GERAL

A ecologia de paisagem é uma área do conhecimento que fornece metodologias para uma análise integrada do ambiente, onde as paisagens e os processos ecológicos se interagem e são de extrema importância para o funcionamento do meio (MAYWALD; JUNIOR, 2013).

São propostas duas abordagens para a Ecologia da Paisagem: a geográfica e a ecológica. A abordagem geográfica é menos focada em estudos bioecológicos (relação entre a biota e o meio abiótico) e é apresentada como uma disciplina integradora de ciências sociais, geofísicas e biológicas, abordando a paisagem de uma maneira global. Já a abordagem ecológica foi inicialmente influenciada pela ecologia de ecossistemas, modelagem e análise espacial e, portanto, dá-se uma maior ênfase às paisagens naturais ou a unidades naturais de paisagem, à aplicação de conceitos para a conservação da diversidade biológica e o manejo de recursos naturais, não enfatizando obrigatoriamente as macro-escalas (METZGER, 2001).

Segundo Forman e Godron (1986), sob o enfoque da Ecologia de Paisagem, a heterogeneidade do espaço deve ser realizada em pelo menos três aspectos: estrutura, função e mudança. A estrutura consiste na relação espacial entre ecossistemas distintos ou entre elementos presentes; a função está relacionada com as interações entre elementos no espaço e a mudança a qual consiste nas alterações na estrutura e função dos mosaicos ecológicos no tempo.

As causas, processos e consequências das mudanças do uso e cobertura do solo é um dos assuntos mais estudados em ecologia de paisagem. O mau uso da terra pode influenciar a trajetória evolutiva da paisagem (COSTA, 2012) e causar a fragmentação devido à insuficiência de áreas disponíveis, seguido do aumento no isolamento dos fragmentos, e a consequente diminuição da conexão da paisagem dificultando a interação entre as espécies e reduzindo consideravelmente o tamanho das populações (LIMA, 2014).

Para Pellegrino et al. (2006), a Ecologia de Paisagem é a ciência que estuda os processos de fragmentação, isolamento e conectividade construídos pelo homem nos ecossistemas naturais, a fim de determinar a influência de padrões espaciais sobre os processos ecológicos. Os fragmentos de uma determinada unidade de paisagem são chamados manchas, enquanto a área dominante onde estão inseridas essas manchas é chamada matriz. A conectividade entre as manchas ocorre através dos corredores ecológicos, que se configuram como pequenas áreas de habitat dispersas pela matriz que podem, para algumas espécies, facilitar os fluxos entre as manchas (Pellegrino et al., 2006).

Os corredores ecológicos são uma forma de religar e recuperar os fragmentos degradados na tentativa de evitar ou diminuir o isolamento e aumentar a taxa de sobrevivência entre as espécies (PEREIRA et al., 2007). Mesmo com a existência de dúvidas sobre o resultado positivo da ação dos corredores ecológicos sobre a biodiversidade, estes são capazes de reduzir os fatores de *inbreeding depression*, promover a mobilidade das espécies, reduzir a estocasticidade demográfica e promover as taxas de migração. (PEREIRA et al., 2007).

Cada ecossistema apresenta sua configuração estrutural particular e cada área deve ser definida através da integração de dados para a formação de corredores ecológicos (SEOANE et al., 2010). Com isso, a definição de áreas para a implantação de corredores ecológicos depende da delimitação espacial da área de estudo.

Sobre a influência da estrutura da paisagem aplicada à resolução espacial determinada pela apresentação de imagens (satélites e aerofotografias) de uma área fragmentada, o presente trabalho teve como objetivo determinar áreas de potenciais ecológicos e estruturais relevantes para a implantação de corredores ecológicos, a fim de promover a conservação da biodiversidade da região, conciliando o desenvolvimento regional e a manutenção de serviços ecossistêmicos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

COSTA, K. M. 2012. 14 f. **Dinâmica das paisagens dos butiazais no litoral norte do Rio Grande do Sul**. Monografia (especialização) – Instituto de Biociências - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

LIMA, L. 2014. 38 f. **Influência da estrutura de paisagens em parâmetro da biodiversidade com foco em pequenos fragmentos e corredores de vegetação no bioma da mata atlântica, Minas Gerais, Brasil**. Tese (doutorado em Ecologia Aplicada) –. Universidade Federal de Lavras, Lavras.

MAYWALD, P. G; JÚNIOR, O. M. Estrutura de áreas protegidas dos assentamentos de reforma agrária no município de Uberlândia-MG, Brasil: Um estudo de ecologia de paisagem. **Soc. & Nat**, v. 25, n. 1, p. 75-90, Uberlândia, 2013.

METZGER, J. P. O que é Ecologia de Paisagens. **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1, São Paulo, 2001.

PELLEGRINO, P. R. M., GUEDES, P. P., PIRILLO, F. C., FERNANDES, S. A. A paisagem da borda: uma estratégia para condução das águas, da biodiversidade e das pessoas. In: COSTA, L. M. S. A. (eds.) **Rios e Paisagens Urbanas em cidades brasileiras**. Rio de Janeiro. Ed. PROURB, p. 57-76, 2006.

PEREIRA, M.; NEVES, N.; FIGUEIREDO, D. Considerações sobre a fragmentação territorial e as redes de corredores ecológicos. **Geografia**, v. 16, n. 2, Londrina, 2007.

SEOANE, C. E. S; DIAS, V. S; SANTOS, T. L; FROUFE, L. C. M. Corredores ecológicos como ferramentas para a desfragmentação de florestas tropicais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 63, p. 207-216, Curitiba, 2010.

ARTIGO CIENTÍFICO I
DINÂMICA DA PAISAGEM DO COMPLEXO VEGETACIONAL SAVANA – FLORESTA NO ESPINHAÇO MERIDIONAL.

RESUMO

A teoria da ecologia da paisagem, aplicada aos métodos de análise espacial, permite o entendimento da mudança e estrutura de remanescentes florestais. Diante desta teoria, o objetivo do presente trabalho é analisar a dinâmica da comunidade vegetal e da estrutura de uma área fragmentada entre os anos de 1979 e 2015. Para análise da dinâmica da vegetação, utilizou-se a o modelo de Mankov, para a confecção de uma matriz de transição, e para a dinâmica da estrutura da área utilizou-se o *software* Fragstats 4.2, para o cálculo das métricas de paisagem, classe e fragmentos. As classes de vegetação foram classificadas em vegetações arbórea, herbácea e arbustivas, após visitas de campo e classificação visual do mosaico de fotografias aéreas do ano de 1979 e da classificação supervisionada da imagem Landsat de 2015. O resultado da dinâmica da comunidade vegetal demonstrou redução da vegetação arbórea e aumento das vegetações arbustivas e herbácea. A estrutura da área foi analisada de acordo com os fatores que influenciaram a configuração espacial das classes, assim como os fatores que analisaram alterações no número de espécies. Para a configuração espacial, as métricas calculadas foram o número total, a forma e o tamanho dos fragmentos. Para a alteração no número de espécies, as métricas calculadas foram efeito de borda e conectividade entre os fragmentos. A análise da estrutura demonstrou-se alterada negativamente devido ao aumento do número de fragmentos, sendo a maioria deles pequenos e de formato irregular, alteração no número de espécies devido ao efeito de borda e redução da conectividade entre os fragmentos. Este estudo demonstrou que embora a dinâmica da vegetação fosse favorável à área devido ao aumento da cobertura vegetal, a estrutura demonstrou alto grau de fragilidade devido à fragmentação, tornando a área prioritária para conservação.

Palavras chaves: Ecologia da paisagem, arbórea, arbustiva, herbácea, métricas de paisagem.

ABSTRACT

Landscape ecology theory applied to spatial analysis methods allows the understanding of change and structure of forest remnants. On this theory, the aim of this study is to analyze the dynamics of plant community and the structure of a fragmented area between the years of 1979 and 2015. For analysis of the dynamics of the vegetation, the Mankov model for making an array of transition and for the analysis of the structure of the area, using the s*oftware* FRAGSTATS 4.2 for the calculation of landscape metrics, classes and fragments. Vegetation classes were classified in herbaceous and arboreal, shrubby vegetation after field visits and visual classification of the mosaic of aerial photographs of the year 1979 and supervised classification of LANDSAT image of 2015. The result of the dynamics of plant community demonstrated reduction of arboreal vegetation and shrub and herbaceous vegetation increased. The structure of the area was analyzed according to the factors that influenced the spatial configuration of the classes as well as the factors analyzed changes in number of species. For the spatial configuration, the metrics were calculated the total number, the form and the sizes of the fragments. For the change in the number of species, the calculated metrics were edge effect and connectivity among the fragments. The analysis of the structure has changed negatively due to the increase in the number of fragments, with the majority of them small and irregular format increased edge effect and reduction of connectivity. This study demonstrated that although the structure of the area has been affected by fragmentation, the dynamics of the vegetation was favorable to the area due to increased vegetation cover, making it a priority for conservation.

Keywords: landscape ecology, trees, shrubs, herbaceous landscape metrics.

1 INTRODUÇÃO

As paisagens vegetais tropicais são constituídas de mosaicos com diversos ecossistemas estando estes sujeitos a constates perturbações (BRAGA; REZENDE, 2007). Ecologicamente, as alterações podem afetar a dinâmica dos organismos vivos, a qual é objeto de estudo da ecologia de paisagem. Essas alterações propiciam uma preocupação com a relação entre o meio ecológico (plantas e animais) e o meio físico e antrópico (FERRAZ; VETTORAZZI, 2003).

A ecologia da paisagem é um ramo da ecologia que estuda a relação entre os processos espaciais e ecológicos em diferentes escalas. As alterações na estrutura das paisagens podem ser provocadas pelo homem, por meio de perturbações causadas pelo uso expansivo do solo ou por agentes naturais, por meio da dispersão de organismos, metapopulações e invasões biológicas (AZEVEDO et al., 2012). O conhecimento sobre o processo de regeneração nas áreas antropizadas pode possibilitar o entendimento sobre a manutenção da diversidade, estabilidade e dinâmica de comunidades, além de oferecer subsídios técnicos às ações voltadas para conservação das fitofisionomias (AMARAL et al. 2015).

As perturbações causadas pelo homem apresentam-se como conseqüência a perda e a fragmentação de habitats, pois estas afetam diretamente a taxa de crescimento populacional, a diversidade da cadeia trófica e a interação entre as espécies (SEOANE et al., 2010). As mudanças na comunidade vegetal resultam em um processo de sucessão florestal, o qual é um processo de mudanças na estrutura e na composição da vegetação em um dado momento, numa determinada área e encontra-se em uma diversificada comunidade vegetal (SILVA et al., 2012).

Dentro do contexto de sucessão ecológica de comunidades vegetais, há uma variação no número de indivíduos de várias espécies devido à substituição dos indivíduos mortos pelo crescimento e estabelecimento de outros da mesma ou de diferentes espécies, já que a sucessiva instalação de espécies na vegetação secundária, progressivamente mais tolerantes às condições do meio, permite o entendimento sobre as espécies que constituem a comunidade (SHORN; GALVÃO, 2009).

O estudo da dinâmica e da estrutura da comunidade vegetal determina o processo padrão de mortalidade temporal e espacial, relacionando-se com o tempo de vida das árvores, com a distribuição dos indivíduos em classes de tamanho, com a densidade relativa e com a intensidade dos distúrbios (AMARAL, 2012).

Considerando a importância do processo de sucessão florestal, o presente estudo tem como objetivo analisar a dinâmica e a estrutura da comunidade vegetal de uma área fragmentada entre os anos de 1979 e 2015, a fim de identificar os fatores que alteram a paisagem, bem como esses fatores agem e com qual intensidade eles alteraram o processo de sucessão florestal.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado em uma área que pertence ao município de Conceição do Mato Dentro (Fig.1), localizado no estado de Minas Gerais. Segundo classificação climática de Koppen – Geiger, o clima da região é o tropical de altitude, o qual é representado por altitudes acima de 500 m, temperatura amena entre 18ºC e 26ºC e amplitude térmica anual entre 7ºC e 9ºC. A área esta situada a uma altitude variável entre 679 a 1472 metros de altitude e sua paisagem compreende uma área de transição entre dois domínios brasileiros, o Cerrado (vegetação arbustiva e herbácea) e a Mata Atlântica (vegetação arbórea) (Fig. 2I).

A área do Cerrado está sob um ambiente rupestre, ou seja, sob elevadas altitudes e sobre afloramentos rochosos (Campos Rupestres). Sua vegetação é bastante diversificada, podendo-se distinguir dois extratos na área: o estrato lenhoso, constituído por árvores e arbustos e o estrato herbáceo formado por ervas e subarbustos (Fig. 2B), além de ser uma área rica em espécies endêmicas, como a *Vellozia squamata* e a *Eremanthus erythropappus.* Constituem-se de ecossistemas frágeis por apresentarem solos vulneráveis a atividades antropogênicas promovendo erosão superficial (Fig. 2F), vegetação no entorno das montanhas propiciando a dispersão de espécies invasoras para as áreas mais elevadas (Fig. 2D), baixa capacidade de competição da flora local em relação as espécies invasoras, suscetibilidade à queimadas, expansão da agropecuária (Fig. 2E e 2F), entre outros.

O domínio da Mata Atlântica, constituído de Floresta Estacional Semidecidual (Fig. 2G) apresenta diversos ecossistemas associados, inclusive várias áreas de campos de altitude. Essas áreas apresentam solos rasos, pouco férteis e por estarem em áreas mais elevadas, não se observou efeitos intensos da antropização.

Figura 1- Localização do município de Conceição do Mato Dentro, no estado de Minas Gerais.

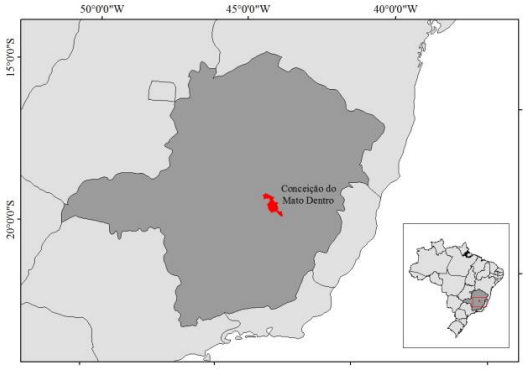
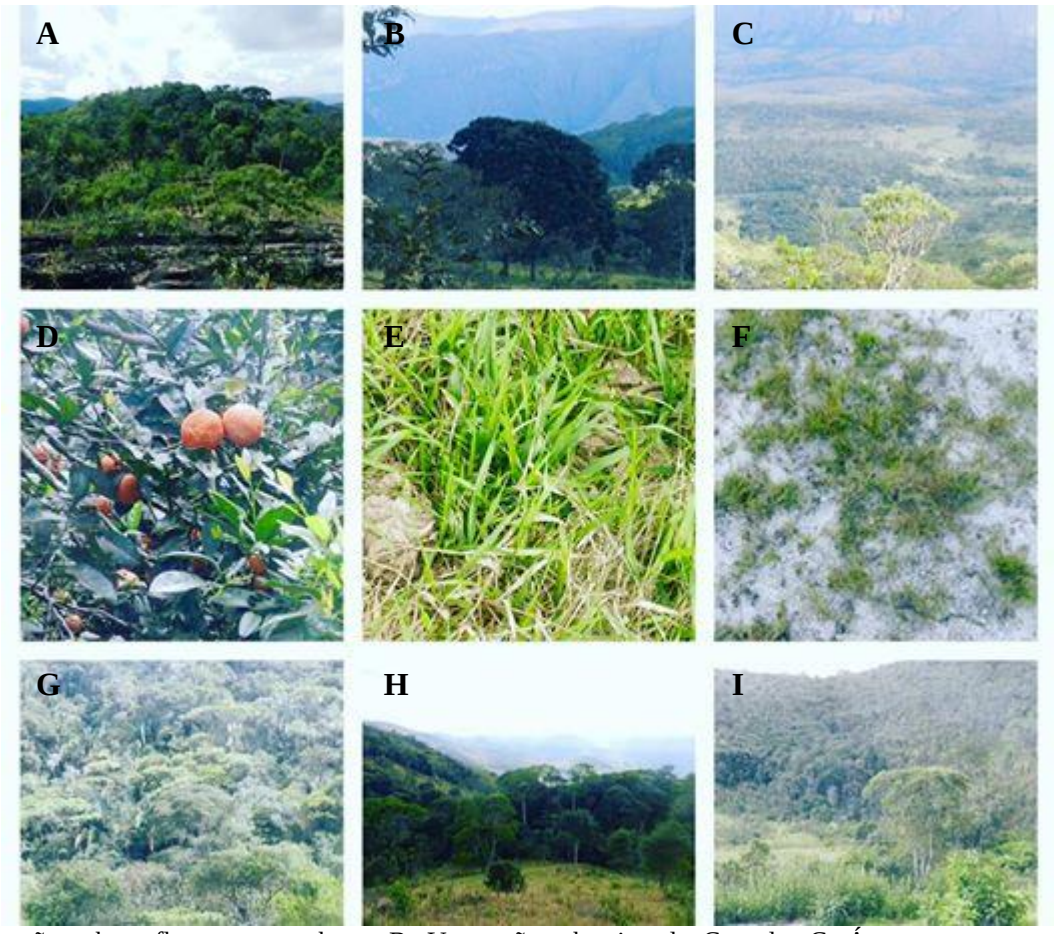


Figura 2 - Paisagem composta pela área de estudo



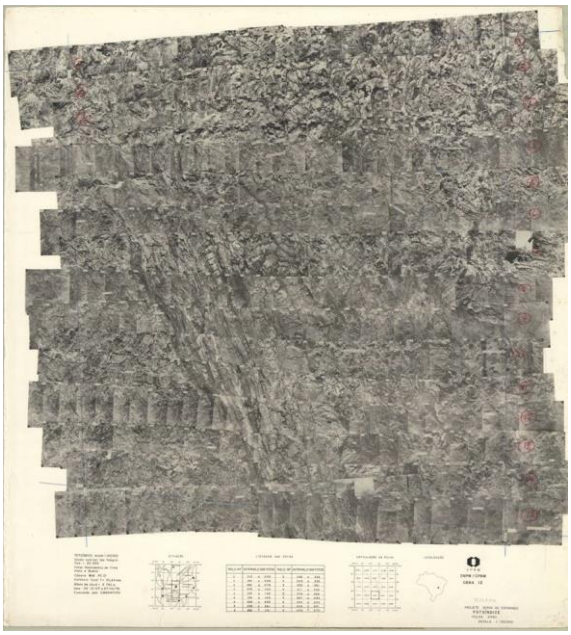
A: Vegetação sobre afloramento rochoso; B: Vegetação arbustiva do Cerrado; C: Área em sucessão secundária; D: Plantação; E: *Brachiaria decumbens* (herbácea exótica), com fezes de gado; F: Solo exposto; G: Domínio de Mata Atlântica; H: Extrato Herbáceo-Arbustivo-Harbóreo; I: Área de transição entro o domínio Cerrado e Mata Atlântica.

2.2 Processamento e classificação das imagens

2.2.1 Mosaicagem das fotografias aéreas (voo de 12/07/1979 a 27/10/1979)

Para a criação do mosaico, foram utilizadas 17 fotografias aéreas de estudo, localizadas na carta do município de Presidente Kubitschek (folha 2460). As fotos foram fornecidas pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM) e cedidas ao Instituto de Geociências Casa da Glória (IGC). O fotoíndice (Fig. 3) apresenta escala de 1:100.000 e é constituído por 29 faixas.

Figura 3 - Fotoíndice da folha de Presidente Kubitschek



Fonte: CPRM

Após o georreferenciamento das fotografias, as mesmas foram mosaicadas através da ferramenta *mosaiking* no *software* Envi 4.5.

2.2.2 Classificação visual do mosaico

Para a análise do mosaico (Mapa 1), foi realizada a classificação visual baseada na chave para fragmentos florestais proposta por Panizza e Fonseca (2000), na qual foram avaliados os parâmetros intensidade da cor (tonalidade), saturação, textura e forma. A intensidade dos remanescentes equivale a uma tonalidade média, mais clara que as regiões sombreadas e mais escura que áreas de cultura, reflorestadas e de campo verde, a saturação é alta, textura tipo granulação fina e formato irregular. De acordo com a classificação visual, a

interpretação do mosaico resultou em três classes de vegetação. A vegetação arbórea, representada por tonalidade escura, alta saturação, granulação fina e aspecto irregular (Fig. 4A); a vegetação arbustiva representada por tonalidade escura, porém mais clara que a vegetação arbórea, média saturação, granulação fina e aspecto irregular (Fig. 4B) e vegetação herbácea definida por tonalidade média, baixa saturação, granulação fina e aspecto irregular (Fig. 4C).

Mapa 1: Mosaico de fotografias aéreas da área de estudo incluindo a delimitação do Parque Estadual Serra do Intendente (PESI), no ano de 1979

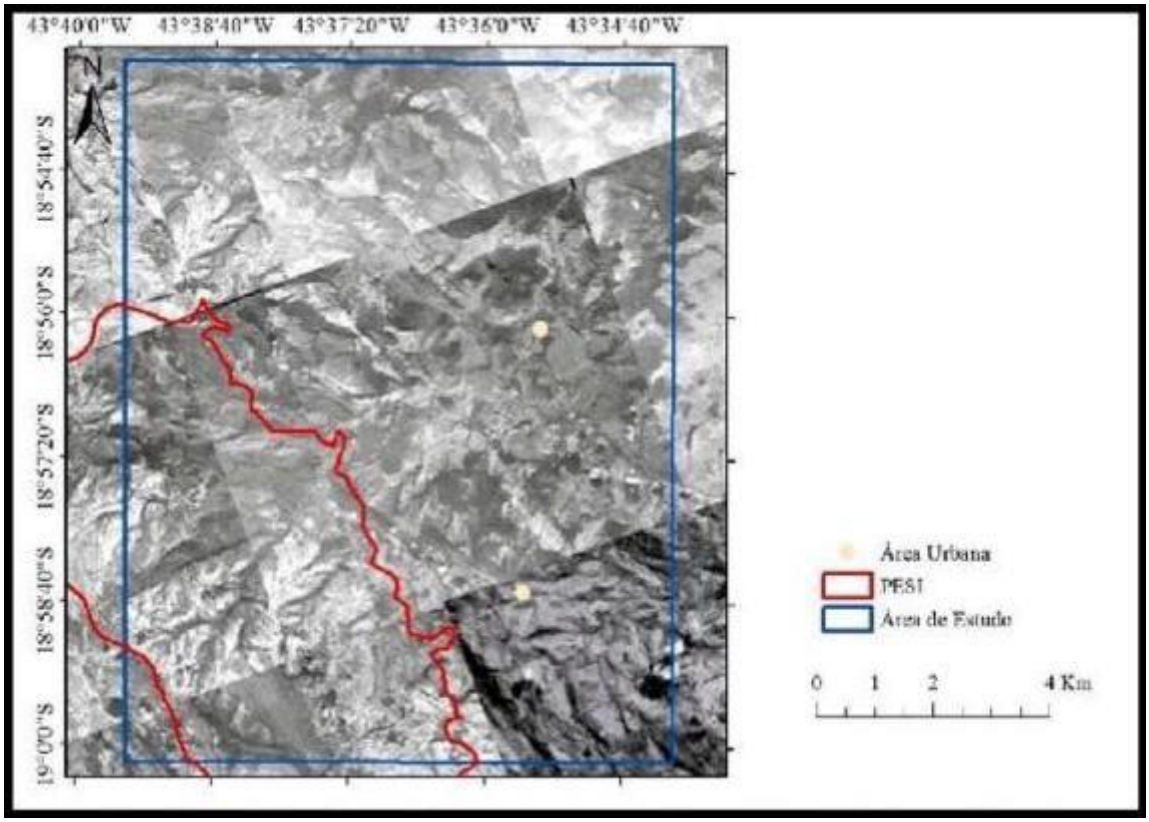


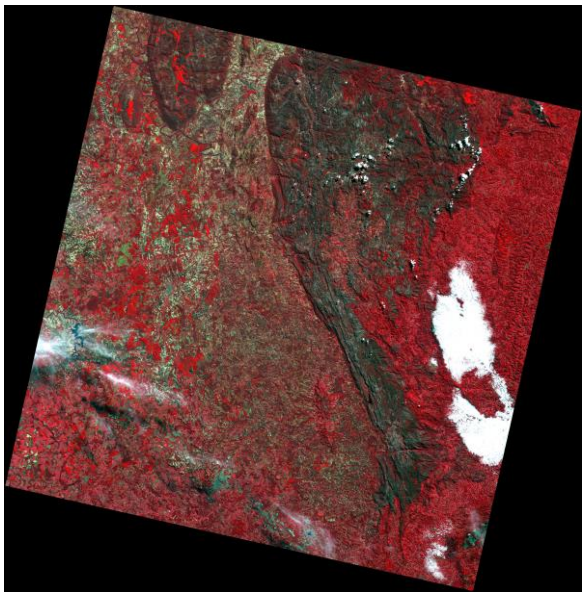
Figura 4: Representação das classes de vegetação no mosaico

A) Vegetação Arbórea B) Vegetação arbustiva C) Vegetação herbácea

2.2.3 Processamento da LANDSAT 8 de 2015

Para a análise do uso e ocupação do solo da área de estudo atual, foi utilizada uma LANDSAT 8 de 18 de julho de 2015 (Fig. 5). Toda imagem de satélite apresenta distorções sistemáticas durante o processo de aquisição da mesma e por isso foi necessária a correção geométrica (registro) (ESPIRITO-SANTO; SHIMABUKURO, 2005). Para o registro da imagem, foi utilizada como referência espacial, a imagem GEOCOVER, de 2010. Esse processo foi feito a partir da coleta de pontos de controle correspondente entre as duas imagens e foi realizado com a ferramenta *registration* no *software* Envi 4.5.

Figura 5 – Imagem de satélite LANDSAT 8 do município de Conceição do Mato Dentro



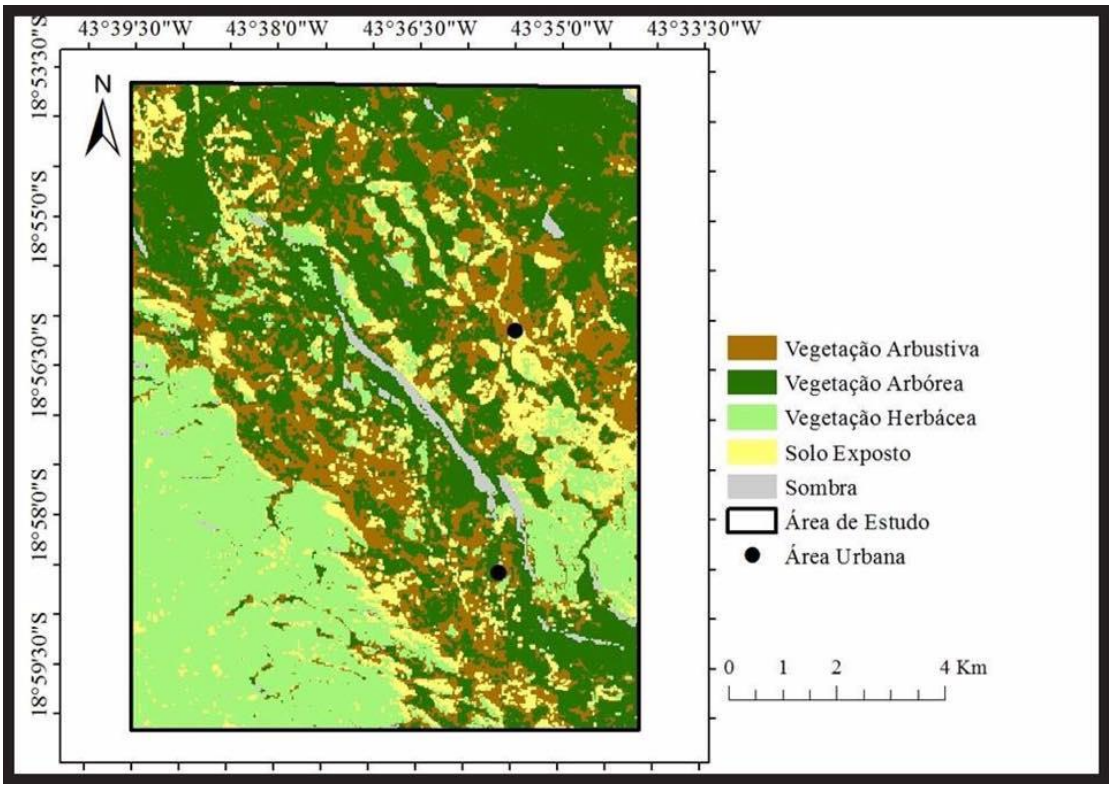
Fonte: INPE

2.2.4 Classificação supervisionada da LANDSAT 8

Segundo Rudorff et al. (2007) a classificação supervisionada de imagens é a mais usada para análise quantitativa de dados e é baseada no uso de algoritmos para se determinar os pixels que representam valores para determinada classe e requer um conhecimento prévio do número de classes de uso e cobertura do solo contidos em uma imagem A classificação supervisionada para a análise de uso e ocupação do solo foi desenvolvida em função do conhecimento prévio de pontos amostrais obtidos em trabalhos de campo realizados em julho de 2015. As classes temáticas estabelecidas em função dessa visita foram vegetação arbórea compreendida por vegetação nativa de Mata Atlântica em áreas mais elevadas e de pouca antropização, vegetação arbustiva compreendida por vegetação de Cerrado nativa e não

nativa, cultivada, como por exemplo, *Citrus Limonium*, conhecida popularmente por “limão - capeta”, vegetação herbácea abrangida por vegetação rasteira nativa e exótica, determinada pela ocorrência de espécies exóticas como *Brachiaria decumbens* em áreas de pastagem e solo exposto (Mapa 2).

Mapa 2 - Uso e ocupação do solo da área de estudo no ano de 2015



Após a classificação supervisionada, foram calculadas as áreas das classes. Essa etapa foi fundamental para a análise da dinâmica da paisagem, na identificação das classes por área no *software* Fragstats 4.2. Esse processo foi realizado na ferramenta *Class statistics* no *software* Envi 4.5 e apontou a classe arbórea como a maior área e a classe herbácea como a menor área.

Por fim, aferiu-se a acurácia dos dados obtidos na classificação supervisionada. Os pontos coletados em campo foram inseridos e analisados dentro dos índices de acurácia descritos por Bolfe et. al. (2004), exatidão global e *Kappa*, sendo que o valor de acurácia para os índices, segundo o autor, deve ser acima de 85%. Esses valores foram obtidos no *software* Envi 4.5, a partir da matriz de confusão gerada na opção *post classification*, a qual comparou as regiões de interesse da imagem classificada com a classificação observada no trabalho de campo. O resultado dessa classificação gerou uma acurácia geral de 93, 8215% e um *Kappa*

no valor 0,8564, o que significa que a classificação efetuada é satisfatória e 85,64% melhor do que seria obtido por uma classificação aleatória.

2.3 Dinâmica da paisagem (1979 – 2015)

2.3.1 Matriz de transição

Com o intuito de determinar a dinâmica da comunidade vegetal entre os anos de 1979 e 2015, usou-se o modelo matricial de sucessão ecológica Modelo de Markov, o qual consiste na confecção de uma matriz de transição que tem por finalidade descrever as alterações em populações ou em comunidades (GOTTELI, 2009). Esse modelo de sucessão ecológica descreveu as formas como as comunidades vegetais arbórea, arbustiva e herbácea passaram de um "estado" para outro ao longo do tempo.

Para a confecção da matriz de transição, levou-se em consideração o estado no tempo t (1979), indicando o início da sucessão e o estado no tempo t + 1 (2015), indicando o estado no próximo tempo. A matriz é confeccionada de acordo com a quantidade de estados. Se existirem *n* estados, a matriz será quadrada com *n* linhas e *n* colunas. Sendo assim, a matriz de transição para a área de estudo consistiu em três estados (arbóreo, arbustivo e herbáceo) e demonstrou a probabilidade em porcentagem de um estado passar para o outro ao longo de 36 anos.

Para o cálculo das probabilidades, levou-se em consideração o valor das áreas de cada estado, calculadas pelas métricas da área, no *software* FRAGSTATS 4.2. Entretanto não foi avaliado a transição do estado "solo exposto" em virtude da dificuldade de classificá-lo no mosaico, já que de acordo com a chave de interpretação para imagens pancromáticas proposta por Messias (2012), solo exposto apresenta cor branca, tonalidade lisa e formato irregular, do mesmo modo como são representadas as rochas no mosaico. Portanto, utilizou-se como área total da paisagem somente a área vegetada, a qual representou 90% do total em 2015 e 100% do total em 1979.

2.3.2 Cálculo das métricas de paisagem

Seguindo a classificação de métricas de Volatão (1998), para as classes vegetação arbórea, vegetação arbustiva e vegetação herbácea foram analisadas as seguintes métricas: métricas da área (área da paisagem e porcentagem da paisagem), métricas de fragmentos

(tamanho e número dos fragmentos), métricas de borda (total de bordas), métricas de forma (forma dos fragmentos) e métricas do vizinho mais próximo (conectividade entre os fragmentos). Todas as métricas resultam em números singulares, que são o motivo de serem categorizados como métricas, entretanto alguns cálculos são mais complexos e as métricas resultantes podem ser perímetros definidos em metros e áreas definidas em hectares (VOLATÃO, 1998).

De acordo com a classificação de Almeida (2008), o número de fragmentos por classe foi identificado como pequeno, médio e grande, sendo que fragmentos com áreas menores que 5 hectares foram considerados como pequenos, fragmentos médios variaram entre 5 e 50 hectares e os fragmentos grandes com áreas acima de 50 hectares. Com relação ao efeito de borda, classes que apresentaram maior total de bordas (TE) apresentaram também maior efeito de borda (CABACINHA et al., 2010). Foi considerada uma área da borda de 100 metros para o cálculo das métricas.

Para o formato dos fragmentos a classificação é segundo Volotão (1998). De acordo com o autor, o valor da forma (SHAPE) quadrada foi 1, para a forma circular o valor variou entre 1 e 1,74 e para a forma retangular o valor foi acima de 1,74. Segundo Cabacinha (2010), para a métrica conectividade (CONNECT), quanto menores os valores, menos isolados estão os fragmentos uns dos outros e, portanto, mais conectados entre si (maior agregação entre eles).

3 RESULTADOS

3.1 Dinâmica da vegetação entre os anos de 1979 e 2015

A probabilidade da vegetação arbórea da áreas estudada passar para o estado arbustivo foi de 2,86% , enquanto que para o estado herbáceo foi de 24,14%. Por outro lado a probabilidade de manter o seu estado (vegetação arbórea) foi de 73% (Tabela 1). Para a mudança do estado arbustivo para o estado arbóreo a probabilidade foi de 2,78%; para o estado herbáceo foi de 20,7% enquanto que para manter o seu estado foi de 76,52% (Tabela 1). Por último, a probabilidade de mudança do estado herbáceo para o estado arbóreo foi de 19,45%, enquanto que para mudar para o estado arbustivo a probabilidade foi de 17,15. A manutenção do estado herbáceo no período foi de 63,4% (Tabela 1).

Tabela 1 - Matriz de transição entre os anos de 1979 e 2015

		2015			Total
		Arbóreo	Arbustivo	Herbáceo	
1979	Arbóreo	73	2,86	24,14	100
	Arbustivo	2,78	76,52	20,7	100
	Herbáceo	19,45	17,15	63,4	100
Total		95,23	96,53	108,24	**300**

3.2 Estrutura da paisagem entre os anos de 1979 e 2015

Embora a vegetação arbórea (Mata Atlântica) represente a maior área e, assim, a maior porcentagem da paisagem, tanto para o ano de 1979 quanto para o de 2015, ela diminuiu ao longo dos 36 anos. Todavia, as vegetações arbustiva e herbácea (campo rupestre) aumentaram nesse mesmo intervalo de tempo (Tabela 2). Com relação à fragmentação das classes, nota-se que de 1979 para 2015 houve redução da fragmentação para a vegetação arbórea e aumento da fragmentação para a vegetação arbustiva (Tabela 2).

Enquanto a vegetação arbórea apresentou o maior efeito de borda devido ao maior valor do total de bordas, a vegetação herbácea apresentou o menor efeito de borda devido ao menor valor do total de bordas, tanto para o ano de 1979 quanto para o ano de 2015 (Tabela 2).

Para o ano de 1979, a vegetação arbórea apresentou menor isolamento e, portanto, maior média da conectividade entre os fragmentos (CONNECT_MN), enquanto a vegetação herbácea apresentou maior isolamento e, portanto, menor média da conectividade entre os fragmentos (tabela 2). Em 2015, a vegetação arbórea apresentou maior isolamento, portanto menor conectividade média entre os fragmentos, enquanto que a vegetação arbustiva apresentou o menor isolamento, portanto maior conectividade média (Tabela 2).

Tabela 2: Relação das classes de vegetação com as métricas *área*, número de fragmentos, total de bordas e conectividade para os anos de 1979 e 2015.

		Classes de vegetação			
Métricas		Arbórea	Arbustiva	Herbácea	Total
Área (ha) – Porcentagem	1979	7303,7335 (65%)	3370,9539 (30%)	561,8256 (5%)	11236,5132 (100%)
	2015	4045,1447 (36%)	3932,7796 (35%)	3258,5889 (29%)	11236,5132 (100%)
Número de Fragmentos	1979	504	236	58	798
	2015	434	1222	207	1863
Total de bordas	1979	3.929	1.862	180	5.971
	2015	781.975	140.094	10.998	933.067
Conectividade_Média	1979	0.1627	0.1662	0.2256	0.5545
	2015	0.4957	0.1869	0.4148	1.0974

De acordo com a área dos fragmentos, para o ano de 1979, nota-se que 100% (n=798) do número total de fragmentos são pequenos, ou seja, possuem áreas inferiores a 5 há, enquanto que para o ano de 2015, 97,31% do número total de fragmentos (n= 1813) são inferiores a 5 ha, 2,25% entre 5 e 50 ha (n=42) e 0,44% acima de 50 ha (n=8) (Tabela 3).

Do total de fragmentos grandes, tem-se que eles ocupam uma área de 4.594,273 ha da área total vegetada. Desse total, tem-se que 1.241,8594 ha compreendem a classe arbórea e está dividida em três fragmentos, 2.733,2818 ha compreende a classe arbustiva, a qual está distribuída em quatro fragmentos e o restante de 619,1318 ha pertence à classe herbácea distribuída em apenas um fragmento.

Com relação ao valor das formas dos fragmentos (SHAPE), observou-se que na análise para a imagem de 1979, dos 798 fragmentos, 6% (n=47) apresentam a forma quadrada (SHAPE = 1), 70% (n=560) apresentaram forma circular (SHAPE variando entre 1 e 2) e 24% (n= 191) forma retangular (SHAPE > 2). Já para a imagem de 2015, dos 1.865 fragmentos, obteve-se que 70% (n=1259) apresentaram a forma quadrada, 24% (n=469) forma circular e 6% (n=137) forma retangular (Tabela 3).

Tabela 3: Relação das classes de vegetação com as métricas tamanho dos fragmentos e forma para os anos de 1979 e 2015.

Métricas		Classes de vegetação			
		Arbórea	Arbustiva	Herbácea	Total (%)
Quantidade de fragmentos pequenos (< 5 ha) (%)	1979		100		100
	2015		97,31		97,31
Quantidade de fragmentos médios (> 5 < 50 ha)	1979		0		0
	2015		2,25		2,25
Quantidade de fragmentos grandes (> 50 ha)	1979		0		0
	2015		0,44		0,44
Quantidade de fragmentos quadrados (%)	1979		6		6
	2015		70		70
Quantidade de fragmentos circulares (%)	1979		70		70
	2015		24		24
Quantidade de fragmentos retangulares (%)	1979		24		24
	2015		6		6

4 DISCUSSÃO

O estudo da dinâmica da comunidade vegetal demonstrou que houve uma significativa mudança nas classes da vegetação durante o período de 36 anos. De acordo com a matriz de transição, a maior parte convertida da vegetação arbustiva (20,7%) e da vegetação arbórea (24,14%) passou para a vegetação herbácea sugerindo que 44,84% da cobertura vegetal de herbáceas é constituída por espécies exóticas, principalmente *Brachiaria decumbens*.

A presença de pastagem observada nas áreas de Cerrado, durante os trabalhos de campo, propicia o estabelecimento de espécies exóticas e, por fim, estas podem influenciar negativamente na capacidade de regeneração do Cerrado e da Floresta Estacional Semidecidual (PEREIRA et al., 2012), pois as gramíneas forrageiras, incluindo as do gênero *Brachiaria*, apresentam crescimento rápido em áreas abertas e de plena exposição ao sol (REASER et al., 2005).

Como observado durante as visitas de campo, embora as áreas dominadas por mata Atlântica sejam áreas de maiores altitudes, evidenciou-se também a presença de pastagens. Em vista disto a mortalidade de indivíduos arbóreos pode ter ocorrido devido ao desmatamento para a abertura de áreas para pastagem além do processo de autodebaste que se dá em virtude da competição interespecífica entre as espécies de herbáceas que se desenvolvem na área (HIGUCHI et.al., 2008). Isto explica o resultado de expansão das espécies herbáceas e retração das espécies arbóreas na matriz de transição.

Segundo Holl (2002), os efeitos negativos das gramíneas invasoras na regeneração de espécies arbóreas devem-se ao sombreamento das plântulas de árvores e arbustos, inibindo o desenvolvimento das espécies nativas. Esse resultado está de acordo com o estudo realizado por Conceição et al. (2015), sobre o domínio de espécies invasoras nos Campos Rupestres. Os autores apontaram à ocorrência de espécies exóticas invasoras em áreas perturbadas e estas foram responsáveis pela redução das espécies nativas.

A matriz de transição apontou o estabelecimento de 63,4% de herbácea nativa na área de Cerrado. De acordo com Rapini et al. (2008), os campos rupestres incluem formações herbáceo – arbustivas tipicamente xeromorficas associadas a solos oligotróficos e ácidos e sujeitas a oscilações diárias de temperatura, exposição ao vento e restrições hídricas, dominada por plantas com grande capacidade de fixação ao substrato e tolerantes à dessecação ou resistentes ao estresse hídrico. De acordo com Borges et al. (2011), esses fatores favorecem o desenvolvimento e o estabelecimento de espécies herbáceas nos Campos Rupestres. Contudo, o mesmo autor aponta que a variação climática, ao longo do ano, pode reduzir o crescimento dessas espécies e, por isso, é necessário levar em consideração a estação climática para os estudos de dinâmica da vegetação herbácea.

Além dos fatores críticos como a limitação de água e aquisição de carbono devido à variação climática, a ocorrência do fogo é um forte fator que afeta a distribuição das espécies nos Campos Rupestres (FIGUEIRA et al., 2016). Contudo, a vegetação herbácea apresenta adaptações ao fogo que permitem sua rápida regeneração, já que o fogo danifica a periferia das rosetas das espécies de herbáceas, mas as partes centrais das plantas sobrevivem

e se regeneram rapidamente (ALVES; SILVA, 2011). Áreas que apresentam queimadas freqüentes pode haver modificações na estrutura de suas vegetações arbustivo-arbórea, refletindo em redução de biomassa (PINTO et al., 2009).

Como observado nas tabelas 2 e 3, a análise da configuração espacial da paisagem resultou em um aumento do número de fragmentos em todas as classes de vegetação, seguido do aumento de fragmentos pequenos e aumento de fragmentos de formato irregulares. Segundo Gascon et al. (2001), o grau de fragmentação das classes de vegetação está diretamente relacionado aos efeitos de fragmentação do habitat causados pela antropização e pela influência externa da matriz na dinâmica. O segundo fator está relacionado com a interação da paisagem em um nível mais complexo de configuração do habitat (FAHRIG; MERRIAM, 1994).

O aumento considerado do número de fragmentos na vegetação arbustiva do Cerrado deve-se a influência da agropecuária e espécies invasoras observadas nos trabalhos de campo à área de estudo. De acordo com Bernacci et al. (2006), em porções mais antropizadas a fragmentação é maior, assim como a redução de espécies.

Há uma relação entre o total de fragmentos por classe e o tamanho das áreas dos fragmentos que, de acordo com Juvanhol et al. (2011), na maioria das vezes é inversa. Segundo os autores, grandes fragmentos apresentam menor percentual em número, porém apresentam uma parcela maior da área total dos fragmentos. Entre os anos de 1979 e 2015 notou-se pouca variação entre o tamanho dos fragmentos, já que 100% dos fragmentos em 1979 e 97,27% dos fragmentos em 2015 foram representados por fragmentos pequenos.

De acordo com Viana e Pinheiro (1998), a relação entre as áreas dos fragmentos e seus atributos ecológicos é um elemento central da teoria de ilhas, no qual o tamanho dos fragmentos na paisagem é importante para a conservação da mesma. Fragmentos grandes possibilitam a manutenção da biodiversidade e de processos ecológicos em grande escala, enquanto que os pequenos aumentam a heterogeneidade da matriz e atuam como refúgio de espécies de habitats específicos (FORMAN; GODRON, 1986), além de tenderem a apresentar maior grau de perturbação devido à presença de uma maior cobertura de espécies exóticas invasoras (CARMO et al. 2011).

Como observado na análise da estrutura da paisagem na Tabela 3, houve dominância de fragmentos pequenos ao longo dos 36 anos. Este resultado sugere que a conservação do ecossistema é prejudicada pela estrutura da área, com exceção da vegetação arbustiva que, mesmo com o maior número de fragmentos, não teve sua estrutura alterada

negativamente pelo efeito da fragmentação, já que mais da metade da sua área total está distribuída em quatro fragmentos grandes.

Áreas de formato quadradas ou retangulares tendem a ser mais irregulares enquanto que áreas circulares tendem a ser mais regulares, sendo os formatos mais irregulares resultantes de ambientes mais complexos e vulneráveis a fatores externos, os quais interferem negativamente na conservação do ecossistema (MARCELINO, 2007). Embora a maior parte dos fragmentos da área de estudo seja pequena entre os anos de 1979 e 2015 (Tabela 3), houve uma redução significativa dos fragmentos de formato regular (circulares) para um aumento elevado número de fragmentos irregulares (quadrados e retangulares). De acordo com as observações feitas em campo, a antropização, principalmente nas áreas de Cerrado, foi responsável pelo aumento de fragmentos irregulares na paisagem estudada, afetando consideravelmente a estrutura da área.

A alteração no número de espécies da paisagem pode resultar do aumento do efeito de borda entre as classes e redução da conectividade entre os fragmentos da classe arbórea e herbácea. A transição entre o fragmento florestal e a matriz em fragmentos pequenos é muito intensa, criando uma borda que torna a floresta susceptível a fatores externos promovendo mudanças ambientais, como aumento da temperatura, stress hídrico, alterações na composição de espécies e na estrutura da vegetação ocasionando uma redução no número de espécies da floresta (RIBEIRO et al., 2009).

O tamanho e a forma dos fragmentos influenciam no nível de impacto causado pelo efeito de borda. Fragmentos pequenos, mesmo apresentando formatos mais regulares, são mais susceptíveis ao efeito de borda, já que quanto menor os fragmentos, mais intenso será o efeito de borda, diminuindo assim a razão interior-margem dos mesmos (JUVANHOL et al., 2011). A vegetação arbórea, embora com menor número de fragmentos comparado à vegetação arbustiva (Tabela 2), resultou em um maior efeito de borda levando-se em consideração o maior número de fragmentos pequenos distribuídos em 61,3% de sua área total. A vegetação arbustiva, embora mais fragmentada, apresentou apenas 30% da sua área total distribuída em fragmentos pequenos.

Segundo Vidal et al. (2007), existe uma forte relação entre o efeito de borda, estrutura da floresta e a produção de serrapilheira. Para Vidal et al. (2007), fragmentos com baixa ou nenhuma influência do efeito de borda produzem maior massa total de serrapilheira e aumento do número de espécies. Como observado na análise do total de bordas das classes de vegetação (Tabela 3), o aumento do efeito de borda da vegetação arbórea pode levar à

redução da produção de serrapilheira nas bordas dos fragmentos e resultar em uma menor taxa de decomposição, assim como uma menor proporção de espécies (LAURANCE et al., 2002).

A vegetação herbácea apresentou menor efeito de borda, pois de acordo com a análise do total de bordas (Tabela 3), esta classe apresentou menor valor. Segundo Lima (2012), o efeito de borda é responsável por aumentar o número de espécies de herbáceas, já que as plantas herbáceas são tolerantes fisiologicamente as novas condições ambientais e são formadas em sua maioria por espécies comuns a ambientes com maior luminosidade e tendem a aumentar sua densidade em áreas de borda, devido à alta incidência luminosa do sub-bosque. Além disso, tem seu desenvolvimento favorecido pelo microclima gerado com o aumento da mortalidade de grandes árvores em áreas de bordas (CARMO, 2006).

Mesmo que o efeito de borda na classe herbácea seja o menor comparado às outras classes de vegetação, este também pode afetar a estrutura da paisagem já que pode levar a redução do número de espécies arbóreas e arbustivas, devido ao acúmulo de espécies herbáceas na borda de suas áreas. De acordo com Lima (2012), o acúmulo de herbáceas nas bordas se deve ao stress microclimáticos, mortalidade de grandes árvores e queda foliar. Esse acúmulo pode acarretar alteração no número de espécies da comunidade vegetal devido à alteração no processo de germinação de sementes e estabelecimento de plântulas (SCARIOT, 2000).

Ribeiro (2008) comprovou alterações em comunidades vegetais, em seu trabalho sobre efeitos de borda sobre a vegetação e estruturação populacional em fragmentos de Cerradão no Sudoeste Goiano. Seus resultados mostraram uma influência nítida dos efeitos de borda em todos os parâmetros analisados, uma vez que a estrutura da vegetação, o nível de agregação dos indivíduos analisados e os parâmetros microclimáticos mostraram-se diferentes entre o interior e a borda dos fragmentos analisados. Além disso, os resultados comprovaram também que a fragmentação dos habitats modificou a configuração espacial da vegetação, a dinâmica das populações vegetais e, consequentemente, a redução da diversidade biológica.

A conectividade está relacionada ao grau de isolamento e este interfere significativamente na estrutura da paisagem, pois afeta o fluxo gênico entre os fragmentos florestais (VIANA; PINHEIRO, 1998). De acordo com o cálculo da média do isolamento (Tabela 3), houve uma redução da conectividade entre os fragmentos da paisagem ao longo dos 36 anos. Diante disso, pode-se inferir que mesmo que não se tenha estudado sobre a estrutura florística da paisagem, há uma maior redução do número de espécies, principalmente entre as classes arbóreas e herbáceas, devido ao maior isolamento entre seus fragmentos (Tabela 3).

O aumento do isolamento entre os fragmentos das classes arbórea e herbácea deve-se ao aumento do número de fragmentos pequenos na área total, enquanto que na classe arbustiva a conectividade manteve-se praticamente a mesma, indicando pouca variação do número de fragmentos pequenos. Segundo Juvanhol (2011), fragmentos menores apresentam menor conectividade entre si, pois apresentam maior grau de isolamento; enquanto os fragmentos maiores apresentam uma maior conectividade entre si, por apresentarem menor grau de isolamento.

Pivello et al. (2006), em sua análise de fragmentos sobre diferentes situações de conectividade, demonstraram que a conectividade entre os fragmentos grandes e pequenos interfere na estrutura da comunidade. De acordo com o trabalho, houve uma oposição entre os efeitos de conectividade da paisagem e estrutura da vegetação, já que alterou a determinação dos padrões encontrados quanto ao hábitat, tipo funcional e síndrome de dispersão das espécies das chuvas de sementes.

5 CONCLUSÃO

O presente estudo demonstrou que o estudo da dinâmica da vegetação e da estrutura da paisagem são importantes para explicar a trajetória sucessional do ecossistema e devem ser considerados nos planos de conservação e manejo de ecossistemas semelhantes. Além disso, embora a estrutura da área de estudo tenha se mostrado alterada negativamente e afetado a configuração espacial, a dinâmica da vegetação foi favorável, já que houve aumento da cobertura vegetal de 1979 para 2015. Apesar do aumento da cobertura vegetal, houve o estabelecimento de espécies herbáceas exóticas, afetando assim o desenvolvimento das espécies nativas e comprometendo a conservação das comunidades vegetais do Cerrado e da Mata Atlântica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, C. G. **Análise espacial dos fragmentos florestais na área do Parque Nacional dos Campos Gerais, Paraná**. 2008. 37f. Dissertação de mestrado - Universidade Estadual de Ponta Grossa, PA.

ALVES, R. J. V.; SILVA, N. G. O Fogo é Sempre um Vilão nos Campos Rupestres? **Biodiversidade Brasileira**, v. I, n. 2, p. 120-127, 2011.

AMARAL, W. G. **Caracterização de áreas em Diamantina (MG) sob diferentes tipos de degradação: substrato, dinâmica da vegetação e paisagem**. 2012. 39f. Dissertação (mestrado em Ciência Florestal) – Faculdade de Ciências Agrárias – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina.

AZEVEDO, J. C.; RAMOS, I.; HONRADO, J. Ecologia da paisagem e suas aplicações profissionais em Portugal: os casos da gestão florestal e da conservação da biodiversidade. **Ecologia**, v. 5, p. 13-24, 2012.

BERNACCI, L. C.; FRANCO, G. A. D. C.; ÀRBOCZ, G. F.; CATHARINO, E. L. M; DURIGAN. G.; METZGER, J. P. O efeito da fragmentação florestal na composição e riqueza de árvores na região da reserva morro grande (planalto de Ibiúna, SP)**. Rev. Inst. Flor**, v. 18, p. 121-166, São Paulo, 2006.

BOLFE, E. L.; PEREIRA, R. S.; MADRUGA, P. R. A.; FONSECA, E. L. Avaliação da classificação digital de povoamentos florestais em imagens de satélite através de índices de acurácia. **Árvore**, Viçosa, v. 28, n. 1, p. 85-90, 2004.

BORGES, R. A. X.; CARNEIRO, M. A. A.; VIANA, P. L. Altitudinal distribution and species richness of herbaceous plants in campos rupestres the Southern Espinhaço Range, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**, v. 62, p. 139-152, 2011.

BRAGA, F. M. S.; REZENDE, A. V. Dinâmica da vegetação arbórea da mata de galeria do Catetinho, Brasília DF. **Cerne**, v. 13, n. 2, p. 138-148, Lavras, 2007.

CABACINHA, C. D.; CASTRO, S. S.; GONÇALVES, D. A. Análise da estrutura da paisagem da alta bacia do rio Araguaia na savana brasileira. **Floresta**, Curitiba, v. 40, n. 4, p. 675-690, 2010.

CARMO, A. B.; VASCONCELOS, H. L.; ARAÚJO, G. M. Estrutura da comunidade de plantas lenhosas em fragmentos de Cerrado: relação com o tamanho do fragmento e seu nível de perturbação. **Brasil. Bot**, v. 34, n. 1, p. 31-38, 2011.

CARMO, A. B. **Efeito da fragmentação de habitat sobre a riqueza de espécies arbustivo – arbóreas do cerrado sensu stricto, no município de Uberlândia, Minas Gerais.** 2006. 59f. Dissertação (mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais) – Instituto de Ciências Biológicas - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia.

CONCEIÇÃO, A. B.; CRISTO, F. H.; SANTOS, A. A.; SANTOS, J. B.; FREITAS, E. L.; BORGES,P. S.; MACEDO, L. S. S. S.; OLIVEIRA, R. C. S. Vegetação endêmica e espécie invasora em campos rupestres de áreas garimpadas. **Rodriguésia**, v. 66, n. 3, p. 675-683, 2015.

ESPIRITO-SANTO, F. D. B.; SHIMABUKURO, Y. E.; KUPLICH, T. M. Mapping forest successional stages following deforestation in Brazilian Amazonia using multi-temporal Landsat images. **International Journal of Remote Sensing**, v. 26, n. 3, p. 635-642, 2005.

FAHRIG, L.; MERRIAM, G. Conservation of fragmented populations. **Conservation Biology,** v. 8, p. 50-59, 1994.

FERRAZ, S.; VETTORAZZI, C. Identificação de áreas para recomposição florestal com base em princípios de ecologia de paisagem. **Árvore**, v. 27, Viçosa, 2003.

FIGUEIRA, J. E. C.; RIBEIRO, K. T.; RIBEIRO, M. C.; JACOBI, C. M.; FRANÇA, H.; NEVES, A. C. O.; CONCEIÇÃO, A. A.; MOURÃO, F. A.; SOUZA, J. M.; MIRANDA, C. A. K. Fire in Rupestrian Grasslands: Plant Response and Management. In: FERNANDES, G. W. **Ecology and Conservation of Mountaintop Grasslands in Brazil.** Belo Horizonte, Springer, 2016, cap. 18, p. 415 – 436.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. Landscape ecology. **Environmental Conservation,** Cambridge, v. 16, p. 620, 1986.

GASCON, C.; LAURENCE, W. F.; LOVEJOY, T. E. Fragmentação florestal e biodiversidade na Amazônia Central. In: **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais.** p. 174-189, 2001.

GOTELLI, N. J. **Ecologia**. 4º ed. São Paulo: Planta, 2009.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148, p. 185-206, 2001.

HIGUCHI, P.; FILHO, A. T. O.; SILVA, A. C.; MACHADO, E. L. M.; SANTOS, R. M.; PIFANO, D. S. Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais, em diferentes classes de solos. **Árvore**, v. 1, n. 32, p. 417-426, 2008.

HOLL, K. D.; LOIK, M. E.; LIN, E. H. V.; SAMUELS, I. A. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, v. 8, p. 339-349, 2002.

JUVANHOL, R. S.; FIEDLER, N. C.; SANTOS, A. R.; PIROVANI, D. B.; LOUZADA, F. L. R. O.; DIAS, H. M; TEBALDI, A. L. C. Análise Espacial de Fragmentos Florestais: Caso dos Parques Estaduais de Forno Grande e Pedra Azul, Estado do Espírito Santo. **Floresta e Ambiente**, v. 18, n. 4, p. 253-264, 2011.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. Klimate der Erde. **Gotha**: Verlag, 1928. (Wall-map 150 cm x 200 cm)

LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R.; LAURANCE, S.; SAMPAIO, E. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments, a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605-618, 2002.

LIMA, L. F. 2012. 46f. **Efeito de borda sobre a assembléia de plantas herbáceas em um fragmento de floresta atlântica, Alagoas, Brasil**. Dissertação (mestrado em botânica). Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2012.

MARCELINO, V. R. 2007. 101 f. **Influência da fragmentação florestal e da estrutura da vegetação na comunidade de aves da Fazenda Figueira, Londrina – PR**. Tese (doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" -Universidade de São Paulo, Piracicaba.

PANIZZA, A. C.; FONSECA, F. P. Técnicas de interpretação visual de imagens. **GeoUSP**, n. 30, p. 30-43, 2011.

PIRES, A. C. V.; PEREIRA, S. R.; FERNANDES, G. W.; OKI, Y. Efeito deB*brachiaria decumbens* na herbivoria e no desenvolvimento de duas leguminosas nativas de cerrado. **Planta Daninha**, v. 30, n. 4, p. 737-746, 2012.

PINTO, J. R. R.; LENZA, E.; PINTO, A. S. Composição florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em um cerrado rupestre, Cocalzinho de Goiás, Goiás. **Rev. bras. Bot**. v. 32, n. 1, São Paulo, 2009.

PIVELLO, V. M.; PETENON, D.; JESUS, F. M.; MEIRELLES, S. T.; VIDAL, M. M.; ALONSO, R. A. S.; FRANCO, G. A. D. C.; METZGER, J. P. Chuva de sementes em fragmentos de Floresta Atlântica, (São Paulo, SP, Brasil), sob diferentes situações de conectividade, estrutura florestal e proximidade da borda**. Acta Botânica**, v. 20. n. 4, São Paulo, 2006.

RAPINI, A.; RIBEIRO, P. L.; PIRANI, J. B. A flora dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. **Megadiversidade**,v. 4, p. 16-23, 2008

REASER, J. K.; GALINDO-LEAL, C.; ZILLER, S. R. 2005. Visitas indesejadas: a invasão de espécies exóticas. In: GALINDO-LEAL,C.; CÂMARA, I. G. (eds.). **Mata Atlântica Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas**. Belo Horizonte. Fundação SOS Mata Atlântica e Conservação Internacional.

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

RIBEIRO, M. S. L. Efeitos de borda sobre a vegetação e estruturação populacional em fragmentos de Cerradão no Sudoeste Goiano, Brasil. **Acta bot. Brás**, v. 22, n. 2, p. 535-545, 2008.

RUDORFF, C. M.; RIZZI, R.; RUDORFF, B. F. T.; SUGAWARA, L. M.; VIEIRA, C. A. O. Superfícies de resposta espectro-temporal de imagens do sensor MODIS para classificação de área de soja no Estado do Rio Grande do Sul. **Ciência Rural**, v. 37, n. 1, p. 118-125, 2007.

SCARIOT, A. Seedling mortality by litterfall in Amazonian forest fragments. **Biotropica**, v. 32, p. 662-669.

SCHORN, L. M.; GALVÃO, F. Dinâmica do extrato arbóreo em três estádios sucessionais de uma Floresta Ombrófila Densa em Blumenau, SC. **Cerne**, v. 15, n. 2, p. 221-235, Lavras, 2009.

SEOANE, C. E. S; DIAS, V. S; SANTOS, T. L; FROUFE, L. C. M. Corredores ecológicos como ferramentas para a desfragmentação de florestas tropicais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n.63, p. 207-216, Curitiba, 2010.

SILVA, J. C; SILVA, I. P; SILVA, E. M; RIBEIRO, E. S; MOREIRA, E. L; PASA, M. C. Sucessão ecológica no Cerrado. **Flovet**, n. 4, 2012.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série técnica IPEF**, v. 12, p. 25-42, 1998.

VIDAL, M. M.; PIVELLO, V. R.; MEIRELLES, S. T.; METZGER, J. P. Produção de serapilheira em floresta Atlântica secundária numa paisagem fragmentada (Ibiúna, SP): importância da borda e tamanho dos fragmentos. **Brasil. Bot**., v. 30, n. 3, p. 521-532, 2007.

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

ZUDEIMA, P. A.; SAYER, J. A.; DIJKMAN, W. Forest fragmentation and biodiversity: the case for intermediate-sized conservation areas. **Environmental Conservation**, v. 23, p. 290-297, 1996.

ARTIGO CIENTÍFICO II
PROPOSTA DE CRITÉRIOS DEFINIDORES PARA IMPLANTAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS

RESUMO

A expansão do uso e ocupação antrópica do meio ambiente terrestre tem causado uma severa fragmentação de habitas naturais. Corredores ecológicos vêm tornado-se uma alternativa cada vez mais adotada como uma ferramenta para manter e restaurar a biodiversidade, pois facilitam o deslocamento de organismos entre os fragmentos. O presente estudo teve como objetivo definir áreas em uma paisagem fragmentada para a implantação de corredores ecológicos que conectassem essas áreas à Unidade de Conservação Parque Estadual Serra do Intendente. As áreas foram definidas de acordo com o potencial ecológico e estrutural. Para o potencial ecológico, foram avaliadas as classes vegetação, hidrografia, declividade e altitude. Para cada classe foi atribuído um peso e para as variáveis de cada classe foram atribuídas notas. As classes vegetação e hidrografia apresentaram juntas um total de 80% do peso, enquanto que as classes declividade e altitude um total de 20%. As notas das variáveis foram de 0 a 3, indicando o grau de potencial ecológico de cada variável para a área. As notas 2 e 3 representaram valores alto e muito alto para o potencial ecológico respectivamente, enquanto as notas 0 e 1 valores de baixo e médio potencial ecológico respectivamente. As áreas de potencial ecológico alto e muito alto resultaram em áreas de vegetação nativa arbórea e arbustiva, próximas aos corpos d'água, com declividade superior a 45º e em menores altitudes. Para o potencial estrutural, dividiu-se a área em 13 quadrantes. Em cada quadrante, calcularam-se as métricas da paisagem média da área e formato dos fragmentos, média da conectividade entre os fragmentos e média do total de bordas no *software* Fragstats 4.2. O resultado definiu que as áreas com menor efeito de borda e maior conectividade entre os fragmentos eram áreas de maiores potenciais estruturais, já que todas as áreas possuíam fragmentos pequenos e irregulares. As áreas que coincidiram de ter os maiores potenciais ecológicos e estruturais foram definidas para a implantação dos corredores ecológicos e assim garantir a conservação dos domínios de Cerrado e Mata Atlântica, altamente degradados no Brasil.

Palavras chaves: Corredores ecológicos, potencial ecológico, estrutura, conectividade, vegetação, hidrologia.

ABSTRACT

The expansion of the use and occupation of land environment antropica has caused a severe fragmentation of natural habitats. Ecological corridors come become a choice increasingly adopted as a tool to maintain and restore biodiversity, because they facilitate the displacement of organisms between the fragments. The present study aimed to define areas in a fragmented landscape for the implementation of ecological corridors that connect these areas to a conservation unit. The areas were defined according to the ecological and structural potential. For the potential ecological vegetation classes were evaluated, hydrography, slope and elevation. For each class was assigned a weight and for the variables of each class was assigned grades. The classes vegetation and hydrography presented together a total of 80% of the weight, while the altitude and slope classes a total of 20%. The notes of the variables were of 0 to 3, indicating the degree of ecological potential of each variable to the area. Grades 2 and 3 accounted for high and very high ecological potential respectively, while grades 0 and 1 low and medium ecological potential respectively. Areas of high ecological potential, and resulted in areas of native forest trees and shrubs, next to bodies of water, with slopes exceeding 45° and at lower altitudes. For the structural potential, divided the area in 13 quarters. In each quadrant, calculated the average landscape metrics and format of the fragments, the connectivity between the fragments and the average total of edges in Fragstats 4.2 *software*. The result has defined the areas with lowest edge effect and greater connectivity between the fragments as areas of greatest potential, since all areas owned fragments with the same size and format. The areas that have the greatest potential match ecological and structural set for the implementation of ecological corridors and ensure the conservation of Cerrado and Atlantic forest domains, highly degraded in Brazil.

Keywords: Ecological corridors, ecological potential, structure, Cerrado, Atlantic forest.

1 INTRODUÇÃO

As ações antrópicas, envolvendo alterações do uso do solo, são hoje consideradas um dos maiores determinantes dos padrões mundiais da biodiversidade, devido aos impactos na estrutura e composição, função e dinâmica das paisagens (HONRADO et al.,2012).

Para Pellegrino et al. (2006), a Ecologia de Paisagem é uma ciência que estuda os processos de fragmentação, isolamento e conectividade construídos pelo homem nos ecossistemas naturais, a fim de determinar a influência de padrões espaciais sobre os processos ecológicos. Habitats fragmentados e a remoção da vegetação nativa estão entre as maiores ameaças à biodiversidade global (MYERS, 2000). Essas alterações interferem nos parâmetros demográficos de diferentes espécies e, consequentemente, na estrutura e dinâmica dos ecossistemas (VIANA; PINHEIRO, 1998). Com isso, os fragmentos tornam-se como ilhas de diversidade cercadas por uma matriz de baixa complexidade (DEBINSK; HOLT, 2000).

Um dos desafios de aumentar a sustentabilidade perpassa pelas estratégias de conservação e consiste na criação de corredores ecológicos que servem como um complemento às Unidades de Conservação, pois conectam os distintos ambientes (MEDINA; VIEIRA, 2007). Os corredores ecológicos são uma forma de religar e recuperar os fragmentos degradados na tentativa de evitar ou diminuir o isolamento e aumentar a taxa de sobrevivência entre as espécies (SEOANE et al., 2010). Mesmo com a existência de dúvidas sobre o resultado positivo da ação dos corredores ecológicos sobre a biodiversidade, estes são capazes de reduzir os fatores de endogamia, promover a mobilidade das espécies, reduzir a estocasticidade demográfica e promover as taxas de migração. (PEREIRA et al., 2007)

Atualmente, o Brasil é um país que sofre com a fragmentação de habitats devido aos intensos efeitos da antropização. A Mata Atlântica é um domínio que tem hoje apenas 8% da sua cobertura vegetal reduzida a arquipélagos de fragmentos florestais, a maioria deles pequenos e o domínio Cerrado perdeu quase 50% da sua cobertura vegetal (PINTO, 2006). O desmatamento, juntamente com o alto grau de endemismo, torna o Cerrado um *hotspot*, enquanto que a Mata Atlântica, um *hotspot* de biodiversidade com elevado número de espécies endêmicas, é considerada uma das prioridades para ações de conservação no mundo (ALHO, 2005).

O presente trabalho tem por finalidade definir áreas ecológicas e estruturalmente favoráveis à implantação de corredores ecológicos para então conectá-las ao Parque Estadual

Serra do Intendente, a fim de promover a desfragmentação e a conservação dos domínios de Mata Atlântica e Cerrado.

2 MATÉRIAIS E MÉTODOS

2.1 Delimitação da área de estudo

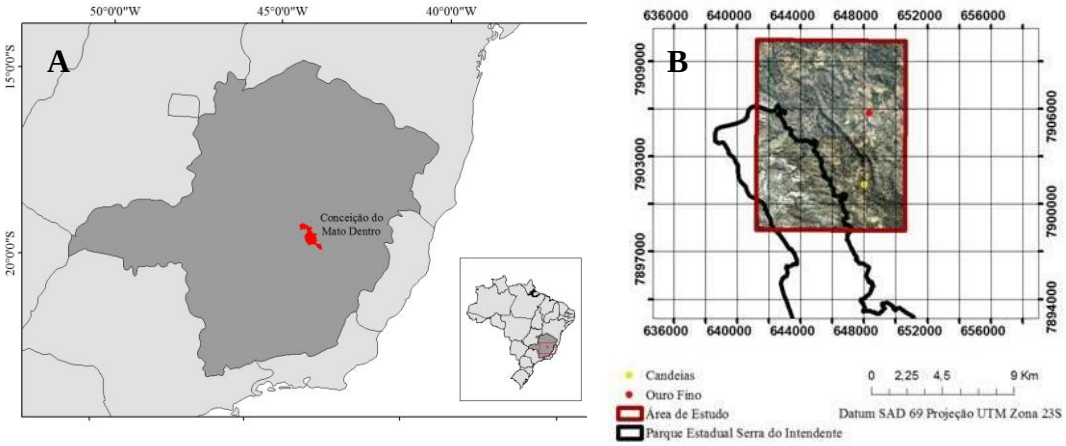
Conceição do Mato Dentro é um município localizado no estado de Minas Gerais e possui uma área de 1.671,465 km² (fig. 1). Segundo classificação climática de Koppen – Geiger, o clima da região é o tropical de altitude, o qual é representado por altitudes acima de 500 m, temperaturas amenas entre 18ºC e 26ºC e amplitude térmica anual entre 7ºC e 9ºC. A área esta situada a uma altitude variável entre 679 a 1472 metros de altitude e sua paisagem compreende uma área de transição entre dois domínios brasileiros, o Cerrado e a Mata Atlântica.

A área do Cerrado está sob um ambiente rupestre, ou seja, sob elevadas altitudes e sobre afloramentos rochosos (Campos Rupestres). Ribeiro e Walter (1998) propuseram a classificação das fitofisionomias rupestres em campo rupestre e cerrado rupestre. Estas duas fitofisionomias geralmente estão localizadas sobre afloramentos rochosos e em altitudes elevadas, porém o campo rupestre apresenta apenas 5% de cobertura arbórea, enquanto o cerrado rupestre pertence às formações savânicas, cuja cobertura arbórea varia de 5% a 70% (PINTO et al., 2009). Diante disso, vários estudos realizados no bioma Cerrado generalizam a vegetação localizada em ambientes rupestres considerando-as apenas por estarem sobre afloramentos rochosos e em altitudes elevadas (RIBEIRO e WALTER 1998).

A Floresta Estacional Semidecidual ou Floresta Tropical Subcaducifólia (Veloso et al., 1991), também denominada por Rizzini (1963) de Floresta Estacional Mesófila Semidecídua, é uma fitofisionomia intrínseca ao bioma Floresta Atlântica, composto por uma formação transicional entre as florestas de encosta litorâneas e as formações não florestais de interior. De acordo com a característica de decidualidade, a Floresta Estacional Semidecidual é assim classificada devido ao seu número de indivíduos que perdem suas folhas no dossel ser inferior a 50% (VERES, 2012). Segundo Ribeiro e Walter (1998), a fisionomia da floresta deve-se à baixa fertilidade dos solos, tanto do ponto de vista químico quanto físico e os poucos remanescentes florestais, que são de grande valor ecológico e taxonômico, pois apresentam um conjunto de espécies da flora local e uma grande diversidade genética.

O Parque Estadual Serra do Intendente (PESI), está inserido na área de estudo e foi criado em 2007, unindo a antiga Área de Proteção Ambiental Serra do Intendente e o Parque Municipal Ribeirão do Campo. É formado, em sua maior parte, pelos campos rupestres e sua área tem resistido até agora, aos desmatamentos, incêndios florestais, retirada de árvores, extração de plantas ornamentais e de cristais. A vegetação do Parque inclui o Cerrado, fragmentos de Mata Atlântica, Mata de Galeria e Capões.

Mapas 1A e 1B- Localização do município de Conceição do Mato Dentro, no estado de Minas Gerais.



2.2. Determinação das áreas com potencial ecológico para implantação de corredores ecológicos

2.2.1 Elaboração dos mapas temáticos

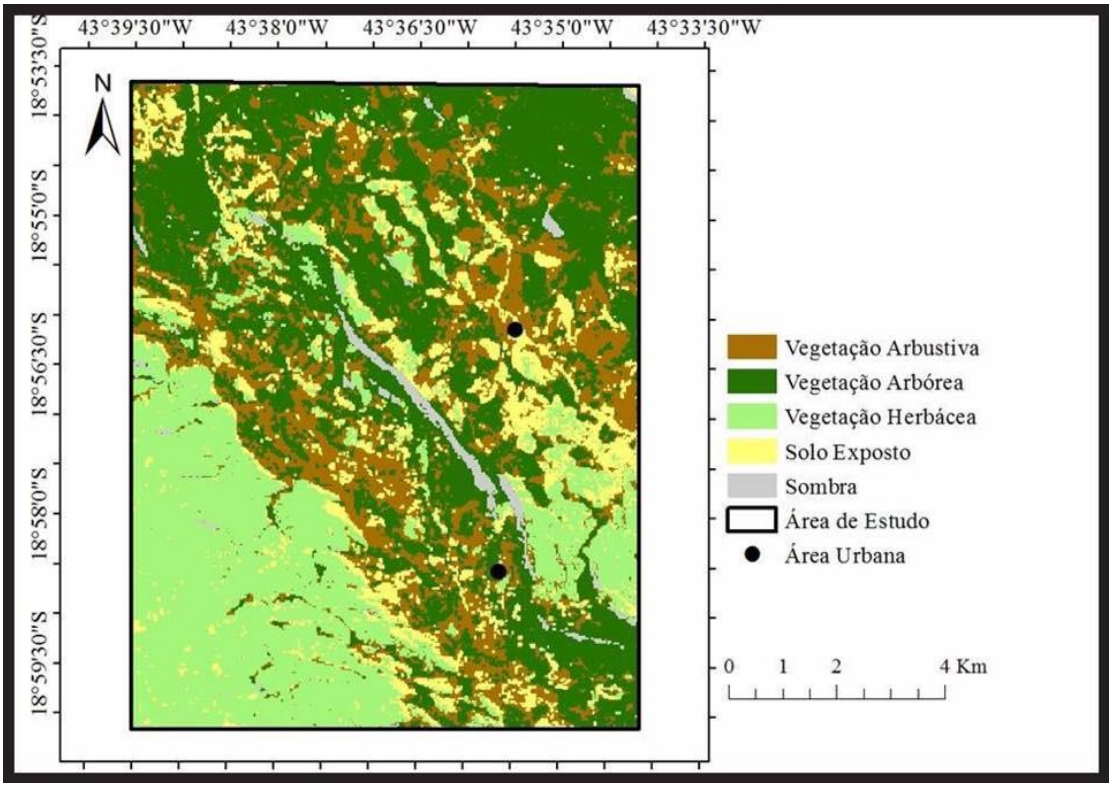
O potencial ecológico refere-se à importância ecológica da área para a conservação (FERRAZ; e VETTORRAZI, 2003) e foi determinado de acordo com a definição de classes e suas variáveis. A combinação entre a hidrologia, vegetação e geomorfologia define o potencial ecológico de um ecossistema (Neves et al., 2013), portanto as classes estabelecidas para definirem o potencial ecológico da área foram vegetação, hidrografia, declividade e altitude. Para cada classe foi confeccionado um mapa e atribuído um peso que variou de 0 a 100% e para cada variável uma nota que variou de 0 a 3. Segundo Cemin (2014), quanto maior o peso, maior o grau de importância da classe para a implantação dos corredores e para as variáveis da classe, quanto maior a nota atribuída, maior a importância da variável para a classe. As variáveis com notas 0 representaram área com baixo (ou sem) potencial, nota 1 para áreas com médio potencial, nota 2 para áreas com alto potencial e nota 3 para áreas com potencial muito alto.

Os pesos atribuídos às classes foram de acordo com Cemin (2014). Segundo o autor, vegetação e hidrografia são as classes mais importantes para determinação de áreas adequadas para implantação de corredores, já que a conservação de ambos minimizam os efeitos da erosão e do assoreamento dos cursos d'água e ajudam no controle do regime hídrico dos rios. Nesse caso, determinou-se pesos de 40% para a vegetação, 40% para hidrografia, 10% para a declividade e 10% para a altitude.

Levando em consideração que quanto mais próximos dos rios e de áreas de vegetação lenhosa, mais viáveis os cursos d'água são para o fluxo da biodiversidade (Anjos, 2008), as classes vegetação e hidrografia foram associadas para a confecção do mapa final de potencial ecológico da área para a implantação dos corredores ecológicos.

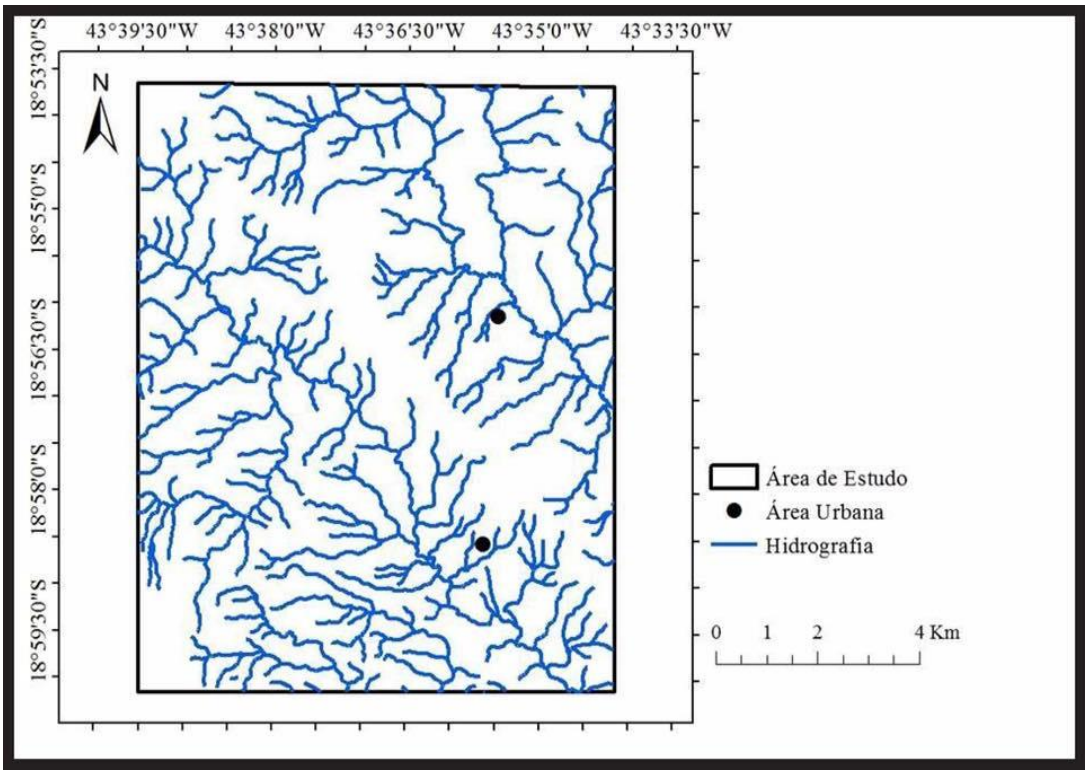
Para definir o potencial ecológico da vegetação, foi elaborado um mapa de uso e ocupação do solo (Mapa 1) em que a determinação das variáveis da classe foi de acordo com visualização da área em trabalhos de campo durante o mês de julho de 2014. Dessa forma, as variáveis atribuídas foram vegetações arbórea, arbustiva e herbácea, solo exposto e sombra. As notas atribuídas foram 3 para as variáveis arbórea e arbustiva cada (muito alto potencial), 1 para a variável herbácea (médio potencial) e 0 para solo exposto e sombra, cada (baixo ou nenhum potencial). Calculando as áreas da classe vegetação no mapa de uso e ocupação do solo, no *software* Envi 4.5, 90,50% da área total é vegetada e apenas 9,5% é de solo exposto, o que tornou a área propícia para a implantação de corredores ecológicos.

Mapa 1: Mapa de uso e ocupação do solo da área de estudo



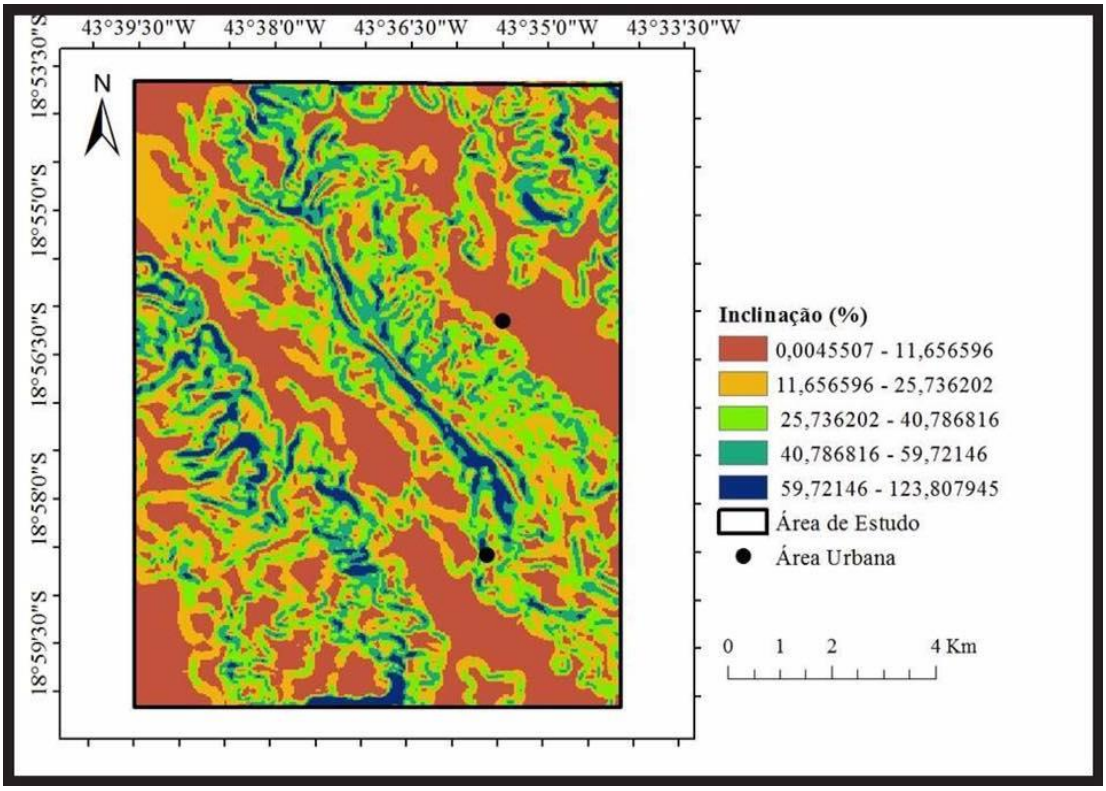
Com relação à hidrografia da área (Mapa 2), quanto menor a largura dos rios, menor os riscos ambientais na delimitação de áreas potenciais para a implantação de corredores ecológicos (Anjos 2008). Dessa maneira, considerou-se nota 3 para áreas de 0 a 92,40 m (muito alto potencial), nota 2 para áreas de 92,40 a 238,31 m (alto potencial) e nota 1 para as áreas de 238,31 a 515,53 m e 515,53 a 1240,20 m (médio potencial).

Mapa 2: Proximidade hidrográfica da área de estudo



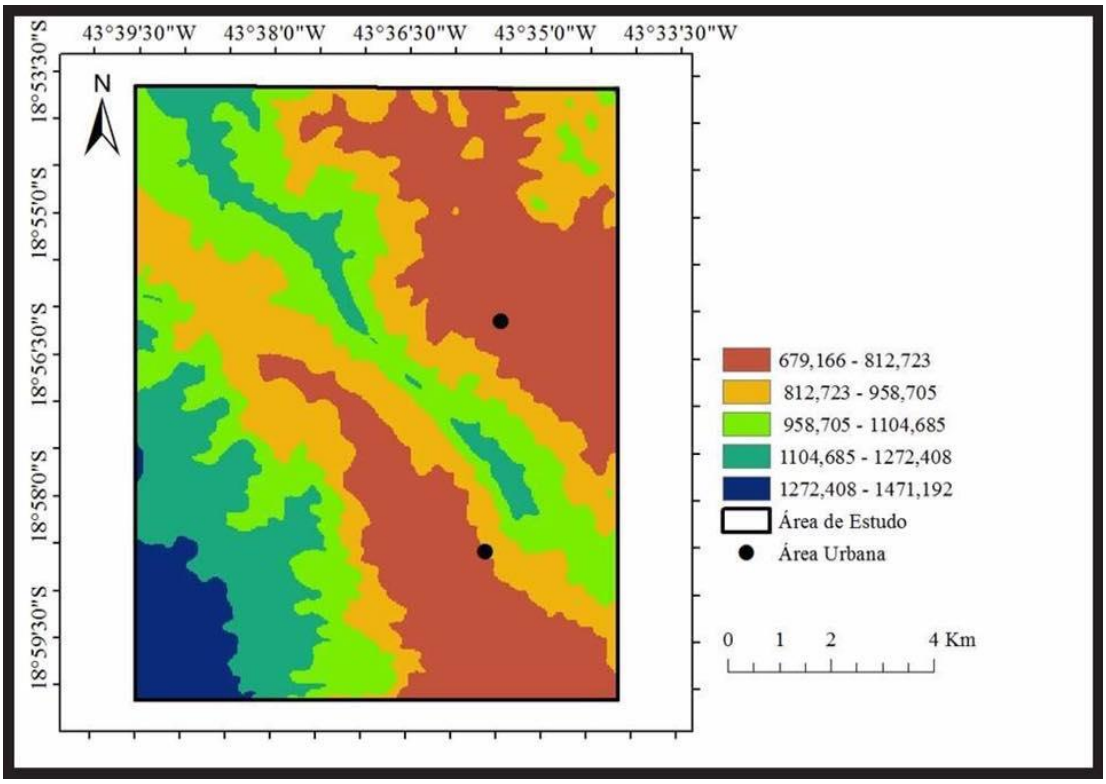
Para a elaboração do mapa de declividade da área de estudo (Mapa 3), as variáveis foram definidas em porcentagem. De acordo com a conversão de unidades de ângulos, 45º corresponde a uma inclinação de 100%. Segundo classificação de Cemin (2014), declividades adequadas para implantação de corredores variam de 0 a 45º, sendo que inclinações entre 0 a 25º apresentam baixo potencial, áreas de 25 a 45º apresentam médio potencial e áreas acima de 45º apresentam alto potencial. Diante disso, dividiu-se a declividade da área em 4 variáveis: áreas com inclinação entre 0,0045507% e 25,736202 % apresentaram nota 0 (baixo potencial); áreas com inclinação entre 25,736202 % e 40,786816% obtiveram nota 1 (médio potencial); áreas com inclinação entre 40,786816% e 59,72146% atribuiu-se nota 2 (alto potencial) e, por último, áreas com inclinação entre 59,72146% e 123,807945 apresentaram nota 3 (muito alto potencial).

Mapa 3: Declividade da área de estudo



As variáveis do mapa da classe altitude (Mapa 4) foram determinadas de acordo com Santos (2002), sendo que altitudes superiores a 1800 metros representam áreas de baixo potencial para implantação de corredores, enquanto que altitudes inferiores a 1800 metros representam áreas de alto potencial. Assim, dividiu-se a declividade em 4 variáveis: 679,16 a 834,46 m com nota 3 (muito alto potencial); 834,46 a 1011,50 m com nota 2 (alto potencial); 1011,50 a 1210,28 m e 1210,28 a 1471,19 m com notas 1 (médio potencial).

Mapa 4: Altitude da área de estudo



2.2.2 Elaboração do mapa de potencial ecológico

Após a determinação dos pesos e notas para cada classe e a confecção de cada mapa, gerou-se o mapa de conflito de áreas de potencial ecológico para implantação de corredores ecológicos utilizando as ferramentas *Analysis Tools* e *Spatial Analysis* do ArcGis 10.3

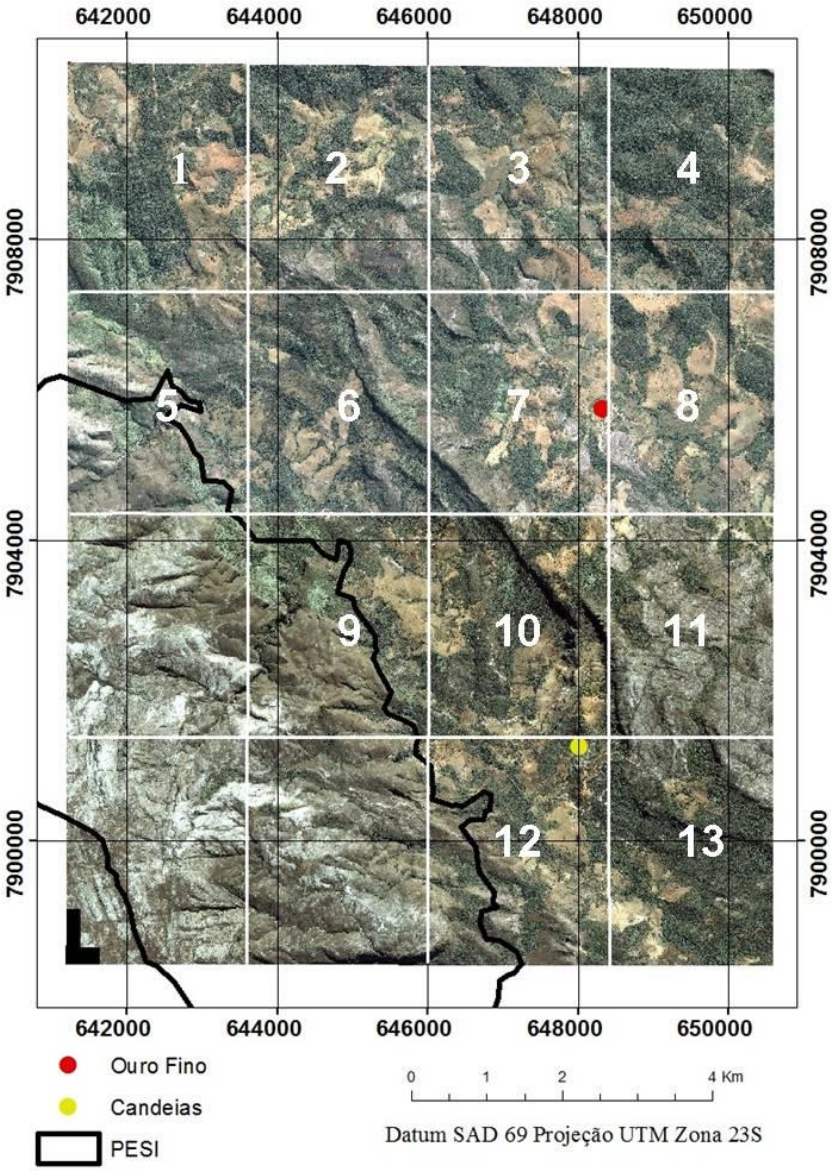
2.3 Estrutura da paisagem para implantação de corredores ecológicos

2.3.1 Métricas de paisagem

Para determinar as áreas estruturalmente favoráveis à implantação dos corredores ecológicos, foi necessário dividir a área em 13 subáreas (quadrantes) de aproximadamente 702,28 ha cada (Mapa 5). A estrutura da paisagem baseou-se na análise da configuração espacial de cada quadrante a partir do cálculo das métricas de paisagem no *software* Fragstats 4.2.

As métricas da paisagem selecionadas foram de acordo com Volatão (1998). São elas: a média da área do fragmento (ÁREA_MN), soma da borda total (TE), conectividade média entre os fragmentos (CONNECT_MN) e o formato médio dos fragmentos (SHAPE_MN). Todas estas métricas resultam em números singulares que são o motivo de serem categorizados como métricas, entretanto alguns cálculos são mais complexos e as métricas resultantes podem ter perímetros definidos em metros e áreas definidas em hectares (VOLATÃO, 1998).

Mapa 5- Delimitação da área de estudo em subáreas



Segundo Volatão (1998), a métrica área média dos fragmentos é uma das principais métricas para a seleção de áreas para corredores, e quanto maior o seu valor, mais apropriadas serão essas áreas. De acordo com Cabacinha et al. (2010), menores valores de TE indicam menor influência da borda. Usou-se uma distância de 100 metros para a borda, conforme o mesmo autor. Para a métrica CONNECT, segundo Escada (2011), valores diferentes de 0 significam que há conexão entre os fragmentos a uma certa distância, sendo que maiores valores indicam uma maior conexão entre eles. Os valores foram determinados a uma distância de 100 metros. Com relação ao formato dos fragmentos, SHAPES entre 1 e 2 apresentam forma circular, ideais para a conservação e implantação de corredores ecológicos (VOLATÃO, 1998).

De acordo com os valores encontrados, as subáreas (quadrantes) que apresentaram maiores valores de área média dos fragmentos (ÁREA_MN), menores valores do total de bordas (TE), maiores conectividade entre os fragmentos (CONNECT) e fragmentos com formatos médios (SHAPES) variando entre 1 e 2 apresentaram os maiores potenciais estruturais para a implantação dos corredores ecológicos. Diante disso, as subáreas (quadrantes) foram estruturalmente classificadas em potencial muito alto e potencial alto. Como todas as áreas apresentaram formas iguais e pouca diferença no valor médio da área dos fragmentos, indicado por valores abaixo de 5 ha, foi considerado para áreas de potencial estrutural muito alto as áreas com valores menores que 40 para a métrica TE e valores acima de 0,8 para a métrica CONNECT. Para o potencial estrutural alto, os valores considerados foram: menor que 41 para a métrica TE e acima de 0,7 para a métrica CONNECT.

2.4 Delimitação dos corredores ecológicos

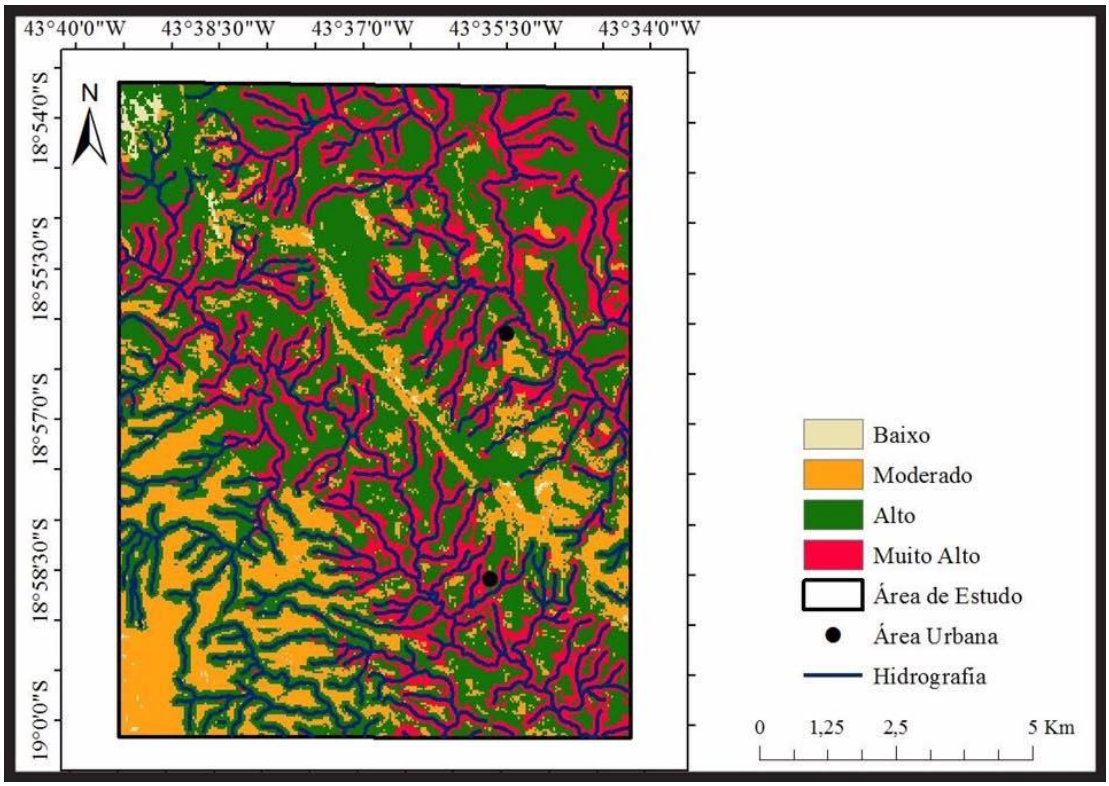
Áreas que apresentaram alto e muito alto potencial ecológico e estrutural foram delimitadas como áreas favoráveis à implantação dos corredores ecológicos. Após a delimitação das áreas, foi traçado um possível caminho para os corredores, ligando as áreas propícias ao Parque.

3 RESULTADOS

3.1 Definição das áreas ecologicamente favoráveis à implantação dos corredores ecológicos

De acordo com o mapa de potencial ecológico da área (Mapa 6), observa-se que áreas de potencial muito alto estão inseridas em áreas de vegetação nativa lenhosa arbórea e/ou arbustiva associadas aos cursos d'água com proximidade hidrográfica entre 92,40 m e 238,31 m, declividade entre 59,72146% e 123,807945 e altitude entre 679,16 e 812,723 m. Áreas de alto potencial estão em áreas de vegetação arbórea e/ou arbustiva associadas aos cursos d'água com proximidade entre 92,40 e 238,31 m, declividade entre 40,786816% e 59,72146% e altitude entre 812,723m e 958,705 m. Áreas de médio potencial encontram-se em áreas de vegetação herbácea, com declividade variando de 25,736202 % e 40,786816%, altitude entre 958,705m e 1104,685 m e proximidade hidrográfica de 238,31 a 1240,20 metros. Já as áreas de baixo ou sem potencial estão inseridas em áreas de solo exposto, em declividade 0,0045507% e 25,736202 %, altitudes de 1104,685 a 1471,192 m e não estão próximas aos corpos d'água.

Mapa 6: Potencial ecológico para implantação de corredores ecológicos no município de Conceição do Mato Dentro, Minas Gerais



3.2 Cálculo das métricas de paisagem para definição das áreas estruturalmente favoráveis à implantação dos corredores ecológicos.

Como observado na Tabela 1, todas as subáreas (quadrantes) apresentaram médias das áreas dos fragmentos semelhantes, variando entre 0,1 e 0,2 e SHAPES igual a 1, indicando que a média do tamanho dos fragmentos da paisagem foi representada por fragmentos pequenos e de formato irregulares. Considerando o total de bordas menor que 41 e a conectividade maior que 0,7, observa-se pela Tabela 1 que as subáreas (quadrantes) 1,4,5,6,10 e 13 são áreas de alto potencial estrutural para a implantação de corredores ecológicos. Para a análise de áreas de potencial estrutural muito alto, com total de bordas menor que 40 e conectividade maior que 0,8, verificou-se pela Tabela 1 que as subáreas (quadrantes) são de números 1,3 e 4.

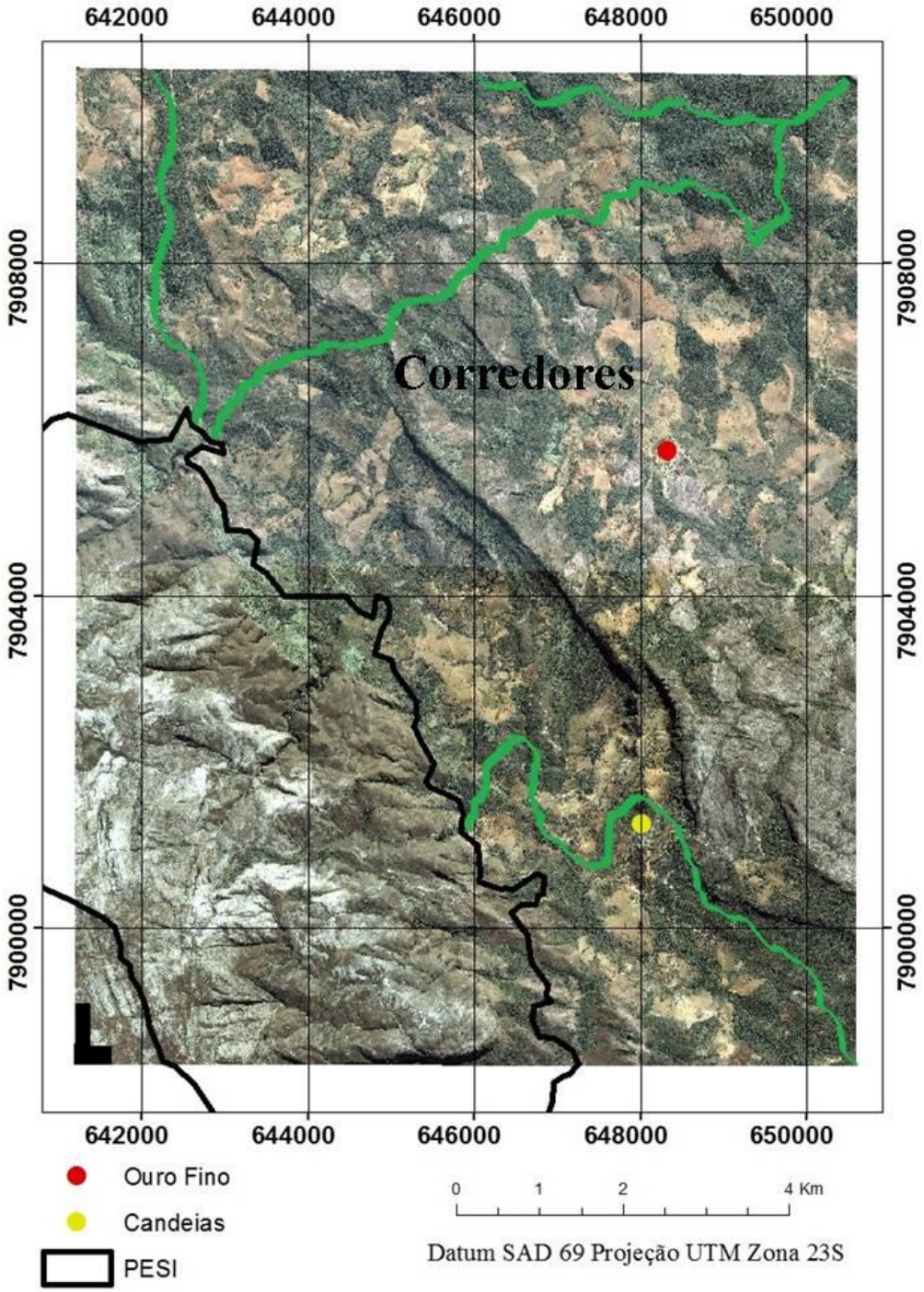
Tabela1- Métricas de paisagem nas subáreas de estudo

Métricas / Quadrantes	AREA_MN (HA)	SHAPE	TE	CONNECT
1	0.1101	1.0000	376260.0	0.9169
2	0.1017	1.0000	460710.0	0.7627
3	0.1038	1.0000	431280.0	0.9219
4	0.1256	1.0000	381630.0	0.8634
5	0.1073	1.0000	405750.0	0.7719
6	0.1030	1.0000	403020.0	0.7615
7	0.1062	1.0000	446100.0	0.6768
8	0.1124	1.0000	415890.0	0.7514
9	0.1241	1.0000	410970.0	0.7831
10	0.1037	1.0000	404870.0	0.7959
11	0.1139	1.0000	385290.0	0.6895
12	0.1052	1.0000	397350.0	0.6616
13	0.1175	1.0000	367950.0	0.9762

3.3 Implantação dos corredores ecológicos nas áreas potenciais

De acordo com o potencial ecológico e estrutural da paisagem, as áreas definidas para a implantação de corredores ecológicos compreenderam os quadrantes 1, 3, 4, 5, 6, 10 e 13. Os corredores foram traçados entre as áreas potenciais e conectados ao Parque indicando as áreas prioritárias para a conservação (mapa 7).

Mapa 7- Definição de áreas para a implantação dos corredores ecológicos



4 DISCUSSÃO

A análise do potencial ecológico da área de estudo demonstrou que as áreas prioritárias à conservação, assim estabelecidas para se conectarem ao PESI através da implantação dos corredores ecológicos, compreenderam áreas de vegetação nativa arbórea e arbustiva próxima aos cursos d'água, com declividades acima de 45º e de menores altitudes.

Quase 65% da área total (64,72%) é constituída por vegetação arbórea e arbustiva, representando um meio estável de cobertura vegetal, o que reduz gastos com a recuperação de áreas para a implantação dos corredores. Conforme Metzger (1998), quando a cobertura florestal está abaixo do limiar de 30%, o processo de degradação é intenso indicando que todos os remanescentes têm relevância para a conservação. Toda essa vegetação está associada à presença dos corpos d'água na área de estudo, o que torna essas áreas importantes para a conservação do ponto de vista ecológico, pois a vegetação ripária contribui para o equilíbrio do ambiente e da resiliência da microbacia hidrográfica (LAPOLA; FOWLER, 2008).

Em sua integridade, o ecossistema ripário inclui a dinâmica da zona ripária, sua vegetação e suas interações e promove a geração do escoamento direto em microbacias, o aumento da capacidade de armazenamento, a manutenção da qualidade da água (efeito-tampão), a garantia da estabilidade das margens dos rios, o equilíbrio térmico da água e a formação de corredores ecológicos (ATTANASIO et al., 2012). Além disso, áreas mais próximas aos corpos d'água são mais propícias à recomposição devido à água ser um fator essencial à fauna, enquanto que áreas de mata nativa são mais favoráveis à recomposição, pois aumentam a continuidade da vegetação natural aumentando o fluxo genético, além de facilitar o deslocamento da fauna local (FERRAZ; VETTORAZZI, 2003).

De acordo com a resolução número 303 do CONAMA, encostas com declividade superior a 45º são consideradas Áreas de Preservação Permanente (APP's). Na área de estudo, essas encostas formadas por estrato lenhoso arbóreo e/ou arbustivo são encontradas associadas aos corpos d'água e são consideradas áreas importantes para a implantação dos corredores, pois as APPs ao longo de curso d'água são vitais para o controle da erosão do solo e da qualidade da água, já que garantem a estabilização das margens dos rios e evitam o acúmulo de sedimento nos corpos d'água provenientes das partes mais altas do terreno (EUGÊNIO et al., 2011). Em função da conservação da biodiversidade, as APP's propiciam o fluxo gênico das espécies e, por se situarem próximas a áreas ripárias e em elevadas altitudes, apresentam características ambientais como clima e geomorfologia diferentes de áreas mais

distantes dos cursos d'água, garantindo, assim, o melhor desenvolvimento da vegetação nativa, já que a composição arbórea-arbustiva muda em função da distância do leito do rio, sendo as diferenças mais bruscas nos primeiros 10 a 20 metros (METZGER, 2010).

A altitude da área de estudo variou de 679,16 metros a 1471,19 metros, o que indica ser um terreno relativamente inclinado. Em vista disso, para a classe altitude, as áreas que apresentaram menor intervalo de variação eram consideradas as áreas de maior potencial para a implantação dos corredores. Os campos rupestres do Cerrado por estarem situados em ambiente rupestre, ou seja, em altitudes elevadas e sobre afloramentos rochosos (PINTO et al., 2009), geralmente, apresentam solos sujeitos a fortes enxurradas, períodos de alagamento durante a estação chuvosa, bem como déficit hídrico na estação seca (BENITES et al., 2003). Já para as áreas de Mata Atlântica, a altitude tem um maior efeito sobre a composição florística e não na estrutura da floresta e diversidade das espécies (MORENO et al., 2002).

Vários são os estudos sobre dinâmica da vegetação em comunidades secundárias no Brasil, entretanto a grande maioria aborda sobre o componente arbóreo – arbustivo e poucos sobre o componente herbáceo-subarbustivo (SILVA, et al., 2009). Segundo Muller e Waechter (1991), existe uma grande diferença na composição e estrutura fitossociologica do componente herbáceo, quando comparado com o estrato arbóreo-arbustivo, quanto ao número de espécies, diversidade e cobertura vegetal, o que torna essas áreas de médio potencial ecológico para a conservação quando comparada com as demais.

A presença da vegetação herbácea na área de estudo é representada pelas espécies nativas e exóticas. A invasão de espécies exóticas se deve à presença da agropecuária e deve ser controlada para manter a presença das espécies nativas, já que as gramíneas exóticas podem prejudicar o estabelecimento e desenvolvimento das espécies nativas devido à competição entre elas por recurso nutricional do solo e, assim, causar mudança na morfofisiologia vegetal e na quantidade e qualidade dos nutrientes absorvidos pela planta (PIRES et al., 2012). Já as gramíneas nativas são essenciais para a diversidade de florestas fragmentadas, pois atuam como fonte de propágulos na regeneração florestal (SILVA et al., 2009). Portanto, devido à presença de espécies exóticas e pela necessidade de investimentos em projetos de recuperação que controle a invasão das espécies exóticas, as áreas compreendidas pela presença de herbáceas apresentaram potencial ecológico médio para a implantação de corredores ecológicos.

As áreas que apresentam baixo potencial para a implantação de corredores ecológicos são assim consideradas principalmente por serem áreas de solo exposto e mais distantes dos corpos d'água. Apenas 9,5% da área total apresenta solo exposto, o que torna a

área ecologicamente favorável para a conservação do Cerrado e da Mata Atlântica. Quando o solo se encontra impactado, dependendo da intensidade de retirada da cobertura vegetal, a área pode ou não ser recuperada (RODRIGUES et al., 2006). No caso da área de estudo, como o solo está muito degradado, o ambiente perdeu sua capacidade de regeneração e não pode ser recuperado (CORRÊA; MELO, 1998).

O resultado do presente trabalho coincidiu com os resultados apresentados por Araújo e Carvalho (2013), no estudo sobre a análise de áreas potencialmente ecológicas para a implantação de corredores ecológicos na região da Serra do Curral. Áreas com alto potencial ecológico não foram antropizadas e localizavam-se próximas às Unidades de Conservação da região, enquanto que as áreas de baixo potencial ecológico constituíam áreas antropizadas e de vegetação rasteira.

A análise da estrutura da paisagem resultou em áreas com fragmentos pequenos e irregulares, de baixa conectividade - e com efeitos de borda. Este resultado explica a definição de apenas sete áreas potencialmente estruturadas para a implantação dos corredores ecológicos. Segundo Landgraf (2010), a redução do tamanho do fragmento, o isolamento e o efeito de borda são os principais fatores que atuam na mudança da estrutura de uma paisagem pois afetam o movimento, presença, abundância, diversidade, dispersão e colonização das espécies.

O presente estudo referiu-se a uma área de 11.236,5132 ha distribuídos em fragmentos pequenos, com áreas abaixo de 5 hectares e média de área variando de 0.1017 a 0.1256. A dimensão de um fragmento é de extrema importância para a conservação de uma paisagem, pois existe uma forte relação entre a dimensão dos fragmentos e a persistência das espécies que nela habitam em que quanto menor a área, menor o número de espécies devido o aumento de fatores externos sobre ela (ALMEIDA, 2008). Portanto, esses fragmentos não são considerados estruturalmente favoráveis à conservação, pois sob a influência dos efeitos externos podem reduzir ainda mais a área da população (PEREIRA et al., 2007). De acordo com Kageyama e Gandara (1998), a redução da população remanescente consequentemente favorece a perda de variação genética por deriva genética, o que significa ter as freqências de seus genes afastadas daquelas da população original, o que pode gerar endogamia decorrente da maior probabilidade de autofecundação e acasalamento entre indivíduos aparentados.

De acordo com a teoria da “Biogeografia de ilhas”, proposta por R. H. MacArthur e E. O. Wilson, em 1960, manchas isoladas tendem à perda da diversidade de espécies. Segundo essa teoria, existe uma relação entre o tamanho de ilhas oceânicas e o número de espécies nela presentes em que o número de espécies de uma ilha mantém o equilíbrio entre a

colonização por novas espécies e a extinção de espécies já estabelecidas, ou seja, imigração e extinção. A taxa de imigração está relacionada à distância das ilhas, enquanto que a taxa de extinção estaria relacionada à quantidade de habitats e recursos disponíveis (MACARTHUR; WILSON, 1967).

Assim como ocorre na teoria de ilhas, o número de espécies encontradas nos fragmentos depende dos tamanhos de cada um e da distância entre eles. Segundo Rambaldi e Oliveira (2003), a perda de espécies em áreas fragmentadas ocorre principalmente naqueles fragmentos menores e mais isolados, em que as populações ficam mais vulneráveis à extinção. Entretanto, dentro do contexto dos corredores ecológicos, fragmentos pequenos dispersos na matriz podem ser importantes, uma vez que estes podem facilitar o deslocamento de animais, bem como contribuir para a recolonização de áreas no processo natural de regeneração (MUCHAILH, 2010). Pode se dizer então que a dominância de fragmentos pequenos na área de estudo pode favorecer o processo de implantação dos corredores ecológicos.

Há uma relação entre o tamanho da área e a conectividade dos fragmentos em que a conectividade dos habitats, definida como o grau de facilidade ou impedimento que a paisagem oferece ao deslocamento das espécies entre os fragmentos, varia de acordo com a permeabilidade às espécies e o uso e ocupação do solo (FIDALGO et al., 2007). Medina e Vieira (2007) consideram a conectividade um elemento vital da paisagem, já que garante a sobrevivência e a dinâmica da população.

De acordo com a análise da área de estudo, tem-se que as subáreas (quadrantes) que apresentam uma maior média da conectividade apresentaram seus fragmentos mais próximos um dos outros e, portanto, favoreceram a estrutural da paisagem para a conservação e implantação dos corredores ecológicos. Isso se deve ao fato de que áreas que apresentam fragmentos menos isolados garantem o fluxo genético entre as populações, aumentando o potencial de dispersão e colonização de uma espécie (TAYLOR et al., 1993). Áreas com menor potencial estrutural apresentaram menor conectividade, pois o maior isolamento ao limitar a dispersão das espécies reduz o fluxo genético, o que pode ocasionar endocruzamento e perda da diversidade (GIBBS, 2001). Além disso, deve-se considerar que a maioria dos fragmentos são pequenos e populações isoladas em fragmentos muito pequenos terão uma persistência ainda mais reduzida, devido à redução do tamanho populacional e aos efeitos dos processos estocásticos (MEDINA; VIEIRA, 2007).

O efeito de borda atua negativamente sobre a biodiversidade, pois altera as características abióticas como radiação solar, microclima, umidade do solo, vento, entre

outros, além de exercer efeitos bióticos diretos (regeneração, aumento na densidade de árvores, maior mortalidade) e efeitos bióticos indiretos (competição, predação, herbivoria e alterações na composição das espécies) (LIMA-RIBEIRO, 2008). Em uma floresta fragmentada, os fragmentos apresentam estrutura espacial diferente, afetando a composição das espécies em suas bordas (HERMANN et al., 2005).

O efeito de borda na área de estudo é conseqência da fragmentação e esta, por sua vez, é causada pela introdução de espécies exóticas, pastagem e cultivos agrícolas. O fragmento em contato com a área antropizada cria essa borda que interfere no processo de conservação da mesma (RODRIGUES, 1998). Áreas que apresentaram uma média maior para total de bordas foram mais influenciadas pelo efeito de borda e mais susceptíveis aos fatores externos. Segundo Paciência e Prado (2004), áreas fragmentadas com um número maior de bordas podem levar uma redução no número de espécies regionais e, assim, afetar a conservação dessas áreas. Além disso, de acordo com Matlack (1994), a extensão da área da borda é um fator crítico para a existência de um habitat de interior em fragmentos florestais.

No início da fragmentação de habitat, não há diferenças entre o interior da floresta e a borda recém-formada, entretanto nos dois primeiros anos, após a criação da borda, há um elevado aumento na taxa de mortalidade, fazendo que haja uma redução da densidade de espécies na borda, favorecendo a recolonização com espécies pioneiras que, juntamente com outras espécies, promovem uma maior densidade de espécies na borda e exclusão de espécies nativas (SANTIAGO et al., 2007). De acordo com Machado et al. (2005), o efeito de borda pode ainda alterar a estrutura de áreas de mata, devido às bordas mais expostas aumentarem a entrada de luz, favorecendo a proliferação de árvores de pequeno porte, enquanto que as bordas de fragmentos inferiores podem ter menos exposição a luz e vento. Particularmente na área de estudo, o efeito de borda pode alterar ainda mais a estrutura da paisagem, pois em fragmentos pequenos, a diferença microambiental entre a borda e o interior é ainda menor, levando, portanto, a uma menor diferenciação florística entre a borda e o interior (SANTIAGO et al., 2007).

Cabacinha et al. (2010), afirmam que fragmentos mais circulares são menos alongados e menos influenciados pelo efeito de borda, entretanto a maioria dos fragmentos, dentre as áreas definidas para a implantação dos corredores ecológicos, apresentaram o formato quadrado. Portanto, mesmo que sete áreas forem potencialmente estruturadas para a implantação dos corredores ecológicos, todas elas, por apresentarem fragmentos mais alongados, estão sob o efeito de borda e consequentemente suscetível à fatores externos indicando, assim, a fragilidade estrutural da área para a conservação. Áreas que possuem

formato circular minimizam a relação área – borda e o centro dessas áreas encontra-se mais afastado da borda quando comparado às formas alongadas e, assim, quanto mais recortado for o fragmento, maior será a área de contato com a matriz da floresta, e quanto maior a área de contato, maior o efeito de borda (SANTIAGO et al., 2007).

Muchailh et al. (2009), também constatou em seu trabalho sobre metodologia de planejamento de paisagens fragmentadas visando à formação de corredores ecológicos, que áreas de baixo potencial estrutural não favorecem a implantação de corredores ecológicos. Segundo o autor, os padrões abióticos considerados número e tamanho dos fragmentos, densidade dos fragmentos e conectividade determinaram um elevado grau de fragilidade das áreas, indicando a necessidade emergencial de conservação para a estabilidade e equilíbrio do habitat.

5 CONCLUSÃO

O estudo mostrou a importância e necessidade do planejamento ecológico e estrutural para a implantação de práticas conservacionistas que visam garantir a estabilidade e qualidade da biodiversidade. A compreensão da estrutura da paisagem visou o restabelecimento da conectividade entre os fragmentos, enquanto que a compreensão ecológica da paisagem visou a integração dos fatores bióticos e, assim, o equilíbrio da comunidade como um todo.

A implantação dos corredores ecológicos favorecerá a conservação da área, pois atuará na qualidade ambiental pela manutenção da cobertura florestal do Cerrado e Mata Atlântica, dois importantes domínios florestais brasileiros.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALHO, C. J. R. Desafios para a conservação do cerrado, em face das atuais tendências de uso e ocupaçao. In: SCARIOT, A.; SOUSA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (org.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília: MMA, 2005. p. 376-381.

ALMEIDA, C. G. 2008. 37f. **Análise espacial dos fragmentos florestais na área do Parque Nacional dos Campos Gerais, Paraná.** Dissertação (mestrado) – Departamento de Geociências - Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2008.

ANJOS, H. O. 2008. 78f. **Avaliação de riscos ambientais na delimitação de áreas potenciais para corredores ecológicos na Sub- bacia hidrográfica do Rio das Almas (Goiás).** Tese (doutorado em Ciências Florestais) – Universidade de Brasília, Brasília.

ARAÚJO, B. D.; CARVALHO, G. A. Avaliação de áreas para corredores ecológicos na região da Serra do Curral – RMBH, com o apoio de geotecnologias. In. Seminário de Áreas de preservação Permanente Urbana, n.2, 2012, Natal. **Anais do Seminário Nacional de Áreas de Preservação Permanente em Meio Urbano,** 2013.

ATTANASIO, C. M.; GANDOLFI, S.; ZAKIA, M. J. B.; JUNIOR, J. C. T. V.; LIMA, W. P. A importância das áreas ripárias para a sustentabilidade hidrológica do uso da terra em microbacias hidrográficas. **Bragantia**, v. 71, n. 4, p. 493-501, Campinas, 2012.

BENITES, V. M.; CAIAFA, A. N.; MENDONÇA, E. S.; SCHAEFER, C. E ; KER, J. C. Solos e vegetação nos complexos rupestres de altitude da Mantiqueira e do Espinhaço. **Floresta e Ambiente,** v. 10, p. 76-85, 2003.

CABACINHA, C. D.; CASTRO, S. S.; GONÇALVES, D. A. Análise da estrutura da paisagem da alta bacia do rio Araguaia na savana brasileira. **Floresta**, Curitiba, v. 40, n. 4, p. 675-690, 2010.

CEMIN, G. 2014. 61f. **Avaliação da fragmentação florestal no município de Caxias do Sul-RS: Implicações ecológicas e proposição de cenários futuros**. Tese (doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto - Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução nº 303, de 20 de março de 2002. Disponível em http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res96/res0996.html. Acesso em 13 jul. 2016.

CORRÊA, R. S.; MELO, B. F. Ecologia da revegetação em áreas escavadas. In: Corrêa, R. S.; Melo, B. F. (ed.). **Ecologia e recuperação de áreas degradadas no Cerrado.** Brasília: Paralelo 15, p. 65-99, 1998.

DEBINSKI, D. M.; HOLT, R. D. A Survey and Overview of Habitat Fragmentation Experiments. **Conservation Biology**, v. 14, n. 2, p. 342-355, 2000.

ESCADA, M. I. **Padrões e Processos em Dinâmica de uso e Cobertura da Terra. Análise das Métricas de Paisagem através do Fragstats**, 2011.

EUGENIO, F. C.; SANTOS, A. R.; LOUZADA, R. O.; PIMENTEL, L. B.; MOULIN, J. V. Identificação de Áreas de Preservação Permanente no município de Alegre utilizando geotecnologia. **Cerne,** v. 17, n. 4, p. 563-571, Lavras, 2011.

FIDALGO, E. C. C.; BENITES, V. M.; MACHADO, P. L. O. DE A.; MADARI, B. E.; COELHO, M. R.; MOURA, I. B. DE; LIMA, C. X. Estoque de carbono nos solos do Brasil. **Boletim Embrapa de Pesquisa e Desenvolvimento**, v. 121, p. 27, 2007.

FERRAZ, S. F. B.; VETTORAZZI, C. A. Identificação de áreas para recomposição florestal com base em princípios de ecologia de paisagem. **Árvore**, v. 27, n. 4, p. 575-583, Viçosa, 2003.

GIBBS, J. P; Demography versus habitat fragmentation as determinants of genetic variation in wild population. **Biological conservation**. v. 100, p. 15-21, 2001.

HERMANN, B. C.; RODRIGUES, E.; LIMA, A. A paisagem como condicionadora de bordas de fragmentos florestais. **Floresta**, v. 35, n. 1, p. 13-22, Curitiba, 2005.

HONRADO, J.; GONÇALVES, J.;. LOMBA, A.; VICENTE, J. Ecologia da paisagem e biodiversidade: da investigação à gestão e à conservação. **Ecologia**, v. 5, n. 3, p. 36-51, 2012.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. Consequências genéticas da fragmentação sobre populações de espécies arbóreas. **Série Técnica Ipef** v. 12, n. 32, p. 65-70, São Paulo, 1998.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. Klimate der Erde. **Gotha**: Verlag, 1928. (Wall-map 150 cm x 200 cm)

LANDGRAF, G. O. 2010. 100f. **Influência da estrutura da paisagem, área e forma de fragmentos florestais sobre a razão borda/área e diversidade de espécies arbóreas.** Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2010.

LAPOLA, D. M.; FOWLER, H. G. Questioning the implementation of habitat corridors: a case study in interior São Paulo using ants as bioindicators. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 1, p. 11-20, 2008.

LIMA-RIBEIRO, M. S. Efeitos de borda sobre a vegetação e estruturação populacional em fragmentos de Cerradão no Sudoeste Goiano, Brasil. **Acta botânica brasílica**. v. 22, n. 2, p. 535-545, 2008.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University Press, p. 203, 1967.

MACHADO, E. L. M**.** 2005. 58f. **Heterogeneidade espacial e temporal em um fragmento de floresta estacional em Lavras, MG.** Dissertação (mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras.

MATLACK, G. R. Vegetation dynamics of the forest edge – trends in space and successional time. **Journal of ecology**, v. 82, p. 113- 213, 1994.

MEDINA, G. F.; VIEIRA, M. V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo – paisagem. **Oecol. Brasil**, v. 14, n. 4, p. 493-501, Rio de Janeiro, 2007.

METZGER, J. P.; GOLDENBERG, R.; BERNACCI, L. C. Diversidade e estrutura de fragmentos de mata de várzea e de mata mesófila semidecídua submontana do rio Jacaré-Pepira (SP). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 21, p. 321-330, 1998.

METZGER, J. P. O Código Florestal tem base científica? **Natureza & Conservação,** v. 8, n. 1, p. 1-5, São Paulo, 2010.

MORENO, M. R.; NASCIMENTO, M. T.; KURTZ, B. C. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo em duas zonas altitudinais na Mata Atlântica de encosta da região do Imbé, RJ.**Acta Bot. Brasileira**, v. 17, Rio de Janeiro, 2003.

MUCHAILH, M. C.; RODERJAN, C. V.; CAMPOS, J. B.; MACHADO, A. L. T.; CURCIO, G. R. Metodologia de planejamento de paisagens fragmentadas visando a formação de corredores ecológicos. **Floresta**, v. 40, n. 1, p. 147-162, Curitiba, 2010.

MULLER, S. C.; WAECHTER, J. L. Estrutura sinusial dos componentes herbáceo e arbustivo de uma floresta costeira subtropical. **Brasil. Bot**, v. 24, n. 4, p. 395-406, 2001.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; Kent, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 24, p. 853-858, Oxford, 2000.

NEVES, C. E.; MACHADO, G.; HIRATA, C. A.; Stipp, N. A. F. A importância dos geossistemas na pesquisa geográfica: uma análise a partir da correlação com o ecossistema. **Soc. & Nat**., v. 26, n. 2, p. 271-285, Uberlândia, 2014.

PACIENCIA, M. L. B.; PRADO, J. Efeitos de borda sobre a comunidade de pteridófitas na Mata Atlântica da região de Una, sul da Bahia, Brasil. **Brasil. Bot**.,v. 27, n. 4, p. 641-653, 2004.

PELLEGRINO, P. R. M., GUEDES, P. P., PIRILLO, F. C., FERNANDES, S. A. A paisagem da borda: uma estratégia para condução das águas, da biodiversidade e das pessoas. In: COSTA, L. M. S. A. (eds.) **Rios e Paisagens Urbanas em cidades brasileiras**. Rio de Janeiro: Viana e Mosley: Ed. PROURB, p. 57 -76, 2006.

PEREIRA, M. A. S.; NEVES, N. A. G. S.; FIGUEIREDO, D. F. Considerações sobre a fragmentação territorial e as redes de corredores ecológicos. **Geografia**, v. 16, n. 2, Londrina, 2007.

PINTO, J. R. R.; LENZA, E.; PINTO, A. S. Composição florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em um cerrado rupestre, Cocalzinho de Goiás, Goiás. **Brasil. Bot**. v. 32, n. 1, p. 1-10, 2009.

PINTO, L. P.; BEDE, L.; PAESE, A.; FONSECA, M.; PAGLIA, A.; LAMAS, I. Mata Atlântica Brasileira: os desafios para a conservação da biodiversidade de um hotspot mundial. In: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; SLUYS,M. V.; ALVES, M. A. S. **Biologia da conservação: essências**.1º edição. São Carlos: Brochura. Cap. 4, 2006. p. 91-118.

PIRES, A. C. V.; PEREIRA, S. R.; FERNANDES, G. W.; OKI, Y. Efeito de *Brachiaria decumbens* na herbivoria e no desenvolvimento de duas leguminosas nativas de cerrado. **Planta Daninha**, v. 30, n. 4, p. 737-746, 2012.

RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (orgs.). Fragmentação de Ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. In. RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. **Embrapa Arroz e Feijão (CNPAF)** Brasília: Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 508 p, 2003.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma cerrado. In: SANO S. M.; ALMEIDA S. P. (Eds.). **Cerrado: ambiente e flora.** Planaltina: Embrapa-cpac, p. 89-168, 1998.

RIZZINI, C. T. Nota prévia sobre a divisão fitogeográfica (florístico-sociológica) do Brasil. Revista Brasileira de Geografia, v. 25, n. 1, p. 3-64, 1963.

RODRIGUES, E. Efeito de bordas em fragmentos de florestal. **Cad. Biodivers**, v. 1 n. 2, 1998.

RODRIGUES, G. B.; MALTONI, K. L.; CASSIOLATO, A. M. R. Dinâmica da regeneração do subsolo de áreas degradadas dentro do bioma Cerrado. **Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental,** v. 11, n. 1, p. 73–80, Campina Grande, 2006.

SANTIAGO, B. S.; REZENDE, R. F.; FERREIRA**,** C. C. M**.** Reserva Biológica Municipal de Poço D'Anta, Juiz de Fora/MG - aspectos da fragmentação de habitat e efeito de borda. **Gaia Scientia**, v. 1, n. 1, p. 53-66, Juiz de Fora, 2007.

SANTOS, J. S. A. M. 2002. 88f. **Análise da paisagem de um corredor ecológico na Serra da Mantiqueira**. Dissertação (mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos.

SEOANE, C. E. S; DIAS, V. S; SANTOS, T. L; FROUFE, L. C. M. Corredores ecológicos como ferramentas para a desfragmentação de florestas tropicais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 63, p. 207-216, Curitiba, 2010.

SILVA, F. M.; SCHERER, A.; BAPTISTA, L. R. M. Diversidade e estrutura do componente herbáceo-subarbustivo em vegetação secundária de Floresta Atlântica no sul do Brasil. **Bras. Bioci**, v. 7, n. 1, p. 53-65, Porto Alegre, 2009.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v. 68, n. 3, 1993.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro, 123p, 1991.

VERES, Q. J. I. 2012. 55f. **Fitossociologia, dinâmica e biomassa de um fragmento da floresta Estacional Semidecidual – Paraná**. Dissertação (mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Estadual do Centro – Oeste, Paraná.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica**, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

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