

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL**  
**CENTRO ESTADUAL DE PESQUISAS EM SENSORIAMENTO**  
**REMOTO E METEOROLOGIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SENSORIAMENTO**  
**REMOTO**

**DIANA FIORI**

**IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO**  
**NA SUB-BACIA DO ARROIO-RETIRO – RS.**

**Porto Alegre**

**2016**

**DIANA FIORI**

**IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO NA SUB-  
BACIA DO ARROIO-RETIRO – RS.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, Área de Concentração em Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento aplicado aos recursos naturais e ao meio ambiente da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Sensoriamento Remoto.

**Orientadora:** Dra. Dejanira Luderitz  
Saldanha

**Banca examinadora:**

Gisele Cemin

Eduardo Périco

Laurindo Antônio Guasselli

**Porto Alegre**

**2016**

Dedico este trabalho a minha sobrinha e afilhada Manuele, alegria da minha vida e melhor presente que recebi até hoje. Dedico também, a todos aqueles que de alguma forma estiveram e estão próximos, acompanhando meus momentos de batalha para conseguir realizar este sonho. Obrigada a todos.

## AGRADECIMENTOS

Ao longo dos últimos anos de minha vida, na constante busca para obter conhecimento e alcançar sonhos gradativamente mais altos, muitas pessoas se tornaram importantes nesta jornada. Sabemos o quanto é difícil chegar ao final de um mestrado, superar as distâncias, o cansaço e principalmente, manter o objetivo de buscar que o amanhã seja melhor que o hoje. Desta forma, deixo aqui registrado este agradecimento, porém, o que foi feito jamais será esquecido da minha parte:

À Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e ao Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto pela formação profissional.

Ao CNPq, pela bolsa de mestrado.

Aos colegas de mestrado, por compartilharem amizade, histórias, conquistas e muita troca de conhecimento.

A minha orientadora Dejanira Luderitz Saldanha, que confiou em meu trabalho e sempre esteve de braços abertos para acolher minhas inseguranças e alavancar meus sonhos. Obrigada por todas as contribuições e conselhos durante estes anos de convivência.

A minha orientadora da UCS e amiga Gisele Cemin, que nunca poupou esforços para auxiliar no que fosse necessário e sempre me estimulou a buscar novos conhecimentos. Nunca serei capaz de retribuir tudo que fizestes por mim. Desejo do fundo do meu coração que Deus lhe abençoe e seja imensamente feliz.

Aos meus colegas de TopMine Serra Serviços de Engenharia - Rodrigo, Bruna, Maicon, Robson e Daniela - pela constante troca de conhecimento e apoio em todos os momentos.

À minha família, principalmente meus avós paternos, Liseo e Iracema, que sempre estiveram ao meu lado, me apoiando e incentivando para saltos cada vez mais altos.

Aos meus pais, a minha irmã Luana, meu cunhado Norberto e a minha pequena Manuele pelo apoio incondicional. Sem vocês, nada disso teria sido possível. Meu amor por vocês é infinito.

A minha amiga-irmã Tamiris Cielo, por estar ao meu lado em todos os momentos e permanecer em minha vida quando nossos caminhos andaram por vias diferentes. Me sinto imensamente grata por ter a sua amizade e sei que ela será eterna.

A minha amiga Daniela Laís Mombach pelas horas e horas de conversa e por estar ao meu lado em muitos momentos difíceis em tão pouco tempo de convivência. Torço imensamente para que tenhas todo o sucesso e felicidade que merece, pois és muito especial.

Ao meu amigo e ex-namorado Júlian Pertile, por todo auxílio nestes anos de estudo, pelas diversas saídas a campo em que me fizestes companhia e as incontáveis colaborações em tudo que precisei durante o período em que permanecemos juntos. Obrigada por tudo.

E a todos aqueles que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho e me incentivaram a sempre ir à busca de conhecimento.

A todos vocês, o meu muito obrigado.

## RESUMO

Muitos dos severos impactos causados ao ambiente nos dias atuais estão intimamente relacionados com a total ou parcial retirada da cobertura vegetal nativa do solo. Com o crescimento acelerado da população humana, a vegetação nativa bem como outros recursos naturais está sofrendo uma crescente pressão. Esta, por sua vez, influencia diretamente a perda e fragmentação de habitats, repercutindo em danos significativos na biodiversidade local e regional. Nestas condições, a sub-bacia hidrográfica do arroio Retiro, localizada nos municípios de Veranópolis, Vila Flores, Cotiporã e Nova Prata, estado do Rio Grande do Sul, apresenta grande fragmentação florestal, principalmente em função do elevado nível de desmatamento para fins agropecuários e para a silvicultura. O arroio Retiro possui grande importância devido ao seu potencial hídrico, sendo ele o maior fornecedor de água potável para os municípios do entorno. A sub-bacia hidrográfica está inserida em sua totalidade no Bioma Mata Atlântica, mais especificamente na região fitoecológica denominada Floresta Ombrófila Mista (FOM). Desta forma, este estudo tem o objetivo de analisar temporalmente a estrutura da paisagem da sub-bacia do Arroio Retiro e identificar as áreas prioritárias à conservação, por meio de análise multicritério enfocando características ideais para o incremento da biodiversidade local e regional. Para a análise da estrutura da paisagem foram utilizadas séries temporais do satélite Landsat 5 e 8, além de índices de ecologia de paisagem. Para a identificação de áreas prioritárias foi utilizada a abordagem multicriterial, através do Método de Média Ponderada Ordenada, para a combinação dos fatores. Os fatores utilizados são: proximidade a cobertura florestal; proximidade aos fragmentos de maior área nuclear; proximidade à rede hidrográfica; distância aos centros urbanos; distância a malha viária e distância aos processos de mineração existentes. Os mapas de prioridades foram reclassificados de maneira a apresentar cinco classes de prioridades: muito baixa, baixa, média, alta e muito alta. Em relação à fragmentação, a sub-bacia apresentou melhoras entre os anos de 1990 para 2005, com diminuição de fragmentos e acréscimo de áreas para os já existentes. Após 2005, houve um intenso processo de fragmentação, onde novos pequenos fragmentos foram criados e alguns fragmentos maiores obtiveram incremento de áreas. Este dado é comprovado pelo aumento de 11,61 km<sup>2</sup> na classe de mata nativa e pelo surgimento de 119 fragmentos a mais que em 1990. Em relação ao maior fragmento da paisagem, este contava com 3275 há em 1990 e passou para 5003 há em 2016. A área nuclear deste fragmento também teve incremento, estando com 2473.47 há em 1990 e passando para 3745.62 há em 2016. A maior parte das áreas

de maior prioridade foram escolhidas simultaneamente próximas aos melhores fragmentos em relação as suas áreas nucleares e além de estarem próximos a rede hidrográfica. O mapa de áreas prioritárias para conservação que mais se adaptou a área foi o de risco alto, devido as suas características. Desta forma, a abordagem multicriterial bem como o método da média ponderada ordenada, foi eficiente para a definição de áreas prioritárias para a conservação, utilizando pesos de compensação e ordenação.

**Palavras chave:** sensoriamento remoto; áreas prioritárias; ecologia de paisagem.

## ABSTRACT

Many of the severe impacts on the environment nowadays are closely related to the total or partial remove of native ground vegetation. With the accelerated growth of human population, the native vegetation as other natural resources are suffering increasing pressure. And this, in turn, directly influences the lost and fragmentation of habitats, reflecting in significant damages to local and regional biodiversity. In this conditions, the hydrographic mycro-basin of the Arroio Retiro, located in the cities of Veranópolis, Vila Flores, Cotiporã and Nova Prata, at Rio Grande do Sul State, has a big forest fragmentation, mainly in function of the high level of deforestation for agriculture and sylviculture. Arroio Retiro has a big value due to its water potencial, being the biggest drinking water provider to the cities surrounding. The hydrographic mycro-basin is included in its totality at Mata Atlântica Biome, more specifically in the phytoecological region called Mixed Rain Forest (MRF). By this way, this search has the purpose of analyze temporally the landscape structure from Arroio Retiro mycro-basin and identify priority areas for conservation using the multicriteria analysis focusing ideal characteristics for the local and regional biodiversity development. For landscape structure analysis were used time series from Landsat 5 and 8 satellite, as well as landscape ecology rates. For the identification of priority areas was used multicriteria approach through the ordered weighted average method for the combination of factors. The factors used are: forest cover proximity; largest nuclear area fragments proximity; hydrographical network proximity; distance to urban centers; road distance and minig process distance. The maps of priorities were reclassified in order to present five priority groups: very low, low, medium, high and very high. Related to fragmentation, the mycro-basin showed progress between the years 1990 to 2005, with fragments reduction and areas addition to the already existing. After 2005, there was na intense process of fragmentation, where small new fragments were created and some larger fragments got area increase. This fact is evidenced by the increase of 11,61km<sup>2</sup> of native forest and the appearance of 119 fragments more than in 1990. About the biggest landscape fragmente, that it has 3275ha in 1990, now it passed to 5003ha in 2006. The nuclear area of this fragment also had increase, in 1990 it had 2473.47ha and now, in 2016 it has 3745.62ha. The most part of the areas with big priority were chosen close to the best fragments for its nuclear areas in addition to be next to hydrographic net. The map of priority areas for conservation that best adapted to the area was high risk, due to their characteristics .



Therefore, this multicriteria approach and the ordered weighted average method, was efficient for the definition of priority areas for conservation, using compensation and ordering weights.

**Keywords:** remote sensing; priority áreas for forest conservation; landscape ecology.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Perfil esquemático da Floresta Ombrófila Mista (FOM). (Fonte: VELOSO et al., 1991).....	16
Figura 2 - Fatores formadores da paisagem. Fonte: ZONNEVELD (1972). ....	25
Figura 3 - Efeito da relação de borda/interiores em características ecológicas. Fonte: FORMAN & GODRON (1986). ....	30
Figura 4 - Relação entre área de borda e diferentes formatos e tamanho de fragmentos. Fonte: FORMAN & GODRON (1986). ....	31
Figura 5 - Uma das principais nascentes que alimentam o Arroio Retiro, localizada em meio a vegetação arbórea. Fonte: o autor.....	44
Figura 6 - Uma das principais nascentes que alimentam o Arroio Retiro, localizada em meio a lavoura. Fonte: o autor.....	45
Figura 7 - Vista do relevo no município de Veranópolis. Fonte: o autor.....	48
Figura 8 - Vista da propriedade do Sr. Carpenedo e Sr. Giovani antes (2004) e após o projeto (2011 e 2014). Material cedido pela Prefeitura Municipal de Nova Prata. Fonte: Google Earth. ....	51
Figura 9 - Proximidade aos fragmentos de maior área nuclear. ....	61
Figura 10 - Teoria de Biogeografia de Ilhas. O número de espécies de uma ilha é determinado pelo equilíbrio entre as taxas de migração e extinção. Fonte: Odum & Barrett (2007). ....	62
Figura 11 - Proximidade à cobertura florestal.....	63
Figura 12 - Proximidade à rede hidrográfica.....	65
Figura 13 - Momento em que uma detonação é realizada. Fonte: Mineração Nova Prata.....	67
Figura 14 - Distâncias às áreas de mineração.....	68
Figura 15 - Distância aos centros urbanos.....	70
Figura 16 - Distância à malha viária.....	71
Figura 17 - Escala contínua para elaboração da matriz de comparação pareada. ....	72
Figura 18 - Mapa hipsométrico da sub-bacia do Arroio Retiro.....	77
Figura 19 - Mapa clinográfico da sub-bacia do Arroio Retiro. ....	79
Figura 20 - Mapa de uso e cobertura do solo na sub-bacia do Arroio Retiro no ano de 1990. ....	81
Figura 21 - Mapa de uso e cobertura do solo na sub-bacia do Arroio Retiro no ano de 2005. ....	82
Figura 22 - Mapa de uso e cobertura do solo na sub-bacia do Arroio Retiro no ano de 2011. ....	83
Figura 23 - Mapa de uso e cobertura do solo na sub-bacia do Arroio Retiro no ano de 2016. ....	84

Figura 24 – Vista do arroio Retiro e de reservatório artificial encontrado na sub-bacia. Fonte: o autor. ....	85
Figura 25 - Plantação de canola no município de Nova Prata. Foto: Lilian Conte. ....	86
Figura 26 - Na coloração roxa, registros solicitados perante DNPM no município de Nova Prata e arredores. Elaboração: o autor. ....	87
Figura 27 - Variação das classes de uso e cobertura do solo nos anos estudados. ....	88
Figura 28 - Mapa de fragmentos da sub-bacia do Arroio Retiro em 1990. ....	89
Figura 29 - Mapa de fragmentos da sub-bacia do Arroio Retiro em 2005. ....	90
Figura 30 - Mapa de fragmentos da sub-bacia do Arroio Retiro em 2011. ....	91
Figura 31 - Mapa de fragmentos da sub-bacia do Arroio Retiro em 2016. ....	92
Figura 32 - Variação da área dos fragmentos florestais com o passar dos anos. ....	100
Figura 33 - Mapa de mudanças na classe mata nativa entre 1990 e 2011. ....	101
Figura 34 - Maior fragmento encontrado na área de estudo, nos anos de 1990 e 2016, respectivamente. ....	102
Figura 35 - Mapa das áreas prioritárias para conservação com risco baixo. ....	103
Figura 36 - Mapa das áreas prioritárias para conservação com risco médio. ....	105
Figura 37 - Mapa das áreas prioritárias para conservação com risco alto. ....	106

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Relação das imagens de satélite utilizadas no estudo.....	53
Tabela 2 - Classes de uso com suas respectivas fotos. ....	55
Tabela 3 - Matriz de comparação pareada proposta para a identificação de áreas prioritárias com baixo risco.....	73
Tabela 4 - Matriz de comparação pareada proposta para a identificação de áreas prioritárias com alto risco. ....	73
Tabela 5 - Pesos de ordenação utilizados para a MPO.....	74
Tabela 6 - Dados hipsométricos e suas respectivas áreas.....	77
Tabela 7 - Classes clinográficas e suas respectivas áreas.....	78
Tabela 8 - Dados de uso e cobertura do solo nos anos de 1990, 2005, 2011 e 2016 na sub-bacia do Arroio Retiro.....	80
Tabela 9 - Variação do uso e cobertura do solo de 1990 a 2016 na sub-bacia do Arroio Retiro. ....	81
Tabela 10 - Índices de ecologia de paisagem para os anos de 1990, 2005, 2011 e 2016.....	88
Tabela 11: Número de fragmentos por classe de área em 1990. ....	94
Tabela 12: Relação de número de fragmentos X área central (core) para o ano de 1990. ....	95
Tabela 13: Número de fragmentos por classe de área em 2005.....	96
Tabela 14: Relação de número de fragmentos X área central (core) para o ano de 2005. ....	96
Tabela 15: Número de fragmentos por classe de área em 2011. ....	97
Tabela 16: Relação de número de fragmentos X área central (core) para o ano de 2011. ....	97
Tabela 17 - Número de fragmentos por classe de área em 2016.....	98
Tabela 18 - Relação de número de fragmentos X área central (core) para o ano de 2016.....	99

## SUMÁRIO

1	Introdução.....	15
2	Objetivos .....	19
2.1	Objetivo geral .....	19
2.2	Objetivos específicos.....	19
3	REFERENCIAL TEÓRICO .....	20
3.1	A conservação de recursos florestais.....	20
3.2	Viabilidade da conservação .....	23
3.3	Ecologia de Paisagem.....	24
3.3.1	Estrutura de uma paisagem .....	27
3.3.1.1	Fragmento .....	27
3.3.1.2	Corredores.....	32
3.3.1.3	Matriz.....	34
3.3.2	Índices de ecologia de paisagem.....	35
3.4	Análise multicriterial .....	41
4	Metodologia .....	43
4.1	Área de estudo .....	43
4.1.1	Localização .....	43
4.1.2	Solos.....	45
4.1.3	Geologia.....	46
4.1.4	Relevo .....	47
4.1.5	Clima.....	48
4.1.6	Vegetação.....	48
4.1.7	Convênio 062/2006.....	49
4.2	Métodos .....	52
4.2.1	Elaboração do mapeamento temático .....	52

4.2.1.1	Delimitação da sub-bacia hidrográfica .....	52
4.2.1.2	Recursos hídricos .....	52
4.2.1.3	Uso e cobertura do solo.....	53
4.2.1.4	Fragmentação.....	58
4.2.1.5	Hipsometria e clinografia.....	58
4.2.1.6	Malha viária .....	59
4.2.2	Evolução temporal da paisagem .....	59
4.2.3	Áreas prioritárias para conservação .....	59
4.2.3.1	Fatores utilizados para a definição de áreas prioritárias .....	59
4.2.3.1.1	Proximidade entre fragmentos entre maior área nuclear.....	59
4.2.3.1.2	Proximidade à cobertura florestal .....	61
4.2.3.1.3	Proximidade à rede hidrográfica .....	63
4.2.3.1.4	Distância às áreas de mineração.....	65
4.2.3.1.5	Distância aos centros urbanos .....	68
4.2.3.1.6	Distância a malha viária .....	70
4.2.3.2	Mapa de restrições .....	72
4.2.3.3	Definição de pesos de compensação e ordenação.....	72
4.2.3.4	Média ordenada ponderada.....	74
4.2.3.5	Definição das classes de áreas prioritárias.....	76
5	Resultados e discussão .....	77
5.1	Caracterização física.....	77
5.2	Evolução temporal da paisagem .....	80
5.3	Áreas prioritárias para conservação.....	102
6	Conclusões.....	108
	Referências Bibliográficas.....	110

## 1 INTRODUÇÃO

Muitos dos severos impactos causados ao ambiente nos dias atuais estão intimamente relacionados com a total ou parcial retirada da cobertura vegetal nativa do solo. A vegetação nativa é considerada um importante indicador de condições ambientais de uma determinada região, pois além de proteger o solo contra os processos erosivos, ainda controla o microclima de uma região, abastece os reservatórios de água subterrânea e serve como local de abrigo, nidificação e alimentação de diversas espécies da fauna. Apesar disso, com o crescimento acelerado da população humana, a vegetação nativa bem como outros recursos naturais está sofrendo uma crescente pressão. Esta, por sua vez, influencia diretamente a perda e fragmentação de habitats, repercutindo em danos significativos na biodiversidade local e regional.

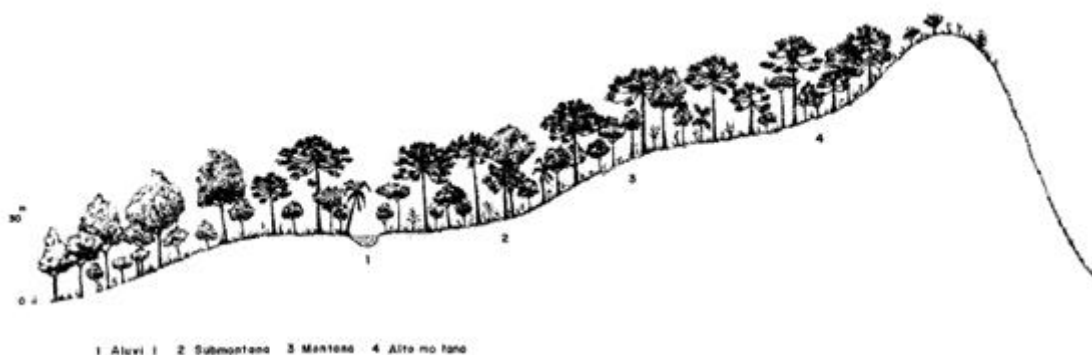
Nestas condições, a sub-bacia hidrográfica do arroio Retiro, localizada nos municípios de Veranópolis, Vila Flores, Cotiporã e Nova Prata, estado do Rio Grande do Sul, apresenta grande fragmentação florestal, principalmente em função do elevado nível de desmatamento para fins agropecuários e para a silvicultura. O arroio Retiro possui grande importância devido ao seu potencial hídrico, sendo ele o maior fornecedor de água potável para os municípios do entorno. A sub-bacia hidrográfica está inserida em sua totalidade no Bioma Mata Atlântica, sendo este um dos ecossistemas com alta biodiversidade mais ameaçado pelas atividades antrópicas.

Um mapeamento encomendado pelo Ministério do Meio Ambiente e divulgado em 2006 mostra que existem hoje 27% de remanescentes, incluindo os vários estágios de regeneração em todas as fisionomias encontradas no Bioma. Porém, o percentual de remanescentes bem conservados, é de apenas de 7,26%, segundo o último levantamento divulgado pela Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), em maio de 2008 (FUNDAÇÃO SOS MATA, ATLÂNTICA/INPE, 2008). Conforme este estudo, existem somente 97.596 km<sup>2</sup> de remanescentes maiores de 1 km<sup>2</sup>. Esses dados indicam ao mesmo tempo, a capacidade da Mata Atlântica de se regenerar, e também, a situação crítica de isolamento em que se encontram os remanescentes em estágio avançado e primário da floresta. Apesar disso, os remanescentes ainda abrigam altíssimos níveis de riqueza biológica e endemismo. Desta forma, torna-se essencial a preservação de áreas naturais neste bioma, com o intuito de preservar a biodiversidade regional. Dentre os diversos ecossistemas que este bioma

apresenta, a área alvo deste estudo está localizada na região fitoecológica denominada Floresta Ombrófila Mista (FOM). NETO et al. (2002), comenta que a FOM, também conhecida como Floresta com Araucárias, cobria originalmente cerca de 175.000 km<sup>2</sup> na região Sul do Brasil, porém, atualmente, restaram apenas 20.000 km<sup>2</sup>.

VELOSO et al. (1991), cita que este tipo de vegetação é considerado um “clímax climático”, apresentando disjunções florísticas em refúgios situados nas serras do Mar e Mantiqueira, muito embora no passado tenha se expandido bem mais ao norte, em função da Família Araucariaceae apresentar dispersões paleogeográfica que sugere ocupação bem diferente da atual. O autor ainda cita que foram constatados fósseis no Nordeste do Brasil, evidenciando que dentro da plataforma brasileira encontravam-se Coniferales, pois tais fósseis são encontrados em pontos isolados da borda Sul do Planalto Meridional, como no Estado do Rio Grande do Sul.

LEITE E KLEIN (1990) comentam que estudos fitossociológicos desenvolvidos anteriormente a ampla degradação ocorrida na FOM, a sua ocorrência em regiões elevadas mais ao norte do país, mostram que esta topologia sofreu regressões e expansões ao longo do tempo, provavelmente em função das glaciações. Para SCHAAF (2001), além destes fatores, a tropicalização do clima e a grande área de tensão ecológica apresentada por esta tipologia, propiciaram que a formação ocorresse somente em área de altas altitudes. A **Figura 1** apresenta o perfil esquemático da FOM, conforme VELOSO et al. (1991).



**Figura 1** - Perfil esquemático da Floresta Ombrófila Mista (FOM). (Fonte: VELOSO et al., 1991).

Conforme SCHÄFFER E PROCHNOW (2002), na FOM, o pinheiro brasileiro - *Araucaria angustifolia* - representa mais de 40% dos indivíduos arbóreos, apresentando valores



de abundância, dominância e frequência muito superiores às demais espécies componentes desta associação. SHIMIZU & OLIVEIRA (1981) citam que, de fato, a mesma merece especial atenção, devido ser pertencente à família Araucariaceae, sendo a única espécie de pinheiro brasileiro que ocorre de forma natural no Brasil. Além da Araucária, outra espécie que atrai olhares à FOM é a *Ocotea porosa* (imbuia), que possui grande valor comercial por sua madeira de excelente qualidade. MEDEIROS et al. (2005) salienta que a exploração destas duas espécies resultou em um intenso processo de degradação deste ecossistema.

Em estudos realizados com apoio do Ministério do Meio Ambiente em meados de 2002, estimou-se que os remanescentes de FOM nos estágios primários e avançados, não somavam mais de 0,7% da área original (MMA, 2002). MONTAGNA et al. (2012) acrescenta que diversas espécies da FOM tiveram suas populações severamente reduzidas devido à exploração, direta ou indireta, fato que ocasionou uma ameaça à sua perpetuação no ambiente natural.

Um dos animais característicos da FOM, o Papagaio-charão (*Amazona pretrei*), um dos menores papagaios brasileiros com aproximadamente 32 centímetros de comprimentos, é uma das espécies que se encontra na lista da fauna gaúcha ameaçadas de extinção, classificada como vulnerável devido à intensa retaliação de seu ecossistema. Vale ressaltar, que o principal alimento destas aves é o pinhão, semente do pinheiro-brasileiro. No Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Papagaios da Mata Atlântica, estudo realizado pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (2012), o declínio da população de charão ocorreu entre 1910 e 1940, época em que houve a maior destruição da floresta de araucárias. Ainda, o estudo cita que a atual deterioração dos ambientes florestais, por meio das atividades de pastoreio e extração seletiva de madeira, compromete a natural regeneração deste ecossistema, empobrecendo gradativamente sua estrutura vegetal, diminuindo a oferta de alimentos e cavidades adequadas para a reprodução dos papagaios, entre outras espécies de aves.

Estes, entre diversos outros estudos, tem colocado a FOM, como uma das tipologias mais ameaçadas dentro do Bioma Mata Atlântica. De uma forma geral, a região sul tem sofrido várias restrições com relação ao manejo de suas florestas naturais em decorrência da exaustão de suas reservas, o que vem proporcionando uma crescente melhora em relação às antigas condições frente ao desmatamento. Apesar disso, muito ainda precisa ser feito, principalmente no que se diz respeito a estratégias de conservação, para oportunizar áreas que melhor apresentem características e condições de abrigar diversidade.

Segundo BAKER & CAI (1992), as práticas de conservação devem estar voltada ao nível de ecossistema, principalmente levando em consideração a estrutura (composição e configuração) e processos de sua paisagem, tornando factível a identificação dos fatores importantes à manutenção da biodiversidade.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

- Analisar a estrutura (configuração e composição) da sub-bacia do Arroio Retiro, com ênfase na cobertura vegetal com o intuito de propor áreas prioritárias à conservação e preservação da biodiversidade.

### **2.2 Objetivos específicos**

- Comparar o uso e cobertura do solo na sub-bacia do Arroio Retiro entre os anos de 1990 e 2016;
- Caracterizar a configuração e composição da cobertura vegetal por meio de índices de ecologia de paisagem;
- Analisar à sub-bacia sob o olhar da preservação e conservação da biodiversidade florestal local e regional.

### 3 REFERENCIAL TEÓRICO

#### 3.1 A conservação de recursos florestais

Ao longo do tempo, a associação de diversos fatores como o crescimento desordenado da população humana, a exploração dos recursos naturais de forma ilegal, falta de planejamento dos centros urbanos, além da alta exploração dos recursos minerais e energéticos, desmatamentos e queimadas criminais, entre tantos outros fatores, ocasionaram a degradação dos ecossistemas naturais.

DOUROJEANNI & PÁDUA (2001) comentam que esta força antrópica sobre os recursos naturais, vem gerando problemas principalmente no que se refere à ameaça e extinção de espécies da fauna e da flora, além do impacto a manutenção da biodiversidade. PRIMACK & RODRIGUES (2001) complementam que ecossistemas intocados estão sendo brutalmente degradados a uma taxa média de 1,2% ao ano, sendo que a maior ameaça à diversidade está na perda e na fragmentação de habitats.

Estudos realizados no final da década de 1980 por MYER (1988; 1990), observou que as áreas que possuem maiores riquezas de espécies são justamente as que sofrem maior destruição de habitat, e estas, são as que Myer denominou como *hotspots* (JENKINS & PIMM, 2006). No mesmo estudo realizado, o pesquisador analisou que algumas áreas realmente são mais importantes para a conservação do que outras (JENKINS & PIMM, 2006). Sabendo que a Mata Atlântica, além de ser um *hotspots*, sofre diariamente com a ampla degradação antrópica. Neste aspecto, práticas de conservação são fundamentais para a preservação deste bioma.

Apesar da ideia de conservação da natureza estar relacionada a fatos recentes, como a grande exploração dos recursos naturais, aquecimento global e perda de biodiversidade entre tantos outros fatores, muitos autores citam que a mesma teve inícios há tempos remotos. Na história, a preocupação com as florestas tem o primeiro registro com Platão, ainda no século IV a.C., onde se buscava a proteção das mesmas, em função do seu papel predominante como reguladoras do ciclo da água e controladoras da erosão (SPINOLA, 2005). Segundo a mesma autora, em algumas sociedades, a proteção à natureza era realizada por motivos religiosos, como no caso das sociedades primitivas que adoravam elementos como as árvores, a água e algumas espécies de animais.

No Livro “O homem e o mundo natural” de Keith Thomas (1983), o escritor comenta que na Europa, até o século XVIII, somente os campos cultiváveis possuíam valor. Porém, ainda nos séculos XVI e XVII, iniciou-se um crescente movimento pelo ininterrupto avanço das fronteiras agrícolas, onde o autor cita, na íntegra:

*Eles queriam eliminar o feto, o tojo e a giesta; e louvavam o solo que a duras penas fora, limpo ou conquistado à mata, aos arbustos, giestas e tufos. As antigas terras de pastagem juncosas deviam ser aradas e drenadas; os parques de cervos eram um desperdício e havia reservas florestais e de caça em demasia (THOMAS, 1983).*

No século XVII, graças ao aprimoramento e a exploração agrícola, houve maior valorização das terras cultiváveis e neste período, foi ampla a exploração dos recursos como a drenagem dos pântanos e a utilização das colinas para o plantio. THOMAS (1983) aponta ainda que por volta de 1800, diversas dúvidas começaram a incomodar os ingleses, no que se refere às percepções antropocêntricas. Um senso maior em relação ao sofrimento animal começou a percorrer a Inglaterra e cada vez mais pessoas começaram a plantar árvores e cultivar flores por satisfação emocional e pessoal. Além disso, o medo que os ingleses sentiam pelas montanhas começou a diminuir, pois o prazer oferecido por elas, que ofertavam ar puro e vistas privilegiadas além de contato direto com a natureza, era muito maior do que a sensação de desconforto do que a medo inicial da altura proporcionava.

No final do século XVIII, o apreço pela natureza e principalmente pela vida selvagem se tornou, conforme cita THOMAS (1983), uma espécie de ato religioso. Os ingleses, desta forma, passaram a valorizar cada vez mais, a terra intocada.

*Em fins do século XVIII, portanto, a antiga preferência por uma paisagem cultivada e dominada pelo homem conhecia uma contestação radical. Encorajadas pela sua facilidade para viajar e por não estarem diretamente envolvidas no processo agrícola, as classes educadas vieram a atribuir importância sem precedentes à contemplação da paisagem e à apreciação do cenário rural (THOMAS, 1983).*

Segundo CORBIN (1989), em relação à valorização do mundo natural e selvagem, é preciso ressaltar o papel dos escritores românticos que tornaram estes ideais amplos e os estenderam para outros continentes. Com a ampliação destes conceitos, as ideias conservacionistas influenciaram na criação de áreas naturais protegidas, consideradas “ilhas”

de grande beleza e valor estético que conduziam o ser humano à meditação das maravilhas da natureza intocada (DIEGUES, 2000).

Desta forma, em meados do século XIX, houve a criação do primeiro parque nacional no mundo concebido para proteger os recursos naturais, resultante de ideias preservacionistas que se tornavam importantes, desta vez nos Estados Unidos, desde o início daquele século. O Parque Nacional de Yellowstone foi criado para proteger a monumentalidade da natureza, em nome do desfrute de uma sociedade urbana emergente e sedenta por áreas de lazer e desta forma, exportaram ao resto do mundo instrumentos legítimos de ordenamento das relações entre o meio natural e as populações tradicionais que o habitam (SPINOLA, 2005).

Por outro lado, no Brasil, a partir do descobrimento, iniciou-se uma grande exploração dos recursos naturais, onde o machado e as queimadas arrasaram grande parte da Mata Atlântica. Segundo MOHR et al. (2012), por meio de política de incentivo à imigração européia no Rio Grande do Sul no século XIX, os imigrantes iniciaram a exploração dos recursos com o intuito de cultivar o solo, construir moradias, obter lenha para aquecimento das famílias e preparo da alimentação. Com o tempo e com a chegada da navegação a vapor, a destruição das florestas foi ainda mais maximizada.

A partir deste momento, a *Araucaria angustifolia* foi extremamente explorada, além do amplo abate da fauna. MOHR et al. (2012) citam que muitos animais eram mortos por questões alimentícias e outros porque invadiam as propriedades e se alimentavam das plantações dos colonos e até de animais de estimação, como no caso das onças. Ainda segundo os autores, algumas espécies de invertebrados, peixes, anfíbios, répteis, mamíferos como onças, pumas, tamanduás, queixadas, catetos, macacos, gatos-do-mato, quatis, veados, tatus, antas, pacas, cutias, entre outros, e várias espécies de aves foram extintas no estado ou estão ameaçadas de extinção devido a estas ações antrópicas.

As preocupações com conservação iniciaram no Brasil somente por volta de 1937, com a criação do primeiro parque nacional. Este, chamado de Parque Nacional de Itatiaia, no Rio de Janeiro, foi gerado com base no Código Florestal de 1934. No entanto, segundo PÁDUA (1978) as primeiras unidades de conservação brasileiras foram criadas sem nenhum tipo de critério técnico e científico. Além disso, o autor comenta que as unidades foram estabelecidas meramente em razão de suas belezas cênicas, como foi o caso do Parque Nacional de Itaguaçu, ou por algum fenômeno geológico espetacular, como o Parque Nacional de Ubajara, ou ainda, por puro oportunismo político como o Parque Nacional da Amazônia. Desta forma, tem-se uma

inevitável ineficiência no processo de criação e gestão das unidades, bem como em suas finalidades.

Conforme SCHENINI et al. (2004) até 1981 existiam no país apenas três categorias de manejo legalmente instituídas e com unidades implantadas no território nacional, caracterizadas como Parque Nacional, Reserva Biológica e Floresta Nacional. Somente após este ano, foram criadas as outras categorias, sendo elas: Estação Ecológica, Área de Proteção Ambiental e Área de Relevante Interesse Ecológico. Com a promulgação da Lei Federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza, vários critérios e normas foram criados, visando o correto estabelecimento e gestão das unidades de conservação.

Já o estado do Rio Grande do Sul iniciou os cuidados em relação ao meio ambiente, através de legislações que restringem a supressão de indivíduos nativos, além de estabelecer espécies de fauna e flora ameaçados de extinção no estado. Atualmente, existe uma tendência em admitir a importância da preservação dos fragmentos de Mata Atlântica remanescentes, bem como garantir a sua preservação através da fiscalização por órgãos federais, estaduais e municipais, voltados ao meio ambiente. Apesar disso, muito ainda precisa ser feito para garantir que não haverá mais espécies extintas, e que a riqueza e biodiversidade deste ecossistema serão conservadas.

### **3.2 Viabilidade da conservação**

A perda e fragmentação dos habitats naturais são consideradas as principais causas da extinção de espécies, devido à redução da área de habitat disponível, à perturbação desse habitat (especialmente nas suas bordas), e ao isolamento de pequenas populações nos fragmentos, tornando-as crescentemente suscetíveis a mudanças ambientais ou a variações demográficas (FAHRIG, 2003). Impactos de origem antrópica aumentaram as taxas de extinção para níveis entre 100 e 1000 vezes maiores que as taxas naturais (PIMM et al., 1995). Em vista das taxas de desmatamento e fragmentação alarmantes em zonas tropicais, a conservação da biodiversidade em paisagens tropicais fragmentadas tornou-se uma das principais preocupações da Biologia da Conservação (LAURENCE et al., 2001).

Desta forma, é de fundamental importância que sejam definidas áreas prioritárias para conservação, com o intuito de evitar que mais diversidade seja perdida. Tradicionalmente, a

escolha de áreas destinadas à conservação foi feita de forma oportunista, baseada em critérios de “virgindade” e de beleza cênica. Este processo resultou numa distribuição tendenciosa de Unidades de Conservação em áreas remotas, em geral com altitudes mais elevadas, relevos acidentados e solos pobres, áreas onde a exploração econômica do território era mais dificultada ou menos rendosa (SCOTT et al., 2001). Com isso, para evitar que esta trajetória seja repetida, é necessário o estabelecimento de critérios mais específicos para a definição destas áreas para conservação.

Para a escolha de áreas prioritárias para a conservação, diversos critérios podem ser utilizados, variando conforme a área, tais como: declividade, tipos e fertilidades de solos, proximidade de fragmentos de grande área nuclear, bem como proximidade a rios e fragmentos florestais com boa conectividade, além de diversas privações, como distância aos centros urbano e de malha viária.

É necessário compreender como cada elemento da paisagem influencia a persistência das espécies, particularmente conhecendo os fatores locais principais que levam à extinção (tamanho e qualidade do fragmento), a capacidade dos corredores em facilitar a movimentação (UEZU et al., 2005), os efeitos de barreira das estradas (FORMAN & ALEXANDER, 1998), e a importância das matrizes como habitats secundários (ANTONGIOVANNI & METZGER, 2005), fontes de espécies predadoras, parasitas, ou filtros para os fluxos biológicos.

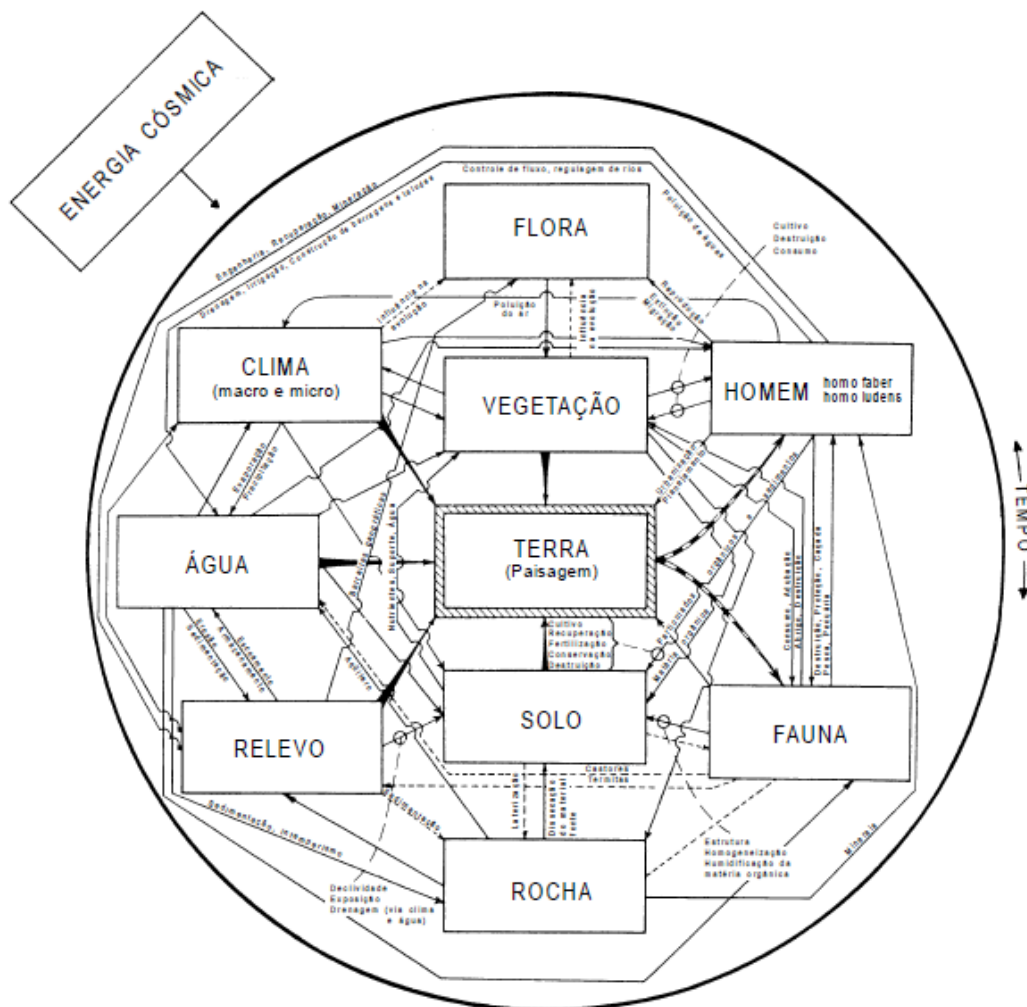
### **3.3 Ecologia de Paisagem**

A palavra “paisagem”, em seu uso ecológico e geográfico, foi empregada pela primeira vez, segundo METZGER (2001), pelo geo-botânico Alexander von Humboldt, no início do século XIX, no sentido de “característica total de uma região terrestre”. O pesquisador procurou entender as inter-relações entre os componentes da paisagem e tinha como preocupação principal as características físicas do meio-ambiente, sem, todavia, negligenciar os aspectos humanos (SOARES FILHO, 1998).

A palavra “paisagem” possui diferentes conceitos e diversos autores conceituados tentaram defini-la da melhor forma possível, abrangendo todas as áreas que a mesma possui. Como exemplo, BERTRAND (1968) define paisagem como sendo uma combinação dinâmica dos elementos físicos, biológicos e antrópicos, os quais interagindo dialeticamente uns sobre os outros formam um conjunto único e indissociável em perpétua evolução. ZONNEVELD (1972)



definiu paisagem como sendo uma parte da superfície terrestre que abrange um complexo de sistemas caracterizados pela atividade geológica, da água, do ar, de plantas, de animais e do homem e por suas formas fisionômicas resultantes, que podem ser reconhecidos através destas entidades. A **Figura 2** demonstra os fatores formadores de paisagem, conforme ZONNEVELD (1972).



**Figura 2** - Fatores formadores da paisagem. Fonte: ZONNEVELD (1972).

Já NAVEH (1987) conceituou paisagem como as entidades físicas, ecológicas e geográficas, integrando os processos naturais e humanos. LUCAS (1991) cita que a palavra paisagem, leva em consideração os componentes naturais, fatores de intervenção humana e as qualidades estéticas. Para TURNER & GARDNER (1990), a paisagem pode ser considerada como uma área espacialmente heterogênea. Apesar deste conceito aparentemente simples, os autores citam que três características devem ser consideradas: sua estrutura, sua função e suas alterações.

Neste sentido, FORMAN & GODRON (1986) definiram estas características como sendo:

- Estrutura: produto do relacionamento espacial entre os distintos ecossistemas ou elementos presentes. Mais especificamente, é como que o arranjo ou padrão espacial da paisagem (descrito pelos tamanhos, formas, números e tipos de configuração dos ecossistemas) governa a distribuição de energia, materiais e organismos;
- Função: interações entre os elementos espaciais, representadas pelos fluxos de energia, materiais e espécies entre os ecossistemas presentes;
- Mudança: alteração na estrutura e na função do mosaico ecológico através do tempo.

A base, é que a paisagem seja um conjunto intrincado de ecótopos, definidos pelas características da área como clima, tipos de terreno, cobertura vegetal e usos da terra. Utilizando ideias iniciais de paisagem, em 1939, o biogeógrafo alemão Carl Troll, utilizou pela primeira vez o termo “ecologia de paisagens”, ressaltando que da mesma forma como a ecologia de ecossistema, a de paisagem utiliza como ponto de partida a observação das inter-relações da biota, inclusive o homem, com o seu ambiente, formando um todo (METZGER, 2001).

Neste sentido, FORMAN & GODRON (1986) definiram Ecologia de Paisagem como sendo o estudo da estrutura, função e mudança de uma região heterogênea composta de ecossistema em interação. Uma definição recente foi dada por WIENS (2005), que a definiu como uma ecologia espacialmente explícita, que estuda a estrutura e a dinâmica de mosaicos heterogêneos e suas causas e consequências ecológicas.

WIENS (2005) ainda enfatiza a ampla importância da heterogeneidade espacial e da escala de observação para o entendimento dos processos ecológicos, em especial os que determinam o padrão de ocorrência e abundância dos organismos, sendo a Ecologia de Paisagem, uma nova perspectiva aos estudos ecológicos.

Com isso, METZGER (2001) classifica a Ecologia de paisagem em dois diferentes enfoques: um mais geográfico, que privilegia o estudo da influência do homem sobre a paisagem e a gestão do território e outro mais ecológico, que enfatiza a importância do contexto espacial sobre os processos ecológicos e a importância destas relações em termos de conservação biológica.

Apesar disso, WIENS (1996), cita que estas abordagens e conceitos não são tão distintos quanto parecem, sendo que a sociedade internacional de ecologia de paisagem tem

como principal desafio a unificação destas definições básicas e o estabelecimento de um sólido arcabouço teórico comum. Neste trabalho, a paisagem será analisada buscando reconhecer as áreas que foram alteradas pela ação antrópica e identificar as que possuem maior capacidade de conservação da biodiversidade.

### **3.3.1 Estrutura de uma paisagem**

As paisagens possuem uma estrutura comum e fundamental, composta pelos elementos: fragmento, matriz e corredor (FORMAN & GODRON, 1986). Segundo TURNER et al. (2001) os elementos que compõe uma paisagem influenciam de forma expressiva os processos ecológicos.

#### **3.3.1.1 Fragmento**

Os fragmentos são superfícies não lineares, que estão inseridas na matriz e diferem em aparência do seu entorno, variam em tamanho, forma, tipo de heterogeneidade e limites (REMPEL, 2009). De uma forma geral, as manchas ou fragmentos, estão sempre imersos numa matriz, ou seja, uma área de entorno que possui estrutura e composição amplamente diferente e que os influencia diretamente.

FORMAN & GODRON (1986) complementam que os fragmentos em uma paisagem representam ecossistemas compostos por comunidades de plantas e animais. Contudo, alguns fragmentos, segundos os autores, podem não conter vida animal ou apenas vida na forma de micro-organismos. Apesar disso, deve-se dar devida importância aos fragmentos, pois a grande maioria apresenta espécies de fauna e flora habitando ou pelo menos, no caso da fauna, utilizando-os momentaneamente para reprodução, nidificação, descanso ou alimentação.

Sabe-se que os fragmentos são causados pela grande pressão antrópica exercida nas últimas décadas sobre o meio ambiente. Com o crescimento acelerado da população humana, tem-se observado uma pressão significativa sobre estes recursos naturais, principalmente relacionados com a perda e fragmentação de habitat e a conversão de áreas naturais em territórios essencialmente agrícolas. Observa-se que as áreas ocupadas por florestas estão sendo

fragmentadas por estradas, loteamentos e diversos tipos de construções. Desta forma, as áreas de floresta de menores dimensões, chamadas de fragmentos de mata, constituem-se de áreas contínuas de florestas que foram convertidas em mosaicos fragmentados devido à extração de madeira, à caça, à introdução de animais domésticos e exóticos, e do fogo, além de outros fatores (MMA/SBF/IBAMA, 2001).

Para BAKER & CAI (1992), um aspecto importante para a conservação e preservação dos recursos florestais, em nível de ecossistema, é o conhecimento da estrutura (composição e configuração) e processos da paisagem, o que torna possível identificar os fatores importantes à manutenção da biodiversidade regional. A fragmentação florestal é considerada uma das principais causas de alteração, tanto da estrutura como nos processos de diferentes paisagens. A mesma traz como consequência uma série de alterações nas suas características.

Por meio da representação cartográfica dos fragmentos, é possível analisar uma série de parâmetros: tamanho, forma, número, conectividade e distância entre manchas (FORMAN & GODRON, 1986; GARDNER et al., 1987 e O'NEILL et al., 1988).

O parâmetro mais utilizado para relacionar a capacidade de conter as espécies que um fragmento possui em seu interior e a quantidade de energia armazenada é o **tamanho** do remanescente. De uma forma geral, quanto menor a área do fragmento, maior a influência à fatores externos, tornando a dinâmica do mesmo modificável às variações ambientais. ROCHA et al. (2007) cita que a extinção de espécies ocorre em razão inversa ao tamanho do habitat no fragmento remanescente. Para complementar, METZGER (1999) acrescenta que para a extinção de espécies, além do tamanho dos fragmentos, deve-se considerar o grau de isolamento dos mesmos.

De acordo com a Teoria de Biogeografia de Ilhas, quanto maior o fragmento, maior será o número de espécies que ele irá abrigar. Fragmentos pequenos apresentam problemas quanto ao tamanho das populações, que tendem a conter poucos indivíduos, resultando na perda de biodiversidade e sustentabilidade (VIANA, 1992). CASTRO (2004), porém, destaca que não existe consenso em relação à uma área mínima que seja viável e que mantenha a funcionalidade e viabilidade da comunidade, em razão desta área variar de acordo com as espécies focalizadas. FORMAN & GODRON (1986), citam que espécies que possuem tamanho corporal grande sofrem maior pressão do que aquelas com menor tamanho, visto que o tamanho corporal está inversamente relacionado à densidade populacional. NOSS et al. (1997) citam que fragmentos maiores e conectados são tipicamente melhores para a conservação da biodiversidade do que

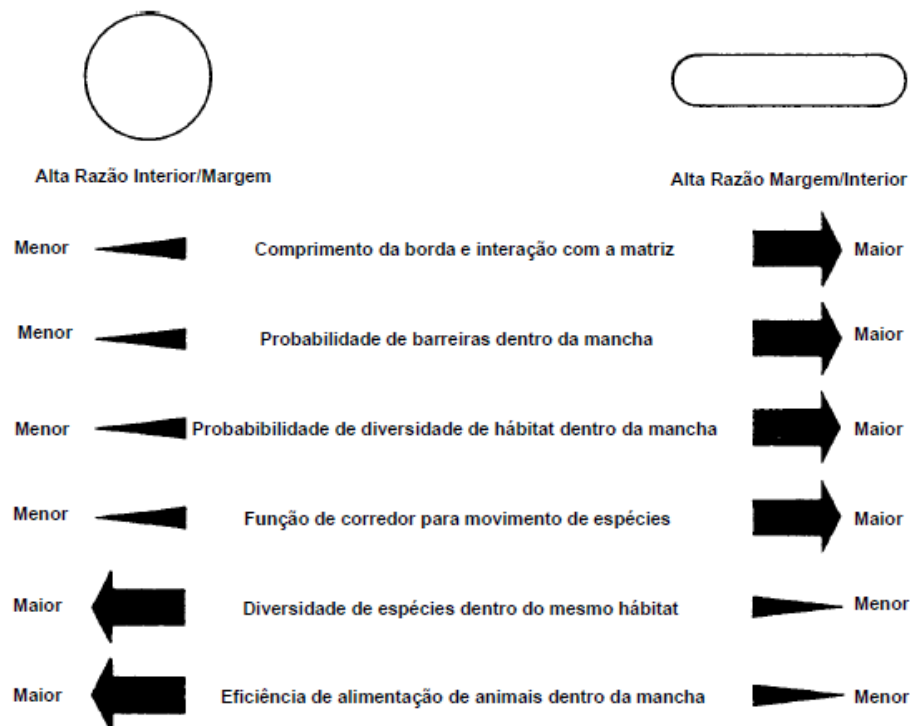
os pequenos fragmentos isolados. O tamanho considerado mínimo necessário para a estabilidade de um fragmento, tendo em vista a sua florística, é de 25 ha (METZGER, 1997).

O tamanho de um fragmento é afetado de modo inversamente proporcional pela área de borda ou margem em relação ao seu interior. Esta área externa faz com que as manchas menores sejam compostas quase que exclusivamente por ambientes de margem. Segundo BALBUENO (2007), o efeito de borda, como é conhecido este fenômeno, implica na proliferação de vegetação heliofítica, na redução da umidade relativa e em grandes variações de temperatura e no aumento das taxas de predação. Ainda segundo o mesmo autor, as mudanças microclimáticas e a inserção de luz afetam a germinação e a sobrevivência das espécies vegetais. Para HUBBEL E FOSTER (1986), o interior do fragmento também sofre mudanças, pois é submetido a uma chuva de sementes de plantas ruderais, além de revelar um aumento nas taxas de queda de árvores decorrente dos ventos e da mortalidade, que levam à alteração da composição e da estrutura da floresta.

Para ZAU (1998), o efeito de borda pode ser percebido em três níveis:

- a) Modificações na estrutura física da vegetação, que na borda apresenta menor altura total, menor sobreposição de copas, menor diâmetro médio das espécies arbóreas e maior espaçamento entre indivíduos de maior diâmetro;
- b) Modificações na composição florística, onde passam a predominar espécies pioneiras e heliófitas, características de estágios iniciais da sucessão;
- c) Modificações na dinâmica populacional, com alterações na densidade e arranjo espacial em relação a situações de não-borda.

A **Figura 3** apresenta o efeito da relação de borda com interiores em características ecológicas, conforme os autores FORMAN & GODRON (1986).

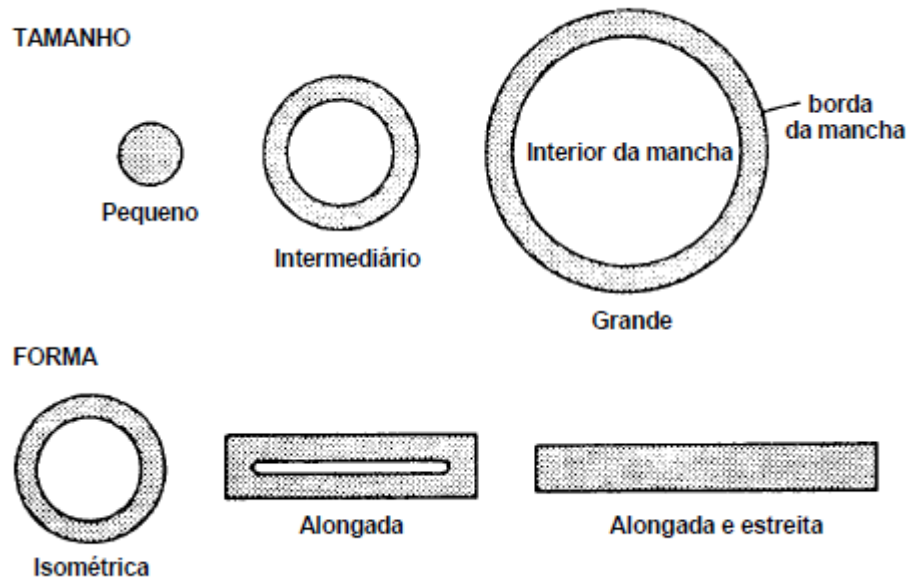


**Figura 3** - Efeito da relação de borda/interiores em características ecológicas. Fonte: FORMAN & GODRON (1986).

Segundo os autores LAURENCE et al. (1998), é impossível determinar uma largura de borda de forma geral para todos os fragmentos. Em um estudo desenvolvido por RODRIGUES (1998) em 19 fragmentos onde todos os indivíduos entre 1 metro de altura e 05 centímetros de DAP (diâmetro a altura do peito), em transectos perpendiculares a borda, de 4 metros de largura por até 100 metros de comprimento foram levantados. Como resultado, levando em consideração a composição das espécies encontradas na borda e na área de interior, foi determinada uma área de borda de 35 metros para este estudo. Apesar disso, já foram realizados estudos utilizando larguras de borda de 10 até 500 metros para os fragmentos.

O parâmetro **forma** consiste principalmente na relação borda-núcleo. Esta relação é primordial para a sobrevivência do fragmento, levando em consideração que o interior é dependente do seu entorno. VIANA et al. (1992) cita que a forma é um dos fatores determinantes na dispersão e forrageamento da fauna, cujos efeitos sobre a diversidade biológica e a sustentabilidade da floresta podem ser tão marcantes quanto o tamanho do fragmento. SOARES FILHO (1998) ressalta que a forma do fragmento tem significado primário em relação à distribuição da borda e exemplifica: uma mancha isométrica, tal como

um círculo ou quadrado contém mais áreas interiores do que borda, enquanto um retângulo, com a mesma área, tem proporcionalmente maior relação borda/interior. Além disso, os autores FORMAN & GODRON (1986) observam que as formas côncavas e convexas de um fragmento servem para indicar se o elemento está, respectivamente, se contraindo ou se expandindo, conforme a **Figura 4**.



**Figura 4** - Relação entre área de borda e diferentes formatos e tamanho de fragmentos. Fonte: FORMAN & GODRON (1986).

Os fragmentos que possuem habitats mais próximos de formatos circulares, possuem a razão borda/área minimizada devido o centro da área estar equidistante das bordas. Com isso, a área de interior se encontra protegida dos fatores externos que tanto afetam a borda. Por outro lado, áreas invaginadas ou com maiores recortes, possuem altas proporções de bordas em comparação com as menos recortadas. Como resultado, os fragmentos com área maiores e menos recortados são os preferíveis, pois derivam menor proporção de borda/área.

A **conectividade** de uma paisagem pode ser definida como o grau no qual a paisagem facilita ou impede os movimentos dos organismos entre as manchas de recurso (TAYLOR et al. 1993). WITH et al. (1999) definiram a conectividade da paisagem como a relação funcional entre as manchas de hábitat e as respostas dos organismos à estrutura da paisagem. Tanto a conectividade como o isolamento destacam a dependência do movimento em relação à forma com a paisagem está estruturada. AHERN (2004) cita que a manutenção da conectividade da

paisagem é um dos principais aspectos para a sustentabilidade na ocupação de um território, já que este é um dos aspectos que viabiliza os fluxos de matéria e energia, dando suporte aos serviços ambientais que, de outro modo, seriam prejudicados.

Os autores SAUNDERS, HOBBS E MARGULES (1991) citam que o aumento da conectividade da paisagem através de corredores entre os fragmentos, inclusive os menores, são de importância semelhante à conservação de grandes fragmentos e ao aumento de suas áreas.

O **grau de isolamento** dos fragmentos possui efeito negativo sobre a riqueza de espécies de uma determinada área, diminuindo a taxa potencial de imigração ou recolonização. Segundo EWERS & DIDHAM (2006), o isolamento interfere nos padrões de distribuição das espécies animais, forçando os indivíduos a se dispersarem através da matriz que separa os fragmentos isolados. A distância entre fragmentos remanescentes pode influenciar ainda na capacidade de colonização de espécies em outros remanescentes florestais.

Segundo um estudo do Ministério do Meio Ambiente através da Secretaria de Biodiversidade e Florestas, algumas aves podem movimentar-se entre fragmentos mesmo em situações de conectividade reduzida, porém grandes vertebrados podem encontrar maior resistência para realizar estes transectos (BRASIL, 2003).

O índice de proximidade quantifica o contexto espacial de um fragmento de habitat na sua relação com os seus vizinhos, ou seja, o índice distingue escassez de distribuições de pequenos fragmentos de habitat, a partir de configurações onde o habitat forma um complexo agrupamento de grandes fragmentos (MCGARIGAL; MARKS, 1995). Uma medida proposta por HUDGENS & HADDAD (2003) para mitigar o isolamento dos fragmentos seria conectar os fragmentos de habitats isolados através de corredores de vegetação natural.

### **3.3.1.2 Corredores**

O corredor é definido como unidade da paisagem que apresenta disposição espacial linear capaz de conectar remanescentes isolados. Os corredores se distinguem das unidades vizinhas, sendo importantes no processo de fluxo horizontal de organismos, sendo que um corredor deve unir pelo menos dois fragmentos (METZGER, 1999).



Em relação à suma importância da ligação dos remanescentes de vegetação devido à fragmentação crescente dos recursos florestais, tornou-se indispensável à criação do conceito “conectividade”. Este, introduzido por MERRIAM (1984) enfoca a interação entre atributos da espécie e a estrutura da paisagem para a determinação do movimento de organismos entre os fragmentos. WITH et al. (1999) definiram conectividade como a relação funcional entre manchas de habitat, devido ao contágio espacial do habitat e aos movimentos dos organismos em resposta à estrutura da paisagem. TAYLOR et al. (1993) definiu o conceito como sendo o grau em que a paisagem facilita ou dificulta o movimento dos organismos entre as manchas de recursos. Vale ressaltar, que os corredores estabelecem numa paisagem um fator de conectividade, função da configuração de redes, onde permitem o movimento e intercâmbio genético entre animais (SOARES FILHO, 1998).

A fragmentação territorial tem consequências na conectividade e nos mecanismos responsáveis pelas alterações negativas dos processos ecológicos sobre espécies selvagens (COLLINGE, 1996), desta forma os autores SAUNDERS, HOBBS e MARGULES (1991) citam que a manutenção, implantação e restauração de elementos lineares conectando fragmentos vêm sendo foco de estratégias de conservação, pois, minimizam os efeitos negativos da fragmentação ambiental.

Apesar disso, sabe-se que a maior funcionalidade e eficácia de um corredor estarão na dependência de sua largura, da relação da estrutura do habitat com o corredor, das distâncias entre os fragmentos e autoecologia das espécies em questão. METZGER (2003) complementa que a presença de corredores em uma paisagem fragmentada não necessariamente implica em conectividade funcional, mas apenas em um maior potencial de conexão entre populações. Segundo YOUNG et al. (2000) os indivíduos isolados muitas vezes não conseguirão se reproduzir e, caso consigam, a reprodução acontecerá entre poucos indivíduos presentes no fragmento. Este fato ocasiona um efeito negativo para a sobrevivência da espécie ou até mesmo a extinção.

A perda de conectividade entre os fragmentos de habitats também pode acarretar reduções na abundância e na riqueza de espécies de dentro dos fragmentos (SILVA et al. 2003). Algumas espécies que demandam uma maior área para sobrevivência, muitas vezes são as primeiras a serem extintas. TISCHENDORF & FAHRIG (2000) acrescentam que é de extrema importância em análises de isolamento e conectividade entre fragmentos, pois cada paisagem terá diferentes conectividades devido aos diversos organismos, pois as escalas variam entre eles.

A implantação de corredores ecológicos é apontada como sendo uma solução viável para aumentar o fluxo gênico contribuindo para a conservação da biodiversidade, sendo um meio de conexão entre ecossistemas fragmentados (ANDERSON e JENKINS, 2005).

### 3.3.1.3 Matriz

A partir do conceito de conexão, ou seja, da ligação dos fragmentos através dos corredores, pode-se extrair o termo matriz. Conforme os autores FORMAN & GODRON (1986), numa visão de fragmentos embebidos em uma massa, a matriz de uma paisagem pode ser definida como o seu elemento mais extensivo e conectado e que possui o papel preponderante no funcionamento da paisagem.

Na Mata Atlântica, a paisagem de uma matriz pode variar consideravelmente, principalmente em áreas agricultáveis, como interior de estados, sendo vista como algo inóspito. Porém, a paisagem nem sempre apresentará uma unidade dominante, podendo se comportar de forma bastante homogênea, considerando a matriz como um conjunto de unidades que compõem um mosaico inter-habitat. METZGER (2003) cita que a matriz seria formada por unidades com diferentes qualidades, algumas se assemelhando mais ao habitat e outras menos. Desta forma, o ambiente não seria inóspito, pois algumas das unidades que compõem a matriz desempenham um papel importante para as espécies do habitat.

Além disso, diferentes tipos de matriz podem influenciar os efeitos de borda, podendo ser menos acentuados quando a matriz é estruturalmente similar ao interior dos fragmentos, reduzindo os impactos sobre os mesmos (LAURENCE & YENSEN, 1991). Desta forma, a importância dos efeitos da matriz sobre os fragmentos tem implicação direta sobre o manejo das paisagens fragmentadas. DISLICH (2002) cita que as medidas conservacionistas não devem se restringir aos fragmentos isolados, e sim devem contemplar também os arredores, a partir da implantação de corredores e *stepping-stones* (“trampolim ecológicos”), minimizando os efeitos deletérios do isolamento.

### 3.3.2 Índices de ecologia de paisagem

A Ecologia de Paisagem está relacionada com a compreensão dos padrões da paisagem, incluindo a sua função e dinâmica, percebendo-a como áreas heterogêneas, compostas por ecossistemas interativos (METZGER, 2001).

Para o entendimento dos padrões da paisagem é necessária a representação das manchas, corredores e matriz, para que enfim se possa utilizar vários tipos de medidas para quantificar os padrões da paisagem. MCGARIGAL & MARKS (1995) salientam que no estudo de paisagem reais, que contém complexos padrões espaciais na distribuição de recursos variáveis ao longo do tempo, e na quantificação desses padrões e dinâmicas que reside o alcance da análise dos padrões da paisagem.

Modelar os elementos espaciais é de extrema importância para que se crie um banco de dados geográfico, principalmente por levar em consideração que se está trabalhando com uma abstração da realidade geográfica, onde visão ou percepção podem variar dependendo do que eles necessitam representar e do que esperam extrair desta representação (BORGES, 1997 apud DAVIS JR., 1999). REMPEL (2009) cita que a possibilidade de combinar informação cartográfica e tabular, bem como embutir conhecimento específico ou subjetivo em uma análise, torna um sistema de geoprocessamento uma ferramenta útil para fins de planejamento.

Desta forma, sabendo que a Ecologia de Paisagem relaciona os padrões espaciais com os processos ecológicos, se torna indispensável quantificar e analisar com precisão os padrões resultantes. Segundo LI & WU (2004), um dos métodos para quantificar e analisar os padrões, é chamado de “métricas de paisagem” ou “índices de ecologia de paisagem”. Existem diferentes índices de paisagem que podem ser utilizados. Desta forma, MCGARIGAL & MARKS (1995) separaram as métricas em diferentes classes: índices de área; índices de densidade, tamanho e variabilidade métrica dos fragmentos; índices de forma; índices de borda; índices de área nuclear; índices métricos de vizinho mais próximo; índices de diversidade; e índices métricos de contágio e espalhamento.

Dentre tantos índices de ecologia existentes, MCGARIGAL et al. (2002) propõem que sejam utilizados para analisar a estrutura de uma determinada paisagem os seguintes parâmetros:

#### a) Índices de área

- Área da classe (CA)

$$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left( \frac{1}{10.000} \right)$$

Em que: CA = Soma das áreas de todas as manchas que pertencem a uma determinada classe, em hectares;  $a_{ij}$  = Área da i-ésima mancha correspondente à classe avaliada.

- Área (AREA)

$$AREA = a_{ij} \frac{1}{10000} \quad AREA\_MN = \frac{\sum_j^n a_{ij}}{n_i}$$

Em que: MN (média) é igual à soma de todas as áreas, dividida pelo número de fragmentos. AREA\_MN é dado na mesma unidade que a métrica AREA.

- Área da paisagem (TLA)

$$TLA = \sum_{i=1}^n a_i$$

Em que: TLA = Soma das áreas de todas as manchas na paisagem em hectares;  $a_i$  = Área da i-ésima mancha dentro da paisagem total.

## b) Índice de densidade e tamanho

- Número de fragmentos (NP)

$$NP = \sum n_i$$

Em que:  $n_i$  = números de fragmentos da classe na paisagem.

- Tamanho médio dos fragmentos (MPS)

$$MPS = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i}$$

Em que: MPS = Tamanho médio dos fragmentos em hectare;  $a_{ij}$  = área do fragmento i na classe j; j = 1 a n número de fragmentos;  $n_i$  = número de fragmentos da classe.

- Desvio padrão do tamanho médio dos fragmentos (PSSD)

$$PSSD = \frac{|\sum_{j=1}^n a_{ij}| - \left(\frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i}\right)^2}{n_i}$$

Em que: PSSD = Desvio padrão do tamanho médio dos fragmentos;  $a_{ij}$  = área do fragmento  $i$  na classe  $j$ ;  $j = 1$  a  $n$  número de fragmentos;  $n_i$  = número de fragmentos da classe.

- Coeficiente de variação do tamanho médio dos fragmentos (PSCoV)

$$PSCoV = \frac{PSSD}{MPS} \times 100$$

Em que: PSCoV = Coeficiente de variação do tamanho médio dos fragmentos; PSSD = Desvio padrão do tamanho dos fragmentos; MPS = Tamanho médio dos fragmentos.

### c) Índices de borda

- Total de bordas (TE)

$$TE = \sum_{i=1}^n e_i$$

Em que: TE = soma de todas as bordas da classe ou paisagem em metros;  $e_i$  = borda (perímetro) da  $i$ -ésima mancha.

- Densidade de bordas (ED)

$$ED = \frac{TE}{TLA}$$

Em que: ED = Densidade de bordas em metros por hectare; TE = Total de bordas; TLA = Área total da paisagem.

### d) Índices de forma

- Índice de forma (SHAPE)

$$\text{SHAPE} = \frac{P_{ij}}{\min p_{ij}} \quad \text{SHAPE\_MN} = \frac{\sum_{j=1}^n \frac{P_{ij}}{\min p_{ij}}}{n_i}$$

Em que:  $p_{ij}$  = perímetro do fragmento  $ij$  em termos de número de superfícies celulares  
 $\min p_{ij}$  = perímetro mínimo do fragmento  $ij$  em termos de número de superfícies celulares (Pixels)  
 MN (média) é igual à soma de todos os perímetros dos fragmentos  $ij$ , dividida pelo número de fragmentos. SHAPE\_MN é dado na mesma unidade que a métrica SHAPE.

- Índice de forma média (MSI)

$$\text{MSI} = \frac{\sum_{j=1}^n \left( \frac{0,25 p_{ij}}{a_{ij}} \right)}{n_i}$$

Em que: MSI = Índice de forma média;  $p_{ij}$  = perímetro do fragmento  $ij$ ;  $a_{ij}$  = área do fragmento  $i$  na classe  $j$ ;  $j = 1$  a  $n$  número de fragmentos; e  $n_i$  = número de fragmentos da classe.

- Índice de forma média ponderado pela área (AWMSI)

$$\text{AWMSI} = \sum_{j=1}^n \left\{ \left( \frac{0,25 p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \right) \times \left( \frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} \right) \right\}$$

Em que: AWMSI = Índice de forma médio ponderado pela área;  $P_{ij}$  = perímetro do fragmento  $ij$ ;  $a_{ij}$  = área do fragmento  $i$  na classe  $j$ ;  $j = 1$  a  $n$  número de fragmentos.

- Dimensão Fractal da mancha média (MPFD)

$$\text{MPFD} = \frac{2 \ln(0,25 p_{ij})}{\ln a_{ij}}$$

Em que: MPFD = Dimensão fractal da mancha média;  $P_{ij}$  = perímetro do fragmento  $ij$ ;  $a_{ij}$  = área do fragmento  $i$  na classe  $j$ .

- e) Índice de proximidade

- Distância média do vizinho mais próximo entre fragmentos (MNN)

$$MNN = \frac{\sum_{j=1}^n h_{ij}}{n'_i}$$

Em que: MNN = Distância média do vizinho mais próximo em metros;  $h_{ij}$  = distância (m) mínima do fragmento  $ij$  ao vizinho mais próximo de mesma classe;  $n' = n'_i$  = número de fragmentos da classe  $i$  na paisagem, que tenham vizinho próximo.

#### f) Índice de diversidade

- Índice de diversidade de Shannon (SDI)

$$SDI = - \sum_{i=1}^m P_i \times \ln P_i$$

Em que: SDI = Índice de diversidade de Shannon;  $P_i$  = grau de cobertura da classe  $i$  em porcentagem;  $m$  = número de classes.

- Riqueza (PR)

$$PR = m(14)$$

Em que: PR = Riqueza da paisagem;  $m$  = número de classes da paisagem.

#### g) Índice de área central

- Índice de área central total (TCAI)

$$TCAI = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}^e}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} \times 100$$

Em que: TCAI = Índice de área central total em porcentagem;  $a_{ij}^e$  = área interior do fragmento  $ij$ ;  $j = 1$  a  $n$  número de fragmentos.

- Número de fragmentos com área central (NCA)

$$NCA = \sum_{j=1}^n n_{ji}^e$$

Em que: NCA = número de fragmentos com área central;  $n_{ji}^e$  = número de áreas interiores dos fragmentos;  $j = 1$  a  $n$  número de fragmentos.

- Área Central Total (TCA)

$$TCA = \sum_{j=1}^n a_{ij}^c \left( \frac{1}{10.000} \right)$$

Em que:  $a_{ij}^c$  = área central ( $m^2$ ) do fragmento  $ij$ , com base em profundidades borda especificada ( $m$ ).

- Área Central (CORE)

$$CORE = a_{ij}^c \left( \frac{1}{10.000} \right) \quad CORE\_MN = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}^c}{n_i}$$

Em que:  $a_{ij}^c$  = área central do fragmento ( $m^2$ ), baseada na metragem da borda ( $m$ ). MN (média) é igual à soma de todas as áreas centrais dos fragmentos  $ij$ , dividida pelo número de fragmentos. CORE\_MN é dado na mesma unidade que a métrica CORE.

- Percentual da área central da paisagem (CPLAND)

$$CPLAND = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}^c}{A} (100)$$

Em que:  $a_{ij}^c$  = área central ( $m^2$ ) do fragmento  $ij$ , com base em profundidades borda especificada ( $m$ ).  $A$  = área total da paisagem ( $m^2$ )

A aplicação destes índices para avaliar a estrutura em estudos de paisagem, deve-se ao fato de que eles foram deliberadamente projetados para minimizar a necessidade de informação adquirida em campo (O'NEIL, 1988). Desta forma, a utilização das métricas de paisagem abre novos horizontes para a aplicação do sensoriamento remoto com o auxílio dos sistemas de informações geográficas em estudos de paisagem, com o intuito de compreender os processos atuando a níveis regionais, continentais e globais.



Mudanças nos descritores da estrutura da paisagem determinadas por dados de imagens de satélite podem ter implicações quanto ao entendimento das mudanças nas condições ambientais de grandes extensões do Planeta (SOARES FILHO, 1998). Com isso, a utilização das métricas de paisagem são interessantes, pois permitem realçar determinadas características e o obscurecimento de características secundárias.

Para calcular os índices/métricas de uma paisagem, existe uma série de programas que foram elaborados, como exemplo o *Fragstats*. Este programa foi desenvolvido por Kevin McGarigal e Barbara Marks da Universidade de Oregon, com o intuito de analisar as estatísticas espaciais. O software aceita ficheiros de imagens ASCII, imagens de 8 e 16 bits, arquivos Arc/Info, Erdas, além de imagens IDRISI. Segundo MCGARIGAL & MARKS (1995) no *Fragstats* podem ser calculados índices para os fragmentos, para as classes de uso e ocupação do solo e para a paisagem como um todo. O programa quantifica a composição e configuração espacial das manchas no interior da paisagem.

Segundo VOLOTÃO (1998), o *Fragstats* pode ser definido como um conjunto de ferramentas auxiliares da análise espacial da paisagem, através de índices que se dividem em três níveis: fragmentos, classes e paisagem. As diversas métricas podem ser classificadas em oito grupos de categorias: métricas de área, de fragmentos, de bordas, de forma, de área central (“*core*”), de contágio e mistura, de vizinho mais próximo e de diversidade.

### **3.4 Análise multicriterial**

Quando se trata de conservação e preservação dos recursos florestais, é de extrema importância o conhecimento da estrutura da paisagem e dos processos que nela ocorrem. Desta forma, é possível identificar os fatores que são responsáveis para a manutenção da biodiversidade regional. KANGAS et al. (2000) cita que a integração do processo de tomada de decisão, no que se refere à “o que e onde se deve conservar ou preservar” aliado aos Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) tem facilitado o planejamento, a otimização e o sucesso das ações de conservação e de preservação florestal.

Para ZELNY (1982) análise multicriterial é um método de análise de opções para resolução de problemas que utilizam vários critérios. EASTMAN (2001) define a abordagem multicriterial como sendo uma das técnicas empregadas para a tomada de decisão e a fusão do método com os SIGs foi considerada um avanço significativo em relação ao procedimento

convencional de cruzamento de planos de informações para a priorização de áreas. A abordagem multicriterial envolve a utilização de dados georreferenciados, juntamente com os conceitos dos tomadores de decisão e a manipulação dos dados e conceitos com base em regras de decisões específicas (MALCZEWSKI, 2004). FRANCISCO et al (2008) acrescentam que a análise multicriterial é uma ferramenta que permite reunir características diversas, atribuir pesos e valores a estas, auxiliando na tomada de decisão.

A identificação de áreas prioritárias para a conservação, utilizando a tomada de decisão, frequentemente necessita de um grande número de fatores para análise, sejam estas do meio físico, biótico e econômico, para que se possa ter confiabilidade no resultado. Desta forma, a análise multicriterial permite reunir diferentes informações e características, atribuir pesos e valores às mesmas, facilitando o processo de tomada de decisão.

Os autores FERRAZ e VETTORAZZI (2003), em um estudo desenvolvido na fazenda “Santa Fé B”, localizada no município de Brotas-SP com o intuito de identificar áreas prioritárias para recomposição florestal, utilizaram como critérios: declividade, proximidade de rios e lagos, proximidade à mata nativa, fertilidade do solo e suscetibilidade à erosão.

Já no estudo desenvolvido na Bacia do Rio Corumbataí por VALENTE (2005), a autora utilizou como critérios para definir as áreas prioritárias para a conservação e preservação florestal: proximidade de fragmentos de maior área nuclear, proximidade à cobertura florestal, proximidade à rede hidrográfica, distância aos centros urbanos e da malha viária, além da vulnerabilidade à erosão. Segundo EASTMAN et al. (1995), o processo de aplicação de uma regra de decisão é chamado de avaliação. Para que se possa obter o resultado almejado, é necessário avaliar os critérios ou fatores, em um processo chamado avaliação multicriterial ou análise de decisão multicriterial.

O processo de decisão aliado aos Sistemas de Informações Geográficas foram classificadas por ZHOU & CIVCO (1996) em dois procedimentos: sobreposição de mapas temáticos e análise de decisão multicriterial.

## 4 METODOLOGIA

### 4.1 Área de estudo

#### 4.1.1 Localização

A sub-bacia hidrográfica do Arroio Retiro está localizada nos municípios de Nova Prata, Vila Flores, Veranópolis e Cotiporã, no estado do Rio Grande do Sul. Apresenta cerca de 179,34 Km<sup>2</sup>, aproximadamente 17.900 hectares, sendo uma bacia hidrográfica consideravelmente pequena. O Arroio Retiro é originado basicamente de nascentes e banhados, localizados no município de Nova Prata. Neste, as vertentes iniciais tem origem mais precisamente na Linha XV de Novembro, Capela Nossa Senhora do Carmo.

A **Figura 5** e **Figura 6** apresentam as duas principais nascentes que alimentam o Arroio Retiro. Estas, localizadas na Capela Nossa Senhora do Carmo, dão origem a um pequeno córrego que aos poucos passa a receber o incremento de outras nascentes e banhados, crescendo gradativamente. A **Figura 5** mostra uma destas nascentes iniciais, que se encontra bem preservada, dentro de um fragmento florestal com vegetação em estágio secundário médio a avançado de regeneração.



**Figura 5** - Uma das principais nascentes que alimentam o Arroio Retiro, localizada em meio a vegetação arbórea. Fonte: o autor.

Por outro lado, a **Figura 6** mostra outra das principais vertentes, porém está se encontra em meio à lavoura. Todo o entorno da nascente é composto por plantações anuais, sendo que o proprietário faz o cultivo principalmente de soja a poucos metros desta grande fonte de água.



**Figura 6** - Uma das principais nascentes que alimentam o Arroio Retiro, localizada em meio a lavoura. Fonte: o autor.

Para as cidades da região, o Arroio Retiro é de fundamental importância devido ao seu potencial hídrico, pois é dele que se obtêm água potável para abastecimentos dos municípios.

#### **4.1.2 Solos**

Conforme o Mapa de Solos disponibilizado pela EMBRAPA e publicado pelo IBGE (2001), tem-se que na área de estudo predominam dois tipos diferenciados de solos: Nitossolo háplico e Neossolo litólico. No entorno da área são encontradas várias áreas com Latossolo bruno, bem como Chernossolo argilúvico.

Conforme a EMBRAPA (2006), os nitossolos são desenvolvidos de outras rochas que não as básicas, como como calcário, rochas metamórficas intermediárias, gnaisses, migmatitos e outras. São solos profundos, que apresentam no perfil uma sequência de horizontes A-B-C. São geralmente solos ácidos e com baixa CTC (Capacidade de Troca Catiônica) pelo fato de apresentarem predomínio de caulinita e óxidos de ferro na sua constituição (STRECK et al., 2008).

Neossolos Litólicos são solos rasos com horizonte A sobre horizonte C, ou camadas Cr e R, sem horizonte B diagnóstico no caso do Litólico e aceitando um horizonte Bi com espessura inferior a 10 cm no caso do Regolítico (EMBRAPA, 2006). No Estado do Rio Grande do Sul, os Neossolos rasos ocupam, aproximadamente, 22 % do território (Brasil, 1973) e têm sido largamente utilizados de maneira inadequada para usos agrícolas e não agrícolas. A diretamente assentado sobre a rocha parcialmente alterada ou rocha inalterada, ou ainda sobre um material constituído por 90% ou mais de fragmentos de rochas maiores que 2 mm, com contato lítico (rocha) dentro de 50 cm da superfície do solo (STRECK et al., 2008).

Em relação aos Latossolos brunos, que são encontrados no entorno da área de estudo. Estes solos apresentam cores amarelas avermelhadas (brunadas) com enriquecimento de matéria orgânica na superfície, argilosos e muito argilosos, desenvolvidos em condições de clima subtropical e derivados de rochas basálticas e riodacíticas do Sul do Brasil, apresentando horizonte superficial húmico ou teores de carbono orgânico superiores a 1% até 70 cm ou mais de profundidade (EMBRAPA, 2006). Estes solos apresentam textura argilosa a muito argilosa e possuem alta capacidade de retração com a perda de umidade.

Por último, os chernossolos argilúvicos são solos pouco profundos com horizonte superficial A chernozêmico sobre horizonte B textural avermelhado, com argila de atividade e saturação por bases alta (EMBRAPA, 2006). Possuem a característica de não serem muito desenvolvidos, e apresenta alta atividade da argila e eventual acumulação de carbonato de cálcio

### **4.1.3 Geologia**

A área de estudo está localizada no domínio da Bacia do Paraná. Esta é uma região sedimentar do continente sul-americano que inclui porções territoriais do Brasil meridional, Paraguai oriental, nordeste da Argentina e norte do Uruguai, totalizando uma área que se aproxima dos 1,5 milhão de quilômetros quadrados (MILANI, 1994). A nomenclatura da bacia é devido ao rio Paraná que corre paralelo ao eixo maior da bacia, por cerca de 1.500 km até alterar a sua direção para leste-oeste, cruzando o arco de Assunção e formando a fronteira entre o Paraguai e a Argentina.

Na Bacia do Paraná estão presentes litologias correspondentes a supersequência Gondwana III (MILANI, 1994) da mais antiga para mais recente: Formação Botucatu e

Formação Serra Geral. Na área de estudo deste trabalho existe a ocorrência de rochas vulcânicas, pertencentes à Formação Serra Geral. Segundo ALMEIDA (1980) as rochas sedimentares e vulcânicas que constituem a Bacia do Paraná, representa a superposição de três bacias diferentes pelo menos, sendo estas de geometrias e limites que variam de uma para outro, devido ao movimento das placas.

Geologicamente a área é constituída pelas rochas vulcânicas de filiação toleítica da Formação Serra Geral, englobando as Fácies Gramado, Fácies Várzea do Cedro e Caxias. A Fácies Gramado compreende derrames de composição básica, e a Fácies Caxias é formado por derrames de com posição intermediária a ácida.

Na sub-bacia, bem como nos municípios do entorno, existe a predominância de basaltos e ocorrem também riolitos e riolacitos. MOTOKI et al., (2003) citam que a estrutura vertical de unidades de resfriamento do Basalto da Serra Gaúcha é similar ao modelo de SMITH (1960), sendo divididos em quatro níveis: base; nível inferior; nível médio e nível superior. Conforme PETRAKIS (2010), o basalto encontrado na sub-bacia tem firmeza mecânica extraordinariamente alta. Desta forma, as britas desta rocha devem ser utilizadas especialmente para construções encarregadas de sustentar elevados esforços.

#### **4.1.4 Relevo**

A paisagem da região alterna-se entre altitudes superiores a 700 metros, encostas que variam entre 500 e 700 metros e regiões mais baixas, onde se encontram os melhores solos para a atividade agrícola. O relevo local apresenta-se desde suave ondulado até montanhoso, conforme pode-se observar pela **Figura 7**. A geomorfologia é na forma de patamares intensamente dissecados e fragmentados com vales encaixados (FALCADE & MANDELLI, 1999). A região apresenta escarpas e vales profundos, como no Vale do Rio das Antas, que dificulta a expansão urbana nestes locais. Desta forma, as regiões planas são extremamente valorizadas para o setor imobiliário e industrial.



**Figura 7** - Vista do relevo no município de Veranópolis. Fonte: o autor.

#### **4.1.5 Clima**

O clima tem precipitação pluviométrica anual média de 1736 mm, temperatura mínima de 12,9°C, máxima de 22,9°C e média de 17,2°C, na estação da Embrapa Uva e Vinho a uma altitude de 640m (FALCADE & MANDELLI, 1999).

De acordo com a classificação de KÖPPEN (1948), essa é uma região de transição entre os tipos Cfa e Cfb (clima temperado úmido, com chuvas bem distribuídas ao longo do ano). A temperatura média do mês mais quente do ano é de 22°C, a temperatura média anual de 17,5° C e a média das temperaturas mínimas no mês de junho de 8,3° C. A precipitação pluvial média anual nessa região é de 1.600 mm (IPAGRO, 1979).

#### **4.1.6 Vegetação**

Segundo LEITE & KLEIN (1990), a área de estudo possui como vegetação predominante a Floresta Ombrófila Mista (FOM), pertencente ao Bioma Mata Atlântica. Esta



classificação fisionômica-ecológica também é conhecida como Floresta com Araucárias. A floresta com araucária chegou a ocupar 20 milhões de hectares em estados das regiões Sul e Sudeste. Atualmente, reduz-se a menos de 3% de sua área original, sendo que menos de 0,4% dessa cobertura encontrava-se protegida, incluindo regiões com campos nativos (BRASIL, 2002). A FOM possui remanescentes florestais nos estados do Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná, São Paulo e Minas Gerais (INOUE et al., 1984).

A FOM é o tipo florestal que tem *Araucaria angustifolia* como a espécie arbórea emergente no estrato superior (QUADROS & PILLAR, 2002). Embora a araucária apresente predominância no estrato superior da floresta, os estratos médio e inferior possuem grande diversidade de espécies que se regeneram nesse ambiente. Esses estratos são importantes centros de dispersão de um grande número de espécies, principalmente, das pertencentes às famílias Myrtaceae e Lauraceae, como descreve KLEIN (1984).

Conforme FERRI (2012), no Plano da Bacia Hidrográfica Taquari-Antas, a região da FOM se destaca pelo elevado número de espécies de aves sob risco de extinção. Dentre elas se destacam o narcejão (*Gallinago undulata*), o caboclinho-de-barriga-preta (*Sporophila melanogaster*), a noivinha-de-rabo-preto (*Xolmis dominicanus*), a veste-amarela (*Xanthopsar flavus*), o junqueiro-de-bico-reto (*Limnocites rectirostris*) e o gavião-de-penacho (*Spizaetus ornatus*). Em relação aos mamíferos, o mesmo estudo cita a anta (*Tapirus terrestris*), o puma (*Puma concolor*), o gato-maracajá (*Leopardus wiedii*), a jaguatirica (*Leopardus pardalis*), o tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*) e três espécies de veados (*Mazama americana*, *Mazama gouazoubira*, *Ozotoceros bezoarticus*).

#### **4.1.7 Convênio 062/2006**

No ano de 2005, onde o estado do Rio Grande do Sul presenciou uma seca histórica, iniciaram os cuidados com o Arroio Retiro, pois nessa época o mesmo praticamente secou por inteiro. Desta forma, no ano seguinte o município de Nova Prata assinou o Convênio 062/2006, firmado em junho de 2006 com o Ministério do Meio Ambiente, por intermédio do Fundo Nacional do Meio Ambiente (FNMA). Este convênio tinha como objetivo principal o plantio de mudas de espécies nativas do estado do Rio Grande do Sul nas nascentes, incluindo faixas de área de preservação permanente (APPs) ao longo dos arroios que formam o Arroio Retiro. Além disso, o convênio previa o isolamento de outras APPs, mobilização e envolvimento da população, coleta de sementes e produção de mudas nativas, monitoramento e tratamentos culturais

das áreas reflorestadas, além do treinamento do pessoal para implementação e prestação de contas.

Após o desenvolvimento do projeto, pode-se verificar através de fotografias cedidas pela Prefeitura Municipal de Nova Prata (**Figura 8**), que houve o desenvolvimento das mudas inseridas em APP e também o crescimento através de sucessão ecológica das áreas que foram cercadas. Atualmente o projeto está estagnado, o que possibilita que os proprietários descuidem destas áreas de tamanha importância ecológica. Diversas áreas revegetadas pelo projeto foram abandonadas com o tempo e se encontram em situações semelhantes a encontrada antes do plantio.

Apesar disso, outros pontos que receberam as mudas estão sendo preservados e já possuem uma vegetação arbórea como cobertura vegetal. Vale ressaltar que como este projeto visava a recuperação de APP's e nascentes, era de fundamental importância para a qualidade das águas do Arroio.



**Figura 8** - Vista da propriedade do Sr. Carpenedo e Sr. Giovanni antes (2004) e após o projeto (2011 e 2014). Material cedido pela Prefeitura Municipal de Nova Prata. Fonte: Google Earth.

## 4.2 Métodos

### 4.2.1 Elaboração do mapeamento temático

#### 4.2.1.1 Delimitação da sub-bacia hidrográfica

O processo de caracterização morfométrica da bacia hidrográfica foi desenvolvido no SIG ArcGIS 10.1, juntamente com as extensões *Spatial Analyst* e *Hydrology Modeling*. As falhas advindas dos dados do SRTM são denominadas de “*sinks*” que, conforme MENDES & CIRILO (2001), caracterizam-se por áreas rodeadas por elevações com valores de cotas superiores, semelhantes a uma depressão. O preenchimento dessas depressões é o primeiro tratamento dado à matriz de altitudes. As “*sinks*” são consideradas empecilhos ao escoamento durante a aplicação de modelos hidrológicos, sedimentológicos e de poluentes de origem difusa.

A metodologia utilizada no processamento dos dados SRTM foi subdivida em quatro etapas, sendo: preenchimento de *sinks* (*fill sinks*); direção de fluxo (*flow direction*), fluxo acumulado (*flow accumulation*) e delimitação de bacias (*watershed*). Com o polígono da sub-bacia delimitado, utilizou-se o comando *Stream Network* para traçar automaticamente a rede hidrográfica, com o posterior corte através do comando *Clip*.

#### 4.2.1.2 Recursos hídricos

O mapa da rede hidrográfica foi elaborado a partir de dados cartográficos extraídos da Base Cartográfica Digital do Rio Grande do Sul (HASENACK, 2010), na escala 1:50.000. Neste mapa foram representados recursos hídricos perenes e intermitentes, assim como lagos e barragens existentes na área de estudo. Os arquivos fornecidos pela Base Cartográfica encontram-se em formato compatível com a maior parte dos *softwares* de SIG. Os dados vetoriais estão armazenados no formato *shape*, no sistema de referência SIRGAS2000, adotando os parâmetros oficiais do Sistema Geodésico Brasileiro fornecidos pelo IBGE.

#### 4.2.1.3 Uso e cobertura do solo

A elaboração dos mapas de uso e cobertura do solo foi possível através de um conjunto de imagens do sensor TM do satélite Landsat 5 e Landsat 8, com 30 metros de resolução espacial, obtidas gratuitamente junto ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). A investigação foi realizada nos anos de 1990, 2005, 2011 e 2016, conforme a **Tabela 1**.

**Tabela 1** - Relação das imagens de satélite utilizadas no estudo.

Satélite	Data da imagem	Órbita-Ponto	Resolução espacial	Bandas
Landsat 5	04/02/1990	221-080	30 metros	1, 2, 3, 4, 5 e 7
Landsat 5	12/01/2005	221-080	30 metros	1, 2, 3, 4, 5 e 7
Landsat 5	04/03/2011	221-080	30 metros	1, 2, 3, 4, 5 e 7
Landsat 8	15/03/2016	221-080	30 metros	1, 2, 3, 4, 5 e 6

Os procedimentos metodológicos relacionados com processamento das imagens de satélite incluíram o georreferenciamento, o recorte, a classificação e a quantificação das diferentes classes de uso e cobertura do solo presentes na paisagem. A correção radiométrica, normalização radiométrica, o georreferenciamento, o registro e o recorte foram realizados no *software* ENVI 4.5. Inicialmente foi executado o georreferenciamento, utilizando como base pontos de controle coletados no mosaico de imagens GeoCOVER (GLCF, 2008).

Este processo consistiu na transformação geométrica que relaciona as coordenadas de imagem (linha e coluna) com coordenadas de um sistema de referência, que neste caso, foram as coordenadas das imagens GeoCOVER. O georreferenciamento foi realizado utilizando o sistema de projeção *Universal Transversa de Mercator* (UTM), Datum WGS84 (*World Geodetic System de 1984*), Fuso 22 Sul. O erro médio quadrático (RMS) do georreferenciamento foi controlado para que se obtivesse um valor inferior a 1 pixel, ou seja, inferior a 30 metros. A distribuição dos pontos de controle foi realizada de modo que cada quadrante da área de estudo recebesse, pelo menos, 20% do total de pontos.

Após o georreferenciamento, iniciou-se a interpretação visual da forma, textura, tonalidade/cor e comportamento espectral das unidades que compõe a paisagem, desta vez no *software* Idrisi Selva (EASTMAN, 2001).

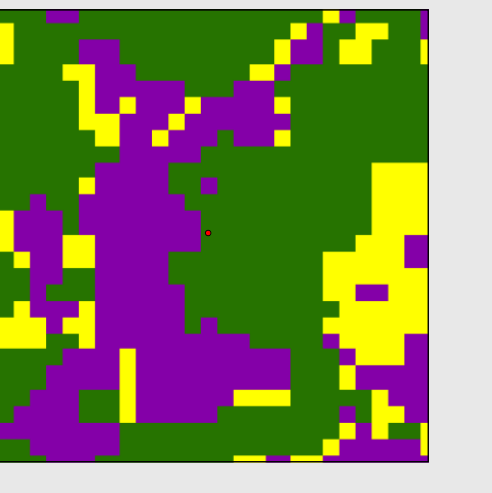
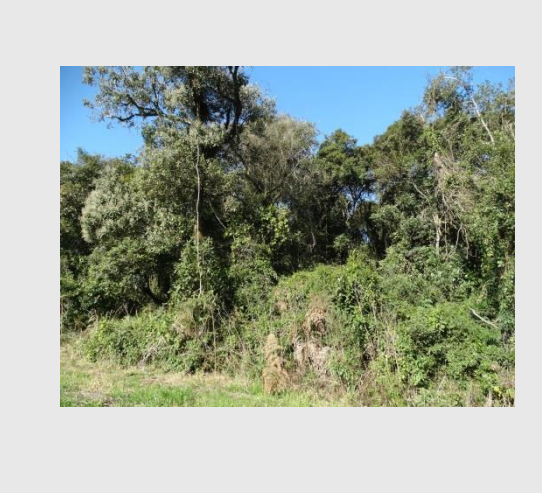


Na etapa de interpretação visual das imagens de satélite, foram definidos os elementos que compõem a paisagem, ou seja, as classes de uso e cobertura do solo. A classificação das

imagens de satélite foi realizada de forma supervisionada, utilizando o algoritmo pixel a pixel de Máxima Verossimilhança Gaussiana. Este algoritmo utiliza apenas a informação espectral de cada pixel para agrupar regiões homogêneas. As amostras de treinamento utilizadas para treinar o classificador foram coletadas sobre uma composição colorida procurando compreender toda a variação dos níveis de cinza das áreas florestais.

Foram criadas seis classes de uso e cobertura do solo: mata nativa, lâmina de água, solo exposto, agricultura, área urbanizada e silvicultura. O trabalho de campo para verificação da acurácia dos mapas de uso e cobertura de solo foram realizados nos dias 20 a 21 de março de 2016. Para a definição dos pontos a serem coletados a campo utilizou-se a ferramenta do *Random Points*, do *software* ArcGis® 10.2. Ao todo foram analisados 96 pontos amostrais – sendo que alguns se encontram apresentados na **Tabela 2** na área de estudo, avaliando as coordenadas geográficas e suas características antrópicas.

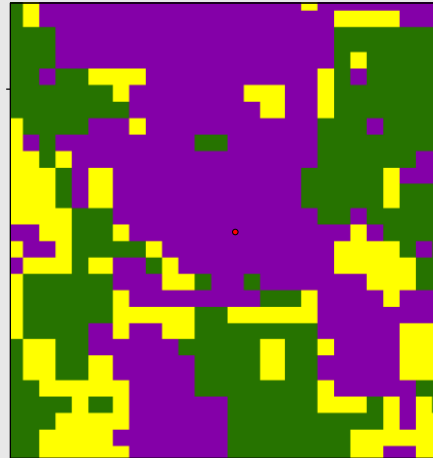
Essa ferramenta possibilitou a demarcação de pontos aleatórios na área de estudo, de modo que não ocorresse nenhuma coleta de maneira tendenciosa e sem representatividade. A partir das coordenadas geográficas desses pontos procedeu-se com a coleta dos dados referentes aos tipos de uso e cobertura do solo para verificação da acurácia dos mapas. As ferramentas do trabalho de campo foram um GPS Garmin®, máquina fotográfica e prancheta para a notação.

**Tabela 2** - Classes de uso com suas respectivas fotos.

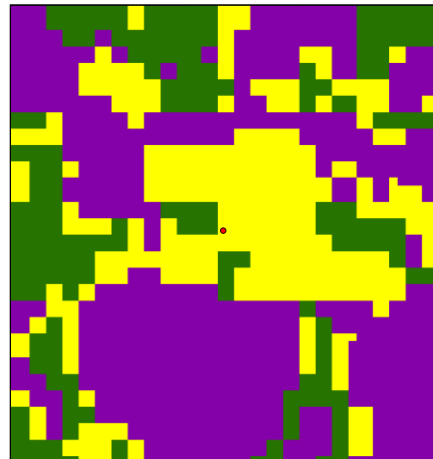
Classes de uso de solo	Caracterização	Mapa de uso	Imagem do local
<b>Mata nativa</b>	Formações nativas arbóreas da Floresta Ombrófila Mista		
<b>Lâmina de água</b>	Reservatórios artificiais e recursos hídricos.		

**Solo exposto**

Solos sem cobertura vegetal ou que estão momentaneamente sendo preparados para o plantio.

**Agricultura**

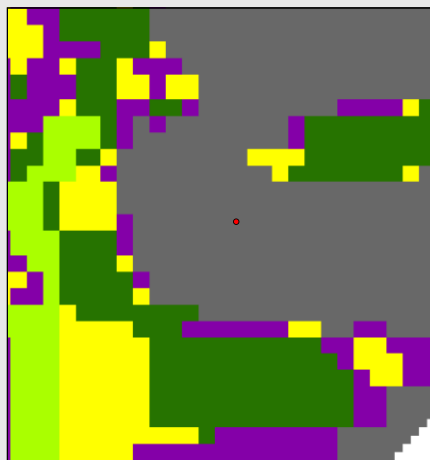
Solos utilizados para culturas anuais como soja, canola, milho, trigo, entre outras.





Áreas urbanizadas

Áreas urbanas.



Silvicultura

Áreas utilizadas para cultivo  
de Pinus spp. e Eucalyptus  
spp..



#### 4.2.1.4 Fragmentação

Em virtude do presente estudo focar a análise dos fragmentos florestais, para a geração desse plano de informação foram extraídos do mapa de uso e cobertura do solo os fragmentos de mata nativa. Esses mapas foram submetidos ao *software* Fragstat 3.3 (MACGARIGAL et. al. 1995) para gerar as métricas de fragmento.

#### 4.2.1.5 Hipsometria e clinografia

O relevo por fazer parte da superfície externa da crosta terrestre sofre influência motora tanto do substrato rochoso, como nos demais componentes do estrato geográfico, exercendo por sua vez influência sobre outros componentes (ROSS, 1991). Desta forma, o conhecimento geomorfológico de uma determinada área é fator fundamental para o diagnóstico das condições ambientais, possibilitando orientar a alocação e o assentamento das atividades humanas (CHRISTOFOLETTI, 1994). Neste contexto, os dados SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) auxiliam na análise do relevo e fornecem subsídios para a análise espacial, através da utilização de Sistemas de Informações Geográficas, facilitando a integração de diversas informações diferenciadas sob determinada área.

Os dados SRTM da NASA (*National Aeronautics and Space Administration*) foram obtidos de forma gratuita e em meio digital, no site *USGS EarthExplorer*. Após obtenção destes arquivos foram elaborados mapas hipsométricos e de declividades através do *software* ArcGis® 10.1. A altitude, que consiste na elevação do terreno em relação ao nível médio do mar, foi obtida através da interpolação das curvas de nível por grades triangulares (*Triangular Irregular Network*). O mapa hipsométrico foi classificado em 14 classes, sendo elas: 0 – 150; 150 – 200; 200 – 250; 250 – 300; 300 – 350; 350 – 400; 400 – 450; 450 – 500; 500 – 550; 550 – 600; 600 – 650; 650 – 700; 700 – 750 e 750 – 800. A partir do MDE corrigido foi efetuado o recorte da sub-bacia, utilizando base vetorial. O MDE então foi então processado para a derivação das declividades usando o comando *Slope* do ArcGIS 10.1. O mapa clinográfico por sua vez, foi classificado em sete classes: 0 – 3%; 3 – 8%; 8 – 13%; 13 – 20%; 20 – 45%, 45 – 100% e maior que 100%.

#### **4.2.1.6 Malha viária**

O mapa da malha viária foi elaborado a partir de dados cartográficos extraídos da Base Cartográfica Digital do Rio Grande do Sul (HASENACK, 2010), na escala 1:50.000.

#### **4.2.2 Evolução temporal da paisagem**

Para a análise da evolução temporal da paisagem, os quatro mapas de uso do solo correspondentes aos anos de 1990, 2005, 2011 e 2016, foram reclassificados para apresentar somente a classe referente à mata nativa.

Estes arquivos foram submetidos à função *Convert*, do *software* Idrisi, convertendo o arquivo de formato raster binário para o formato de arquivo raster ASCII, para que pudessem ser analisados pelo *software* Fragstats gerando o relatório referente aos índices selecionados para a classe.

Os índices ecológicos selecionados para este trabalho foram baseados no significado ecológico, na simplicidade para a interpretação e na consagração de seu uso na bibliografia especializada.

#### **4.2.3 Áreas prioritárias para conservação**

Para que se possam identificar áreas prioritárias para conservação, é necessário que se definam os fatores e pesos de compensação que serão utilizados para a análise. A definição dos fatores e dos pesos de compensação foi realizada com base em revisão bibliográfica e estudos similares desenvolvidos.

##### **4.2.3.1 Fatores utilizados para a definição de áreas prioritárias**

Abaixo, seguem os fatores e restrições que serão utilizados para a definição de áreas prioritárias para a conservação.

###### **4.2.3.1.1 Proximidade entre fragmentos entre maior área nuclear**

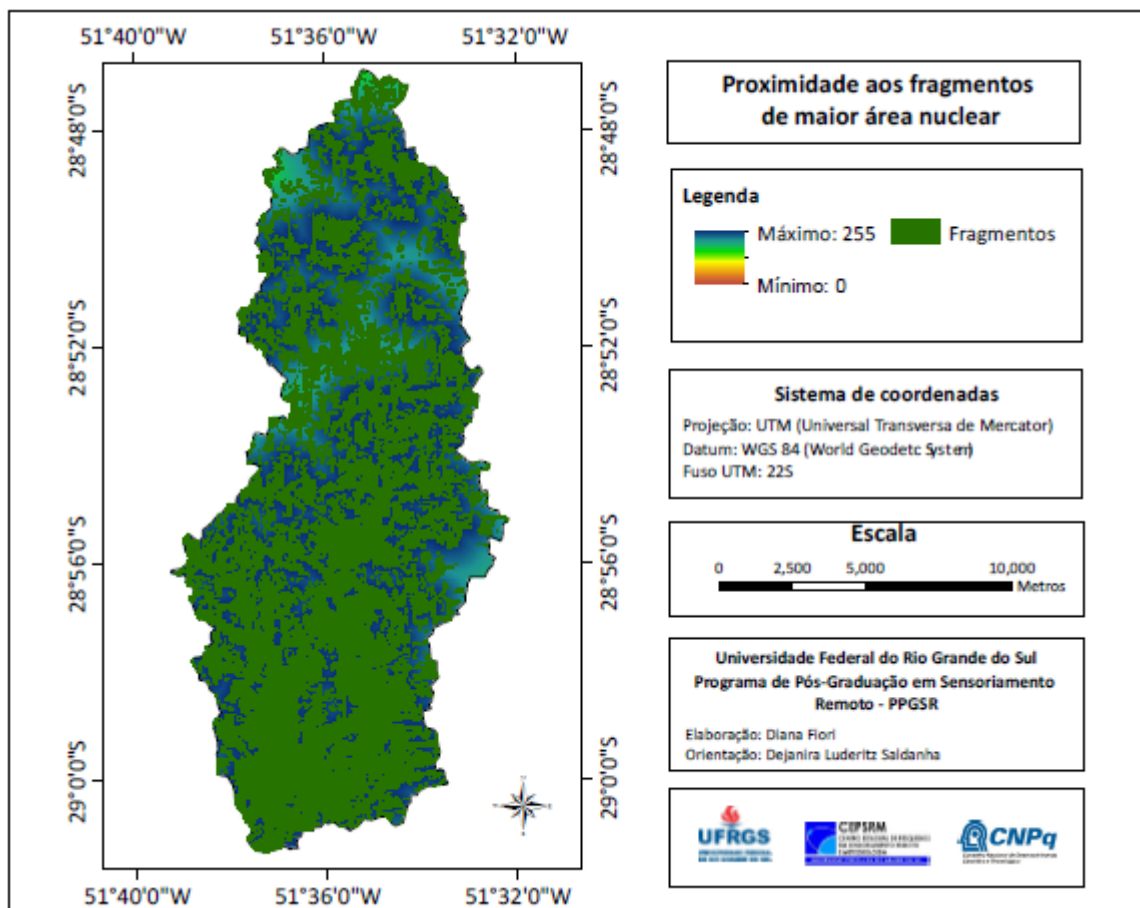
A geração dos fragmentos implica na criação de uma borda, ou seja, uma região de contato entre a área ocupada com agricultura ou pasto e o fragmento de floresta (RODRIGUES, 1998). Segundo ODUM (1988), borda florestal pode ser definida como um ecótono entre floresta e comunidade de gramíneas ou arbustos. Para DAJOZ (2005), borda pode ser um pronome aplicado a zonas transição de largura reduzida, de 10 a 100 metros no máximo, tais como as que existem entre a floresta e as culturas circundantes, ou como as zonas pantanosas situadas entre uma lagoa e as formações terrestres vizinhas.

A maior parte dos processos ligados à fragmentação, normalmente tem início na borda. Para ODUM & BARRETT (2007), devido à variedade e à diversidade de vida ser frequentemente maior dentro e ao redor de bordas, sucede que as mudanças na forma da mancha, resultam em um aumento ou redução na quantidade de habitat de borda, também resultam em um aumento ou redução de abundância de espécies e diversidade biótica. Para DAJOZ (2005), o efeito de borda e a fragmentação criam perturbações no funcionamento dos ecossistemas por simplificações ou por redução dos processos biológicos importantes, como a competição, o parasitismo, a polinização, a degradação de serrapilheira, o regime das queimadas, o ciclo da água, etc. Com a criação da borda, muitas consequências biológicas acontecem, afetando as condições microclimáticas da floresta.

Segundo RODRIGUES (1998), o efeito de borda traz diversos aspectos negativos que influenciam como luz na borda, umidade, densidade de plantas, composição de espécies vegetais, etc. Além disso, a borda também é afetada pelo vento, ressecando o ambiente. Apesar disso, todas estas mudanças são temporárias até que a sucessão ecológica ocorra e reestabeleça a vegetação. A forma dos fragmentos influencia o grau de impacto do efeito de borda, incluindo os fluxos bióticos e abióticos (FARINA, 1998). Segundo HERRMANN, RODRIGUES E LIMA (2005) a forma pode ser avaliada através de proporções simples entre área de borda e área do fragmento, podendo ser regulares ou irregulares (mais afetados por bordas, implicando diretamente na dispersão de plantas).

Segundo ODUM (1998), quanto menor for o fragmento, maior será o efeito de borda observado e também a proporção de números de espécies, pois, quanto maior o fragmento maior o número de espécies esperado. Para FORMAN & GODRON (1986), o formato do fragmento define primordialmente a composição das espécies em seu interior, pois as formas isodiamétricas (círculo perfeito) têm uma relação maior de espécies do que aquelas que tendem ao retângulo, que podem chegar ao extremo de possuírem somente espécies de borda.

A variabilidade de habitats combinada com a diversidade de tamanhos de fragmentos florestais, bem como com os diferentes graus de isolamento desses fragmentos, permitem testar diversos índices de ecologia de paisagem. Para este mapa de fator, foram selecionados os fragmentos com maior área nuclear, conforme o *software* Fragstats. Após, estes fragmentos foram submetidos ao mapa de distâncias e após, a normalização de 0 a 255 bytes. Vale ressaltar que áreas próximas a 255 bytes são as mais indicadas para a conservação, segundo este critério. O mapa quanto à proximidade aos maiores fragmentos está indicado na **Figura 9**.

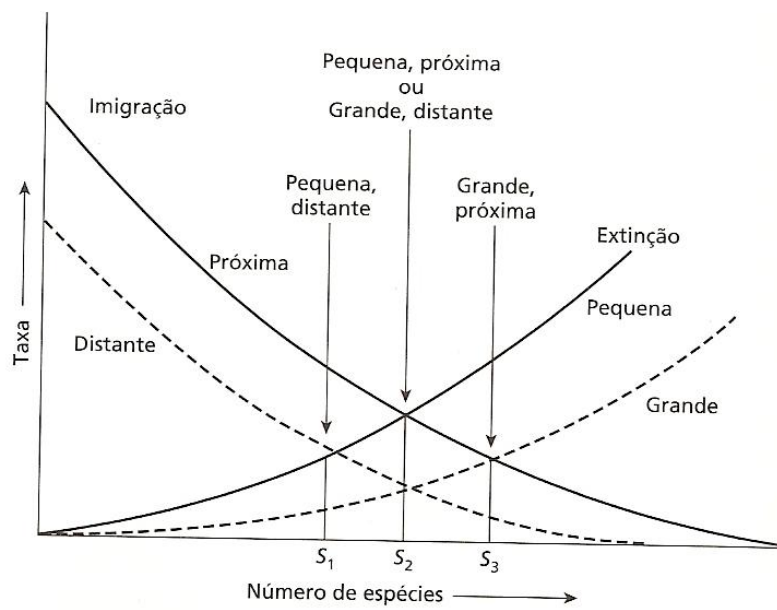


**Figura 9** - Proximidade aos fragmentos de maior área nuclear.

#### 4.2.3.1.2 Proximidade à cobertura florestal

A proximidade à cobertura florestal está intimamente ligada à fragmentação florestal, possibilitando que os fragmentos fiquem cada vez mais distantes, influenciando diretamente na qualidade do ecossistema. A fragmentação tem sido cada vez mais estudada no sentido de entender qual seria a melhor forma e tamanho para as reservas florestais. MAC ARTHUR E WILSON (1963, 1967) foram os primeiros a publicar a Teoria de Biogeografia de Ilhas.

Segundo ODUM & BARRETT (2007), a Teoria da Biogeografia de Ilhas considera que o número de espécies em uma ilha é determinado pelo equilíbrio entre a imigração de novas espécies e a extinção daquelas presentes (**Figura 10**). Ainda segundo os autores, como as taxas de imigração e extinção dependem do tamanho das ilhas e sua distância do continente, um equilíbrio geral pode ser esquematizado desta forma:



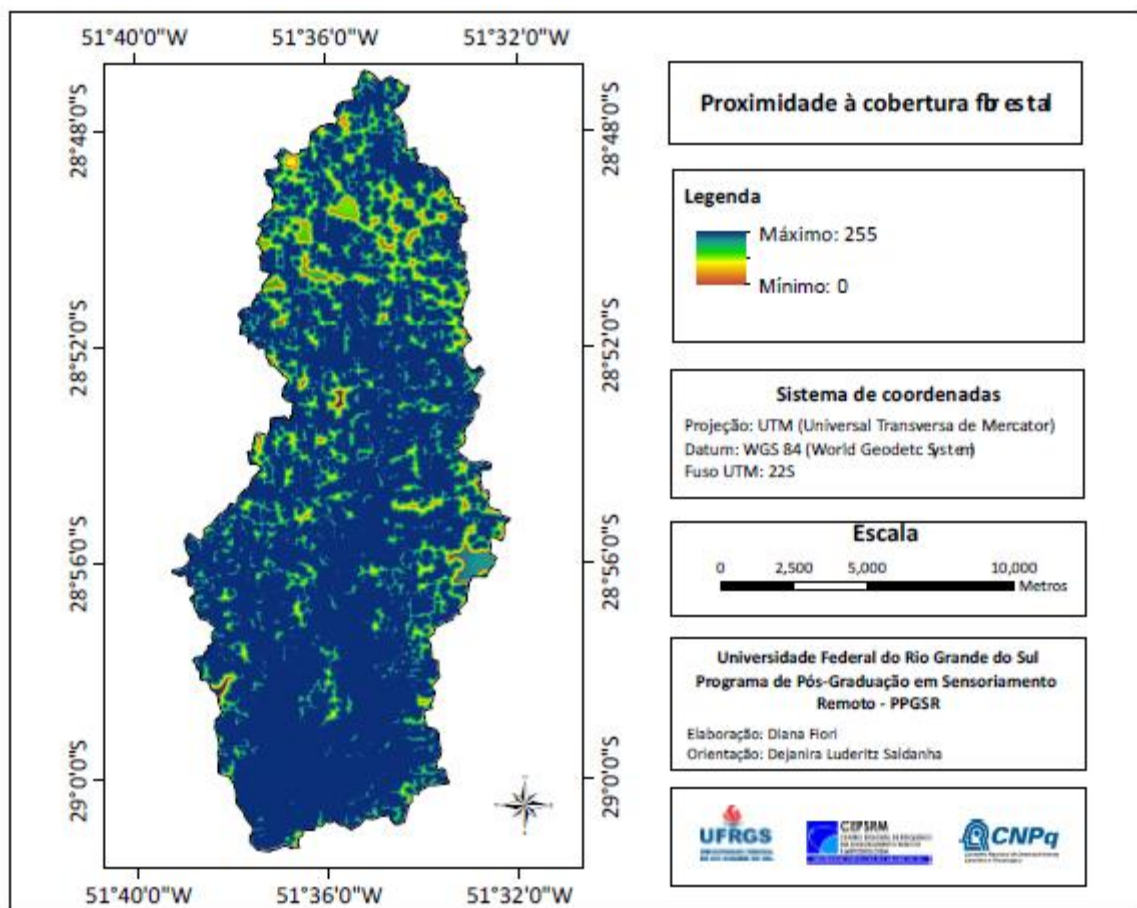
**Figura 10** - Teoria de Biogeografia de Ilhas. O número de espécies de uma ilha é determinado pelo equilíbrio entre as taxas de migração e extinção. Fonte: ODUM & BARRETT (2007).

Para DAJOZ (2005), a taxa de imigração decresce quando o número de espécies aumenta em consequência da intensificação de fenômenos como a predação e a competição. A taxa da extinção cresce conforme o número de espécies já instaladas, e é maior para uma ilha pequena, pois nela as populações não podem se desenvolver efetivos consideráveis. O risco de extinção, em decorrência de variações aleatórias, é maior do que nas ilhas grandes. A teoria é adaptada como base já que os fragmentos de mata se assemelham a ilhas. Dessa forma, é possível prever o número de espécies que um determinado fragmento de floresta pode manter e ainda conseguir explicar os mecanismos causadores destes padrões.

No entanto, como normalmente existem dados escassos do ambiente antes da fragmentação ter ocorrido, é difícil provar o principal fundamento da teoria. A Teoria de Biogeografia de Ilhas se assemelha, mas também se afasta de outra importante teoria: A de Metapopulações. Segundo DAJOZ (2005), a ecologia de paisagem estuda todos os habitats e

as relações que existem entre eles, ao invés de se interessar apenas por um tipo de hábitat favorável a uma espécie.

A partir do mapa de fragmentos de mata nativa do ano de 2016, gerou-se um mapa com as distâncias entre os fragmentos, através da função *Distance*, no *software* Idrisi. Esse mapa associado ao limite da bacia foi normalizado, através da função *Fuzzy*, onde a escala passou a ser de 0 a 255 bytes, através da função linear decrescente. Neste modo, fica estabelecido que quando mais próximo da cobertura florestal de mata nativa, maior a importância ou prioridade da distância. Em outras palavras, quanto mais próximo de 255 bytes, maior a importância na área a ser preservada, considerando este fator. A **Figura 11** apresenta o mapa de fator associado à proximidade aos fragmentos de mata nativa.



**Figura 11** - Proximidade à cobertura florestal.

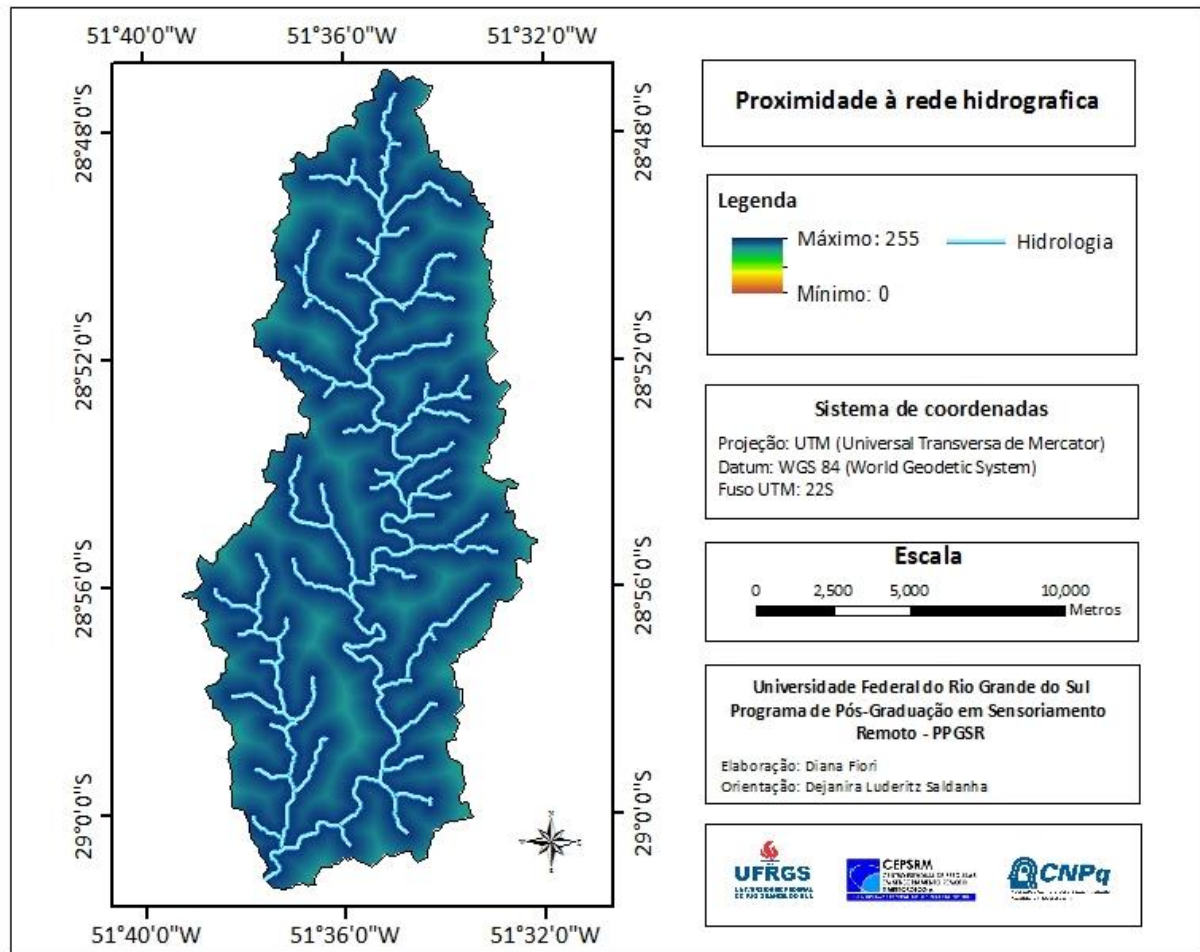
#### 4.2.3.1.3 Proximidade à rede hidrográfica

É de fundamental importância à preservação da mata ciliar ao longo da rede hidrográfica que em conexão com os fragmentos mais distantes, possibilitam ótimos locais para sobrevivência, abrigo, nidificação e outros fatores indispensáveis para um equilíbrio no ecossistema. Segundo DURIGAN & SILVEIRA (1999), a importância da existência de florestas ao longo dos rios e ao redor de lagos e reservatórios fundamenta-se no amplo espectro de benefícios que este tipo de vegetação traz ao ecossistema, exercendo função protetora sobre os recursos naturais bióticos e abióticos.

Para FORMAN & COLLINGE (1997), as espécies animais, de maneira geral, utilizam-se e necessitam dos corpos d'água. Dessa maneira, as áreas de floresta próximas a esses corpos d'água passam a ter uma grande importância ecológica na dinâmica da paisagem, pois possibilitam o movimento dessas espécies animais, ao longo da paisagem, e contribuem para a dispersão vegetal que, por sua vez, irá auxiliar no incremento da qualidade da estrutura dessa paisagem.

A partir do mapa hidrológico da sub-bacia do Arroio Retiro, gerou-se o mapa de distâncias em relação aos recursos hídricos encontrados na área. Da mesma forma, este mapa foi gerado através da função *Distance*. Após, o mesmo foi submetido a normalização através de uma função linear decrescente. O mapa final deste fator está apresentado na **Figura 12**, onde demonstra que quanto mais próximo à rede hidrográfica, maior a importância do local.





**Figura 12 - Proximidade à rede hidrográfica.**

#### 4.2.3.1.4 Distância às áreas de mineração

Foi na década de 1950 que imigrantes italianos, onde hoje se localiza a cidade de Nova Prata no noroeste do Rio Grande do Sul bem como nas cidades do entorno, iniciaram o aproveitamento econômico do basalto da Formação Serra Geral (TOSCAN, 2005). O basalto extraído na forma de placas irregulares para calçamento, devido ao seu baixo custo e grande resistência, foi o produto que alavancou esse setor. Esta atividade auxiliou muitos produtores rurais, em épocas de difícil situação econômica a manter-se com condições razoáveis de sobrevivência. Essa atividade de mineração, ainda em muitos casos, é intensificada em épocas de entressafra agrícola, constituindo-se, para muitos mineradores, um importante complemento da renda familiar da zona rural (FARINA, 1986).

A supressão de vegetação para a atividade de mineração é estabelecida pela Lei 11.428 de 22 de dezembro de 2006, intitulada Lei da Mata Atlântica. Tem-se:

*“Art. 32. A supressão de vegetação secundária em estágio avançado e médio de regeneração para fins de atividades minerárias somente será admitida mediante:*

*I - licenciamento ambiental, condicionado à apresentação de Estudo Prévio de Impacto Ambiental/Relatório de Impacto Ambiental - EIA/RIMA, pelo empreendedor, e desde que demonstrada a inexistência de alternativa técnica e locacional ao empreendimento proposto;*

*II - adoção de medida compensatória que inclua a recuperação de área equivalente à área do empreendimento, com as mesmas características ecológicas, na mesma bacia hidrográfica e sempre que possível na mesma microbacia hidrográfica, independentemente do disposto no art. 36 da Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000.”*

Desta forma, só é permitido o manejo de vegetação em atividades minerárias sem EIA/RIMA para estágios secundários iniciais de regeneração. Caso contrário, o licenciamento será através de EIA/RIMA. O Estudo de Impacto Ambiental (EIA), que é exigido para o licenciamento ambiental de qualquer atividade de aproveitamento de recursos minerais e dele se distingue, tem sua definição, normas e critérios básicos, e diretrizes de implementação estabelecidos pela Resolução do CONAMA nº1/86. Apesar disso, a maioria dos extratores de minério, não sabem da legislação atual e por muitas vezes acabam danificando a vegetação encontrada para avanço das frentes de lavra.

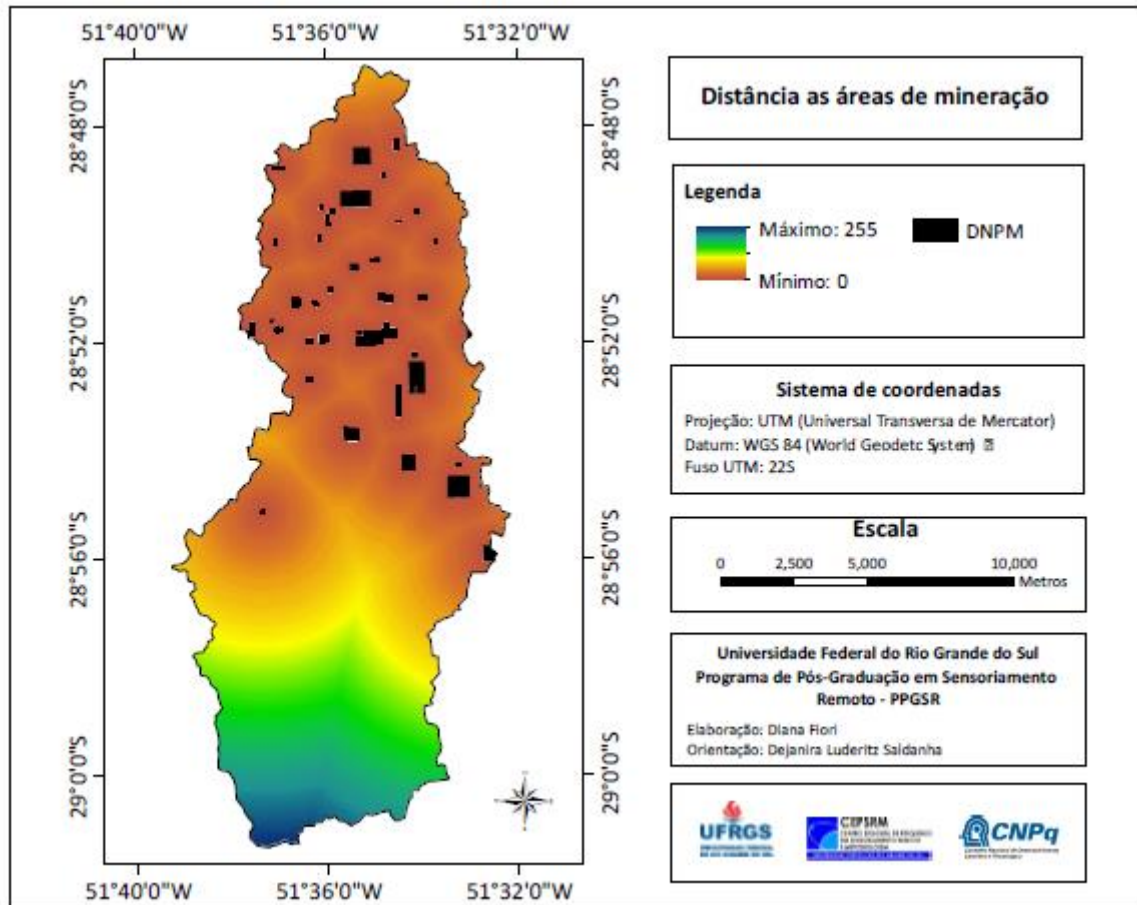
Apesar de necessária para o crescimento econômico e ser indispensável para a construção civil, a mineração impacta de forma grandiosa o meio ambiente. Inicialmente, um dos principais impactos é a degradação da paisagem. As áreas mineradas, anteriormente ocupadas por vegetação, deixam camadas de rochas expostas, removendo a beleza da paisagem, além de possibilitar deslizamentos e desmoronamentos, caso a pedreira não siga as corretas orientações do Engenheiro de Minas responsável. Além disso, outro impacto causado para pela mineração, são os ruídos e vibrações. Outro fator negativo advindo da extração de minérios é a emissão de gases e poeira. O beneficiamento, seguidamente associado à extração de basalto, é uma das principais causas de emissão de particulados. Na **Figura 13**, momento de uma detonação com explosivos, indicando a grande dispersão de partículas na frente de lavra e entorno.



**Figura 13** - Momento em que uma detonação é realizada. Fonte: Mineração Nova Prata.

A atividade da extração de basalto, normalmente realizada com o uso de explosivos e não dificilmente com beneficiamento, aumentam de forma significativa os ruídos e vibrações do entorno. Espécies animais que se encontravam nas proximidades anteriormente ao início da atividade sofrerão com stress e possivelmente se deslocem para fragmentos mais distantes do empreendimento.

Vale ressaltar que em áreas mineradas o deslocamento de caminhões e equipamentos como retroscavadeiras e pás-carregadeiras é imenso. Desta forma, a possibilidade de atropelamento de fauna silvestre também fica acentuada. Além disso, a contaminação do lençol freático devido à grande movimentação de maquinário e também a lixiviação de sedimentos da frente de lavra para os arroios próximos, são impactos que afetam de forma significativa o meio ambiente do entorno. Desta forma, considerando a junção de todos os impactos causados pela mineração e a grande quantidade de áreas solicitadas ao DNPM (Departamento Nacional de Produção Mineral), os registros solicitados serão uma restrição para a tomada de decisão. Para a elaboração do mapa de restrições, foram utilizados os dados fornecidos pelo DNPM, através do SIGMINE. Depois de submetidos à área de interesse, foi gerado o mapa de distâncias e após, a submissão à função *Fuzzy*, conforme **Figura 14**.



**Figura 14 - Distâncias às áreas de mineração.**

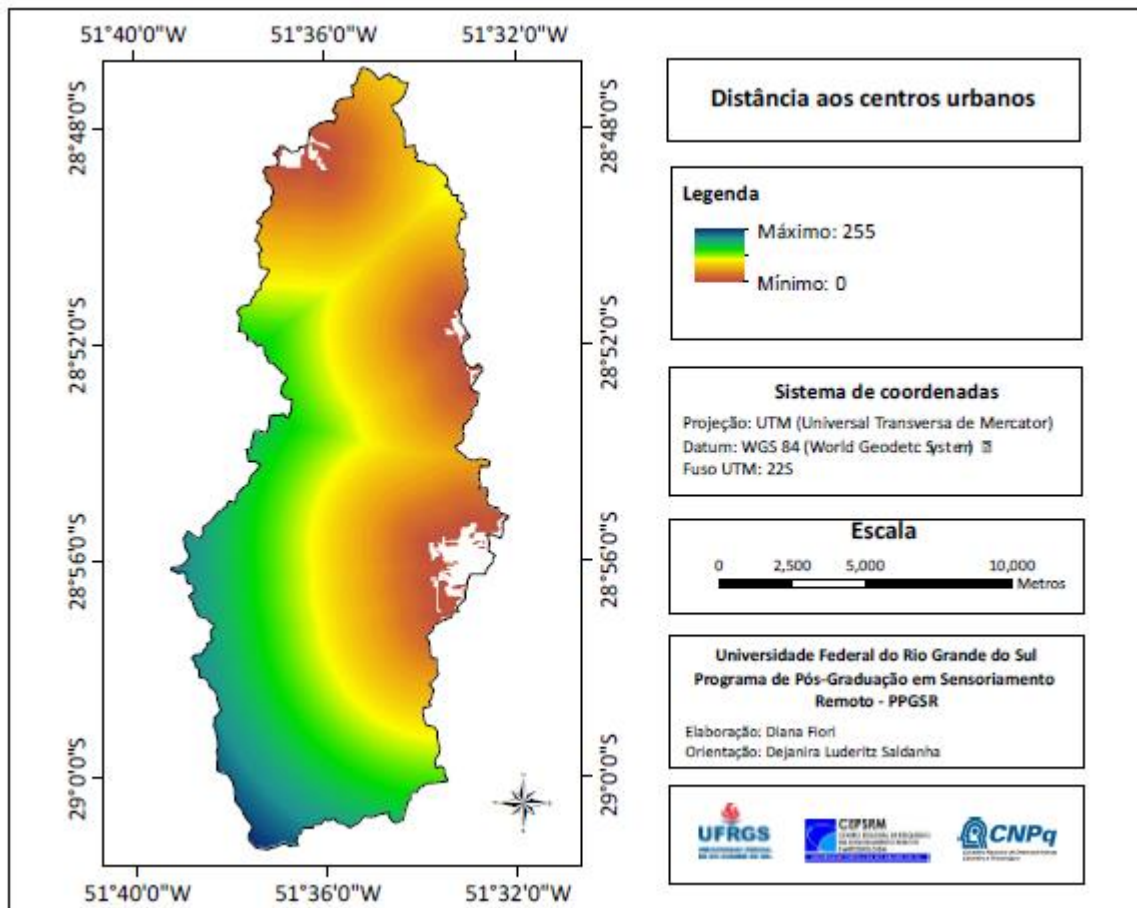
#### 4.2.3.1.5 Distância aos centros urbanos

As paisagens, de acordo com FORMAN & GODRON (1986), possuem uma estrutura comum e fundamental, composta pelos elementos: fragmento ou manchas, matriz e corredor. Segundo LANG & BLASCHKE (2009) por meio da ordenação específica destes elementos de estrutura se originam padrões característicos. Uma paisagem compõe-se desses elementos de estrutura de forma específica, da qual resulta um determinado “padrão de manchas” (*patchiness* ou *patterness*). Numa paisagem, a matriz representa o elemento de maior conectividade, que ocupa a maior extensão e que, por este motivo, tem maior influência no funcionamento dos outros ecossistemas (MCGARIGAL & MARKS, 1995). No que diz respeito aos elementos que constituirão uma matriz, FORMAN & GODRON (1986) mencionam que dependerá da escala de investigação.

As matrizes que permitem a maior conectividade entre os fragmentos florestais são consideradas as de maior porosidade, fator que terá influência direta na conservação e preservação dos remanescentes florestais (FORMAN, 1997). A matriz tem papel fundamental, pois permite o ciclo das substâncias, o fluxo de energia e o regime das espécies na paisagem. A matriz pode ser determinada por três itens: componente de área (elemento da paisagem que constitui mais de 50% da área e que contém elementos menores distinguíveis é definido como matriz), grau de conectividade e condições de controle sobre a dinâmica da paisagem (FORMAN & GODRON, 1986). Quando a paisagem tem predominância de culturas agrícolas, o grau de porosidade pode variar com a implantação, por exemplo, de corredores florestais. Isso não ocorre quando se tem a presença de centros urbanos (FORMAN & COLLINGE, 1997).

Os fragmentos próximos aos centros urbanos sofrem com a constante ameaça de redução de sua área ou mesmo de sua extinção, em função do uso inadequado dessas áreas (GUTZWILLER & BARROW, 2003), aumento do risco de incêndios (CHEN et al., 2001) e pela própria expansão das áreas urbanas, dentre outros fatores. Segundo VALENTE (2001), para a manutenção da biodiversidade e sucesso das ações de conservação e preservação florestal é, portanto, interessante que sejam priorizadas as áreas mais distantes dos centros urbanos.

Para este mapa de fator, foi utilizado os dados da área urbana classificada no mapa de uso e cobertura do solo do ano de 2016, sendo gerado o mapa de distâncias e após, a submissão à função *Fuzzy*. Ao contrário dos fatores citados anteriormente, neste foi utilizado a função linear crescente, dando ao mapa de fator a informação de que quanto mais próximo a área urbana, menor o interesse em se preservar. O mapa com a distância aos centros urbanos está indicado na **Figura 15**.



**Figura 15** - Distância aos centros urbanos.

#### 4.2.3.1.6 Distância a malha viária

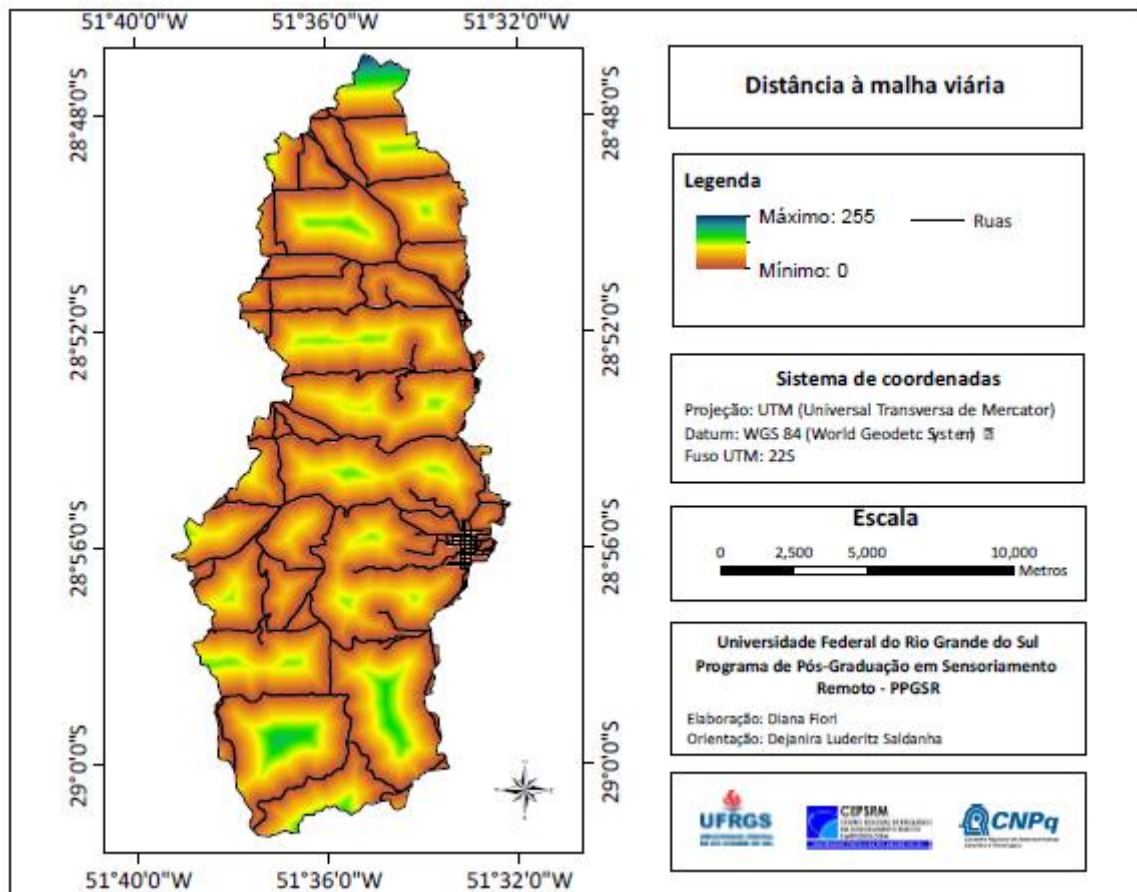
As vias de transporte e locomoção criadas com o avanço da urbanização influenciam de forma consistente os ecossistemas. Desta forma, a malha viária acaba se tornando um fator limitante, que pode tornar difícil à sobrevivência, o crescimento e a reprodução das espécies. Relacionando com a fauna, as estradas são obstáculos que parte das espécies de animais não conseguem transpassá-lo.

Os fragmentos florestais próximos à malha viária estão sob as mesmas influências negativas que os fragmentos próximos aos centros, porém com o agravante que, se o traçado da malha viária não considera os atributos da bacia hidrográfica, constitui-se em um foco permanente de erosão, principalmente em solos mais sensíveis (HERMANN et al., 2005).

Para algumas regiões a malha viária, em função de sua estrutura linear, afeta mais as áreas naturais que outros focos de desenvolvimento, como por exemplo, as áreas urbanas,

parques industriais, etc. (GENELETTI, 2004). Ela é a causa direta e indireta da redução de habitats. A causa direta refere-se à redução da área total do ecossistema, causada pela própria presença de infraestrutura e pela conversão da cobertura original em superfícies artificiais. A causa indireta refere-se a efeitos como a fragmentação (ecossistema fracionado em fragmentos pequenos e mais distantes uns dos outros) e a degradação do ecossistema (alterações biofísicas induzindo o barulho, poluição do ar e a água, luz artificial, etc). Esses efeitos causam uma perda indireta do habitat e a redução da capacidade do ecossistema de sustentar sua biodiversidade original (GENELETTI, 2004). Para garantir o sucesso das ações de conservação e preservação florestal é interessante, portanto, que sejam priorizadas as regiões mais distantes da malha viária.

Para o mapa de fator desta restrição, gerou-se o mapa de distância à malha viária e após, foi utilizada a normalização com a função linear crescente. Conforme pode-se verificar pela **Figura 16**, que apresenta o mapa de fator da distância à malha viária, quanto mais próximos às estradas, menores são os valores assumidos.



**Figura 16** - Distância à malha viária.

#### 4.2.3.2 Mapa de restrições

O mapa de restrições foi feito levando em consideração as distâncias a área urbana, a malha viária e as áreas de mineração (registros perante o DNPM).

#### 4.2.3.3 Definição de pesos de compensação e ordenação

Na definição dos diferentes critérios para análise de multicritérios foi necessário definir a importância relativa de cada um no processo de decisão, sendo atribuído um determinado peso a cada critério interveniente e a influência de cada um para o processo de avaliação, utilizando-se o método de comparação pareada (SILVA et al., 2004).

Estas definições são realizadas baseando-se na elaboração de uma matriz de comparação entre os fatores, de acordo com a importância relativa entre pares de fatores (EASTMAN, 2001). Para a elaboração das matrizes de comparação foi utilizada como referência uma escala contínua de nove pontos, conforme a **Figura 17**.

Pairwise Comparison 9 Point Continuous Rating Scale								
1/9	1/7	1/5	1/3	1	3	5	7	9
extremely	very strongly	strongly	moderately	equally	moderately	strongly	very strongly	extremely
Less Important					More Important			

**Figura 17** - Escala contínua para elaboração da matriz de comparação pareada.

Esse método fundamenta-se numa matriz quadrada de comparação entre os critérios, na qual as linhas e as colunas correspondem aos critérios avaliados (na mesma ordem ao longo das linhas e das colunas). Cada célula da matriz representa a importância relativa do critério da linha com relação ao critério da coluna. Essa matriz é recíproca, sendo necessário preencher somente a metade triangular inferior esquerda, já que a outra metade deriva desta, e a diagonal principal assume valores unitários (SILVA et al., 2004). Em outras palavras, cada célula da matriz é preenchida com um valor de julgamento que expressa a importância relativa entre pares de critérios.

Após o estabelecimento dos pesos de cada critério, empregou-se a rotina *Weight* do conjunto de apoio à decisão do IDRISI para calcular o peso de cada uma das variáveis na composição do resultado final. Paralelamente ao cálculo dos pesos, a ferramenta *Weight* faz uma verificação de consistência da distribuição da importância relativa dos critérios. Os pesos



são produzidos por meio do autovetor principal da matriz de comparação pareada, que consiste no método de derivação de pesos AHP (*Analytical Hierarchy Process*), muito usado na área de análise de decisão no campo das ciências econômicas.

Neste estudo foram propostas duas matrizes de comparação pareada diferentes, uma para a identificação de áreas prioritárias para conservação de baixo e alto risco. A matriz de comparação pareada para as áreas prioritárias de baixo risco está apresentada na **Tabela 3**, já a de alto risco na **Tabela 4**.

**Tabela 3** - Matriz de comparação pareada proposta para a identificação de áreas prioritárias com baixo risco.

	DNPM	Ruas	Urbana	FragMaior	Hidrografia	Fragmentos
DNPM	1					
Ruas	1/3	1				
Urbana	1/3	1/3	1			
FragMaior	5	7	7	1		
Hidrografia	3	5	5	1/3	1	
Fragmentos	3	5	5	1/3	1/3	1
<b>Taxa de consistência: (TC) 0,07</b>						

**Tabela 4** - Matriz de comparação pareada proposta para a identificação de áreas prioritárias com alto risco.

	DNPM	Ruas	Urbana	FragMaior	Hidrografia	Fragmentos
DNPM	1					
Ruas	1/3	1				
Urbana	1/5	1/3	1			
FragMaior	7	9	9	1		
Hidrografia	5	7	7	1/3	1	
Fragmentos	3	5	5	1/5	1/3	1
<b>Taxa de consistência: (TC) 0,08</b>						

Onde:

DNPM: distância à mineração;

Ruas: distância à malha viária;

Urbana: distância as áreas urbanas;

FragMaior: proximidade aos fragmentos de maior área nuclear;

Hidrografia: Proximidade a rede hidrográfica;

Fragmentos: proximidade à cobertura florestal.

Sobre os pesos de compensação resultantes da escolha das matrizes de comparação pareada, os mesmos estão dispostos na **Tabela 5**.

**Tabela 5** - Pesos de ordenação utilizados para a MPO.

Fatores	Peso de ordenação		
	Risco Baixo	Risco Médio	Risco Alto
Prox. Maior Fragmento	0.416	0,166	0,468
Prox. à rede hidrográfica	0.244	0,166	0,255
Prox. à cobertura florestal	0.167	0,166	0,135
Dist. da mineração	0.088	0,166	0,076
Dist. aos centros urbanos	0.035	0,166	0,040
Dist. à malha viária	0.050	0,166	0,026
	1	1	1

#### 4.2.3.4 Média ordenada ponderada

A Média Ponderada Ordenada é um passo além da Combinação Linear Ponderada. Nela há um segundo grupo de pesos ponderando a normalização, os chamados pesos de ordenação (EASTMAN, 1997). Estes são aplicados em um ranqueamento progressivo e crescente dos fatores em cada píxel, ou seja, os fatores de menor escore no píxel recebem menores pesos (EASTMAN, 2001). Desta forma, a maneira na qual os pesos de compensação são agregados é controlada e o nível de compensação necessária entre os fatores é determinado (JIANG; EASTMAN, 2000).

Para a associação dos fatores utilizados para a abordagem multicriterial foi empregado o Método da Média Ponderada Ordenada. Conforme VALENTE (2001), este método permite flexibilidade no espaço de estratégia de decisão. A Média Ponderada Ordenada (YAGER, 1988) diferencia-se da Combinação Linear Ponderada, principalmente pela presença de um segundo grupo de pesos, denominados de ordenação (EASTMAN, 1995). Os pesos de fatores passam, nesse método, a ser nomeados de pesos de compensação (MALCZEWSKI, 1999). Os pesos de ordenação não se aplicam a qualquer fator. Eles são aplicados pixel-a-pixel a escores de fatores, determinados pelo ranqueamento desses fatores em cada local (pixel). O peso de ordenação 1 é assinalado ao fator de menor ranqueamento para aquele pixel, peso de ordenação 2 para o próximo fator melhor ranqueado, e assim por diante (EASTMAN, 2001). Segundo JIANG & EASTMAN (2000) os pesos de ordenação controlam a maneira pela qual os pesos de compensação serão agregados e determinam o nível de compensação necessário entre os fatores. Os autores ainda citam que um fator ao qual foi atribuído um alto peso de compensação pode receber, por exemplo, um baixo peso de ordenação.

MALCZEWSKI (1999) coloca que o método MPO tem sido utilizado no desenvolvimento de estratégias para o gerenciamento ambiental na bacia hidrográfica Cedar Creek, Ontário, Canadá, com o objetivo de avaliar a priorização das áreas na bacia, para reabilitação e projetos avançados, tais como melhorar a cobertura vegetal natural, melhorar a qualidade e a biodiversidade de suas áreas naturais, protegerem sua água subterrânea e melhorar a saúde de seus corpos d'água. Neste caso, os critérios são proteção de áreas de recarga, distância das nascentes, proteção às áreas suscetíveis à erosão, proteção de áreas úmidas, proteção de áreas naturais, proteção ao uso do solo, proteção de propriedades particulares e visibilidade.

O método da Média Ponderada Ordenada pode ser assim, considerado como uma extensão e uma generalização dos procedimentos convencionais nos SIGs, especialmente daqueles relacionados à abordagem multicriterial (JIANG & EASTMAN, 2000). Os mesmos autores comparam as soluções obtidas com os métodos Booleano, da Combinação Linear Ponderada e da Média Ponderada Ordenada para a locação de um parque industrial, no leste da África. Essas soluções (mapas) mostraram-se bem distintas, principalmente as obtidas com variações dos pesos de ordenação, no método da Média Ponderada Ordenada. Nessas últimas observou-se um aumento no número de classes à medida em que a solução “caminhava” entre os extremos (AND para OR), o que indica a melhor definição das áreas adequadas à locação do parque industrial (VALENTE, 2001).

AND e OR são extremos definidos pelos valores máximos e mínimos dos fatores, mas os resultados das operações com compensação entre esses extremos são determinados por uma média dos fatores que depende de uma combinação dos valores dos fatores, dos pesos dos fatores e dos pesos de ordenação. Em locais onde os fatores com pesos elevados tem escores similares de aptidão, os três resultados com compensação serão muito similares. Em locais onde estes fatores não possuem escores de aptidão similar, os três resultados com compensação serão mais influenciados pela diferença na aptidão (em direção ao mínimo, à média ou ao máximo).

Uma vez obtidos os pesos, eles são usados como coeficientes e multiplicados pela imagem do respectivo critério, sendo posteriormente feita a adição dos produtos. Dessa forma, na imagem final cada pixel representa a nota recebida considerando todos os critérios escolhidos e os pesos atribuídos a eles na análise conjunta. Os trechos de maior valor serão aqueles que, segundo os critérios pré-estabelecidos, são os melhores para a construção de uma estrada pavimentada. Foi utilizada a rotina MCE (*Multi Criteria Evaluation*) para a aplicação dos pesos a cada um dos critérios, empregando-se o método de combinação linear ponderada.

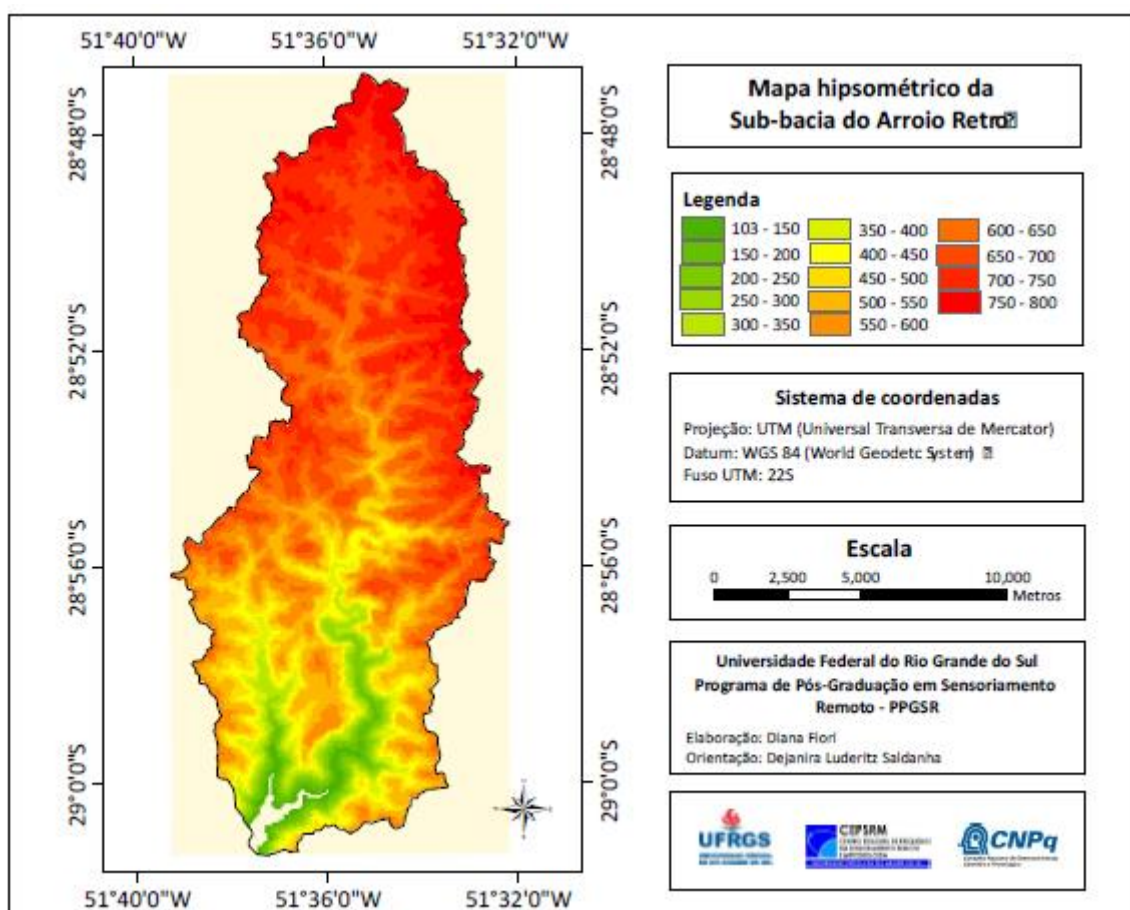
#### **4.2.3.5 Definição das classes de áreas prioritárias**

Os mapas de áreas prioritárias para a conservação foram divididos em cinco classes: muito baixa; baixa; média; alta e muito alta.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Caracterização física

A caracterização física da sub-bacia do Arroio Retiro foi realizada através do mapa hipsométrico, que apresenta o relevo por meio de diferentes tonalidades de cor para diferentes intervalos de altitude e pelo mapa clinográfico, indicando a declividade da área de estudo. A **Figura 18** e **Tabela 6** apresentam os dados hipsométricos obtidos.



**Figura 18** - Mapa hipsométrico da sub-bacia do Arroio Retiro.

A classe mais frequente na sub-bacia do Arroio Retiro foi a entre 700 a 750 metros de altitude. Esta classe apresentou 29,44% da área total da bacia.

**Tabela 6** - Dados hipsométricos e suas respectivas áreas.

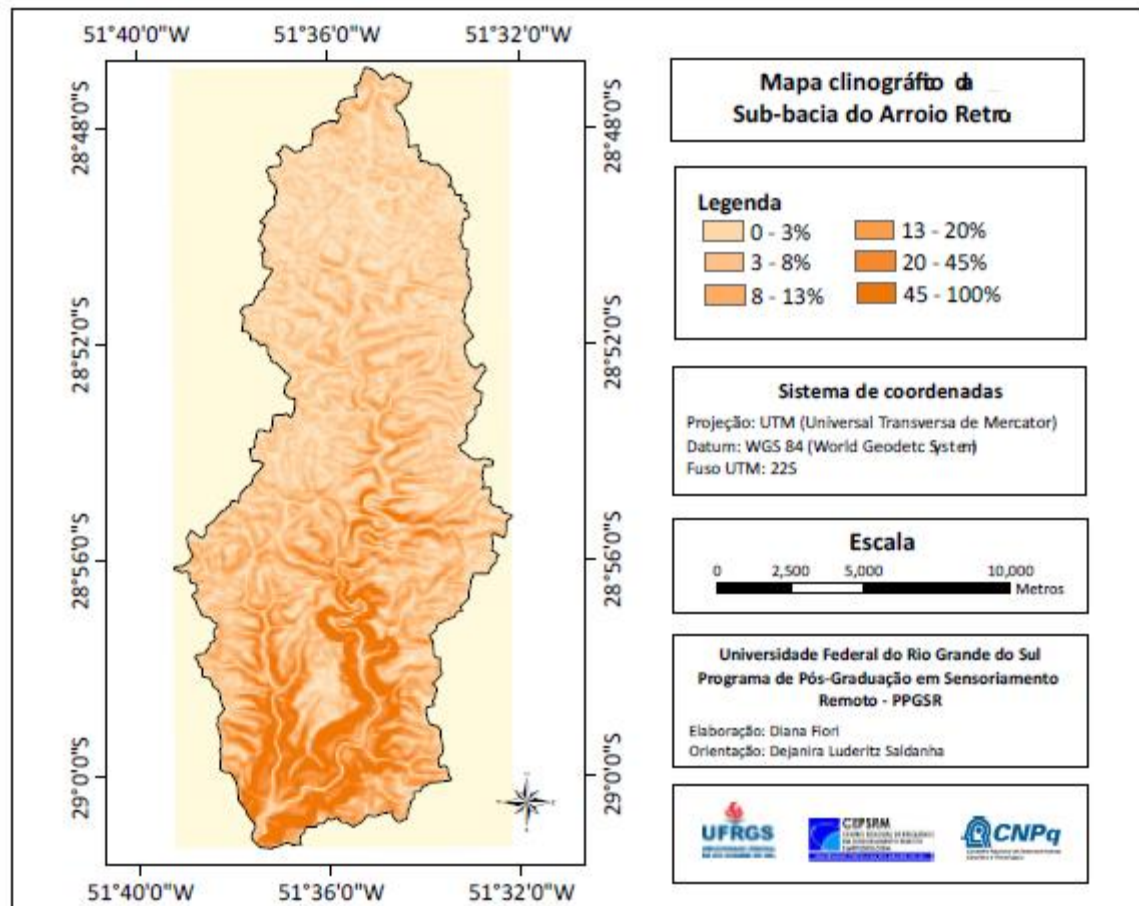
Classe	Área (km <sup>2</sup> )	%
--------	-------------------------	---

<b>0 – 150</b>	0,011	0,001
<b>150 – 200</b>	1,276	0,70
<b>200 – 250</b>	1,754	0,97
<b>250 – 300</b>	2,745	1,53
<b>300 – 350</b>	3,322	1,85
<b>350 – 400</b>	3,638	2,02
<b>400 – 450</b>	3,849	2,14
<b>450 – 500</b>	6,189	3,45
<b>500 – 550</b>	7,715	4,30
<b>550 – 600</b>	20,188	11,25
<b>600 – 650</b>	26,077	14,54
<b>650 – 700</b>	33,606	18,73
<b>700 – 750</b>	52,803	29,44
<b>750 - 800</b>	16,250	9,06
<b>Total:</b>	179,34	100

As classes clinográficas e suas respectivas áreas, bem como o mapa clinográfico estão apresentados na **Tabela 7** e **Figura 19**.

**Tabela 7** - Classes clinográficas e suas respectivas áreas.

<b>Classe Clinográfica</b>	<b>Área (km<sup>2</sup>)</b>	<b>%</b>	<b>Característica</b>
<b>0 - 3 %</b>	42,09	23,46	Plano
<b>3 - 8 %</b>	16,86	9,40	Suave Ondulado
<b>8 - 13 %</b>	28,80	16,05	Moderado Ondulado
<b>13 - 20 %</b>	30,36	16,94	Ondulado
<b>20 - 45 %</b>	44,25	24,69	Forte Ondulado
<b>45 - 100 %</b>	16,08	8,96	Montanhoso
<b>&gt;100 %</b>	0,9	0,50	Escarpado



**Figura 19** - Mapa clinográfico da sub-bacia do Arroio Retiro.

Cerca de 23,46% da área de estudo se encontra em relevo classificado como plano, que são solos indicados para os cultivos agrícolas pois possuem condições satisfatórias para a mecanização. Além disso, são locais normalmente procurados por agricultoras, devido ao acúmulo de água no solo e também as facilidades de manejo.

A classe de solo com declividade entre 3 e 8%, considerados solos suave ondulado, apresentaram área de 16,86 km<sup>2</sup>. Estes solos possuem topografia pouco acidentada e são constituídas por colinas e/ou outeiros que apresentem declives suaves e, além disso, terras que permitem o emprego de todo tipo de máquinas e implementos agrícolas, durante praticamente todo o ano. (EMBRAPA, 1995).

Os relevos com declividade de 13 a 20%, considerados ondulados, apresentaram 30,36 km<sup>2</sup>, correspondente a 16,94% da sub-bacia com forte grau de limitação, sendo necessárias práticas intensivas de controle a erosão. Estas áreas correspondem à faixa que define o limite máximo do emprego da mecanização agrícola.

As áreas com declividades entre 20 a 45%, contam com 44,25 km<sup>2</sup>, sendo a classe que apresentou maior ocorrência. A partir desta classe, a agricultura começa a ter o empecilho da mecanização, pois são relevos com limitações devidos condições de relevo, além das limitações predominantemente moderadas à muito forte, quanto à rochosidade/pedregosidade (EMBRAPA, 1995).

Os relevos montanhosos (45 – 100%) apresentaram pouca área, cerca de 16,08 km<sup>2</sup>. Relevos com esta declividade propiciam o escoamento superficial e a erosão levando ao assoreamento das nascentes (ROSTAGNO, 1999). A classe com declividade acima de 100% apresentou pouca frequência com somente 0,9 km<sup>2</sup>.

## 5.2 Evolução temporal da paisagem

A Tabela 8 e Tabela 9 e as Figura 20, Figura 21, Figura 22 e a Figura 23 mostram as informações de uso e cobertura do solo da sub-bacia do Arroio Retiro, abrangendo os municípios de Veranópolis, Vila Flores, Fagundes Varela e Nova Prata, nos anos de 1990, 2005, 2011 e 2016 respectivamente.

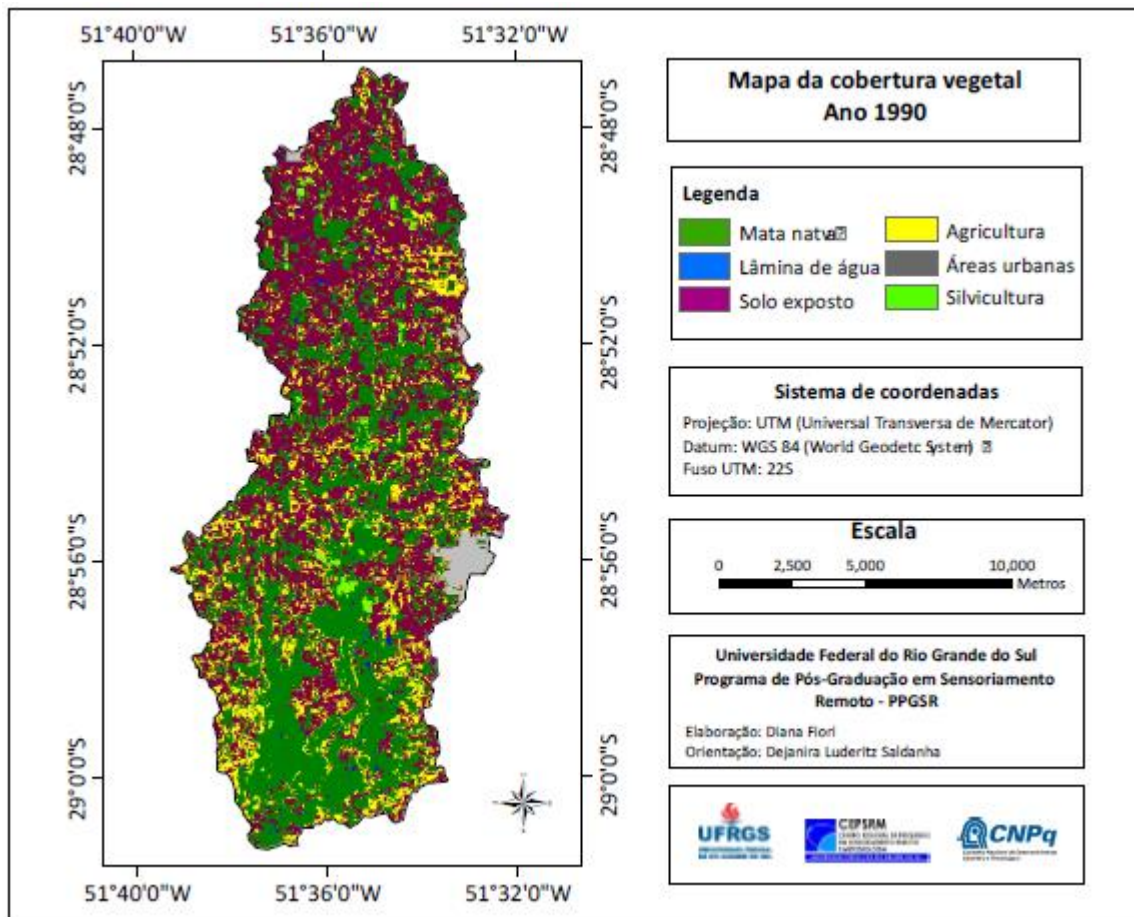
**Tabela 8** - Dados de uso e cobertura do solo nos anos de 1990, 2005, 2011 e 2016 na sub-bacia do Arroio Retiro.

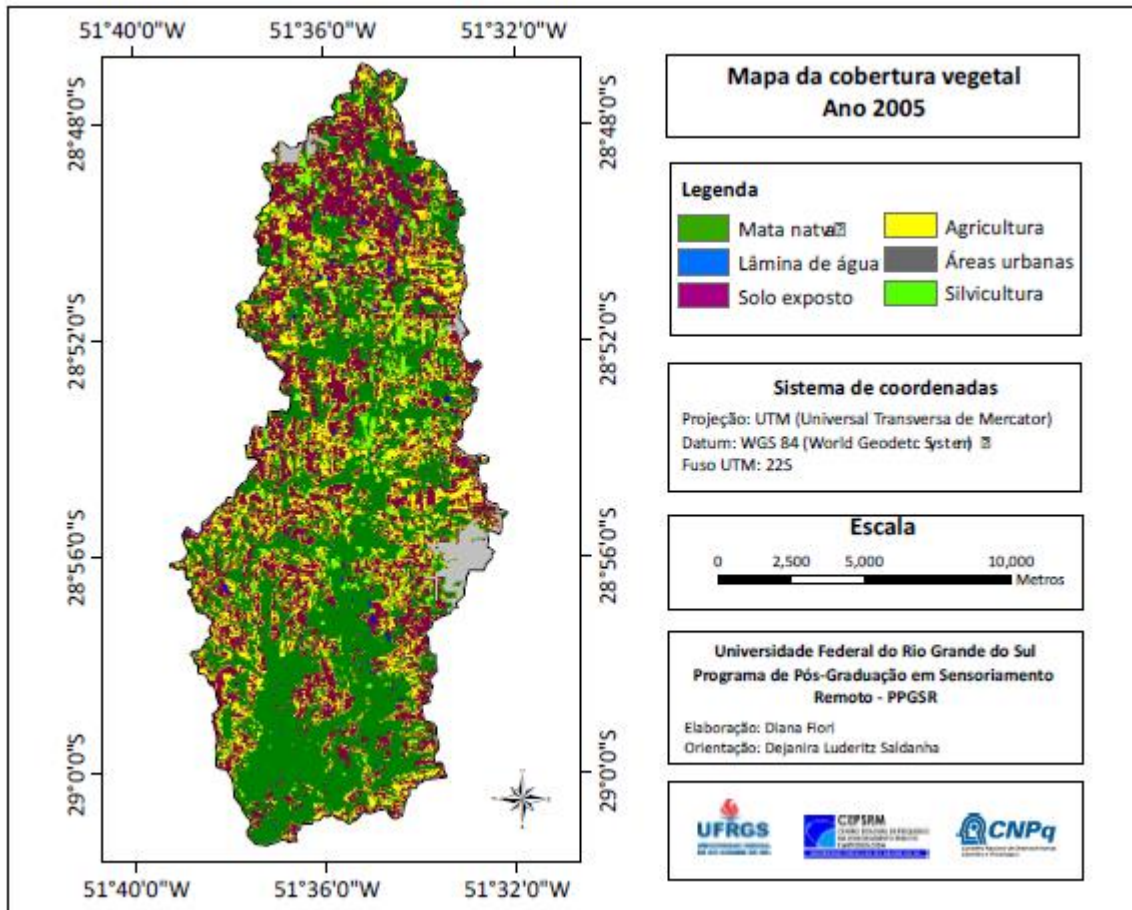
Classes	Ano							
	1990		2005		2011		2016	
	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%
<b>Mata nativa</b>	67,79	37,80	76,79	42,82	77,25	43,08	79,25	44,18
<b>Lâmina de água</b>	1,09	0,61	1,08	0,60	1,08	0,60	1,08	0,60
<b>Solo exposto</b>	80,27	44,76	55,28	30,84	53,32	29,74	70,52	39,33
<b>Agricultura</b>	25,80	14,39	36,45	20,32	35,84	19,98	14,58	8,13
<b>Área urbanizada</b>	2,91	1,62	3,85	2,14	4,13	2,30	4,40	2,46
<b>Mata exótica</b>	1,48	0,82	5,89	3,28	7,72	4,30	9,51	5,30
<b>TOTAL:</b>	<b>179,34</b>	<b>100</b>	<b>179,34</b>	<b>100</b>	<b>179,34</b>	<b>100</b>	<b>179,34</b>	<b>100</b>



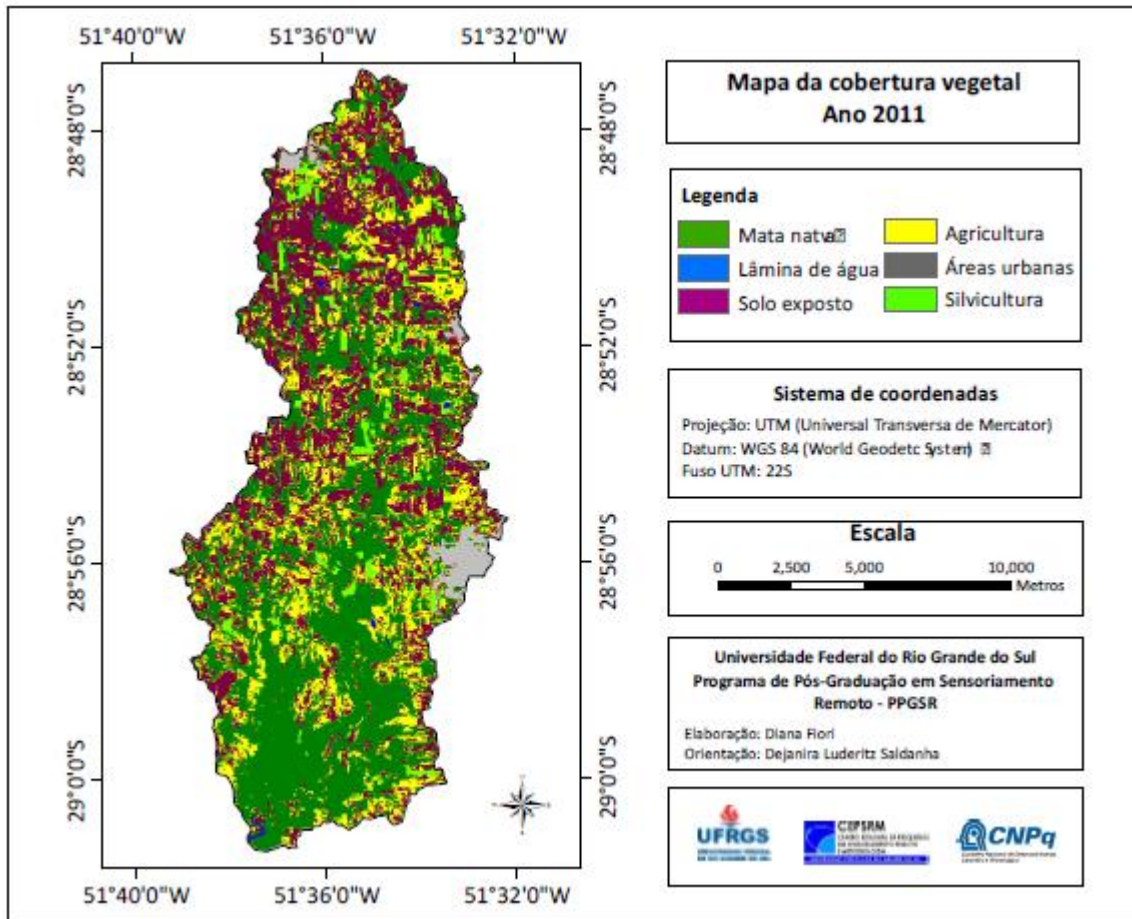
**Tabela 9** - Variação do uso e cobertura do solo de 1990 a 2016 na sub-bacia do Arroio Retiro.

Classe	Variação (km <sup>2</sup> )	Variação (%)
<b>Mata nativa</b>	11,46	16,87
<b>Lâmina de água</b>	0	0
<b>Solo exposto</b>	-9,75	-12,13
<b>Agricultura</b>	-11,22	-43,50
<b>Área urbanizada</b>	1,49	51,85
<b>Mata exótica</b>	8,03	546,34

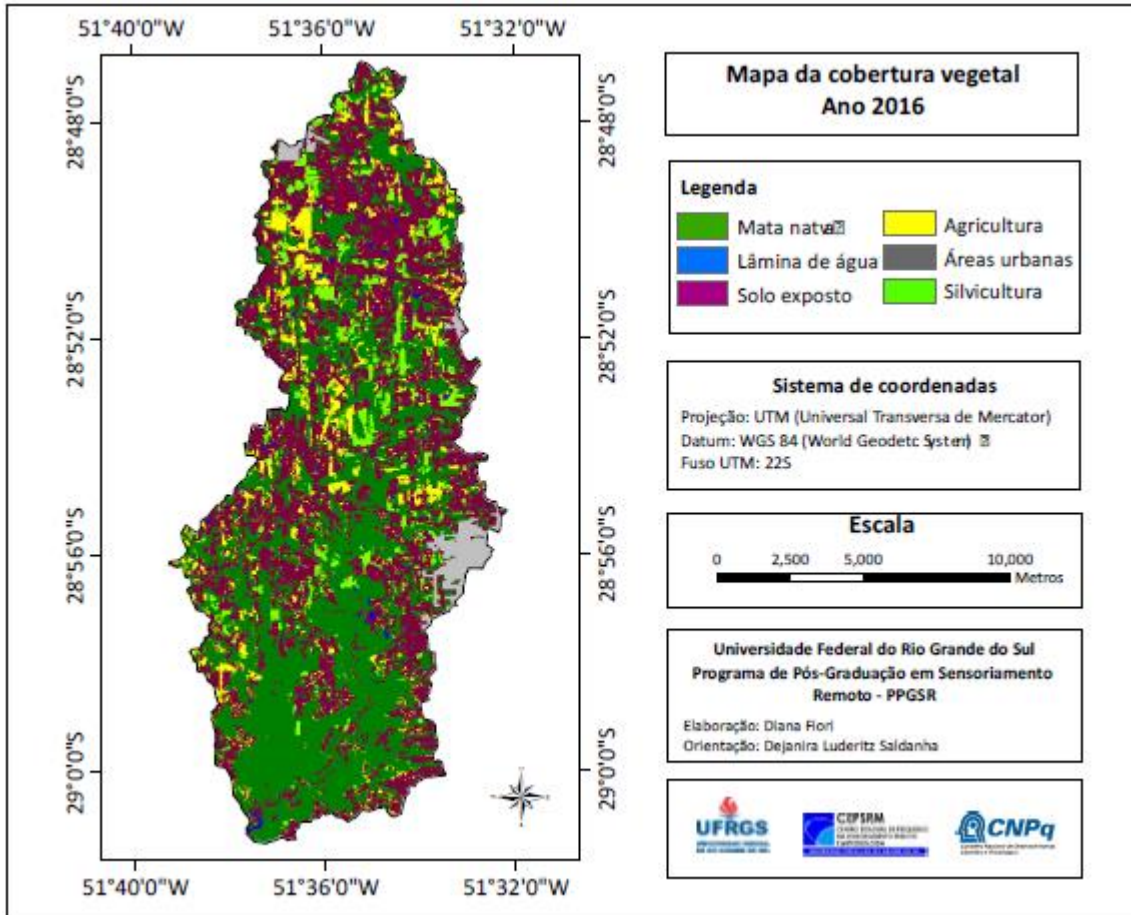
**Figura 20** - Mapa de uso e cobertura do solo na sub-bacia do Arroio Retiro no ano de 1990.



**Figura 21** - Mapa de uso e cobertura do solo na sub-bacia do Arroio Retiro no ano de 2005.



**Figura 22** - Mapa de uso e cobertura do solo na sub-bacia do Arroio Retiro no ano de 2011.



**Figura 23** - Mapa de uso e cobertura do solo na sub-bacia do Arroio Retiro no ano de 2016.

Analisando a **Tabela 8** e **Tabela 9** juntamente com os mapas de uso e cobertura do solo dos anos de 1990, 2005, 2011 e 2016, pode-se verificar que a classe mata nativa apresentou um aumento na ordem de 16,87%, totalizando 11,46 km<sup>2</sup> a mais em 2016, comparado ao ano de 1990. Conforme CEMIN (2014), o aumento na classe de áreas de floresta nativa está possivelmente relacionado com o êxodo rural e também com o abandono das terras de declividade mais acentuada, difíceis de ser cultivadas por exigirem práticas conservacionistas no combate a erosão dos solos, na dificuldade do emprego de máquinas agrícolas e por apresentarem solos mais rasos e com grande quantidade de rochas particionadas.

Além disso, vale ressaltar que com a publicação em 22 de dezembro de 2006 da Lei da nº 11.428 (dispõem sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica) e do Novo Código Florestal (dispõe sobre a proteção da vegetação nativa) em 25 de maio de 2012, foram implantadas restrições para a supressão de vegetação nativa, principalmente nos estágios sucessionais secundário médio e avançado de regeneração. Pode-

se também citar, o aumento da fiscalização pelos órgãos ambientais municipais, estaduais e federais, para que as leis fossem cumpridas de forma integral.

A classe intitulada lâmina de água é composta pelos reservatórios artificiais e recursos hídricos que formam a sub-bacia. A grande maioria dos reservatórios artificiais da área foi formada a partir de nascentes e somente utilizam a água pluvial como adicional. Estes reservatórios, também conhecidos como açudes, são utilizados para irrigação das culturas e também para dessedentação dos animais. A **Figura 24** apresenta a vista do arroio Retiro, bem como um reservatório artificial encontrado na sub-bacia.



**Figura 24** – Vista do arroio Retiro e de reservatório artificial encontrado na sub-bacia. Fonte: o autor.

O solo exposto conta com áreas sem cobertura florestal e também solos que estão sendo preparados para o plantio. Desta forma, a classe solo exposto e agricultura estão diretamente conectadas, devido às diferenças de época de plantio e diferentes culturas cultivadas pelos produtores rurais. A classe solo exposto teve diminuição de  $-9,75 \text{ km}^2$ , sendo um decréscimo na ordem de  $-12,13\%$ . Em relação à classe agricultura, houve uma diminuição

de 11,22 km<sup>2</sup>, sendo aproximadamente variação de -43,50%. Estas áreas em decréscimo, tanto agricultura como solo exposto, deram espaço para as classes de mata nativa e também silvicultura, que apresentaram incrementos de áreas significantes.

A agricultura nos municípios que compõem a sub-bacia é dada basicamente pelo cultivo de milho (bastante utilizado para silagens, visto a grande quantidade de produtores de leite), soja e mais atualmente, está sendo inserida a cultura da canola. O estado do Rio Grande do Sul de forma geral possui grande disponibilidade de áreas de terra adequadas ao plantio de canola. A expansão da produção de canola poderá permitir a expansão da produção de óleo para utilização como biodiesel, além de expandir o emprego desse óleo para consumo humano e contribuir decisivamente para tornar o Brasil em um importante exportador desse produto (TOMM et al., 2005). A **Figura 25** mostra uma plantação de canola no ano de 2015 no município de Nova Prata.



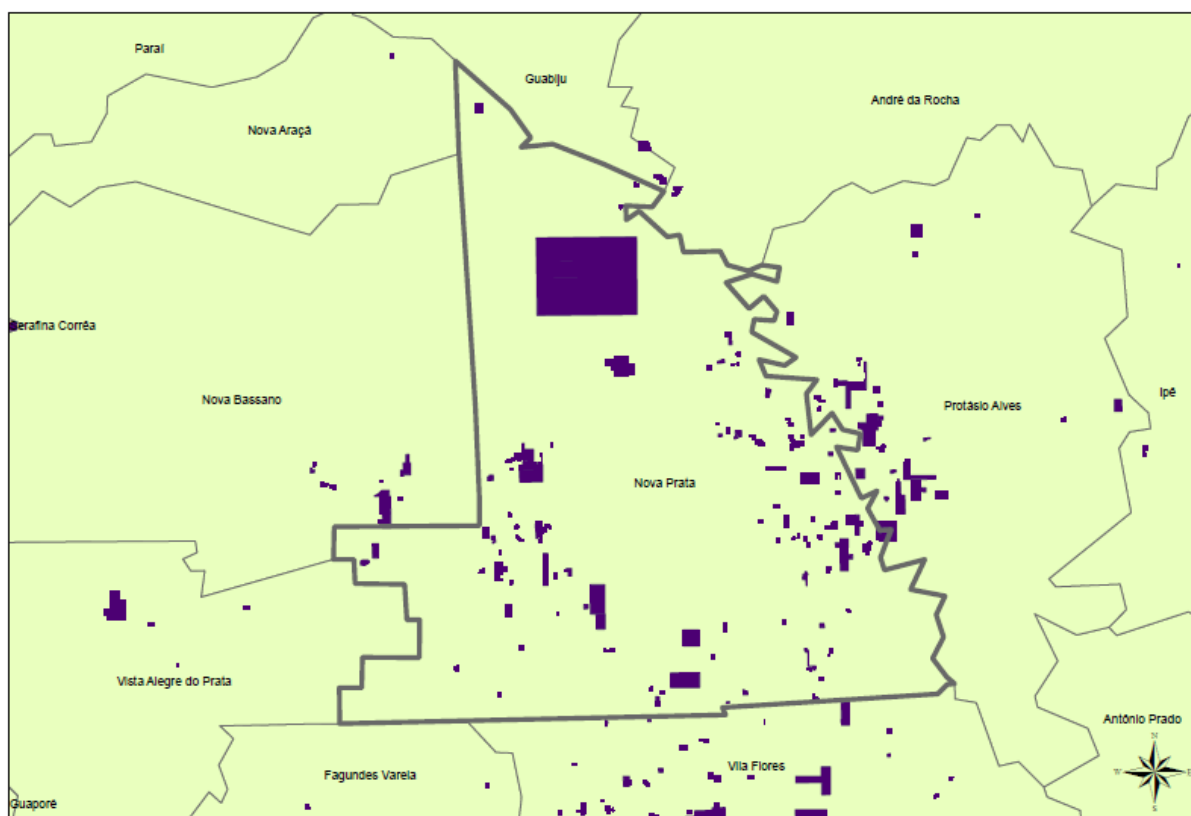
**Figura 25** - Plantação de canola no município de Nova Prata. Foto: Lilian Conte.

Dos municípios que compõem a sub-bacia do Arroio Retiro foram analisadas somente as áreas urbanas de Veranópolis, Vila Flores e Nova Prata. A área urbana do município de Fagundes Varela não é abrangida pela área considerada no estudo. Em 1990, a área urbana era igual a 2,91 km<sup>2</sup>, passando para 3,85 km<sup>2</sup> no ano de 2005 e 4,13 km<sup>2</sup> em 2011. No ano de 2016,

esta classe apresentou 4,40 km<sup>2</sup>. Este incremento gradual na classe resultou em 51,85% de variação, aumentando em média 1,49 km<sup>2</sup>. Estes municípios da Serra Gaúcha atualmente estão sendo destacados principalmente pelo turismo, envolvendo a longevidade, característica de Veranópolis e as águas termais, de Vila Flores e Nova Prata, formando então o Roteiro Termas e Longevidade.

Além disso, o município de Veranópolis conta com diversas empresas metalúrgicas e moveleiras. Vale ressaltar também a presença da empresa Óleoplan S.A., uma das maiores produtoras brasileiras de biodiesel. Veranópolis apresenta também grande plataforma energética, através da CERAN – Cia Energética Rio das Antas e a Hidrotérmica.

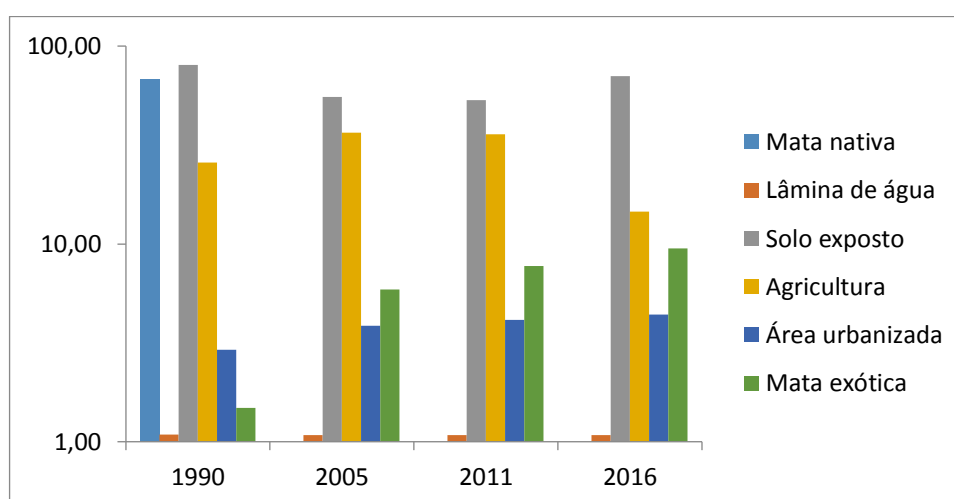
Nova Prata é caracterizada principalmente pela extração de basalto. Em consulta realizada no site do Departamento Nacional de Produção Mineral no mês de julho de 2016, o município contou 122 registros ativos no órgão. A **Figura 26** indica a localização destes registros.



**Figura 26** - Na coloração roxa, registros solicitados perante DNPM no município de Nova Prata e arredores. Elaboração: o autor.

Além disso, o município de Nova Prata ainda é caracterizado pela indústria de transformação, metalúrgica, moveleira e cultivo de hortigranjeiros. Por último, Vila Flores se destaca no Estado do Rio Grande do Sul pela economia voltada à indústria e serviços, estando à agropecuária em último como fonte de renda, apesar da zona rural abranger 66% do território.

A classe de mata exótica foi a que mais apresentou variação entre os anos. Em 1990, a classe apresentou somente 1,48 km<sup>2</sup>, passando para 9,51 km<sup>2</sup> no ano de 2016. Esta maximização da classe resultou num crescimento na ordem de 546,34%. A sub-bacia é marcada basicamente pelo plantio de Eucalipto e Pinus. A **Figura 27** apresenta as variações nas classes de uso e cobertura do solo entre os anos estudados para que se possa melhor visualizar as modificações ocorridas na área de estudo.



**Figura 27** - Variação das classes de uso e cobertura do solo nos anos estudados.

Na Tabela 10 e Figura 28, Figura 29, Figura 30 e Figura 31 serão apresentados os índices de ecologia de paisagem obtidos nos anos de 1990, 2005, 2011 e 2016. Estas métricas serão discutidas com a finalidade de analisar as modificações ocorridas nos fragmentos remanescentes de Mata Atlântica na sub-bacia do arroio Retiro.

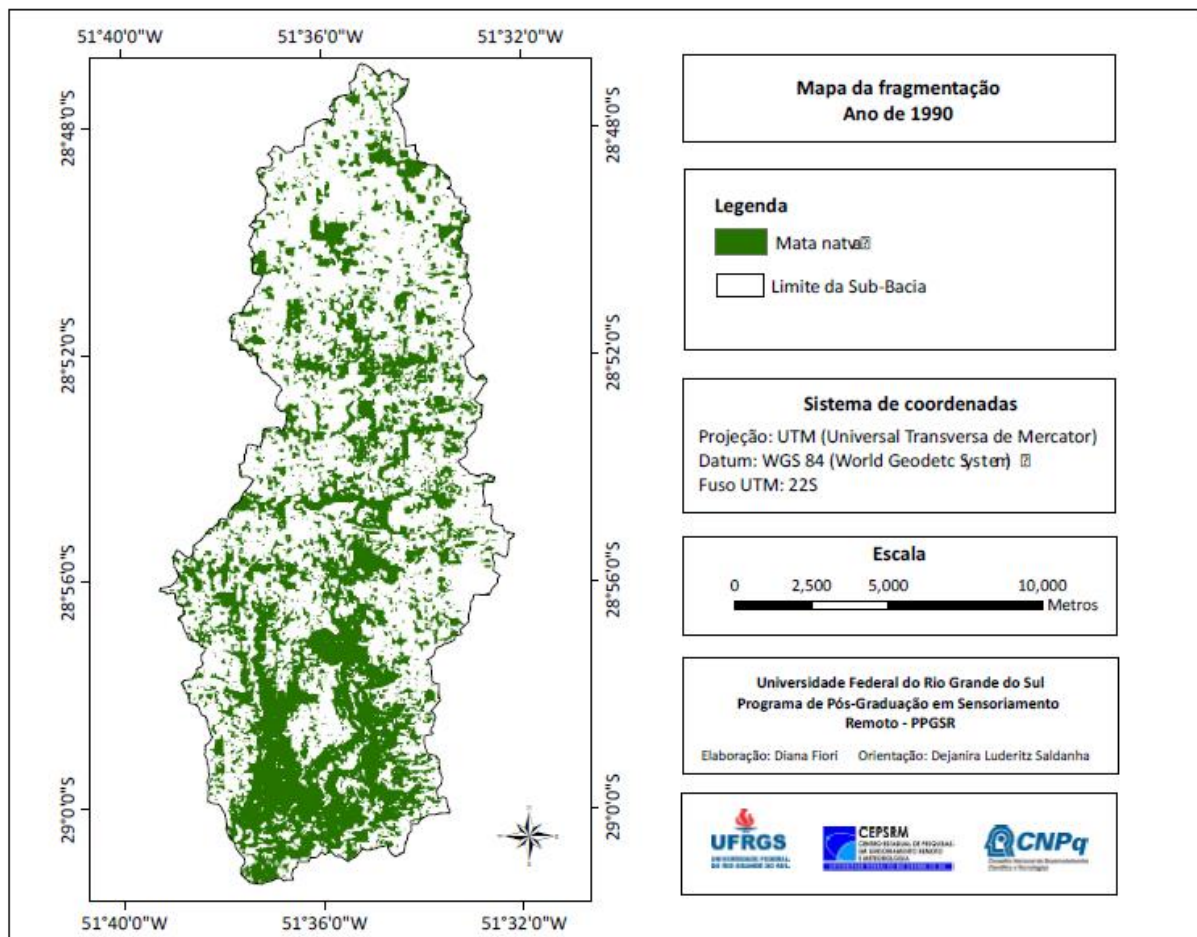
**Tabela 10** - Índices de ecologia de paisagem para os anos de 1990, 2005, 2011 e 2016.

Índices de paisagem	Ano			
	1990	2005	2011	2016
CA (km <sup>2</sup> )	67,79	76,70	77,09	79,40
NP	1176	1124	1207	1295
PLAND (%)	37,79	42,90	43,08	24,72



<b>PD (1/há)</b>	6,55	6,28	6,74	4,03
<b>AREA_MN</b>	5,76	6,82	6,38	6,13
<b>SHAPE_MN</b>	1,27	1,28	1,27	1,27
<b>TCA</b>	4203,54	5006,43	5025,96	5079,51
<b>CORE_MN</b>	3,57	4,45	4,16	3,92
<b>ENN_MN</b>	95,60	91,48	87,81	84,65
<b>COHESION</b>	98,73	99,18	99,24	99,21

Em relação ao índice CA, que apresenta a área de classe de todos os fragmentos da classe, tem-se um aumento considerável com o passar dos anos. O ano de 2005 apresentou 8,91 km<sup>2</sup> a mais que em 1990. Na sequência, houve um aumento de 0,39 km<sup>2</sup>, entre 2005 e 2011 e 2,31 km<sup>2</sup> de 2011 a 2016. No total, o aumento foi de 11,61 km<sup>2</sup>, desta forma, considerando a paisagem inteira, ocorreu um acréscimo de 6,47%.



**Figura 28** - Mapa de fragmentos da sub-bacia do Arroio Retiro em 1990.

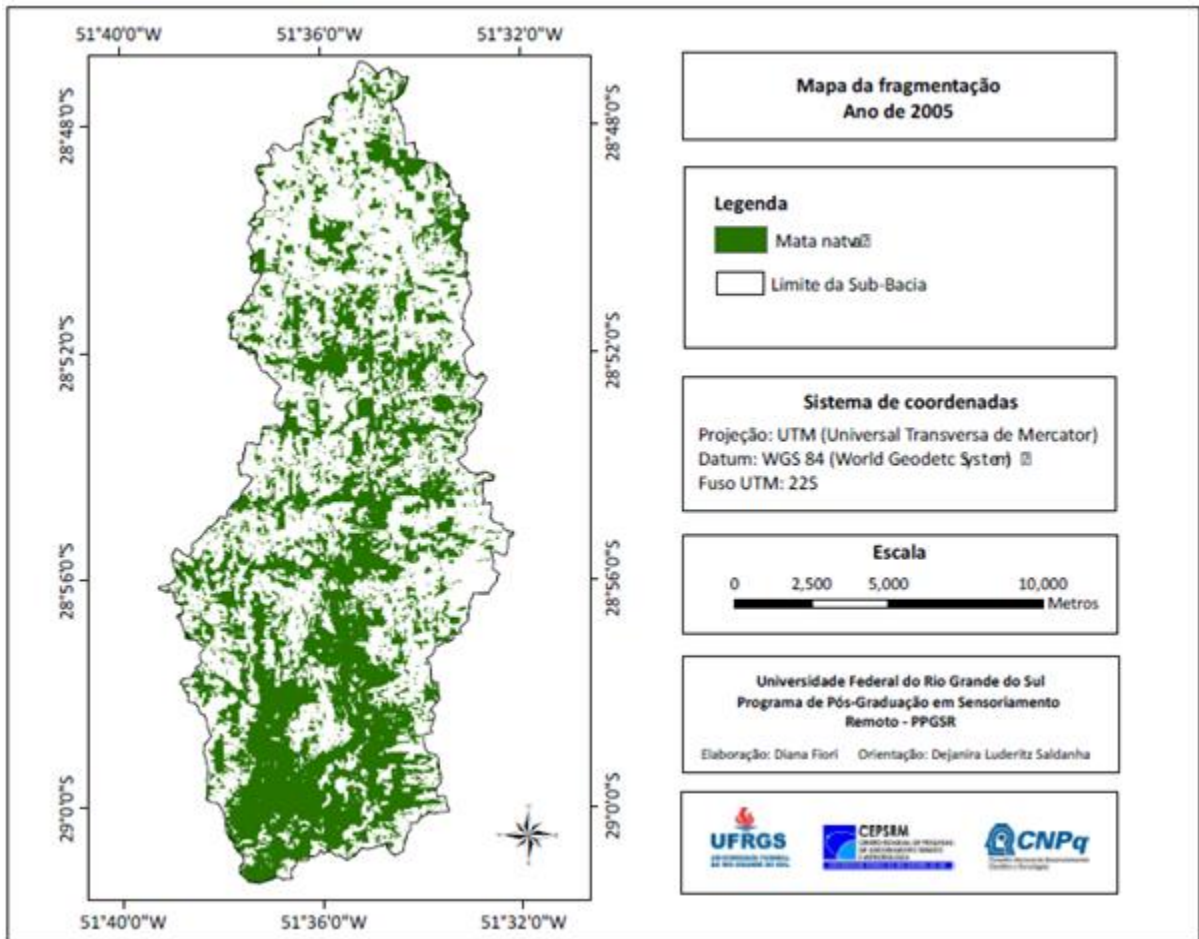
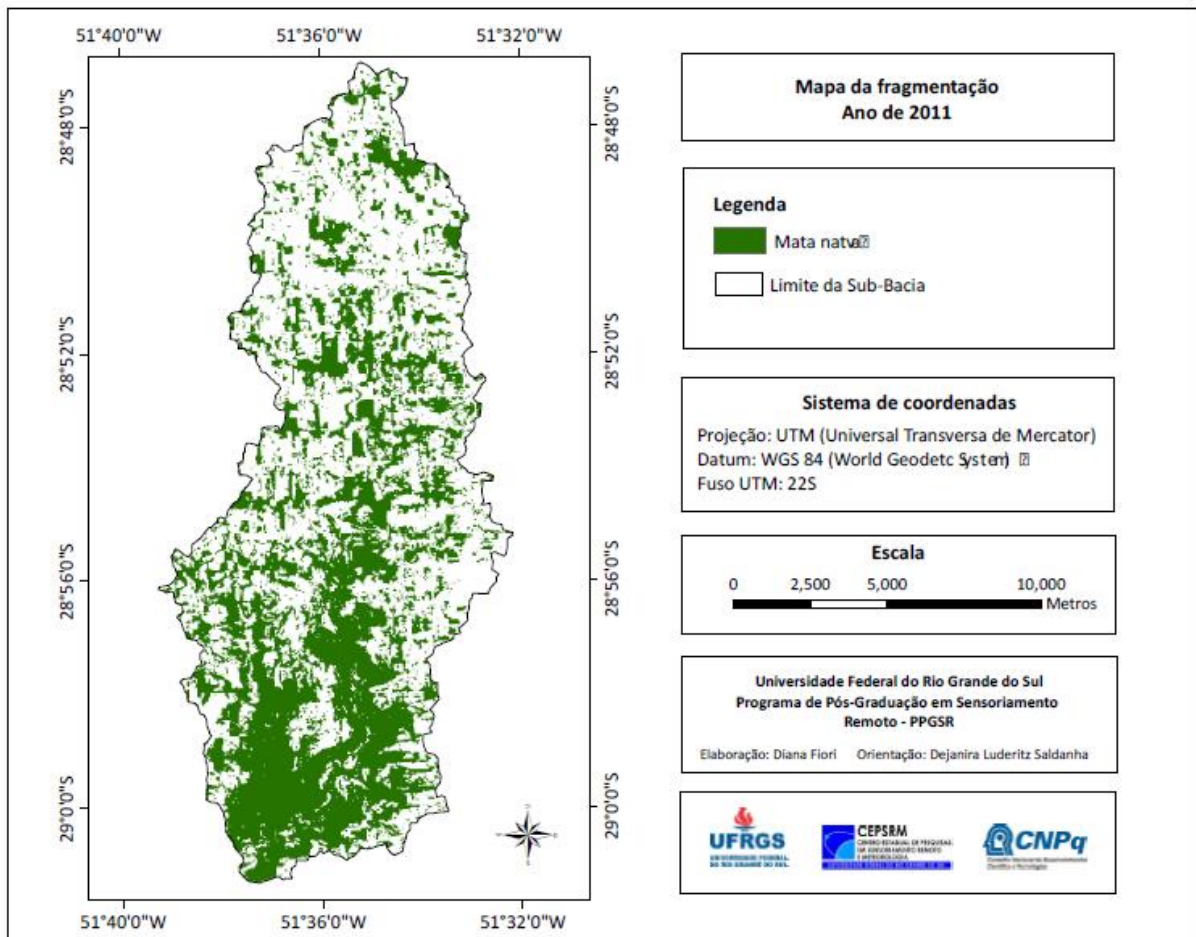
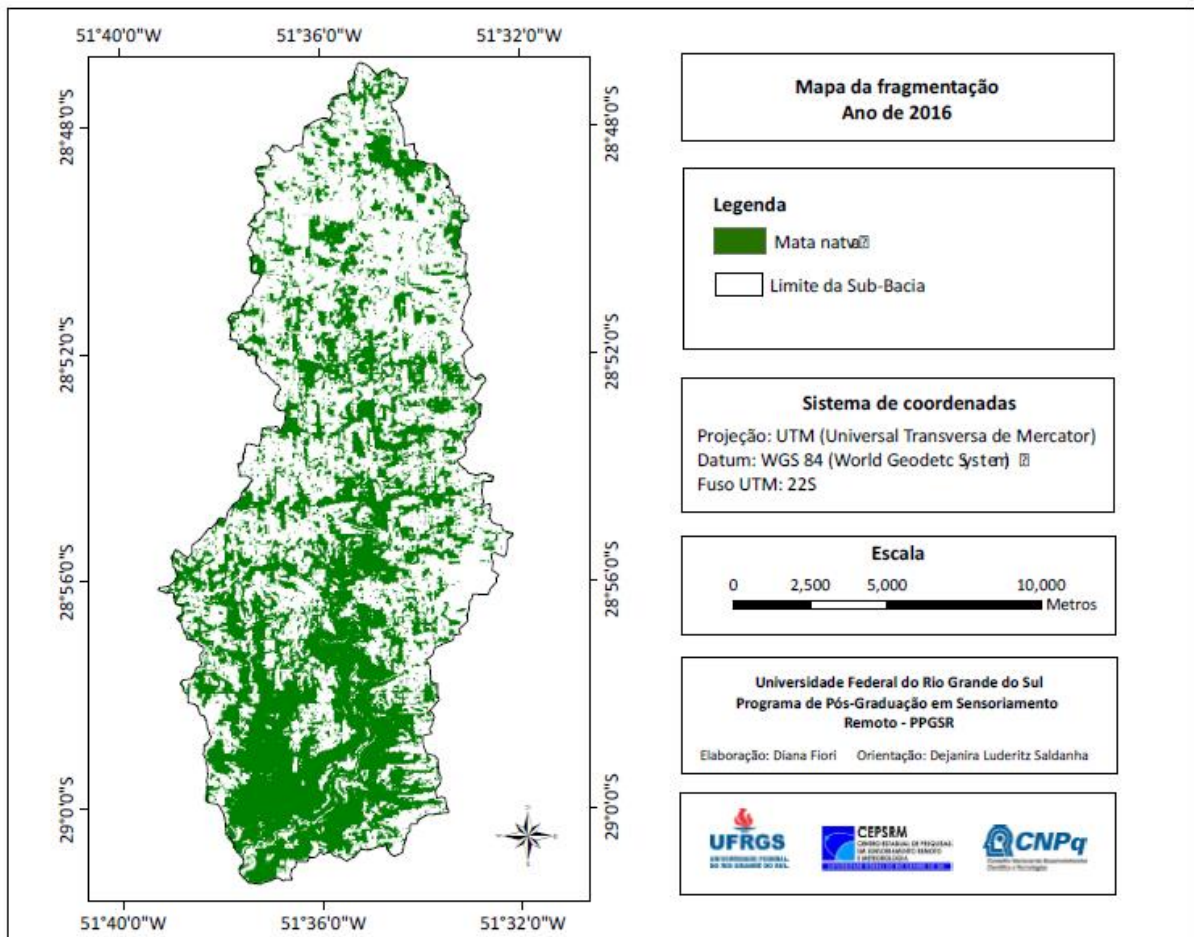


Figura 29 - Mapa de fragmentos da sub-bacia do Arroio Retiro em 2005.



**Figura 30** - Mapa de fragmentos da sub-bacia do Arroio Retiro em 2011.



**Figura 31** - Mapa de fragmentos da sub-bacia do Arroio Retiro em 2016.

Em relação ao índice NP, houve diminuição do número de fragmentos de 1990 para 2005, sendo 52 fragmentos a menos. Após este período, o número de fragmentos só cresceu, passando para 1207 em 2011 e 1295 em 2016. No total, em 2016 foram encontrados 119 fragmentos florestais a mais que em 1990. Considerando que o número de fragmentos aumentou, porém, a área total da classe também, este acréscimo pode indicar uma maior fragmentação através da criação de novos e pequenos fragmentos e o incremento de área em alguns fragmentos maiores.

O índice PD indica a densidade de fragmentos, mais especificamente os números de manchas a cada 100 hectares. Em 1990, este índice apresentava 6,55, diminuindo para 6,28 no ano de 2005. Conforme anteriormente citado, a fragmentação florestal diminuiu entre esses anos, porém, de 2005 para 2016, o número de fragmentos aumentou significativamente. Desta forma, tem-se que pequenos novos fragmentos surgiram na área. Apesar disso, a densidade de fragmentos em 2016 foi inferior a 2011, sendo 4,03.

A métrica SHAPE mensura a complexidade de um formato de mancha a partir de um formato padronizado do mesmo tamanho, diminuindo o efeito de dependência da área. Aproximam-se do valor 1 aqueles fragmentos que apresentam formas que se assemelham a um quadrado e, na medida em que estes valores vão aumentando, os fragmentos passam a se configurar em formatos mais alongados. Entre os anos de estudo o valor desta métrica se manteve praticamente igual, caracterizando fragmentos com formatos mais alongados, porém não de uma forma acentuada. Conforme VALENTE (2001) os fragmentos que possuem perímetros extensos podem apresentar bordas muito irregulares. Isso tem relação com a redução da área central (*core*) do fragmento, que tende a ser livre ou pouco submetida a efeitos de borda. Logo, fragmentos com formas irregulares e com área reduzida, representariam uma ameaça às espécies mais sensíveis e características de habitats pouco perturbados.

Em relação área central total (TCA), que é considerada a soma da área de interior, ou seja, a área que não é afetada pelo efeito de borda. Usou-se uma distância de 30 metros para a borda (HERMANN et al., 2005). Quanto maiores os valores de TCA, maior quantidade de área de interior, conseqüentemente, menor a influência da área de borda. A área nuclear cresceu significativamente, passando de 4203,5 hectares em 1990 para 5025,96 hectares em 2011. De 2011 para 2016, um novo incremento foi gerado, passando para 5079,51 hectares. Houve um aumento de 875,97 hectares de área de interior. A quantidade de áreas centrais de fragmentos que uma paisagem apresenta, reflete a qualidade dos diversos habitats no interior dos fragmentos, pois é afetada pelas variações físicas e bióticas proporcionadas pelo efeito de borda. Vale ressaltar que as áreas de borda, podem impactar a riqueza de espécies, pois gera condições para abrigar aquelas com características de pioneiras e colonizadoras sucessivas. Desta forma, quanto maior for a área central do fragmento, maximizada será também a capacidade para abrigar espécies. Ainda, pode-se afirmar que apesar da riqueza de espécies ser maior devido à borda, a diversidade que leva em conta riqueza, abundância relativa e dominância de espécies, é incontestavelmente menor.

A distância entre os fragmentos e o isolamento entre estes representam o grau de conectividade da paisagem. O Índice ENN\_MN, que é a média da distância euclidiana borda a borda entre o fragmento e seu vizinho mais próximo, apresentou modificações ao longo do período de estudo. Este índice que contava com 95,6 em 1990 diminuiu para 84,65 em 2016. Como anteriormente citado, a fragmentação ambiental aumentou, criando novas áreas de vegetação. Desta forma, com a criação de novos fragmentos e aumento de alguns fragmentos

já existentes, a distância média entre as áreas florestais diminuiu. O isolamento não necessariamente resulta em extinções locais imediatas.

HILL & CURRAN (2003) não encontraram significância desta variável ditando o número de espécies de árvores ou a composição da dispersão em fragmentos de floresta em Ghana. Entretanto, o isolamento pode agir negativamente na riqueza ao diminuir a taxa (ou o potencial) de imigração (ou de recolonização). PRIMACK & RODRIGUES (2001) citam que a distância entre dois fragmentos pode ser uma barreira para o livre transito de uma determinada espécie, fazendo com que a população se torne dividida em sub-populações pequenas, ocasionando endocruzamentos, perda de variabilidade genética e gerando homozigose, ou seja, genes prejudiciais à continuidade da espécie. As espécies que conseguem manter-se em fragmentos isolados tendem a se tornar dominantes e desta forma a diversidade do habitat diminui por uma redução de riqueza e da equabilidade ecológica (METZGER, 1999).

Além disso, as classes de uso circundantes aos fragmentos também influenciam diretamente possíveis extinções locais e regionais de espécies ali presentes, ao passo que favorece algumas espécies adaptadas a alterações ambientais, causando declínio populacional de outras (DÁRIO et al. 2002). PRIMACK & RODRIGUES (2001) ainda cita que estas situações comprometem reflexos na migração, comprometem a regeneração de áreas vegetadas e ainda ocasionam a alta probabilidade de endocruzamento das espécies mais sensíveis.

Em relação à conexão dos fragmentos, tem-se a métrica de paisagem COHESION. Valores próximos de zero indicam que a classe está subdividida e menos conectada fisicamente, enquanto valores próximos de 100% indicam maior agregação e, portanto, menos isolamento dos fragmentos da classe. Desta forma, a paisagem da sub-bacia do arroio Retiro, ao longo do tempo vem aumentando este índice, que contava com 98,73% em 1990 passando para 99,21% em 2016.

Analisando os fragmentos de forma paralela ao longo dos anos, a **Tabela 11** apresenta o número de fragmentos que cada classe de áreas apresentou no ano de 1990, considerando os fragmentos de forma integral. Já a **Tabela 12** contém o número de fragmentos considerando a área central (*core*), ou melhor, a área que não sofre com o efeito de borda, considerando uma margem de 30 metros também para o ano de 1990.

**Tabela 11:** Número de fragmentos por classe de área em 1990.

Tamanho do fragmento	Número de fragmentos	%
----------------------	----------------------	---

<b>Entre 0 – 2 hectares</b>	983	83,58
<b>Entre 2 – 10 hectares</b>	146	12,41
<b>Entre 10 - 25 hectares</b>	25	2,13
<b>Entre 25 - 50 hectares</b>	07	0,60
<b>Entre 50 – 100 hectares</b>	07	0,60
<b>Maiores que 100 hectares</b>	08	0,68
<b>Total:</b>	1176	100

**Tabela 12:** Relação de número de fragmentos X área central (*core*) para o ano de 1990.

<b>Tamanho da área nuclear (core)</b>	<b>Número de fragmentos</b>	<b>%</b>
<b>Entre 0 – 2 hectares</b>	1095	93,11
<b>Entre 2 - 10 hectares</b>	55	4,67
<b>Entre 10 - 25 hectares</b>	10	0,85
<b>Entre 25 - 50 hectares</b>	06	0,51
<b>Entre 50 – 100 hectares</b>	06	0,51
<b>Maiores que 100 hectares</b>	04	0,35
<b>Total:</b>	1176	100%

No ano de 1990, os fragmentos com área abaixo de 2 hectares somaram 983 remanescentes de vegetação nativa, sendo a classe mais frequente com 83,58%. Situação semelhante foi encontrada por NASCIMENTO et al (2006), em uma análise dos fragmentos de vegetação florestal nativa da Bacia Hidrográfica do Rio Alegre, Espírito Santo. Neste estudo, foram encontrados 269 fragmentos de até 2 hectares, totalizando 56,63% dos fragmentos encontrados.

Os autores ainda citam que embora esses fragmentos florestais apresentem área bastante reduzida, torna-se importante evidenciar que a sua conservação contribui para a manutenção ou o aumento da diversidade biológica local. Além disso, 08 fragmentos apresentaram área total superior a 100 hectares. Este valor foi o mais alto considerando esta mesma classe nos anos de 2005 e 2011. Apesar disso, em relação à área central, somente 04 remanescentes possuem mais de 100 hectares. Em estudo realizado por CEMIN et al. (2007) na sub-bacia do Arroio Boa Vista, no estado do Rio Grande do Sul, também observou-se que a

maioria dos fragmentos de mata, cerca de 84,41% (4.972 fragmentos), apresentam área inferior a 1ha.

Em relação à classe entre 2 e 10 hectares de área total, é possível afirmar que os fragmentos não apresentam formatos que favoreçam a área central, pois muitos dos encontrados nesta classe, passaram a pertencer a classe de 0 a 2 hectares de área central, tornando esta também mais frequente em relação aos locais sem efeito de borda.

Na sequência, a **Tabela 13** e a **Tabela 14** indicam o número de fragmentos considerando o tamanho integral e a área nuclear no ano de 2005. A classe de fragmentos de 0 a 2 hectares se mantém a mais frequente, apresentando 06 fragmentos a mais que em 2005. A classe entre 02 e 10 hectares possui fragmentos a menos comparado com 2005. Apesar disso, a classe entre 25 e 50 hectares que apresentava 7 fragmentos em 1990, em 2005 passou para 11. Este valor corrobora que pequenos fragmentos encontrados em 1990, foram unidos em 2005, formando fragmentos com maior área e diminuindo o número total dos mesmos. Foram encontrados somente 6 fragmentos, para ambas as áreas, entre 50 e 100 hectares e acima de 100 hectares. Em relação à área nuclear, pode-se verificar que muitos fragmentos não possuem formatos favoráveis, pois depois de aplicada a faixa de borda, a classe de 0 a 2 hectares cresceu significativamente. Dos 12 fragmentos que apresentavam as classes entre 50 a 100 hectares e acima de 100 hectares, somente 08 mantiveram as suas áreas nucleares na mesma classe.

**Tabela 13:** Número de fragmentos por classe de área em 2005.

<b>Tamanho do fragmento</b>	<b>Número de fragmentos</b>	<b>%</b>
<b>Entre 0 – 2 hectares</b>	977	86,92
<b>Entre 2 – 10 hectares</b>	105	9,34
<b>Entre 10 - 25 hectares</b>	19	1,69
<b>Entre 25 - 50 hectares</b>	11	0,97
<b>Entre 50 – 100 hectares</b>	06	0,54
<b>Maiores que 100 hectares</b>	06	0,54
<b>Total:</b>	1124	100

**Tabela 14:** Relação de número de fragmentos X área central (*core*) para o ano de 2005.

<b>Tamanho da área nuclear (core)</b>	<b>Número de fragmentos</b>	<b>%</b>
---	-----------------------------	----------



<b>Entre 0 – 2 hectares</b>	1063	94,57
<b>Entre 2 - 10 hectares</b>	36	3,20
<b>Entre 10 - 25 hectares</b>	12	1,06
<b>Entre 25 - 50 hectares</b>	5	0,45
<b>Entre 50 – 100 hectares</b>	4	0,36
<b>Maiores que 100 hectares</b>	4	0,36
<b>Total:</b>	1124	100

Em relação ao ano de 2011 (**Tabela 15** e **Tabela 16**), temos um grande crescimento na classe entre 0 e 2 hectares. Este incremento é de 83 fragmentos com área total inferior a 2 hectares. Outra classe que apresentou valores desiguais foi a classe entre 25 a 50 hectares que de 11 passou para 7 fragmentos. Consequentemente as classes inferiores aumentaram os valores, pois os fragmentos maiores foram sendo fragmentados.

Em relação às áreas centrais, devidos aos formatos que não beneficiam a área interior, as classes mais inferiores são as que mais possuem fragmentos. Grande parte dos fragmentos que se localizam na classe entre 2 e 10 hectares de área total, passaram para a classe de 0 a 2 hectares de área nuclear. Além disso, os fragmentos maiores de 100 hectares que somavam 07 remanescentes, na área nuclear diminuíram para 04 fragmentos.

**Tabela 15:** Número de fragmentos por classe de área em 2011.

<b>Tamanho do fragmento</b>	<b>Número de fragmentos</b>	<b>%</b>
<b>Entre 0 – 2 hectares</b>	1060	87,82
<b>Entre 2 – 10 hectares</b>	115	9,53
<b>Entre 10 - 25 hectares</b>	15	1,25
<b>Entre 25 - 50 hectares</b>	07	0,58
<b>Entre 50 – 100 hectares</b>	03	0,25
<b>Maiores que 100 hectares</b>	07	0,57
<b>Total:</b>	1207	100

**Tabela 16:** Relação de número de fragmentos X área central (*core*) para o ano de 2011.

<b>Tamanho da área nuclear (core)</b>	<b>Número de fragmentos</b>	<b>%</b>
---	-----------------------------	----------

<b>Entre 0 – 2 hectares</b>	1149	95,19
<b>Entre 2 - 10 hectares</b>	37	3,06
<b>Entre 10 - 25 hectares</b>	10	0,82
<b>Entre 25 - 50 hectares</b>	03	0,25
<b>Entre 50 – 100 hectares</b>	04	0,34
<b>Maiores que 100 hectares</b>	04	0,34
<b>Total:</b>	1207	100

Em relação aos fragmentos do ano de 2016 (**Tabela 17 e Tabela 18**), da mesma forma como nos anos anteriores, a classe entre 0 e 2 hectares foi a que mais apresentou frequência e incremento de 71 fragmentos. Esta classe derivou em 87,33% dos fragmentos existentes na área. A classe de 10 a 25 hectares cresceu consideravelmente passando de 15 (2011) para 24 fragmentos em 2016. A classe entre 50 e 100 hectares em 2011 tinha 3 fragmentos e passou para 09 fragmentos em 2016. De forma contrária, os fragmentos acima de 100 hectares, passou de 07 (2011) para 03 fragmentos em 2016. Em relação à área nuclear, da mesma forma como no ano de 2011, a classe de 2 a 10 hectares perdeu diversos fragmentos para a classe de 0 a 2 hectares. A classe de área nuclear de 50 a 100 hectares que possui 09 fragmentos de área integral diminuiu para somente 02 fragmentos de área nuclear nesta classe. Os três fragmentos com área maior de 100 hectares permaneceram na mesma classe.

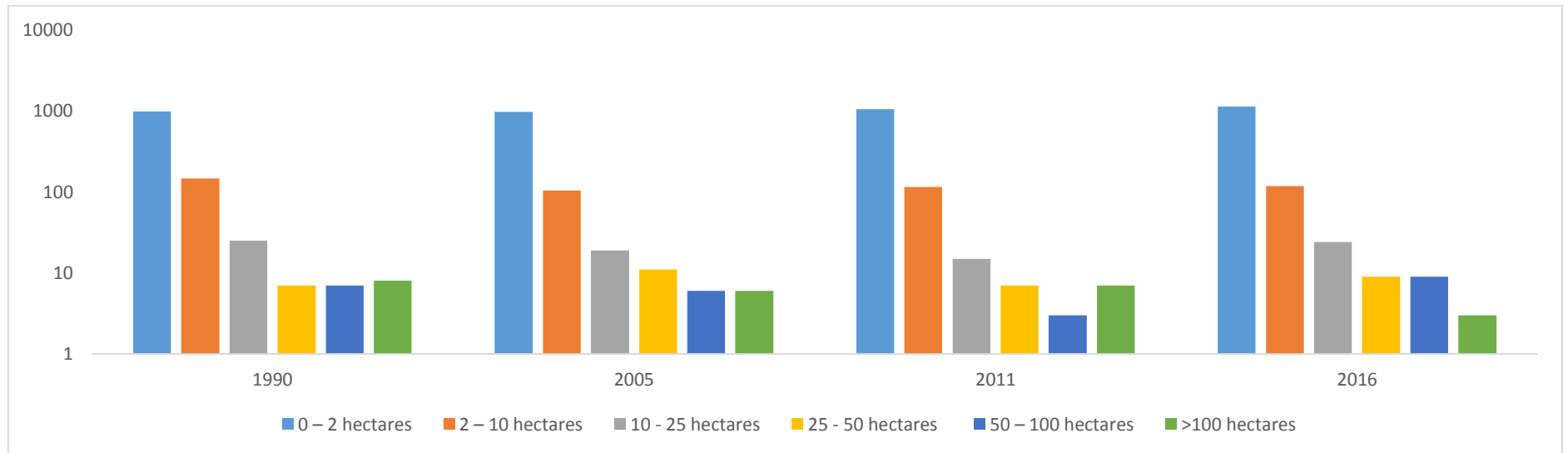
**Tabela 17 - Número de fragmentos por classe de área em 2016.**

<b>Tamanho do fragmento</b>	<b>Número de fragmentos</b>	
	<b>2016</b>	<b>%</b>
<b>Entre 0 – 2 hectares</b>	1131	87,33
<b>Entre 2 – 10 hectares</b>	119	9,18
<b>Entre 10 - 25 hectares</b>	24	1,86
<b>Entre 25 - 50 hectares</b>	09	0,70
<b>Entre 50 – 100 hectares</b>	09	0,70
<b>Maiores que 100 hectares</b>	03	0,23
<b>Total:</b>	1295	100

**Tabela 18** - Relação de número de fragmentos X área central (*core*) para o ano de 2016.

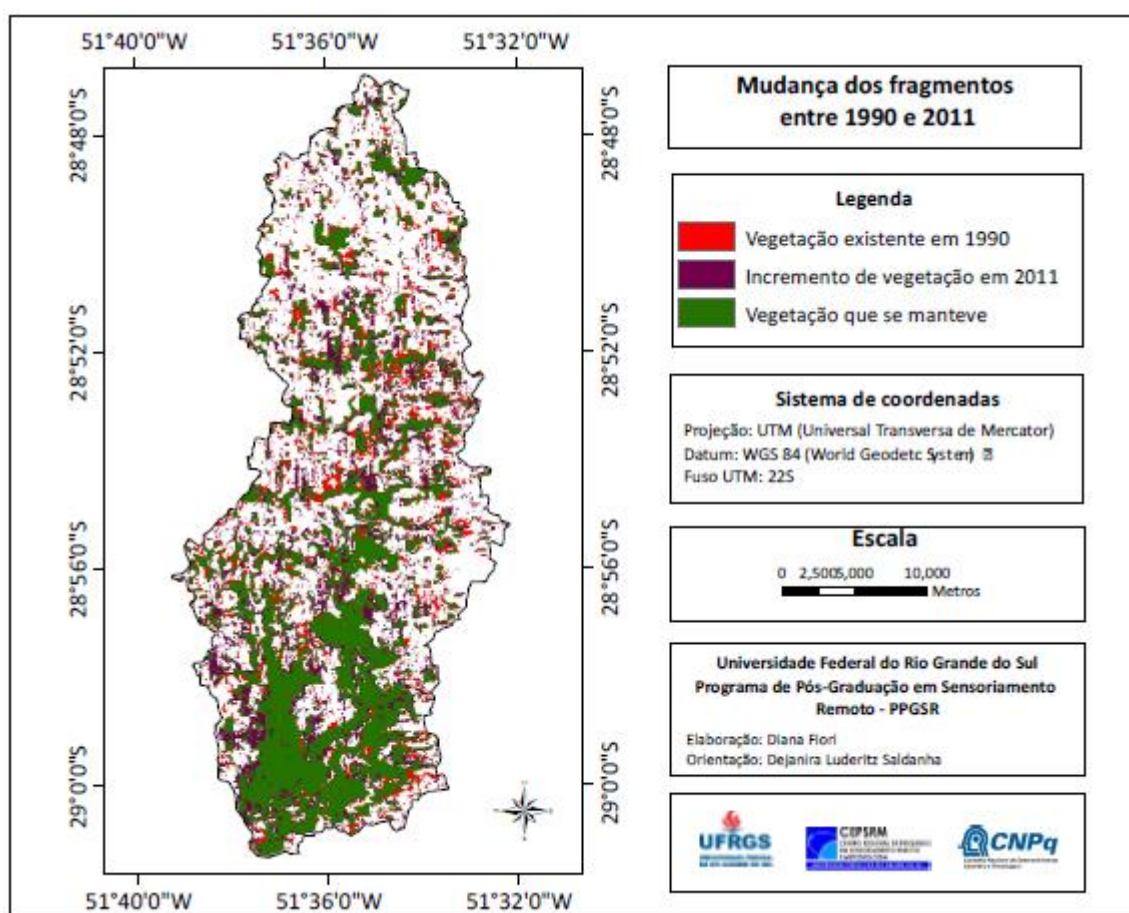
<b>Tamanho da área nuclear (core)</b>	<b>Número de fragmentos</b>	<b>%</b>
<b>Entre 0 – 2 hectares</b>	1229	94,90
<b>Entre 2 - 10 hectares</b>	41	3,16
<b>Entre 10 - 25 hectares</b>	11	0,85
<b>Entre 25 - 50 hectares</b>	09	0,69
<b>Entre 50 – 100 hectares</b>	02	0,16
<b>Maiores que 100 hectares</b>	03	0,24
<b>Total:</b>	1295	100

A **Figura 32** mostra de forma gráfica a relação existente entre tamanho dos fragmentos e as datas em estudo, corroborando as informações supracitadas.



**Figura 32 -** Variação da área dos fragmentos florestais com o passar dos anos.

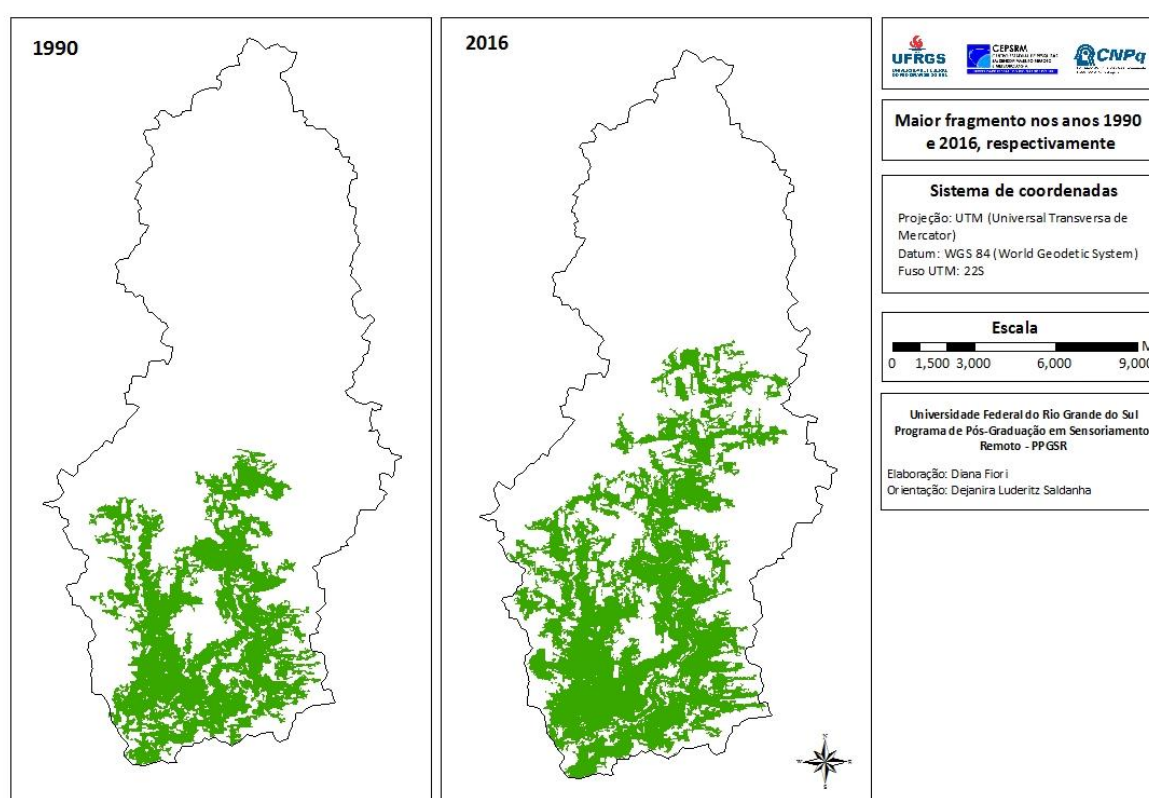
A **Figura 33** apresenta o mapa de modificações da classe de mata nativa entre 1990 e 2011. O mapa das mudanças na classe de mata nativa entre 1990 e 2011. Na coloração laranja, estão destacadas as áreas que eram vegetação arbórea nativa em 1990 e que no ano de 2011 obtiveram outra classe de uso de solo. Por outro lado, a coloração lilás apresenta o que foi incrementado à classe mata nativa em 2011, que não pertencia a esta classe em 1990. A coloração verde apresenta as áreas que permaneceram com a classe mata nativa com o passar dos anos. Considerando a vegetação existente em 1990, houve mudança na classe de mata nativa para outra classe de uso de solo em aproximadamente 13.75 km<sup>2</sup>. Em relação a 2011, 23.19 km<sup>2</sup> foram adicionados à classe mata nativa, sendo estas áreas não ocupadas por esta classe em 1990.



**Figura 33** - Mapa de mudanças na classe mata nativa entre 1990 e 2011.

O maior fragmento encontrado na área de estudo possuía 3.275,46 ha, com cerca de 2.473,47 ha de área nuclear. Este fragmento cresceu significativamente ao longo dos anos, chegando a 5.003,73 ha em 2016 com 3745,62 ha de área de interior. Vale ressaltar que a borda considerada foi de 30 metros.

É importante ressaltar a relação existente entre o tamanho do fragmento e sua proporção entre borda e interior, pois quanto menor for o fragmento, maior o efeito de borda observado e também a proporção de número de espécies, pois, quanto maior o fragmento maior o número de espécies esperado (ODUM, 1988). Para FORMAN E GODRON (1986) os grandes fragmentos são importantes para a manutenção da biodiversidade e de processos ecológicos em larga escala, enquanto que os pequenos fragmentos atuam como elementos de conectividade entre grandes áreas, favorecendo o fluxo de fauna e flora. A **Figura 34** apresenta a comparação entre o maior fragmento no ano de 1990 e 2016.



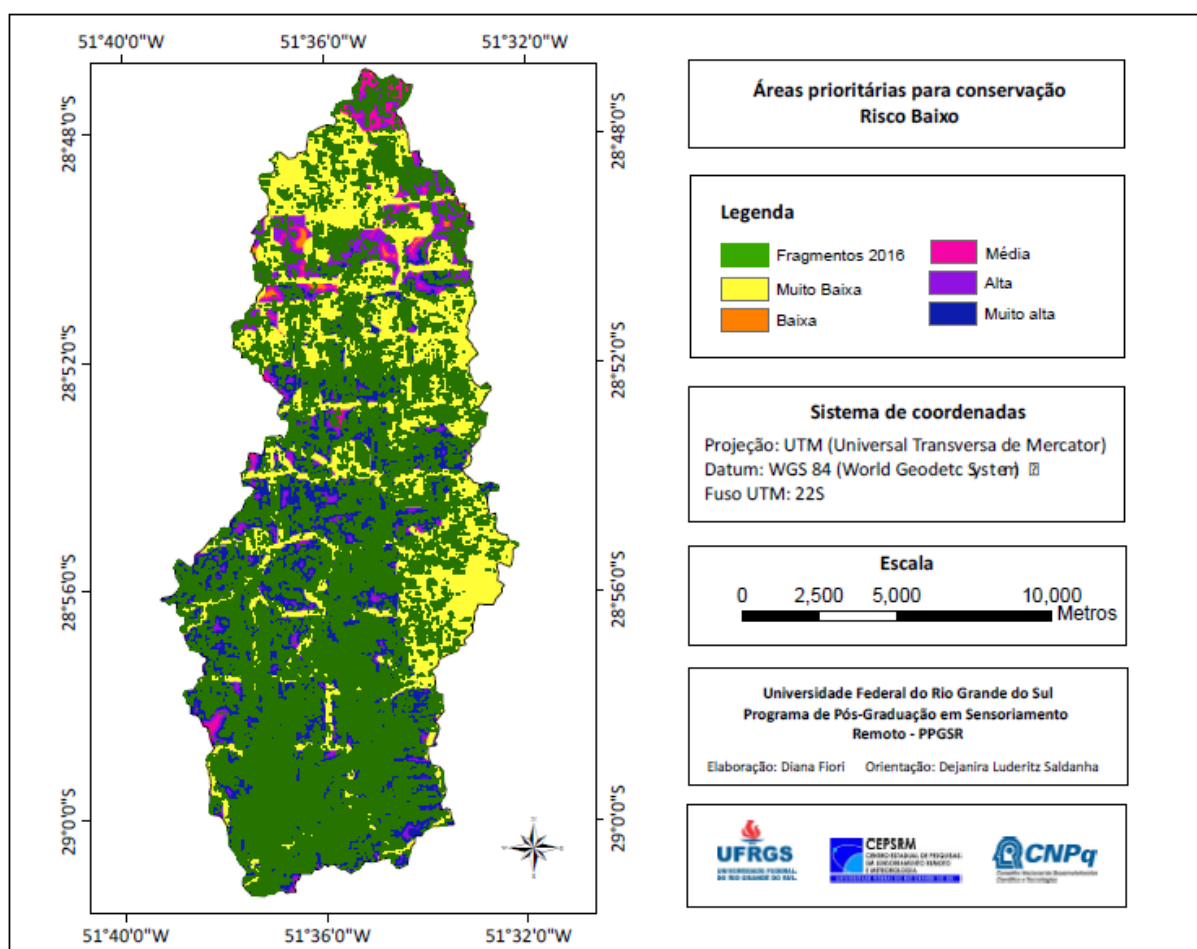
**Figura 34** - Maior fragmento encontrado na área de estudo, nos anos de 1990 e 2016, respectivamente.

### 5.3 Áreas prioritárias para conservação

O levantamento de áreas prioritárias para a conservação tem o objetivo de identificar os principais locais onde o Poder Público deve concentrar as suas ações de preservação da biodiversidade. Desta forma, após a aplicação da média ponderada ordenada através do módulo *MCE* do Idrisi, foi possível separar os mapas em: baixo risco, médio risco e alto risco.

A **Figura 35** apresenta o mapa das áreas prioritárias para conservação levando em consideração um risco baixo no processo de tomada de decisão. Neste mapa, foi dada prioridade as áreas que proporcionam a junção aos fragmentos de maior tamanho nuclear, porém, respeitando a importância de todos os fatores no processo de tomada de decisão. Conforme GENELLETTI (2004), os fragmentos de maior área nuclear são indispensáveis para o incremento da biodiversidade de uma paisagem.

O mapa de risco mínimo é desenvolvido ao se estabelecer próximo ao AND no contínuo de ANDness, desta forma, dando maior peso de ordenação aos fatores mais próximos do mínimo. Como não é dado qualquer peso a nenhuma outra posição de ordem hierárquica além do mínimo, não pode haver compensação entre fatores, ou seja, o fator mínimo sozinho determina o resultado final.



**Figura 35** - Mapa das áreas prioritárias para conservação com risco baixo.

Com base no mapa de risco baixo, tem-se que 53,38% das áreas passíveis de serem classificadas como áreas prioritárias foram enquadradas na classe muito baixa. Esta classe

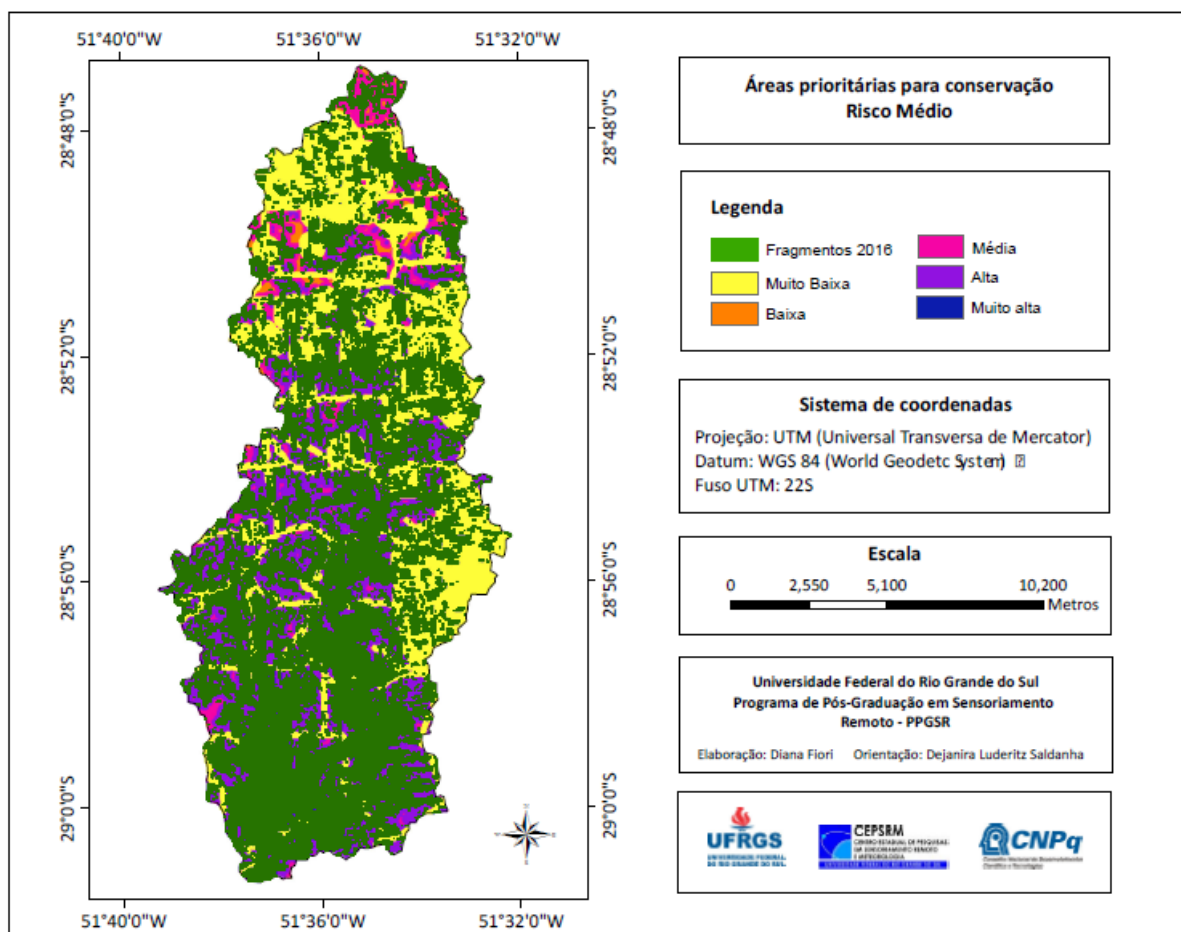
somou 5.334,8 hectares. Estas são classes próximas a área urbana, as áreas de mineração bem como ao arruamento. Na sequência, a classe baixa apresentou valor inferior quando comparado a classe anterior, somando somente 45,09 hectares, aproximadamente 0,45% das áreas. Tem-se nesta classe bastante restrição, porém apresentam maior proximidade com fatores positivos, em comparação à classe muito baixa. Em relação à classe de prioridade média, o percentual adquirido foi de 2,96%, sendo a segunda classe menos frequente, após a classe baixa. As áreas prioritárias de categoria média somou 195,29 hectares. Já a classe alta, por outro lado, somou área equivalente a 1044,9 hectares, área equivalente a 10,46%. Estas áreas se encontram em locais favoráveis a conservação, porém algum dos fatores de restrição se encontra sobreposto, fazendo com que a sua definição não seja como muito alta de prioridade. Por final, a classe muito alta, com 32,75%, sendo a segunda classe mais frequente, contou com 3272,85 hectares.

Como consequência dos pesos estabelecidos no módulo MCE, o mapa de risco baixo associou principalmente as classes como alta e muito alta de prioridades em locais próximos aos fragmentos de maior área nuclear e distanciaram-nas das áreas urbanas e mineradas. Diversas áreas rodeadas por vegetação nativa apresentaram classes de prioridades alta a muito alta, variando na maior parte das vezes pela localização das estradas, restrição também de imensa importância na análise.

Os mapas de risco médio, por sua vez, são elaborados através da compensação total entre os fatores. O mapa de áreas prioritárias para a conservação na sub-bacia do Arroio Retiro está apresentado na **Figura 36**. O mapa de risco baixo está exatamente no meio do caminho entre as operações AND e OR, ou seja, não foi nem totalmente aversa ao risco nem aceitou um risco exagerado. De forma adicional, permite-se que todos os fatores possam ser totalmente compensados.

No mapa de risco médio, o peso é distribuído regularmente entre todos os fatores independente de sua posição ordenada do mínimo ao máximo para qualquer local. Eles não tendem nem em direção ao mínimo nem em direção ao máximo. Desta forma, todas as posições de ordem hierárquica recebem o mesmo peso e nenhuma posição ordenada terá maior influência sobre a outra no resultado final. No mapa de médio risco, ocorre a compensação plena entre os fatores, permitindo desta forma, que os pesos dos fatores sejam plenamente usados.





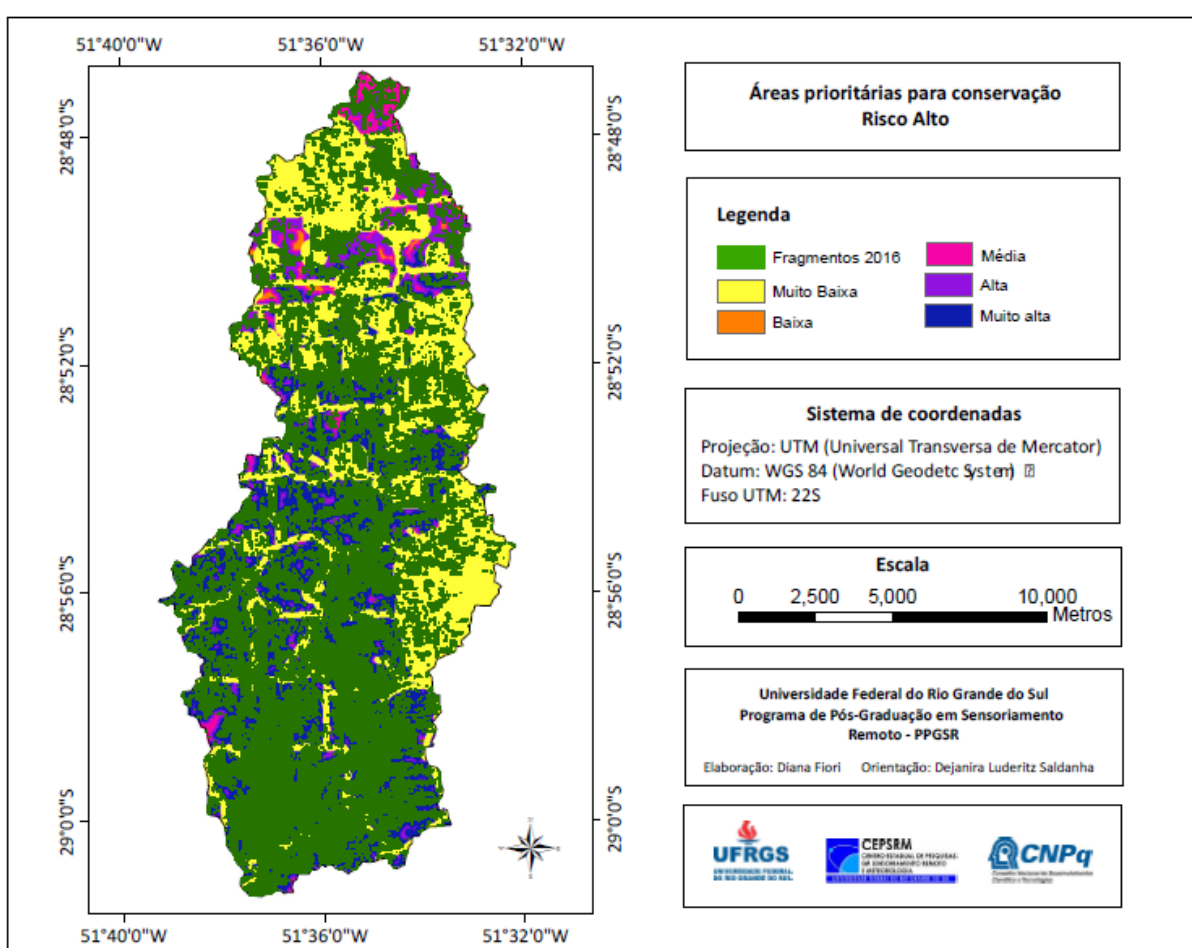
**Figura 36** - Mapa das áreas prioritárias para conservação com risco médio.

Adicionalmente, como todas as posições de ordem hierárquica recebem o mesmo peso, nenhuma posição ordenada terá maior influência sobre a outra no resultado final. Haverá compensação plena entre fatores permitindo que os pesos dos fatores sejam plenamente usados.

O mapa de risco médio apresentou como classe mais frequente a muito baixa. Esta classe contou com 5269,38 hectares, sendo aproximadamente 52,73%. Na sequência, as classes baixa e média, respectivamente as menos frequentes, apresentaram 65,46 hectares e 119,88 hectares. Já a classe alta, somou 2450,46 hectares, ou seja, 217,53 hectares a menos que no mapa de risco baixo. Conforme pode-se observar em relação as classes, neste mapa de risco médio, as áreas de prioridade muito alta são menos frequentes, prevalecendo as áreas de risco média e alta. A classe de risco muito alta apresentou diminuição de 1184,47 hectares em comparação com o mapa de risco baixo.

Este mapa deu prioridade muito alta somente nas áreas onde todos os fatores ficam sobrepostos, como proximidade a cobertura florestal, aos maiores fragmentos de área nuclear, bem como proximidade a rede hidrográfica.

Conforme VALENTE (2001) nos mapas de risco médio nem sempre suas soluções são as mais ideais, porque o mesmo tem tendência de generalização, ou melhor, sofre muito influência do fator de maior ranqueamento. Desta forma, o mapa de prioridades de risco médio não se mostrou adequado à priorização de áreas, devido à grande importância dos fatores para este processo de tomada de decisão.



**Figura 37** - Mapa das áreas prioritárias para conservação com risco alto.

O mapa de risco alto apresentou o mesmo valor em relação ao mapa de risco mínimo para a classe muito baixa. Desta forma, a classe somou 5334,84 hectares, sendo aproximadamente 53,38%. A classe baixa apresentou o valor intermediário entre os três mapas de risco, ficando com 49,32 hectares. A classe média, de forma contrária, apresentou o maior

valor comparado aos outros mapas, obtendo 332,37 hectares, responsável por 3,32% da área. A classe muito alta apresentou 3337,65 hectares, equivalente a 33,39%.

Este mapa que está associado ao maior peso a proximidade aos fragmentos de maior área nuclear, foi o que apresentou uma melhor definição entre as suas áreas, principalmente a classe muito alta. Vale ressaltar que em todos os mapas de risco, as áreas prioritárias para a conservação nas classes alta e muito alta estão em sua maioria localizados nos municípios de Vila Flores, Fagundes Varela e Veranópolis. Esta definição de áreas prioritárias ocorreu devido a presença do maior fragmento da área, que ocorre margeando os recursos hídricos. Desta forma, estas áreas acabam sendo priorizadas, em comparação com outras.

Malczewski (1999) obteve em seu estudo para a determinação de áreas adequadas à urbanização no México, também a escolha pelo mapa de risco médio-alto como as melhores soluções ambientais para a área.

## 6 CONCLUSÕES

A análise da configuração e composição da sub-bacia do Arroio Retiro teve como consequência importantes resultados, sendo alguns de grande importância:

- A classe mata nativa apresentou um aumento na ordem de 16,87% totalizando 11,46 km<sup>2</sup> a mais que em 2016, comparado ao ano de 1990.
- Em 1990, a área urbana era igual a 2,91 km<sup>2</sup>, passando para 3,85 km<sup>2</sup> no ano de 2005 e 4,13 km<sup>2</sup> em 2011. No ano de 2016, esta classe apresentou 4,40 km<sup>2</sup>. Este incremento gradual na classe resultou em 51,85% de variação, aumentando em média 1,49 km<sup>2</sup>.
- A classe de mata exótica foi a que mais apresentou variação entre os anos. Em 1990, a classe apresentou somente 1,48 km<sup>2</sup>, passando para 9,51 km<sup>2</sup> no ano de 2016. Esta maximização da classe resultou num crescimento na ordem de 546,34%. A sub-bacia é marcada basicamente pelo plantio de Eucalipto e Pinus.

Em relação à classe mata nativa e aos fragmentos analisados, apesar da classe ter aumentado a sua área ao longo do tempo, o número de fragmentos encontrados aumentou 119 unidades de 1990 para 2016. Desta forma, tem-se que diversos novos fragmentos de tamanho pequeno foram criados e alguns fragmentos maiores também tiveram incremento de área. A área nuclear cresceu significativamente, passando de 4203,5 hectares em 1990 para 5025,96 hectares em 2011. De 2011 para 2016, um novo incremento foi gerado, passando para 5079,51 hectares.

Houve um aumento de 875,97 hectares de área de interior. Em relação à distância entre fragmentos, o valor em 1990 que era de 95,6 em 1990 diminuiu para 84,65 em 2016. Este resultado é devido a criação de novos pequenos fragmentos, que apesar da área reduzida também apresentam importância ecológica que podem servir como trampolins ecológicos. A paisagem da sub-bacia do arroio Retiro vem se conectando ao longo do tempo, pois apresentava índices próximos a 98,73% em 1990 passando para 99,21% em 2016.

Em relação aos mapas de áreas prioritárias com diferentes riscos, foi escolhido como a melhor escolha o mapa de risco alto, pois faz a melhor associação entre os fragmentos de melhor área nuclear, bem como com a rede hidrográfica. Pode-se afirmar que a abordagem multicriterial e a Média Ponderada Ordenada são de fácil utilização e proporcionam resultados

fidedignos as características da paisagem, no processo de tomada de decisão. Em relação as escolhas e implantação de redes de unidades de conservação, vale ressaltar que a sua possível viabilidade dependerá inicialmente do proprietário das terras, sendo ele público ou privado.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AHERN, J. Greenways in the USA: theory, trends and prospects. **In:** Jongman, R.; Pungetti, G. (Eds). *Ecological networks and greenways: concept, design, implementation*. Cambridge, Cambridge University Press, 2004.

ALMEIDA, M.A. de; STEIN, D.P.; MELO, M.S. de; BISTRICHI, C.A.; PONÇANO, W.L.; HASUI, Y.; ALMEIDA, F.F.M. Geologia do oeste paulista e áreas fronteiriças dos estados de Mato Grosso do Sul e Paraná. **In:** CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOLOGIA, 31. Camboriú, 1980. Anais. Camboriú, SBG. v. 5, p. 2799-2812, 1980.

ANDERSON, A.B.; JENKINS, C.N. **Applying Nature's Design:** Corridors as a strategy for biodiversity conservation. New York: Columbia University Press. 231p. 2005.

ANTONGIOVANNI, M. & METZGER, J.P. Influence of the matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, 122: 441-451, 2005.

BAKER, W.L.; CAI, Y. The role of programs for multiscale analysis of landscape structure using the GRASS geographical information system. **Landscape Ecology**, v.7, p.291 – 302, 1992.

BALBUENO, R.A. A fragmentação de ambientes florestais: dois casos na região do baixo Jacuí, RS. (Tese de Mestrado), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2007.

BERTRAND, G. **Paysage et géographie physique globale.** Esquisse méthodologique, *Révue Géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, v. 39, n. 3, p. 249-272, 1968.

BRASIL - Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas (MMA/SBF). **Biodiversidade brasileira: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros.** Brasília, 2002.

BRASIL. **Lei nº 9.985, de 18 de Julho de 2000.** Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. Diário Oficial da União. Brasília, DF, 18 de Julho de 2000.

BRASIL. **Lei nº 11.428 de 22 de dezembro de 2006.** Dispõe sobre a utilização e proteção a vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica e dá outras providências. Disponível em: ([http://www.planalto.gov.br/ccivil/\\_Ato2004-2006/2006/Lei/L11428.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil/_Ato2004-2006/2006/Lei/L11428.htm))> Acesso em: 18 de fevereiro de 2008.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA. **Avaliação do estado do conhecimento da diversidade biológica do Brasil:** vertebrados. Brasília – DF: Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2003. 131 p.

BRASIL. **Código Florestal.** Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012. BRASIL. Código Florestal. Lei nº 4.471 de 15 de setembro de 1965.

CASTRO, G. Análise da estrutura, diversidade florística e variações espaciais do componente arbóreo de corredores de vegetação na Região do Alto Rio Grande, MG. Monografia de Mestrado - Universidade Federal de Lavras. 2004.

CEMIN, G. Avaliação da fragmentação florestal no município de Caxias do Sul-RS: Implicações ecológicas e proposição de cenários futuros. 2014. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

CEMIN, G. et al. Análise estrutura da paisagem da sub-bacia do Arroio Boa Vista, RS: uma abordagem em Ecologia de Paisagem- **In:** Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil, 21-26 abril, INPE, p. 3821-3828, 2007.

CHEN, K. P.; BLONG, R.; JACOBSON, C. MCE-RISK. **Integrating multicriteria evaluation and GIS for risk decision-making in natural hazards.** Environmental Modelling & Software, v.16, n.4, p.387-397, 2001.

CHRISTOFOLETTI, A. Aplicabilidade do Conhecimento Geomorfológico nos Projetos de Planejamento. **In:** Guerra, Antônio José Teixeira & CUNHA, Sandra Baptista. Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1994, 472 p., 1994.

COLLINGE, S.K. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. **Landscape and Urban Planning.** 36, 59-77, 1996.

CORBIN, A. **O território do vazio: a praia e o imaginário ocidental.** São Paulo: Companhia das Letras, 1989.

DAJOZ, Roger. **Princípios de Ecologia.** Porto Alegre: Artmed Editora, 2005.

DÁRIO, F. R.; VINCENZO, M. C. V. de.; ALMEIDA, A. F. de. Avifauna em fragmentos da Mata Atlântica. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.32, n.6, p.989-996, 2002.

DAVIS JR., C. A. Múltiplas representações em bancos geográficos. **In:** Congresso e feira para usuários de geoprocessamento da América Latina, 5., Salvador, 1999. Anais, Curitiba, 1999.

DIEGUES, A. C. A etnoconservação da natureza. **Etnoconservação: novos rumos para a proteção da natureza nos trópicos.** 2. ed. São Paulo: Hucitec e NUPAUB, p. 1-46, 2000.

DISLICH, R. Análise da vegetação arbórea e conservação na Reserva Florestal da Cidade Universitária “Armando de Salles Oliveira”, São Paulo, SP. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

DOUROJEANNI, M.J., PÁDUA, M.T.J. **Biodiversidade: a hora decisiva.** Ed. UFPR, Curitiba, 308p, 2001.

DURIGAN, G.; SILVEIRA, E. R. Recomposição de mata ciliar em domínio de cerrado, Assis, SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v.56, p.135-144,1999.

EASTMAN, J. R. Decision support: decision strategy analysis. **In:** CLARK UNIVERSITY (Ed.). Idrisi 32 release 2: Guide to GIS and image processing. Worcester: Clark Labs, v.2, p.22, 2001.

EASTMAN, J. R. et al. Raster procedures for multi-criteria/multi-objective decisions. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 61, n. 5, p. 539-547, 1995.

EASTMAN, J.R. Decision support: decision strategy analysis: Idrisi 32 release 2: guide to GIS and image processing. Worcester: Clark Labs, Clark University, v.2, 22p, 2001.



EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema de avaliação da aptidão agrícola das terras**. 3. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 65 p., 1995.

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos**. SANTOS, H. G. et al. (Ed.). 2 ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006.

ESRI – Environmental Systems Research Institute. Inc. ArcGIS Professional GIS for the desktop, version 9.2. Software. 2006.

EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biol. Rev.**, v.81, n. 1, 9. 117-142, 2006.

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

FALCADE, I. MANDELLI, F. **Vale dos Vinhedos**: caracterização geográfica da região. Caxias do Sul, EDUCS, 1999.

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

FARINA, G. **História de Nova Prata**. Caxias do Sul: EDUCS, 301p, 1986.

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

FERRI, G. A., TOGNI, A. C. **A história da bacia hidrográfica Taquari-Antas**. Ed. da Univates. Lajeado, 2012.

FORMAN, R.T.T. **Land mosaics**: the ecology of landscapes and regions. New York: Cambridge University, 632p., 1997.

FORMAN, R. T. T.; ALEXANDER, L. E. Roads and their major ecological effects. **Annual Reviews in Ecology & Systematics**, 29, 207-231, 1998.

FORMAN, R.T.T.; COLLINGE, S.K. Nature conserved in changing landscapes with and without spatial planning. **Landscape and Urban Planning**, v.37, p.129-135, 1997.

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

FRANCISCO, C. E. S.; COELHO, R. M.; TORRES, R. B.; ADAMI, S. F. Análise multicriterial na seleção de bacia hidrográfica para recuperação ambiental. **Ciência Florestal**, v. 18, n. 1, p.1-13, 2008.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA E INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2000–2005**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica/Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2008. 157p.

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

GENELETTI, D. Biodiversity impact assessment of roads: an approach based on ecosystem rarity. **Environmental Impact Assessment Review**, v.23, p.343-365, 2003. GENELETTI, D. Using spatial indicators and value functions to assess ecosystem fragmentation caused by linear infrastructures. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, v.5, p.1-15, 2004a.

GLCF. **Global Land Cover Facility**. GeoCover Technical Guide. University of Maryland. Institute for Advanced Computer Studies. 2008.

GUTZWILLER, K. J.; BARROW, W. C. Influences of roads and development on bird communities in protected Chihuahuan Desert landscapes. **Biological Conservation**, v.113, n.2, p.225-237, 2003.

HASENACK, H. **Base cartográfica vetorial contínua do Rio Grande do Sul na escala 1:50.000**. Porto Alegre, RS: UFRGS IB Centro de Ecologia, 2010.

HERRMANN, B. C.; RODRIGUES, E.; LIMA, A. A paisagem como condicionadora de bordas de fragmentos florestais. **Floresta**, Curitiba, v.35, n. 1, jan./abr. 2005.

HILL, J. L. & Curran, p. j. 2003. Area, shape and isolation of tropical forest fragments: effects on tree species diversity and implications for conservation, **Journal of Biogeography** 30, 1391 - 1403.

HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B. Commonness and rarity in a neotropical forest: implications for tropical tree conservation. In: SOULE, M.E. **Conservation biology: The science of scarcity and diversity**. Sunderland, Sinauer Associate, 1986. p. 205-231.

HUDGENS, B.R.; HADDAD, N.M. Predicting which species will benefit from corridors in fragmented landscapes from population growth models. **The American Naturalist**, Chicago, v.161, n.5, p.808-820, May 2003.

ICMBIO - INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (2012b) Grupo Assessor para acompanhar a implementação e realizar monitoria do Plano de Ação para a Conservação dos Papagaios da Mata Atlântica – PAN Papagaios. Portaria nº 361, de 5 de setembro de 2012. Brasília: Diário Oficial da União, 06 de setembro de 2012, Seção 2, p. 6.

INOUE, M.T.; RODERJAN, C.V.; KUNEYOSHI, Y.S. **Projeto madeira do Paraná**. Curitiba: FUPEF, 1984. 260p

IPAGRO. **Observações Meteorológicas no Estado do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: IPAGRO, 1979. (Boletim Técnico, 3).

JENKINS, CN & SL PIMM (2006) Definindo Prioridades de Conservação em um Hotspot de Biodiversidade Global (Defining conservation priorities in a global biodiversity hotspot). **Chapter in Biologia da Conservação: Essências**. RiMa Editora, São Carlos, SP. Rocha, CFD, HG Bergallo, M Van Sluys & MAS Alves (Orgs.).

JIANG, H.; EASTMAN, J.R. Application of fuzzy measures in multi-criteria evaluation in GIS. **International Journal of Geographical Information Science**, v.14, n.2, p.173-184, 2000.

KANGAS, J.; STORE, R.; LESKINEN, P.; MEHTATALO, L. Improving the quality of landscape ecological forest planning by utilising advanced decision-support tools. **Forest Ecology and Management**, v.132, p.157-171, 2000.

KLEIN, R. M. 1984. **Aspectos dinâmicos da vegetação do sul do Brasil**. Sellowia, Itajaí, v. 36, n. 36, p. 5-54, 1984.

KÖPPEN, W. Climatologia: com un estudio de los climas de la tierra. México: Fondo de Cultura Economica, 1948. 478 p.

LANG, BLASCHKE, S.; BLASCHKE, T. **Análise da paisagem com SIG**. São Paulo, SP: Oficina de Texto, 2009.

LAURANCE, W. F. & YENSEN, E. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. **Biological Conservation**, 55(1): 77-92, 1991.

LAURANCE, W. F. **Rainforest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities**. Série Técnica IPEF, v. 12, n. 32, p. 21-24, 1998.

LAURANCE, W. F.; COCHRANE, M. A.; BERGEN, S.; FEARNSIDE, P. M.; DELAMÔNICA, P.; BARBER, C.; D'ANGELO, S. e FERNANDES, T. "The Future of The Brazilian Amazon". **Science**, n. 291, 2001, pp. 438-439.

LEITE, P.; KLEIN, R. M. Vegetação. **In**: IBGE. Geografia do Brasil: região Sul. v. 2. Rio de Janeiro. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1990.

LI H & WU J. 2004. Use and misuse of landscape indices. **Landscape Ecology**. V.19 n. p.389-399.

LIMA, W.P. "Função Hidrológica da Mata Ciliar". **In**: Simpósio sobre Mata Ciliar: Campinas – SP, Fundação Cargill, 1989.

LUCAS, O. W. R. **The Design of Forest Landscapes**. Wallingford: Oxford University Press, 1991. 381p.

MACARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton University Press, Princeton, 1967.

MALCZEWSKI, J. **GIS and multicriteria decision analysis**. New York: John Wiley, 1999. 362p.

MALCZEWSKI, J. GIS-based land-use suitability analysis: A critical overview. **Progress in Planning**, v.62, n.1, p.3-65, 2004.

MCGARIGAL, K. et al. 2002. **FRAGSTATS**: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Disponível em: <<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>>. Acesso em 23 jun. 2016.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **FRAGSTATS**: spatial patterns analysis program for quantifying landscape structure. Portland: USDA, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995. 122p.

MEDEIROS, J. de D.; SAVI, M.; BRITO, B. F. A. de. Seleção de área para criação de unidade de conservação na Floresta Ombrófila Mista. **Biotemas**, Florianópolis, v.18, n. 3, p. 33-50. 2005.

MENDES, C.A.B.; CIRILO, J.A. **Geoprocessamento em recursos hídricos: princípios, integração e aplicação**. Porto Alegre: ABRH, 2001. 536 p.

MERRIAM, G. Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. **In**: BRANDT, J.; AGGER, P. (Eds.). **Methodology in Landscape**: ecological research and planning. Roskilde: International Association for Landscape Ecology, 1984. p. 5-15.

METZGER, J. P. Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forest of south-east Brazil. **Landscape and Urban Planning**. V. 37, p. 29-35, 1997.

METZGER, J.P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 71 (3-I): 445-463, 1999.

METZGER, J.P. Effects of deforestation pattern and private nature reserves on the forest conservation in settlement areas of the Brazilian Amazon. **Biota Neotropica**, 2001. (<http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12>). Acesso em 12 Jun 2015.

METZGER, J.P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotrop.** 1(1/2): 2001. <<http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?tematicreview+BN00701122001>> Acesso em 12 Jun 2015.

METZGER, J.P. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? Pp. 49-76. **In:** P. Kageyama; R.E. Oliveira; L.F.D. Moraes & F.B. Gandara. Restauração ecológica de ecossistemas naturais. Fundação de Estudos e Pesquisa Agrícolas e Florestais - FEPAF, Botucatu, 2003.

METZGER, J.P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. Pp. 423-453. **In:** L. Cullen Jr.; R. Rudran & C. Valladares-Padua (orgs.). Métodos de estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Editora UFPR e Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, Curitiba, 2003.

MILANI, E.J.; FRANÇA, A.B.; SCHNEIDER, R.L. 1994. Bacia do Paraná. PETROBRÁS, Rio de Janeiro, **Boletim de Geociências**, 8(1):69-82

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Biodiversidade Brasileira:** Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, MMA, 2002, 404 p.

MMA/SCA/IBAMA (/Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Coordenação da Amazônia/Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). **Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais do Brasil – PPG7;** Projeto Corredores Ecológicos. 2001.

MOHR, L. S. R.; PÉRICO, E. FONSECA, V. S. S.; MOHR, A. R. A Importância do “saber a história ambiental” para compreender o ambiente atual. **SCIENTIA PLENA**, VOL. 8, NUM. 6, 2012.

MONTAGNA, T.; FERREIRA, D.K.; STEINER, F.; LOCH, F.A.S.S.; BITTENCOURT, R.; SILVA, J.Z.; MANTOVANI, A. & REIS, M.S. 2012. A importância das unidades de conservação na manutenção da diversidade genética de araucária (*Araucaria angustifolia*) no estado de Santa Catarina. **Biodiversidade brasileira**, 2(1).

MOTOKI, A.; VARGAS, T.; ZUCCO, L.L. **El basalto, piedra semi-ornamental brasileña. Lithos**, v. 66, p. 52-63, 2003.

MYERS N. 1988. Threatened biotas: "Hot spots" In tropical forests. **The Environmentalist 8**: 1-20.

MYERS N. 1990. The biodiversity challenge: Expanded hot spots analysis. **The Environmentalist 10**: 243-256.

NASCIMENTO, M. C. do et al. Mapeamento dos fragmentos de vegetação florestal nativa da bacia hidrográfica do Rio Alegre, Espírito Santo, a partir de imagens do satélite Ikonos II. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 30, n.3, p. 389-398, 2006.

NAVEH, Z. Biocybernetic and thermodynamic perspective of landscape functions and land use patterns. **Landscape Ecology**, v 1, p. 75-83, 1987.

NETO, R.M.R.; WATZLAWICK, L.F.; CALDEIRA, M.V.W. & SCHOENINGER, E.R. 2002. Análise florística e estrutural de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana, situado em Criúva, RS-Brasil. **Ciência Florestal 12**: 29-37.

NOSS, R. F., M. A. O'CONNELL, AND D. D. MURPHY. 1997. The science of conservation planning: habitat conservation under the Endangered Species Act. Island Press, Washington, D.C.

O'NEILL, R.V., KRUMMEL, J.R., GARDNER, R.H., SUGIHARA, G., JACKSON, B., DE ANGELIS, D.L., MILNE, B.T., TURNER, M.G., ZYGMUNT, B., CHRISTENSEN, S.W., DALE, V.H. AND GRAHAM, R.L. 1988. Indices of landscape pattern. **Landsc. Ecol.**: 153-162.

ODUM, E. P., BARRET, G. W. 2007. **Fundamentos de Ecologia**. São Paulo, Thomson Pioneira, 612 p.

ODUM, Eugène Pleasants. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara, 1988.

O'NEILL, R.V.; KRUMMEL, J.R.; GARDNER, R.H.; SUGIHARA, G.; JACKSON, B.; DEANGELIS, D.L.; MILNE, B.T; TURNER, M.G.; ZYGMUNT, B.; CHRISTENSEN, S.W.; DALE, V.H.; GRAHAM, R.L. Indices of landscape pattern. **Landscape Ecology**, v.1, n.3, p.153 - 162, 1988.

PÁDUA, M. T. J. **Categorias de Unidades de Conservação** – Objetivos de Manejo. Boletim FBCN, 1978. 13:78 – 84p.

PETRAKIS, Giannis Hans et al. Geologia de jazidas de brita e areia artificial de qualidade especial: exemplos do álcali sienito de Nova Iguaçu e Nova Prata. *Geociênc. (São Paulo)*, São Paulo, v. 29, n. 1, 2010. Disponível em <[http://ppegeo.igc.usp.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S01010822010000100002&lng=pt&nrm=iso](http://ppegeo.igc.usp.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S01010822010000100002&lng=pt&nrm=iso)>. Acesso em 27 jul. 2016.

PIMM, S. L., G. J. RUSSELL, J. L. GITTLEMAN, AND T. M. BROOKS. 1995. The future of biodiversity. **Science** 269: 347–350.

PINTO-COELHO, Ricardo M. **Fundamentos em Ecologia**. Porto Alegre: Artmed Editora, 2000.

PRIMACK R.B; RODRIGUES E. **Biologia da Conservação**. Editora Vozes. Londrina. 328 p, 2001.

QUADROS, F.L.F.; PILLAR, V.D. Transições floresta-campo no Rio Grande do Sul. **Ciência & Ambiente**. v. 24, p. 109-118, 2002.

REMPEL C. 2009. Ecologia da Paisagem e suas Ferramentas podem aprimorar o Zoneamento Ambiental? O caso da região política do Vale do Taquari. Tese de Doutorado em Ecologia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, UFRGS, Brasil. 146 p.



ROCHA, C. C., SILVA A. B., NOLASCO M. C. & FRANCA-ROCHA W. (2007). Modelagem de Corredores Ecológicos em ecossistemas fragmentados utilizando Processamento Digital de Imagens e Sistemas de Informações Georreferenciadas. **In:** XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Florianópolis, SC. INPE, anais p.3065-3072.

RODRIGUES, E. **Edge effects on the regeneration of fragments in south Brazil.** Cambridge, 1998. 172 f. D. Phil. Dissertation - Harvard University,

ROSS, J. **Geomorfologia ambiente e planejamento.** S. Paulo: Contexto, 1991.

ROSTAGNO, L.S.C. Caracterização de uma paisagem na área de influência do Reservatório da Usina Hidrelétrica do Funil, Ijaci, MG. Lavras, 1999. 66p. Tese (Mestrado). Universidade Federal de Lavras.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. **Biological consequences of ecosystem fragmentation:** a review. *Conservation Biology*, Oxford, v. 5, n. 1, p. 18-32, May 1991.

SCHAAF, L. B. Florística, estrutura e dinâmica no período 1979-2000 de uma Floresta Ombrófila Mista localizada no Sul do Paraná. 2001. 131 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

SCHÄFFER, W. B.; PROCHNOW, M. 2002. A Mata Atlântica e você: como preservar, recuperar e se beneficiar da mais ameaçada floresta brasileira. Apremavi, Brasília, Brasil, 156 pp.

SCHENINI, P. C.; COSTA, A. M.; CASARIN, V. W. Unidades de Conservação: aspectos históricos e sua evolução. **In:** CONGRESSO BRASILEIRO DE CADASTRO TÉCNICO MULTIFINALITÁRIO. Florianópolis: UFSC, 2004. 7p.

SCOTT, J.M., MURRAY, M., WRIGHT, R.G., CSUTI, B., MORGAN, P. & PRESSEY, R.L. 2001. Representation of natural vegetation in protected areas: capturing the geographic range. **Biodiv. Conserv.** 10:1297-301.

SHIMIZU, J. Y.; OLIVEIRA, Y. M. M. **Distribuição, variação e usos dos recursos genéticos da araucária no sul do Brasil**. Curitiba: Embrapa-URPFCS, 1981. 9p.

SILVA, A. F. et al. Composição florística e grupos ecofisiológicos das espécies de um trecho de floresta semidecídua submontana da fazenda São Geraldo, Viçosa-MG. **Revista Árvore**, v.27, n.3, p.311-319, 2003.

SILVA, A. N. R.; RAMOS. R. A. R.; SOUZA L. C. L.; RODRIGUES D. S; MENDES J. F. G. SIG - Uma Plataforma para Introdução de Técnicas Emergentes no Planejamento Urbano, Regional e de Transportes: uma Ferramenta 3D para Análise Ambiental Urbana, Avaliação Multicritério, Redes neurais artificiais. São Carlos, SP, Edição dos Autores, 227 p., 2004.

SMITH, R.L. Ash flows. *Geological Society of America Bulletin*, v. 71, p. 795-842, 1960.

SOARES FILHO, B. S. Modelagem da dinâmica da paisagem de uma região de fronteira de colonização amazônica. Tese (Doutorado), Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. São Paulo, 1998.

SOARES-FILHO, B.S. **Análise de Paisagem: Fragmentação e Mudanças**. Belo Horizonte. 1998.

SPINOLA, Carolina de Andrade. Ecoturismo em espaços naturais de proteção integral no Brasil: o caso do Parque Nacional da Chapada Diamantina, Bahia. 2005. Tese (Doutorado em Geografia). Universidade de Barcelona. Disponível em: <[http://www.carolinaspinola.info/index.php?option=com\\_content&view=article&id=62&Itemid=45](http://www.carolinaspinola.info/index.php?option=com_content&view=article&id=62&Itemid=45)>.

STRECK, E.V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R.S.D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P.C.; SCHNEIDER, P.; GIASSON, E. & PINTO, L.F.S. **Solos do Rio Grande do Sul**. 2.ed. Porto Alegre, EMATER/RS-ASCAR, 2008. 222p.

TAYLOR, P.D., FAHRIG, L. HENEIN, K. AND MERRIAM, G. 1993. **Connectivity is a vital element of landscape structure**. *Oikos* 68(3): 571-572.

THOMAS, Keith. **O homem e o mundo natural**: mudanças de atitude em relação às plantas e aos animais (1500 – 1800). Tradução João Roberto Martins Filho. São Paulo: Companhia das Letras, 2010 [1983].

TISCHENDORF, L. AND FAHRIG, L. **On the usage and measurement of landscape connectivity**. *Oikos*, in press. 2000.

TOMM, G. O.; ÖSTERLEIN, N.; FIGER, E. Advantages of growing canola preceding wheat and related new developments in South America. **In**: Poster apresentado of the 7th International Wheat Conference, held November 27 - December 2, 2005, in Mar Del Plata, Argentina.

TOSCAN, L. Rejeitos de Basalto: Uma Primeira Abordagem. Estudo de Caso: Extração de Basalto no Município de Nova Prata RS, Canoas, 125 p., 2005, Dissertação (Mestrado) – Universidade Luterana do Brasil.

TURNER MG, GARDNER RH, O'NEILL RV. **Landscape Ecology in Theory and Practice**. New York: Springer-Verlag. 401 pp, 2001.

TURNER, M.G.; GARDNER, R. H. Quantitative methods in landscape ecology: an itroduction. **In**: TURNER, M.G.; GARDNER, R. H.(Ed.), Quantitative methods in landscape ecology, New York: Springer Verlag, 1990. p. 3-14.

UEZU, A., METZGER, J.P.W., VIELLIARD, J.M. 2005. The effect of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation** 123, 507 – 519, 2005.

VALENTE, R. A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do Rio Corumbataí, SP**. 2001. 144f. Dissertação (Mestrado) – departamento de Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

VALENTE, R. O. A. **Definição de áreas prioritárias para conservação e preservação florestal por meio da abordagem multicriterial em ambiente SIG**. 2005. 121f. Tese (Doutorado - Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" USP, Piracicaba,2005. 121 p.

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

VIANA, V. M. 1992. **Biologia e manejo de fragmentos de florestas naturais**. 6º Congresso Florestal Brasileiro. Anais, p. 113-118.

VIANA, V.M.; TABANEZ, A.J. A. e MARTINEZ, J. L. A. **Restauração E manejo de fragmentos florestais**. 2º Congresso Nacional Sobre Essências Nativas – Anais, Vol. 2, p. 400 – 406, 1992.

VOLOTÃO, C. F. S. **Trabalho de análise espacial métrica do Fragstats**. São José dos Campos: INPE, São Paulo, SP. 1998 (Dissertação de Mestrado do INPE).

WIENS, J.A. 1996. **Challenges for the future**. IALE Bulletin 14: 1-2.

WIENS, J.A. Toward a unified landscape ecology. **In: Studies in landscape ecology: issues and perspectives in landscape ecology** (J. Wiens & M. Moss, eds). Cambridge University Press, Cambridge. p. 365-373, 2005.

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

YAGER, R.R. On ordered weighted averaging aggregation operators in multi-criteria decision making. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics*, v.18, n.1, p.183-190, 1988.

YOUNG, A. G.; BOSHIER, D.; BOYLE, T. J. **Forest Conservation Genetics: principles and practice**. CSIRO Publishing, 2000. p. 352.

ZAÚ, A.S., 1998. Fragmentação da Mata Atlântica: aspectos teóricos. **Floresta e Ambiente**, 5(1), pp.160-170.

ZELENY, Milan. **Multiple Criteria Decision Making**. New York: McGraw-Hill, Inc. 1982.

ZHOU, J.; CIVCO, D. L. Using genetic learning neural networks for spatial decision making in GIS. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 62, n. 11, p. 1287-1295, 1996.

ZONNEVELD, I.S. **Land evaluation and land (scape) science**. Textbook of photo interpretation, v.7. Enschede, ITC 106. 1972.