

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

GISELE CEMIN

**AVALIAÇÃO DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NO MUNICÍPIO DE CAXIAS DO
SUL-RS: IMPLICAÇÕES ECOLÓGICAS E PROPOSIÇÃO DE CENÁRIOS
FUTUROS**

Porto Alegre
2014

GISELE CEMIN

**AVALIAÇÃO DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NO MUNICÍPIO DE CAXIAS DO
SUL-RS: IMPLICAÇÕES ECOLÓGICAS E PROPOSIÇÃO DE CENÁRIOS
FUTUROS**

Tese de Doutorado apresentada como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Sensoriamento Remoto, área de concentração em Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento aplicado aos Recursos Naturais e ao Meio Ambiente.

Orientador: Jorge Ricardo Ducati

Banca examinadora:

Dra. Dejanira Luderitz Saldanha (UFRGS)

Dr. Laurindo Antônio Guasselli (UFRGS)

Dr. Eduardo Périco (UNIVATES)

Dra. Vania Elisabete Schneider (UCS)

Porto Alegre
2014

AGRADECIMENTOS

Apesar de uma tese ser, pela sua natureza acadêmica, um trabalho individual, existem diversas contribuições que não podem deixar de ser destacadas. Por essa razão, desejo registrar os meus sinceros e profundos agradecimentos:

Ao professor Jorge Ricardo Ducati, orientador desta tese, que sempre depositou em mim imensa confiança. Obrigada pela sua compreensão e pelo seu acolhimento amigável no momento em que decidi mudar o tema da proposta inicial de trabalho. Seus ensinamentos, sua paciência e sua sabedoria ficarão eternamente marcados na minha memória.

Aos professores da banca de qualificação, doutor Eduardo Périco, doutora Dejanira Luderitz Saldanha e ao doutor Laurindo Antônio Guasselli. Agradeço pelas suas valiosas contribuições e generosas sugestões de aprimoramento desta tese.

À professora doutora Vania Elisabete Schneider, a qual me acolheu com muito carinho e atenção ao longo destes nove anos de intensa convivência na UCS. Obrigada pelas suas sábias palavras durante todo o meu percurso acadêmico, por vezes tortuoso e complexo, pela sua generosidade, motivação e amizade.

Ao meu colega Rafael, pelas nossas conversas sempre muito enriquecedoras, pela sua parceira, amizade e apoio.

À secretária do Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto Magdalena Assaf pela sua disposição e pela sua presteza em me ajudar, mesmo que a distância, naquelas questões burocráticas e informativas ligadas ao PPG.

E a todos aqueles que direta ou indiretamente colaboraram com a concretização desta tese e que de alguma forma contribuíram para o meu crescimento profissional e pessoal.

AValiação DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NO MUNICÍPIO DE CAXIAS DO SUL-RS: IMPLICAÇÕES ECOLÓGICAS E PROPOSIÇÃO DE CENÁRIOS FUTUROS

Autor: Gisele Cemin

Orientador: Jorge Ricardo Ducati

Na atualidade, as atividades humanas têm levado a conversão das áreas de florestas tropicais em ecossistemas agropastoris e urbanos. Neste processo, a floresta contínua é interrompida por estas barreiras antrópicas as quais são capazes de impedir o fluxo gênico, aumentando a taxa de endocruzamento, o que pode acarretar a diminuição da variabilidade genética e a consequente perda da biodiversidade. A Mata Atlântica, alvo deste estudo, perdeu aproximadamente 71% de sua área original, sendo que seus remanescentes apresentam, na sua grande maioria, áreas pequenas e isoladas uma das outras. Neste contexto, o objetivo desta tese foi de avaliar a evolução da fragmentação florestal no município de Caxias do Sul-RS entre 1985 e 2011, calibrar um modelo dinâmico espacial deste processo e simular um cenário futuro para o ano de 2021, buscando verificar se as mudanças ocorridas ao longo deste período refletem em uma modificação na qualidade ambiental destes fragmentos florestais levando em consideração índices de ecologia de paisagem. Para atingir o objetivo proposto, foi utilizado uma série temporal de imagens do satélite Landsat 5, informações pedológicas, do relevo (hipsometria e clinografia) e índices de ecologia de paisagem. Os resultados indicaram um aumento de aproximadamente 203km² das áreas florestais entre os anos de 1985 e 2011, correspondendo a um incremento 36% das Florestas Estacional Decidual e Ombrófila Mista e também de 20% para o cenário simulado (2021). Em contraponto, houve a diminuição das áreas dos campos de nativos na ordem de 33% de 1985 a 2011 e um pequeno incremento de aproximadamente 5 km² para o cenário simulado (2021). Os índices de ecologia de paisagem indicaram uma melhoria na qualidade ambiental no que tange aos fragmentos florestais, uma vez que tamanho médio e a área interior dos fragmentos aumentaram, ocasionando uma maior coesão entre as áreas florestais vizinhas. Estas informações compõem um indicativo de que a regulamentação do manejo das áreas de Mata Atlântica pode ter favorecido a expansão florestal. Os dados gerados poderão ser utilizados como ferramenta balizadora para a proposição de políticas públicas de visam a consonância entre o desenvolvimento socioeconômico e a preservação ambiental.

Palavras chave: sensoriamento remoto, modelagem dinâmica espacial, ecologia de paisagem.

ASSESSMENT OF FOREST FRAGMENTATION IN THE MUNICIPALITY OF CAXIAS DO SUL-RS: ECOLOGICAL IMPLICATIONS AND FUTURE SCENARIOS FOR PROPOSITION

Author: Gisele Cemin

Advisor: Jorge Ricardo Ducati

At present, human activities have led to conversion of tropical forests in agropastoral and urban ecosystems. In this process, the continuous forest is interrupted by these anthropogenic barriers which are able to prevent gene flow, increasing inbreeding rate, which can lead to decreased genetic variability and the resulting loss of biodiversity. The Atlantic Forest, target of this study, lost approximately 71% of its original area, and its remnants have, for the most part, small areas and isolated from each other. In this context, the aim of this study was to assess the evolution of forest fragmentation in the city of Caxias do Sul-RS between 1985 and 2011, calibrate a spatial dynamic model of this process and simulate a scenario for the year 2021, seeking to verify if the changes and expected present and future scenario reflected in a change in environmental quality of these forest fragments considering landscape ecology indices. To achieve this purpose, we used a time series of satellite images Landsat 5, soil information, topographic (hypsometric and slope) and landscape ecology indices. The results showed an increase of approximately 203km² of forest areas between the years 1985 and 2011, corresponding to an increase of around 36% of Seasonally Deciduous Forests and Mixed Ombrophilous and also 20% for the simulated scenario (2021) In contrast, there was the decrease in areas of native grasslands of about 33% from 1985 to 2011 and a small increase of approximately 5 km² to the simulated scenario (2021). The landscape ecology indices indicated improved environmental quality in terms forest fragments, since average size and the inner area of the fragments increased, leading to greater cohesion between neighboring forest areas. This information generates an indication that the management of the Atlantic Forest may have favored forest expansion. The data generated can be used as guiding tool for proposing public policies aimed at the line between socioeconomic development and environmental preservation.

Keywords: remote sensing, spatial dynamic modeling, landscape ecology.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	10
2. OBJETIVOS	18
2.1 Objetivo geral.....	18
2.2 Objetivos específicos	18
3. REFERENCIAL TEÓRICO	19
3.1 Estudos da paisagem	19
3.1.1 Estrutura da paisagem	21
3.1.1.1 Fragmento.....	22
3.1.1.2 Corredor.....	26
3.1.1.3 Matriz	27
3.1.1.4 Índices descritores da estrutura da paisagem	27
3.2 Análise de paisagens fragmentadas	33
3.3 Modelagem de mudanças na paisagem.....	37
4. METODOLOGIA.....	45
4.1 Área de estudo	45
4.2 Métodos.....	47
4.2.1 Evolução temporal da paisagem	48
4.2.2 Modelagem dinâmica espacial	54
4.2.2.1 Dados de entrada no modelo	57
4.2.2.2 Parametrização do modelo.....	58
4.2.2.3 Calibração do modelo.....	60
4.2.2.4 Simulação do modelo	61
4.2.2.5 Validação do modelo	62
4.2.2.1.4 Simulação do cenário futuro	63
4.2.3 Análise da ecologia da paisagem.....	64
5. RESULTADOS	66
5.1 Caracterização física	66
5.2 Evolução temporal do uso e cobertura do solo	74
5.3 Modelagem do cenário futuro.....	84
5.3.1 Matrizes de transição para os anos de 1985 a 2004.....	85
5.3.2 Pesos de evidência de 1985 a 2004	88
5.3.3 Calibração, simulação e validação do modelo de 1985 a 2004.....	90

5.3.4 Simulação e validação do modelo de 2004 a 2011	95
5.3.5 Simulação do modelo de 2011 a 2021	97
5.4 Análise da paisagem.....	99
6. CONCLUSÕES	106
7. REFERÊNCIAS.....	108

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1. Limite da Mata Atlântica original e os seus respectivos remanescentes atuais..	14
FIGURA 2. Elementos que compõem a paisagem (elaborado pelo autor).	22
FIGURA 3. Relação entre áreas interiores e as margens de acordo com diferentes formas e tamanhos de fragmentos (adaptada de Forman e Godron, 1986).	24
FIGURA 4: Exemplo de um autômato celular (Câmara, 1996).	43
FIGURA 5. Localização da área de estudo.	45
FIGURA 6. Metodologia utilizada para a implementação da modelagem dinâmica espacial.	63
FIGURA 7. Mapa de hipsometria.	69
FIGURA 8. Mapa de clinografia.	70
FIGURA 9. Mapa de pedologia.	73
FIGURA 10. Mapa de uso e cobertura do solo de Caxias do Sul para o ano de 1985.	75
FIGURA 11. Mapa de uso e cobertura do solo de Caxias do Sul para o ano de 2004.	76
FIGURA 12. Mapa de uso e cobertura do solo de Caxias do Sul para o ano de 2011.	77
FIGURA 13. Vista de perfil de solo (Neossolo litólico) da região estudada.	78
FIGURA 14. Modificação das áreas de campo nativo por outros tipos de uso do solo.	79
FIGURA 15. Avanço do <i>Pinus elliotti</i> nos campos nativos.	80
FIGURA 16. Áreas periféricas de baixa renda.	81
FIGURA 17. Barragem do Arroio Faxinal.	82
FIGURA 18. Floreta nativa no ano de 1985.	83
FIGURA 19. Floresta nativa no ano de 2004.	83
FIGURA 20. Floresta nativa no ano de 2011	83
FIGURA 21. Mapa de permanência das áreas florestais e da respectiva regeneração em 2004 e em 2011.	84
FIGURA 22. Tabulação cruzada dos mapas de uso e cobertura do solo de 1985 e 2004.	86
FIGURA 23. Pesos de evidência para as variáveis utilizadas no modelo.	88
FIGURA 24. Cruzamento do mapa das áreas florestais de 2004 real e simulado com a indicação em vermelho das áreas modeladas erroneamente.	92
FIGURA 25. Tabulação cruzada do mapa das áreas florestais de 2004 real e simulado com a indicação dos erros de comissão e omissão.	94
FIGURA 26. Tabulação cruzada do mapa das áreas florestais de 2011 real e simulado com a indicação dos erros de comissão e omissão.	96
FIGURA 27. Mapa simulado referente ao ano de 2021.	98
FIGURA 28. Avanço das áreas de floresta sobre os campos.	102

LISTA DE TABELAS

TABELA 1. Principais índices recomendados para a análise da estrutura da paisagem	29
TABELA 2. Relação das imagens de satélite utilizadas no estudo.....	48
TABELA 3. Descrição das classes de uso e cobertura do solo.	50
TABELA 4. Distribuição das classes de declividade (classes clinográficas).....	55
TABELA 5. Índices utilizados.	64
TABELA 6. Dados hipsométricos do município de Caxias do Sul.	66
TABELA 7. Dados clinográficos do município de Caxias do Sul.....	67
TABELA 8. Dados das classes pedológicos do município de Caxias do Sul.....	71
TABELA 9. Dados de uso e cobertura do solo do município de Caxias do Sul.	74
TABELA 10. Variação do uso e cobertura do solo do município de Caxias do Sul.....	74
TABELA 11. Resultados da tabulação cruzada das imagens de uso e cobertura do solo de 1985 e 2011.....	85
TABELA 12. Matriz de transição global entre os anos de 1985 e 2004.....	87
TABELA 13. Matriz de transição anual descomposta entre os anos de 1985 e 2004.....	87
TABELA 14. Pesos de evidência para as variáveis analisadas. grifado de vermelho as classes das variáveis que mais contribuíram para as mudanças.	89
TABELA 15. Validação espacial <i>F</i> e <i>S</i> da melhor simulação com função de decaimento exponencial (1985-2004).....	91
TABELA 16. Matriz de erro do uso do solo 2004 real (colunas) <i>versus</i> o uso do solo de 2004 simulado (linhas), calculado pelo comando <i>errmat</i> do Idrisi (valores expressos em pixels).	93
TABELA 17. Validação espacial <i>F</i> e <i>S</i> da melhor simulação com função de decaimento exponencial (2004-2011).....	95
TABELA 18. Matriz de erro do uso do solo do ano de 2011 real (colunas) <i>versus</i> o uso do solo do ano de 2011 simulado (linhas), calculado pelo comando <i>errmat</i> do idrisi (valores expressos em pixels).	96
TABELA 19. Uso e cobertura do solo de 1985 e para o cenário simulado para o ano de 2021.....	97
TABELA 20. Área de cada fragmento de mata na paisagem de 1985 e 2011.....	99
TABELA 21. Resultados para os índices selecionados para avaliar a paisagem.	99

1. INTRODUÇÃO

Dentro da história evolutiva, a capacidade dos humanos de colonizar, de modificar e de dominar uma variedade de ecossistemas vem aumentando década após década. O aumento exponencial na densidade populacional tem acarretado a conversão de inúmeras áreas naturais em ecossistemas antropizados (BROWN; LOMOLINO, 2006). Dentre as principais alterações em áreas naturais decorrentes das atividades humanas está a destruição de habitats naturais, dentre eles, os ambientes florestais.

O histórico de degradação e de desmatamento dos habitats florestais a nível mundial é muito antigo, datando de mais de 20.000 anos e persistindo até os dias atuais (FAO, 2007). Neste processo, ocorre redução da extensão do habitat original ocasionando alterações na distribuição e na configuração espacial do habitat remanescente, a chamada fragmentação. A fragmentação do habitat consiste em uma ação durante o qual uma grande área é transformada em vários habitats menores (fragmentos), isolados uns dos outros ao longo de uma matriz. Vários estudos mostram que algumas variáveis da paisagem fragmentada, como o tamanho, o grau de isolamento e a qualidade dos fragmentos influenciam na riqueza e na abundância das espécies (DIRZO; RAVEN 2003; FAHRIG, 2003; SODHI et al., 2009). No caso do Brasil, o histórico de desmatamento e de degradação das florestas começou provavelmente há mais de 13 mil anos (DEAN, 1996) com os povos antigos (caçador-coletor) que se utilizavam do fogo para suas atividades. Este processo de ocupação e de degradação se intensificou com a chegada dos povos europeus há mais de 500 anos (FONSECA, 1985) e continua até os dias atuais.

Em nível global, medidas que visam conter a perda e a fragmentação de habitats florestais se tornaram uma prioridade. Dados divulgados pelo Greenpeace (2007) apontam que na Europa Ocidental, 99,7% de suas florestas primárias foram perdidas. Em outras regiões do planeta, a situação não é muito diferente. O mesmo estudo mostra que na Ásia, 94% das áreas de florestas primárias foram destruídas para dar lugar a outros tipos de usos do solo, na África, 92%, na Oceania, 78%, na América do Norte, 66% e na América do Sul, 54%. Segundo o relatório “Avaliação

Global dos Recursos Florestais” (*Global Forest Resources Assessments*) divulgado pela FAO (2010), restavam pouco mais de 4 bilhões de hectares de floresta no mundo em 2010, o que corresponde a 31% da área de terra total. O Brasil está entre os países que mais diminuiu suas áreas de floresta na década de 1990, embora tenha, por meio de medidas normativas e reguladoras, conseguido reduzir suas taxas de desflorestamento. O país perdeu em média, 2,6 milhões de hectares anuais nos últimos dez anos, em comparação com os 2,9 milhões de hectares anuais na década de 1990.

As maiores preocupações quanto à perda e a fragmentação de habitats naturais estão concentradas nas florestas tropicais, localizadas na Ásia, Oceania, África, América Central e do Sul. Sabe-se que estes habitats ocupam aproximadamente 7% da superfície terrestre e possuem mais da metade das espécies da biota mundial. Em um estudo seminal conduzido por Myers (1979), foi possível concluir que das 3 a 10 milhões de espécies existentes no mundo, aproximadamente 70% estão nos trópicos. Este dado merece atenção especial, uma vez que o desenvolvimento e a difusão da agricultura, da pecuária e da extração de madeira de forma ilegal, exerceram e continuam exercendo um profundo impacto sobre a estrutura e a composição de florestas tropicais. Em outro estudo pioneiro realizado pela FAO em meados de 1980, calculou-se que o ritmo do desmatamento das florestas tropicais estava na ordem de 1,3 milhões de hectares por ano (FAO, 1982). Na África e na Ásia, por exemplo, menos de 20% das suas florestas atuais podem ser classificadas como primárias, ou seja, sem nenhuma indicação visível de distúrbio antropogênico (CHAZDON, 2008). Em contrapartida, alguns estudos publicados recentemente têm apontado que as taxas de desmatamento das florestas tropicais vêm declinando paulatinamente devido ao aumento das taxas de reflorestamento e regeneração florestal natural. Informações divulgadas pela FAO (2010) mostram que as taxas de desmatamento caíram de 16 milhões de hectares/ano durante a década de 1990 para 13 milhões de hectares/ano no período de 2000 a 2010. Em alguns países, como Vietnã, Costa Rica, El Salvador, Porto Rico e Índia, apresentaram um aumento líquido da cobertura florestal ao longo dos últimos dez a vinte anos (CHAZDON, 2008).

Dados disponibilizados pelo Ministério do Meio Ambiente (2007) apontam uma perda de floresta tropical no território brasileiro na ordem de 12,5% na Amazônia e 71% na Mata Atlântica. Esta informação é preocupante, uma vez que o Brasil é o país com maior biodiversidade do planeta, abrigando entre 10 e 20% das espécies e 30% das florestas tropicais do mundo (LEWINSOHN, 2005).

A Mata Atlântica, alvo deste estudo, é considerada uma das mais ameaçadas, uma vez que perdeu e continua perdendo áreas naturais. É reconhecida mundialmente como o quinto dos 34 *hot spots* do planeta, ficando atrás dos Andes (15.000 espécies), Sonda (Indonésia, Malásia e Brunei - 15.000 espécies), Bacia do Mediterrâneo (11.700 espécies) e de Madagascar e Ilhas do Oceano Índico (11.600 espécies) (MMA, 2007; MYERS et al., 2000; MITTERMEIER et al., 2004). É considerada reserva da Biosfera pela Unesco e Patrimônio Nacional pela Constituição Federal de 1988, sendo estes indicativos relevantes da sua importância para a manutenção da biodiversidade e que deve receber prioridade na conservação biológica. Abriga uma alta biodiversidade, com cerca de 20.000 espécies de plantas, sendo 8.000 endêmicas, 1.361 espécies de vertebrados, 567 endêmicas, retendo mais de 2% dos endemismos globais para esses grupos (MYERS et al., 2000). Em seu domínio encontram-se sete grandes bacias hidrográficas, as quais são essenciais para o abastecimento de cerca de 120 milhões de pessoas.

Historicamente, o processo de degradação, de desmatamento e de fragmentação da Mata Atlântica esteve ligado aos ciclos econômicos do país, iniciando com a exploração seletiva de recursos madeireiros como, por exemplo, o pau-brasil (*Caesalpinia echinata*) no século XVI, posteriormente, com o cultivo da cana-de-açúcar (século XVIII), com a expansão da cultura do café e das pastagens durante os séculos XIX e XX (DEAN, 1996). Mais recentemente, o desmatamento tem sido relacionado à expansão urbana e as plantações de *Eucalyptus* spp. (DRUMMOND, 2004; TONHASCA Jr., 2005) e *Pinus elliottii*. Especificamente no Estado do Rio Grande do Sul tem-se observado uma recuperação das áreas florestais deste bioma em locais abandonados pela agricultura, principalmente nas encostas de morros, com declividade mais acentuada. De acordo com o Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica (FUNDAÇÃO SOS MATA

ATLÂNTICA/INPE, 2008), o Estado apresentou uma diminuição na ordem de 74% no ritmo de desmatamento no período de 2000 a 2005. Porém, segundo o mesmo estudo, não houve estancamento, uma vez que análises realizadas em anos subsequentes (2005 a 2008) apontaram uma perda de áreas florestais no estado de aproximadamente 3.117 hectares. Esta perda está principalmente associada ao desmatamento provocado pelos pequenos produtores rurais que ainda convertem áreas florestais em áreas agrícolas e também por obras de infraestrutura, como estradas, barragens e outros empreendimentos que necessitam a remoção da vegetação florestal. É importante salientar que esta remoção florestal ocorre, na grande maioria das vezes, de forma legal, seguindo os critérios estabelecidos pela Lei Federal nº 11.428/2006, a qual dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica e dá outras providências.

Originalmente, o Bioma Mata Atlântica estendia-se por toda a costa do nordeste, sudeste e sul do Brasil, ocorrendo integralmente ou parcialmente em 17 estados brasileiros (Alagoas, Bahia, Ceará, Espírito Santo, Goiás, Minas Gerais, Mato Grosso do Sul, Paraíba, Paraná, Pernambuco, Piauí, Rio de Janeiro, Rio Grande do Norte, Rio Grande do Sul, Santa Catarina, São Paulo e Sergipe) e parte do território da Argentina e do Paraguai (**Figura 1**). A Mata Atlântica possui um conjunto de variáveis geográficas e climáticas que a torna diferente das demais florestas tropicais, como uma ampla amplitude latitudinal (27°, desde os 3°S aos 30°S), uma variação longitudinal de aproximadamente 17°, uma variação altitudinal (do nível do mar até 2.890 m nas serras do Complexo da Mantiqueira) e diferenças na precipitação, que varia de locais subsumidos, com estações secas no nordeste brasileiro, até áreas muito úmidas, acima dos 3.600 mm anuais, na Serra do Mar (RIZZINI 1979, THOMAS et al., 1998, OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000; SILVA; CASTELETI, 2005; SIQUEIRA-FILHO; LEME, 2006).

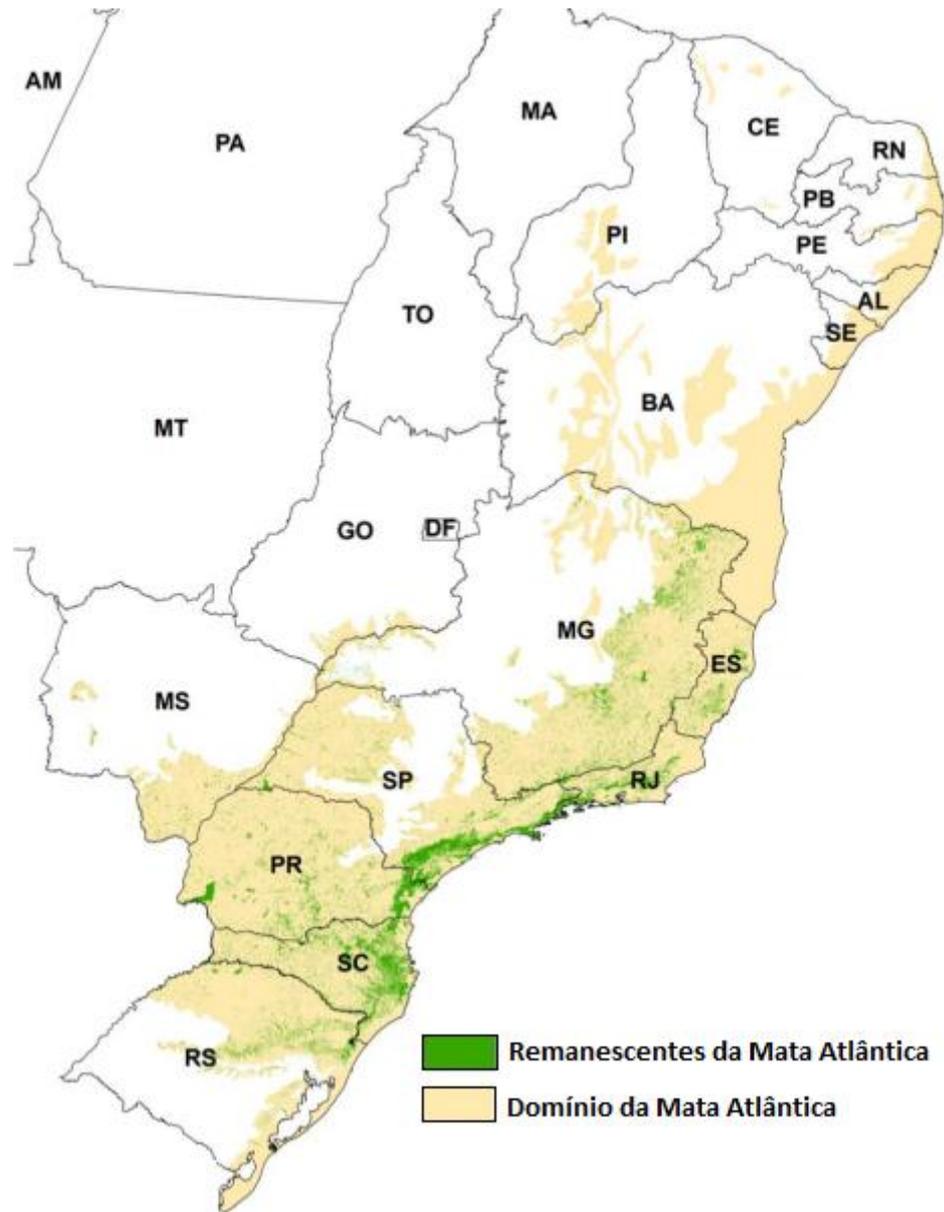


Figura 1. Limite da Mata Atlântica original e os seus respectivos remanescentes atuais (Fonte: SOS Mata Atlântica/INPE, 2008).

É constituída pelas Florestas Pluviais Atlânticas de encosta, com sua enorme variação em função de altitude e latitude; as Florestas Pluviais Atlânticas de baixada (as Florestas Paludosas); as florestas de tabuleiros que ocupam os planaltos derivados da Formação Barreiras; as restingas, que colonizam os cordões arenosos; as Florestas de Araucárias, características do Sul do Brasil, a Vegetação Rupícola e as formações campestres de altitude (campos de altitude), que ocorrem na parte superior da Serra da Mantiqueira e no nordeste do Estado do Rio Grande do Sul (RIZZINI, 1979; JOLY et al., 1999; OLIVEIRA-FILHO, FONTES, 2000).

Quando os primeiros europeus se estabeleceram na costa brasileira, a Mata Atlântica ocupava mais de 1,3 milhões de km². Atualmente, aproximadamente 27% da sua área original ainda permanecem com cobertura florestal nativa. Além da perda de habitat e da biodiversidade, a Mata Atlântica atingiu um estágio avançado de fragmentação, na qual menos de 7% das florestas remanescentes estão localizadas em fragmentos com mais de 100 hectares, tendo sido inclusive identificadas como a quinta área mais ameaçada e rica em espécies endêmicas do mundo (MESQUITA et al., 2011; MYERS et al., 2000). Destes fragmentos, uma grande parcela se encontra isolado um do outro, sendo compostos por florestas secundárias em estágios iniciais e médios de regeneração (METZGER et al., 2009). Apesar disso, estes remanescentes florestais são de grande importância para vários grupos de animais por oferecerem locais de nidificação, de refúgio e de forrageamento, em especial aqueles situados próximos a áreas florestais em estágio avançado de regeneração (DENT; WRIGHT, 2009). Além disso, apresenta em seus domínios cerca de 70% da população do Brasil (MMA, 2002), o que tornam críticas às tentativas que visam à preservação do bioma.

Neste aspecto, os dados derivados de sensoriamento remoto constituem uma ferramenta amplamente utilizada para identificar e quantificar a distribuição das áreas florestais desde a escala global até a local (MYERS 1988; ACHARD et al., 2002). Esta ferramenta, além de facilitar a observação de um objeto à distância, ou seja, sem a necessidade de contato físico, apresenta a vantagem de permitir a análise de processos dinâmicos devido à coleta repetitiva de informações de um mesmo ponto da superfície terrestre. Além disso, a utilização de imagens de satélite em estudos que envolvem a análise temporal das áreas florestais permite identificar os locais onde houve retração ou avanço do desmatamento, além de ser factível a identificação das possíveis causas desta dinâmica. Outra aplicação inovadora do sensoriamento remoto é na alimentação de modelos que simulam cenários futuros do uso e cobertura do solo. Os dados gerados podem ser utilizados como ferramenta balizadora para a proposição de políticas públicas de visam a consonância entre o desenvolvimento socioeconômico e a preservação ambiental.

Este tipo de informação se tornou essencial em estudos que compreendem a ecologia da paisagem, uma vez que é possível a caracterização, no espaço e no tempo, dos padrões dos diversos elementos que compõem e estruturam as paisagens (TURNER; CARPENTER, 1998; WICKHAM; RIITTERS, 1995), além de permitir a construção de modelos espaciais capazes de apontar tendências futuras, o que facilita a tomada de decisões inerentes à conservação de ecossistemas naturais e/ou à recuperação de ecossistemas degradados.

Para que seja possível entender e realizar as predições sobre paisagens naturais e antropizadas é necessário, além dos dados de sensoriamento remoto, a descrição quantitativa da sua composição e da sua estrutura. Com esta finalidade, tem sido desenvolvido uma série de índices de ecologia de paisagem (FORMAN; GODRON, 1986; O'NEIL et al., 1988; TURNER, 1990; TURNER; GARDNER, 1990; GUSTAFSON; PARKER, 1992; LI; REYNOLDS, 1993; MCGARIGAL; MARKS, 1995). Estes índices estão sendo amplamente aplicados em paisagens onde o processo fragmentação florestal é notável. Uma vantagem da aplicação dos índices em estudos de paisagens deve-se ao fato de que eles foram deliberadamente projetados para minimizar a necessidade de informação adquirida em campo (O'NEILL et al., 1988). Logo, a utilização desses índices abre uma nova perspectiva para a aplicação prospectiva do sensoriamento remoto, com a finalidade de acompanhar e compreender os processos de modificação da paisagem a nível regional, continental e global. Por assim dizer, mudanças nos índices descritores da paisagem, determinados por meio de imagens de satélite, podem ter implicações quanto ao entendimento das mudanças nas condições ambientais de grandes extensões do Planeta. Estes índices possibilitam a descrição do nível de uniformidade ou da fragmentação de uma paisagem, essenciais para avaliação dos mecanismos ecológicos responsáveis pelas distribuições de populações naturais (SOARES-FILHO, 1998).

A informação quantitativa produzida pelos índices de ecologia de paisagem permite mensurar, no caso de uma avaliação temporal, se as transformações ocorridas foram benéficas ou não. Segundo Lang e Blaschke (2009), esta avaliação é de grande relevância, pois após a análise temporal, muitas paisagens podem ser

consideradas erroneamente como menos antropizadas por apresentarem uma maior área de cobertura florestal nativa. No entanto, o tamanho médio dos fragmentos e um maior número de fragmentos de pequenas dimensões, podem ser um indicativo da diminuição da qualidade devido à perda de hábitat e pelo padrão disperso dos fragmentos de vegetação nativa, o que atribui à paisagem uma característica de retalhamento.

Desta forma, o emprego do Sensoriamento Remoto e dos índices de ecologia de paisagem é de grande interesse em avaliações que envolvam análises de cenários atuais, passados e futuros. A integração destas diferentes ferramentas permitem a compreensão dos elementos que compõem e que estruturam a paisagem e as possíveis implicações ecológicas provenientes das suas modificações em um determinado espaço de tempo. Neste sentido, o conhecimento detalhado da paisagem possibilita que sejam tomadas medidas que visam o gerenciamento adequado dos recursos naturais, através da identificação de áreas prioritárias a serem recuperadas e conservadas, e da identificação de áreas menos sensíveis, que podem receber atividades antrópicas mediante um manejo sustentável do ecossistema.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Este estudo tem por objetivo avaliar a evolução da fragmentação florestal no município de Caxias do Sul-RS, calibrar um modelo dinâmico espacial deste processo e simular um cenário futuro, buscando verificar se as mudanças ocorridas no presente e no cenário futuro refletem em uma modificação da qualidade ambiental destes fragmentos florestais levando em consideração índices de ecologia de paisagem.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar o comportamento do uso e cobertura do solo na área de estudo, com base em uma série temporal de imagens do satélite Landsat TM dos anos 1985, 2004 e 2011, quantificando a transição das classes de uso e cobertura do solo para outra classe de uso durante o período de analisado, com ênfase para a classe de floresta nativa;
- Avaliar como a altitude, a declividade, a pedologia e a distância dos fragmentos florestais contribuem para a dinâmica espaço-temporal do uso e cobertura do solo na área de estudo, com ênfase para a classe de floresta nativa;
- Estruturar, executar e validar um modelo dinâmico espacial das mudanças de uso e cobertura do solo para o período de 1985 a 2004 e de 2004 a 2011;
- Simular um cenário futuro do uso do solo para o ano de 2021;
- Avaliar os índices de ecologia da paisagem da área de estudo para o período de 1985 a 2011, além do cenário simulado (2021);
- Avaliar as modificações nos índices de ecologia de paisagem e relacionar com qualidade ambiental do habitat remanescente.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Estudos da paisagem

No século XIX, Alexander von Humboldt foi o pioneiro na introdução do termo paisagem no contexto científico e geográfico, definindo-a como sendo a totalidade das características de uma região do planeta. Em 1971, Carl Troll definiu a paisagem como uma entidade espacial e visual total do espaço em que o ser humano vive, integrando a geoesfera, a hidrosfera e a antroposfera (NAVEH; LIEBERMAN, 1994). Turner (1989) define paisagem como um mosaico espacial de limites arbitrários que contém áreas distintas que interagem funcionalmente. Já para Ferreira et al., (2001), a palavra paisagem apresenta vários conceitos. Para os autores, no sentido mais comum do termo, aquele que figura em primeiro lugar nos dicionários, a paisagem consiste em uma extensão de terras ou uma porção de território, que se pode visualizar em um lance de vista.

Por sua vez, Bertrand (1968) define a paisagem como sendo uma porção de espaço caracterizado por um tipo de combinação dinâmica e, por conseguinte instável, de elementos geográficos diferenciados (físicos, biológicos e antrópicos) que ao atuar dialeticamente uns sobre os outros, fazem da paisagem um conjunto geográfico indissociável e que evolui em bloco, tanto sob o efeito das interações entre os elementos que o constituem, como sob o efeito da dinâmica própria de cada um dos elementos considerados separadamente.

O termo Ecologia de Paisagem foi descrito, pela primeira vez, pelo biogeógrafo alemão Carl Troll em 1939, enquanto estudava os problemas do uso da terra e o desenvolvimento do oeste da África. Posteriormente, o termo foi utilizado e definido por diversos autores, vindo a ser tratado como uma área de conhecimento que dá ênfase às escalas espaciais amplas e aos efeitos ecológicos do padrão de distribuição espacial dos ecossistemas (TURNER, 1989). Risser et al., (1984) definem a ecologia de paisagem como uma área de conhecimento que considera o desenvolvimento e a dinâmica da heterogeneidade espacial, as interações e trocas

espaciais e temporais através de paisagens heterogêneas, as influências da heterogeneidade espacial nos processos bióticos e abióticos e o manejo da heterogeneidade espacial. De acordo com Naveh e Lieberman (1994), a ecologia de paisagem consiste em uma ciência interdisciplinar que lida com as interações entre a sociedade humana e seu espaço de vida natural e construído.

Turner e Gardner (1990), afirmam que a paisagem pode ser considerada, de uma forma simplificada, uma área espacialmente heterogênea com três características marcantes: a estrutura, a função e a mudança. Essas características são definidas por Forman e Godron (1986), como:

- **Estrutura:** refere-se às relações espaciais entre os ecossistemas distintos ou os elementos presentes, mais especificamente à distribuição de energia, materiais e espécies em relação ao tamanho, forma, números, tipos e configurações dos ecossistemas;
- **Função:** trata as interações entre os elementos espaciais, ou seja, os fluxos de energia, materiais e espécies entre os componentes dos ecossistemas;
- **Mudança:** refere-se às mudanças na estrutura e função do mosaico ecológico ao longo do tempo.

Neste aspecto, a ecologia de paisagem consiste no estudo do padrão e da interação entre os ecossistemas dentro de uma determinada região e da forma como estas interações afetam os processos ecológicos, especialmente os efeitos exclusivos desta heterogeneidade espacial sobre estas interações (CLARK, 2010).

A ecologia de paisagem está fundamentada sobre duas abordagens principais: a geográfica e a ecológica. Na abordagem geográfica, o mosaico heterogêneo é visto por meio dos olhos do homem, de suas necessidades, anseios e planos de ocupação territorial. Como o homem age em amplas extensões de seu território, a ecologia de paisagens, neste caso, lida obrigatoriamente com escalas espaciais amplas, podendo ter vários quilômetros quadrados. Na abordagem ecológica, o mosaico é considerado como um conjunto de habitats que apresentam

condições mais ou menos favoráveis para a espécie ou a comunidade estudada. Desta forma, o olhar sobre a paisagem é feito por meio das espécies, de suas características biológicas, em particular de seus requerimentos em termos de área de vida, alimentação, abrigo e reprodução. Apesar de existirem duas abordagens distintas dentro da ecologia de paisagens, elas apresentam elementos comuns, como o fato de serem espacialmente explícitas, lidarem com espaços heterogêneos e considerarem múltiplas escalas em suas análises (METZGER, 2001).

Na atualidade, a ecologia de paisagem pode ser considerada como uma ciência básica para o desenvolvimento, manejo, planejamento e conservação da paisagem. Possibilita que a paisagem seja avaliada sob diversos pontos de vista, permitindo que seus processos ecológicos possam ser estudados em diferentes escalas temporais e espaciais (TURNER, 1987). Segundo Jensen (2009), o que distingue a ecologia da paisagem de outras disciplinas que ela engloba (geografia, biologia, ecologia, hidrologia, entre outras) é que ela provê uma abordagem hierárquica para interpretar a estrutura ecológica, a função, a mudança e a resiliência em múltiplas escalas de investigação. De acordo com Santos (2004), na última década, a ecologia de paisagem vem sendo utilizada no planejamento ambiental como um caminho integrador. Isto porque ela permite aplicar procedimentos analíticos que conduzem a observação, sistematização e análise combinada dos múltiplos elementos interatuantes no ambiente. Neste caso, a paisagem, o objeto central da análise, é observada como um conjunto de unidades naturais, alteradas ou substituídas pela ação humana, que compõe o mosaico.

3.1.1 Estrutura da paisagem

A fisionomia de uma paisagem é caracterizada por apresentar determinada estrutura, ou seja, é caracterizada pela repetição dos seus elementos constituintes, formando um mosaico heterogêneo que adquire formas e limites diversos. As informações registradas em fotografias aéreas e em imagens de satélite estiveram na base dos avanços mais significativos registrados na análise da estrutura da paisagem. Os progressos da análise quantitativa e a utilização dos sistemas de informação geográfica possibilitaram refinar o estudo dos padrões fisionômicos da paisagem (FERREIRA et al., 2001) . A paisagem possui uma estrutura comum e

fundamental, composta por fragmento, corredor e matriz (FORMAN; GODRON, 1986). Estes elementos estruturais da paisagem são observáveis, descritíveis e quantificáveis. A (**Figura 2**) mostra os elementos que compõem a paisagem.

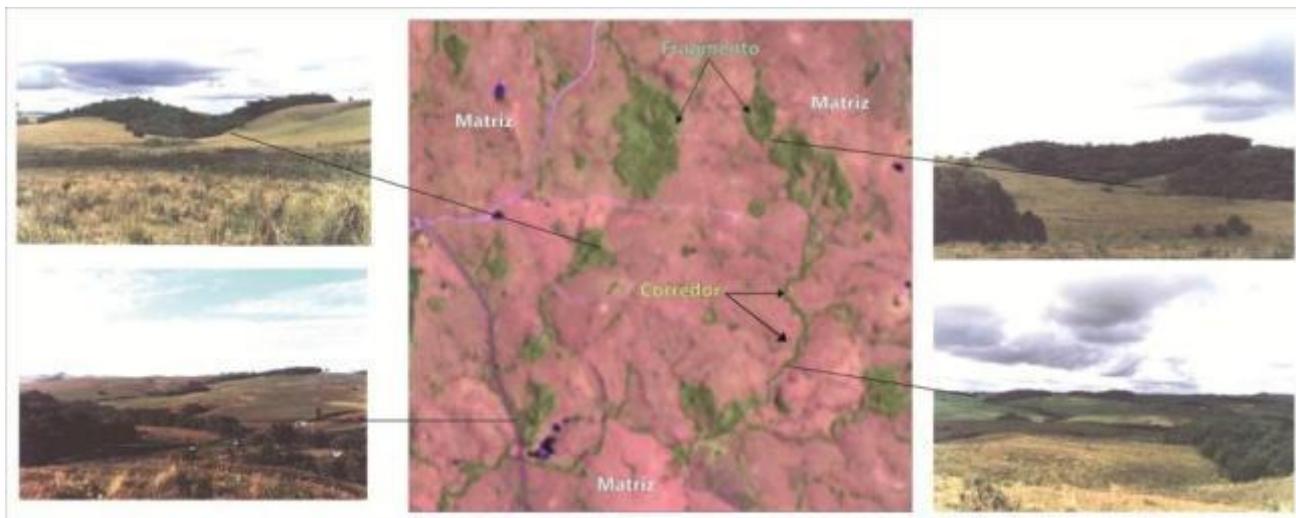


Figura 2. Elementos que compõem a paisagem (elaborado pelo autor).

3.1.1.1 Fragmento

Os **fragmentos** são superfícies não lineares, que estão inseridos em uma matriz (elemento predominante na paisagem), que diferem em aparência do seu entorno, variando em **tamanho**, **forma** e **grau de isolamento**. Os fragmentos florestais criados principalmente pelas ações antrópicas (ruptura da área florestal contínua ocasionada por estradas, plantações, construções ou até mesmo, área urbana) diferem do habitat original. Esta nova configuração da paisagem constitui um retrato do que aconteceu no passado e não será a mesma do futuro (SANTOS, 2007; DAJOZ, 2005). Cada ambiente fragmentado possui condições particulares para ser analisado. A forma do fragmento, a área total, a área de borda, a distância dos outros fragmentos, a presença de corredores florestais para a ligação entre um fragmento e outro e o tipo de uso do solo que circunda os fragmentos são alguns dos fatores que vão influenciar na variedade e na quantidade de espécies presentes.

O **tamanho** do fragmento é, em geral, o parâmetro mais importante para explicar as variações da riqueza de espécies. A riqueza diminui quando a área do fragmento é menor que a área mínima necessária para a sobrevivência das populações (sendo que esta área mínima irá variar em função da espécie)

(METZGER, 1999). O mesmo autor descreve alguns dos impactos causados pela redução da área do habitat para a fauna, como seguem: i) efeito de borda e a conseqüente alteração na composição das espécies; ii) desaparecimento de recursos, refletindo no aumento da competição intraespecífica e interespecífica; iii) desaparecimento de espécies-chave, aumentando a probabilidade de espécies dependentes também serem extintas (como o mutualismo planta-animal); iv) diminuição na riqueza de espécies, quando a área do fragmento reduzido ultrapassa a área mínima necessária para a sobrevivência das populações. Collinge (1996) considera que fragmentos grandes são mais heterogêneos do que pequenos fragmentos, por possuírem maior variedade de tipos de solo, variações topográficas e um número maior de tipos de habitats. Tabarelli et al., (1998; 1999) comparando fragmentos da Mata Atlântica de diferentes tamanhos (5 a 7.900 ha), verificaram que os fragmentos menores (menor que 20 ha) diferem significativamente de fragmentos maiores na diversidade de espécies da fauna e flora. A proporção de árvores com frutos dispersos por aves ou mamíferos diminui em pequenos fragmentos e isto pode refletir no desaparecimento de muitos vertebrados. Os pequenos fragmentos tendem a serem mais perturbados, apresentando altas densidades de plantas exóticas e pioneiras como lianas, bambus e capins.

Quanto à **forma** dos fragmentos, pode-se afirmar que as formas isodiamétricas (círculo perfeito) apresentam uma relação interior/borda maior, portanto, é esperado encontrar nestes fragmentos um maior número de espécies de interior. Já naqueles que tendem a um retângulo, a relação interior/borda é menor, o que pode chegar ao extremo de possuírem somente borda, sendo esperado, neste caso, somente a presença espécies de borda. Assim, quanto menor o fragmento, ou mais alongado, maior é o efeito de borda observado, pois diminui a razão interior/borda (**Figura 3**). A razão entre o interior e a borda impõe restrições à manutenção de populações de determinadas espécies. Segundo Odum (2007), quanto menor for o fragmento, maior será o efeito de borda e também menor o número de espécies, pois, quanto maior o fragmento maior o número de espécies esperado. Além disso, 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) (HERRMANN et al., 2005).

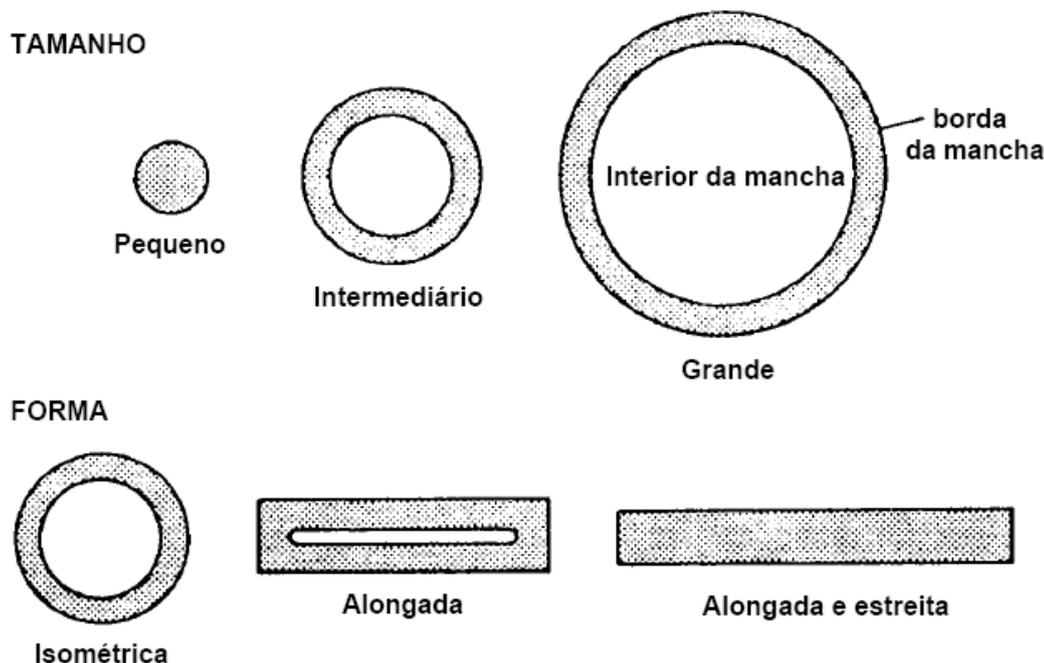


Figura 3. Relação entre áreas interiores e as margens de acordo com diferentes formas e tamanhos de fragmentos (adaptada de Forman e Godron, 1986).

Neste contexto, pode-se afirmar que **tamanho** e a **forma** de um fragmento estão intrinsecamente ligados à **borda**. Estas duas características definem o tipo de espécies que serão encontradas no fragmento. O **efeito de borda** consiste em um dos fatores que mais afetam um fragmento florestal. O microambiente numa borda de fragmento é diferente daquele do interior da floresta.

Para Dajoz (2005), o termo **borda** pode ser aplicado a zonas de transição de largura reduzida, podendo ser gradual ou abrupta, 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. Em contraste, o ambiente no interior da floresta pode ser mais fresco, úmido e mais uniforme. Na borda pode ocorrer uma série de mudanças bióticas que incluem a proliferação de espécies adaptadas às novas condições ambientais, como a invasão de espécies exóticas. Estas tendem a competir com as espécies originalmente presentes, dando origem a uma cascata de efeitos que podem culminar na extinção de plantas e animais (PRIMACK; RODRIGUES 2001). A borda também proporciona o estabelecimento de espécies

generalistas que migram para as bordas e por possuírem excelente habilidade de dispersão, acabam por penetrar nas áreas centrais dos fragmentos. Além disso, observa-se uma maior incidência da radiação, uma maior temperatura (SAUNDERS et al., 1991) e uma maior exposição ao vento, o que pode ocasionar a diminuição das espécies secundárias e tardias e beneficiar espécies iniciais do processo sucessional (MURCIA, 1995), podendo causar, em muitos casos, perda de riqueza e biodiversidade do local (EHRlich, 1988). Estes efeitos de borda são por vezes evidentes até 500 metros para dentro da floresta (LAURANCE, 1991), porém, muito frequentemente, mais notáveis nos primeiros 35 metros (RODRIGUES, 1998). Laurance e Bierregaard Junior (1997) demonstraram em estudos realizados em florestas tropicais (Amazônia Central e Austrália) que os efeitos de borda podem atuar em diferentes extensões: mudanças microclimáticas parecem influenciar uma zona de 15 a 60 metros de largura a partir da borda da floresta.

Existem outros mecanismos que influenciam a riqueza de espécies em paisagens fragmentadas. Deve-se levar em consideração, além do tamanho, da forma e da borda, a distribuição espacial dos fragmentos, ou seja, a sua localização na paisagem e o grau de isolamento.

No que tange ao **grau de isolamento** dos fragmentos, Jarvinen (1982) comenta que esta característica afeta diretamente a qualidade de um fragmento florestal, por influenciar a movimentação de organismos e dispersão de espécies. Quanto maior for o grau de isolamento de um fragmento, maior será a taxa de crescimento de espécies de borda, que podem chegar a ocupar todo o remanescente. Para determinar as possibilidades de migração, colonização e extinção, o grau de isolamento é um fator-chave, pois é a conectividade apresentada pelos fragmentos, o elemento responsável pela facilidade ou não de as espécies migrarem. Neste sentido, estudos que envolvem corredores são importantes para o entendimento dos processos ecológicos (migração, colonização e extinção) e para fins conservacionistas. Um corredor que liga um ou mais fragmentos são frequentemente reconhecidos como elementos úteis para manter a biodiversidade em paisagens fragmentadas (BENNETT 2003, LAURANCE 2004). Dentre os benefícios atribuídos aos corredores estão: i) facilitar movimentos entre fragmentos

isolados; ii) fornecer habitat; iii) promover serviços ambientais (LAURANCE 2004). Hess e Fischer (2001), Jordán (2000) e Collinge (1996), enfatizam que o uso dos corredores por animais silvestres pode variar de acordo com os padrões de forrageamento das espécies, com o tamanho de seu corpo, o tamanho da área de vida útil, a mobilidade e o comportamento social. Além dos corredores, outro elemento que pode ser utilizado pelos organismos são os *stepping stones* (pontos de ligação) dispersos na matriz. Os *stepping stones* são constituídos normalmente por pequenos fragmentos florestais que ajudam nos processos de migração, mas não oferecem recursos suficientes para a sobrevivência das espécies a longo prazo, mas favorece o aumento da permeabilidade da matriz. Cercas vivas, faixas de quebra-ventos e árvores isoladas também são exemplos de *stepping stones*, podendo fornecer alimento, abrigo, locais de pouso e de nidificação na paisagem (JORDAN, 2000).

3.1.1.2 Corredor

Os **corredores**, por sua vez, são estreitas faixas de vegetação natural ou antrópica, que diferem da matriz em ambos os lados. A grande maioria das paisagens são, ao mesmo tempo, divididas e unidas por corredores (FARINA, 1998). Segundo Harris (1984), os corredores, que são os grandes responsáveis pela conexão de fragmentos florestais naturais, aumentam a riqueza de espécies de animais em geral e contribuem para a dispersão das espécies arbóreas. A manutenção e a implantação de corredores, com vegetação nativa, são consideradas por Metzger et al., (1999) como uma das formas de amenizar as perdas causadas pela fragmentação, com a finalidade de favorecer o fluxo gênico entre os fragmentos florestais e servir como refúgio para a fauna. O autor coloca ainda que, a estrutura externa dos corredores, definida por sua largura e complexidade na distribuição espacial, é que irá determinar o acontecimento dos deslocamentos na paisagem. Os corredores variam no comprimento e na função. Os corredores em linha são resultantes de atividades humanas, geralmente são estreitos e têm como função a movimentação de espécies de borda. Os corredores em faixas têm por função o movimento de espécies características do interior de um fragmento florestal e, na maioria dos casos, são grandes o bastante para

apresentarem um efeito de borda e um micro ambiente em seu interior (FORMAN, 1997).

3.1.1.3 Matriz

A **matriz** representa o tipo de elemento com maior conectividade e que ocupa a maior extensão na paisagem e que, por esse motivo, tem maior influência no funcionamento dos outros ecossistemas (MCGARIGAL; MARKS, 1995). Por exemplo, em uma paisagem dominada por agricultura, com fragmentos de diferentes tipos (vegetação florestal, área urbana, entre outros), o elemento matriz será a agricultura.

Em um contexto de paisagem, Gascon et al., (1999) considera a matriz como sendo o provável elemento mais importante na evolução da dinâmica de um dado fragmento florestal. Para o autor, a matriz atua como um filtro seletivo (não como uma barreira absoluta) para os movimentos de espécies através da paisagem. A eficiência deste filtro seletivo pode ser determinada pelo tamanho dos seus poros. Segundo Malcolm (1991), o tipo de vegetação na matriz pode influenciar na dimensão dos poros do filtro para os movimentos de indivíduos. Uma mata secundária, por exemplo, seria análoga a um filtro com poros dilatados, facilitando os movimentos da fauna por sua similaridade estrutural com a mata primária, enquanto que uma pastagem ou uso agrícola, por apresentar pequenos poros, desfavoreceria os movimentos da fauna. Andreassen et al., (1996) afirmam que a matriz de uso agrícola ou urbano resulta no isolamento geográfico de habitats, impedindo a mobilidade de certos organismos e desta forma, isolando pequenas populações. Este processo favorece o endocruzamento, o que acarreta a diminuição da variabilidade genética, tornando as populações mais sensíveis a eventos estocásticos, como, por exemplo, surtos epidêmicos, que pode conduzir a população local à extinção.

3.1.1.4 Índices descritores da estrutura da paisagem

A estrutura da paisagem ou o padrão espacial pode ser quantificado por diferentes métricas da paisagem, chamadas também de parâmetros ou índices da paisagem. Metzger (2003) explica que essas métricas podem ser agrupadas em

duas categorias: as métricas de composição e as de disposição. As métricas de composição dão uma ideia de quais unidades estão presentes na paisagem, da riqueza dessas unidades e da área ocupada por elas. As métricas de disposição quantificam o arranjo espacial dessas unidades em termos de grau de fragmentação e frequência de contato entre as diferentes unidades, o grau de isolamento e conectividade de manchas entre as diferentes unidades semelhantes e a área, formato e complexidade de formas das manchas que compõem o mosaico da paisagem.

Os índices de ecologia de paisagem podem ser quantificados para os fragmentos individuais, para classe de fragmentos e para a paisagem como um todo. Os índices relativos aos fragmentos individuais descrevem essencialmente as suas características geométricas individuais, enquanto que os índices de classe de fragmentos estudam explicitamente a configuração deste conjunto de fragmentos. Geralmente as características espaciais e estruturais medidas em num determinado nível podem ser utilizadas, por meio de instruções estatísticas, para a caracterização do nível imediatamente superior. Por último, está os índices de paisagem que se referem a toda a paisagem avaliada (LANG; BLASCHKE, 2009; MACGARIGAL; MARKS, 1995).

Os parâmetros quantitativos (índices) que avaliam a estrutura da paisagem podem auxiliar na identificação e na definição das melhores estratégias na escolha de áreas a serem protegidas ou recuperadas. Esses índices são calculados a partir de mapas categóricos, como por exemplo, um mapa de diferentes tipos de vegetação ou um mapa de diferentes classes de uso e cobertura do solo. Existem mais de uma centena de índices implementados em softwares comerciais, que podem ser utilizadas para estudos ecológicos (METZGER, 2003).

Botequilha Leitão e Ahern (2002) indicam que os índices essenciais para que seja factível a caracterização da estrutura da paisagem incluem: tamanho da área, área de interior (núcleo), ecótono (bordas), indicação da forma, grau de isolamento e de agregação, riqueza e diversidade gama. O'Neill et al., (1997) sugerem que para monitorar a saúde de um ecossistema ao longo do tempo, os índices que podem ser utilizados envolvem a dominância, o contágio e a dimensão fractal. Os autores

indicam que este conjunto de três índices podem capturar aspectos fundamentais do padrão de paisagem que influenciam nos processos ecológicos. Mudanças significativas nestes índices para um ecossistema podem indicar prováveis processos deletérios atuantes no ambiente. A **Tabela 1** apresenta alguns dos principais índices que descrevem a caracterização da estrutura da paisagem proposta pelos autores supracitados (LANG; BLASCHKE, 2009; LANGANKE et al., 2005; MCGARIGAL et al., 2002).

Tabela 1. Principais índices recomendados para a análise da estrutura da paisagem

Aspecto principal	Índice	Faixa de valores	Unidade	Questionament o ecológico	Observação
Heterogeneidade	NP (<i>Number of Patches</i>): número de fragmentos	[0 - ∞]	-	Quantos fragmentos por classe ou no total	Grande número de fragmentos geralmente é equiparado com riqueza estrutural; pode indicar retalhamento.
	PD (<i>Patch Density</i>): densidade de fragmentos	[0 – 1]	1/ha	Qual a densidade de fragmentos na área de estudo, comparativamente?	(como citado acima)
	CONTAG (<i>Contagion</i>): grau de contágio	[0 – 1]	%	Qual o grau de conectividade entre os fragmentos da mesma classe?	Conexão espacial por meio de máxima entropia atual padronizada <i>versus</i> diversidade.
Área	AREA (<i>Size</i>): área	[0 - ∞]	m ² (ha)	Qual o tamanho do fragmento?	Ambivalência em razão da respectiva categoria do fragmento, ou seja, da qualidade do fragmento.
	CA (<i>Class Area</i>): área da classe	[0 - ∞]	m ² (ha)	Qual é o tamanho total da área da classe correspondente ?	(como citado acima)
	MPS (<i>Mean</i>	[0 – CA]	m ² (ha)	Qual o tamanho	-

	<i>patch size</i>): tamanho médio do fragmento			médio do fragmento	
	PSSD (<i>Patch size standard deviation</i>): desvio padrão do tamanho do fragmento	[0 - ∞]	m ²	Qual a intensidade do espalhamento do tamanho do fragmento em volta do valor médio?	PSSD pode ser padronizado por meio de PSD (<i>Patch size coefficient of variation</i> – Coeficiente de variação do tamanho do fragmento).
Área núcleo	TCA (<i>Total class core patch</i>): área núcleo total do fragmento	[0 – CA]	m ² (ha)	Qual o tamanho da área-núcleo remanescente	Distância da área núcleo precisa ser informada (largura da borda).
	NCA (<i>Number of core área</i>): número de áreas-núcleo remanescentes	[0 - ∞]	-	Relacionado com o fragmento: um fragmento é constituído de quantas áreas núcleo separadas?	NCA > NP: áreas núcleo disjuntas; NCA < NP: existem fragmentos sem área núcleo.
	CAI (<i>Core Area Index</i>): índice de área núcleo	[0 – 100]	%	Qual é o percentual de um fragmento tomado pela área núcleo?	Áreas das áreas-núcleo disjuntas são agregadas.
	CY (<i>Cority</i>)	[0 – 1]	-	Como pode ser avaliada a suscetibilidade em relação a um determinado efeito de borda?	Depende do número de áreas-núcleo remanescentes disjuntas.
Bordas	TE (<i>Total Edge</i>): soma das bordas	[0 – 100]	m (km)	Qual a extensão total das bordas que ocorrem na região?	A soma das bordas geralmente é equiparada com riqueza de estrutura; também pode significar retalhamento.
	ED (<i>Edge Density</i>):	[0 – 100]	%	Qual a densidade das	(como acima)

	densidade de bordas			bordas?	
	MPE (<i>Mean Patch Edge</i>): comprimento médio da borda	[0 – TE]	m (km)	Qual é o comprimento médio das bordas?	Valores elevados podem ser considerados desvantajosos quando formas compactas forem privilegiadas.
Formas	MSI (<i>Mean Shape Index</i>): índice médio de forma	[1- ∞]	-	Quão compactas são os fragmentos em comparação com uma circunferência de igual área?	1 significa forma circular, valores elevados podem ser vantajosos quando forem privilegiadas formas irregulares
	MPAR (<i>Mean Perimeter Area Ratio</i>): razão média do perímetro pela área	[0 - ∞]	m / m ²	Qual o tamanho do fragmento em relação ao seu perímetro?	Nas escalas usuais é menor que 1.
	FRACT (<i>Fractal dimension</i>): dimensão fractal media	[1 > 2[-	Quão complexa e irregular é a forma do fragmento?	As paisagens com fragmentos de formas mais simples e regulares o índice fica próximo a 1. Em paisagens com fragmentos de forma mais complexas, o índice fica próximo a 2.
Vizinhança	NNDIST (<i>Nearest Neighbor distance</i>): distância ao vizinho mais próximo	[1- ∞ [m (km)	Qual a distância do próximo fragmento vizinho da mesma classe?	Dependendo da implementação se os fragmentos adjacentes são consideradas com NNDIST = 0
	PX (<i>Proximity Index</i>): índice de proximidade	[1- ∞ [M	Qual é a proximidade de um fragmento ao seu entorno (ou seja, vizinhança de fragmentos da	Distância da proximidade a ser especificada é dependente da distância e da área do fragmento correspondente.

				mesma classe)	
Diversidade Gama	P (<i>Proportion</i>), também designado PLAND (<i>Percentage Landscape</i>): percentual da área de uma classe	[0 – 100]	%	Qual é o percentual da área de uma determinada classe na paisagem total.	Independente da distribuição espacial.
	R (<i>Richness</i>): riqueza	[1- ∞ [-	Quantas classes há, de fato, em relação à quantidade máxima possível?	Valor relativo quando for relacionado ao número máximo de classes.
Retalhamento	COH: grau de coerência]0 – 1]	-	Qual é o grau de conectividade entre as áreas?	Grau de desvio da área original quadriculada.
	SUB: subdivisão]0 – 1]	-	Qual é o grau de retalhamento (a probabilidade de que dois pontos aleatórios não sejam do mesmo fragmento)	Complemento de COH.
	M _{eff.} : tamanho efetivo da malha]0 – 1]	-	Qual é o tamanho médio ponderado desses fragmentos?	Tamanho da malha em n malhas de igual tamanho (sendo n = SPLIT).
	SPLIT (<i>Splitting Index</i>): índice de retalhamento	[1- ∞ [m ²	Quantos fragmentos (de igual tamanho) permanecem num determinado grau de retalhamento?	Corresponde à área total dividida por M _{eff.}

O Fragstats está entre os softwares que calcula índices de ecologia da paisagem mais utilizados na atualidade. Esse programa foi desenvolvido por Kevin McGarigal e Barbara J. Marks, na Universidade do Estado de Oregon, conta com mais de 50 índices e é de domínio público (MCGARICAL; MARKS, 1995).

3.2 Análise de paisagens fragmentadas

Devido à capacidade de se adequar a diferentes regiões do planeta, o ser humano é considerado como um dos maiores modificadores das paisagens naturais, pois onde se instala altera o meio, afetando diversas espécies e provocando diferentes impactos. Uma das maiores modificações provocadas pela ação antrópica está o desmatamento, o qual resulta na perda, na fragmentação e no aumento do isolamento entre as áreas florestais. Neste processo ocorre a transformação da floresta primária contínua em um mosaico composto por áreas urbanas, agropastoris e fragmentos florestais.

Segundo Young e Boyle (2000), a fragmentação florestal é uma ameaça presente em todos os ecossistemas florestais do planeta. A redução no número de indivíduos, o declínio nos tamanhos populacionais médios e a separação de remanescentes florestais por áreas não florestadas afetam processos genéticos fundamentais ocorrentes nas populações, como a deriva genética, o fluxo gênico e a reprodução. O efeito inicial esperado com a fragmentação florestal é a diminuição da riqueza de espécies (BIERREGAARD et al., 1992; STOUFFER; BIERREGAARD, 1995) devido a redução da heterogeneidade espacial do habitat (MACARTHUR; MACARTHUR, 1961; SIMBERLOFF; ABELE, 1982; BARRETO, 1999). Considera-se que ambientes mais heterogêneos disponibilizariam mais recursos, o que acarretaria em um maior número de nichos, suportando maior riqueza de espécies do que ambientes mais simples (BAZZAZ, 1975). No processo de fragmentação florestal ocorre também a redução de habitat e a divisão do habitat em dois ou mais fragmentos, o que causa a perda das espécies que utilizavam o habitat perdido, principalmente de espécies classificadas como especialistas (ZIMMERMAN; BIERREGAARD, 1986). Este problema é ainda mais acentuado em áreas tropicais, onde a heterogeneidade de habitats leva a presença de muitas espécies endêmicas, as quais apresentam uma pequena área de ocorrência natural (TERBORGH, 1986).

Além disso, este processo de fragmentação pode limitar o potencial de uma espécie para a dispersão e colonização. Muitas espécies de aves, mamíferos e insetos que vivem no interior da floresta não conseguem atravessar nem mesmo faixas estreitas de ambiente aberto devido ao perigo de predação (PRIMACK; RODRIGUES, 2001; DE PAULA, 2006). Como ocorre um isolamento da fauna, as plantas que necessitam dos animais para a dispersão de suas sementes também são afetadas pelo processo. Neste sentido, novas espécies deixarão de chegar até o local e as espécies do local que forem extintas devido à competição por recursos, perda da variabilidade genética, endogamia e deriva genética, não serão repostas devido a esta barreira física a dispersão. Com o passar do tempo, o número de espécies no fragmento diminuirá a ponto de levar a extinção das mesmas (PRIMACK; RODRIGUES, 2001). Em trabalhos realizados com aves, ficou comprovado que a fragmentação pode limitar o potencial de aves frugívoras para dispersão de sementes, representando assim uma barreira para a regeneração da mata (PIZO; VIEIRA, 2004). Além disso, verificou-se que existe diferença na composição e distribuição das espécies de aves dispersoras entre os diferentes tamanhos de fragmentos, comprovando que o tamanho do fragmento está relacionado com a boa qualidade de dispersão e riqueza de espécies de aves dispersoras (RABELLO et al., 2010). Terborgh et al., (2001) mostraram que, na ausência de predadores de topo, geralmente as primeiras espécies a se extinguirem devido a seus grandes requerimentos de áreas, fragmentos florestais tiveram uma drástica redução no recrutamento de plântulas principalmente de espécies de dossel, indicando que em um futuro próximo esses fragmentos terão uma comunidade bastante empobrecida.

Muitas pesquisas vêm sendo desenvolvidos em áreas onde a fragmentação florestal foi mais acentuada. Duas teorias básicas têm norteado estas pesquisas e tem notavelmente fornecido hipóteses passíveis de serem testadas em estudos aplicados: a teoria de biogeografia insular, também denominada teoria da biogeografia de ilhas, e a dinâmica de metapopulações. Estas duas teorias têm sido amplamente utilizadas em muitos estudos que tem como base os atuais princípios da conservação biológica, incluindo o uso de corredores para aumentar o fluxo gênico da flora e fauna (FORMAN, 1997).

A base teórica da chamada teoria da Biogeografia de Ilhas, desenvolvida por MacArthur e Wilson (1967), foi criada inicialmente para prever a diversidade em ilhas oceânicas de diferentes tamanhos e distância da área fonte (continente). A premissa deste modelo é que se uma ilha tem um determinado número de espécies, a redução de sua área (por desmatamento, por exemplo) resultaria em uma ilha capaz de tolerar apenas um número de espécies correspondente àquele de uma ilha menor (PRIMACK; RODRIGUES, 2001). Este modelo tem sido expandido para áreas continentais, onde fragmentos de florestas correspondem a ilhas cercadas por habitats impactados. Dessa forma, é possível prever o número de espécies que determinado fragmento de floresta pode manter e ainda conseguir explicar os mecanismos causadores destes padrões.

A teoria de metapopulações tem focado a sua atenção na conectividade e intercâmbio entre populações espacialmente distribuídas. Uma metapopulação consiste em um conjunto de subpopulações isoladas espacialmente em fragmentos de habitat e unidas funcionalmente por fluxos biológicos. Existe uma dinâmica de extinções e recolonizações locais de tal forma que algumas dessas populações estariam em declínio, extinguindo-se local e temporariamente, enquanto outras aumentariam demograficamente, realimentando as primeiras. Esta teoria foi originalmente concebida para descrever e prever a dinâmica de populações de espécies ocupando naturalmente fragmentos de habitat (COLLINGE, 1996; GUSTAFSON; GARDNER, 1996; FORMAN, 1997). A teoria de metapopulações tem se tornado importante pelo fato da fragmentação florestal estar levando a formação de paisagens contendo fragmentos de habitat cada vez menores. Além disso, populações pequenas são altamente susceptíveis de serem extintas e a persistência de espécies nestas paisagens depende de uma dinâmica regional. Isso difere da teoria de biogeografia de ilhas, a qual sempre considera que existe uma fonte estável de indivíduos (continente) e está mais interessada na dinâmica local.

Para que seja possível o estudo da dinâmica das paisagens é necessário que seja realizado o mapeamento dos padrões de uso e cobertura do solo. Analisar o uso e cobertura do solo funciona como base para identificar atividades humanas que podem pressionar e impactar elementos naturais. Santos (2004), Volpe e Lombardo (2011) afirmam que as formas de uso e ocupação são as mais variadas e são

identificadas (tipo de uso), espacializadas (mapa de uso), caracterizadas (pela intensidade de uso e indícios de manejo) e quantificadas (percentual de área ocupada pelo tipo) através de coletas, manipulação e visualização de dados e informações digitais, tecnologias que vem evoluindo muito nas últimas décadas.

Desta forma, os dados obtidos a partir de sensores remotos tornam-se de grande importância em estudos que visam o monitoramento das áreas florestais, uma vez que permite a análise de grandes extensões geográficas em um curto espaço de tempo. Em consequência disto, nas últimas décadas, o sensoriamento remoto tornou-se uma importante fonte de informação para o monitoramento dos recursos terrestres (JENSEN, 2009). Pode ser definido como uma técnica de se obter informações sobre um determinado objeto, área ou fenômeno, através de dados coletados por um equipamento, que não entra em contato direto com o objeto, área ou fenômeno estudado (LANDGREBE, 1978; LILLESAND; KIEFER, 1987). Para Novo (1998), o sensoriamento remoto consiste na utilização conjunta de modernos sensores, equipamentos para processamento de dados, equipamentos para transmissão de dados, aeronaves, espaçonaves etc., com o objetivo de estudar o ambiente terrestre através do registro e da análise das interações entre a radiação eletromagnética e as substâncias componentes do planeta Terra em suas mais diversas manifestações.

O monitoramento da vegetação em paisagens fragmentadas usando dados de sensoriamento remoto e índices de ecologia de paisagem tem se tornado muito importante para o monitoramento de ecossistemas. Vários estudos têm mostrado o potencial de utilização das imagens de satélite em estudos da dinâmica de paisagens (BARBOSA et al., 2009; JESUS; EPIPHANIO, 2010; PONZONI et al., 2002). Périco e Cemin (2006) utilizando imagens do satélite Landsat avaliaram a evolução temporal da cobertura vegetal no município de Arvorezinha, entre os anos de 1985 e 2002. Arroyo Mora et al., (2005) usaram índices de ecologia de paisagem, derivados de dados de sensoriamento remoto, para analisar a fragmentação de áreas florestais e características de rebrota na Costa Rica, de 1960 a 2000.

3.3 Modelagem de mudanças na paisagem

A paisagem se encontra em perpétua evolução, podendo mudar drasticamente a sua estrutura e composição através do tempo (SOARES-FILHO, 1998). As modificações da paisagem representam transformações quantitativas na área (aumento ou diminuição) de um dado tipo de uso do solo. Esta mudança de uso pode envolver a conversão para outro uso, ou ainda a modificação de certo tipo de uso no seu padrão de desenvolvimento do mesmo uso e, assim, modificar-se em um sistema formador da paisagem. Neste sentido, estas mudanças no uso e cobertura do solo têm sido associadas com uma gama muito grande de impactos ocasionados sobre os bens e serviços ambientais, tais como: i) biodiversidade (SALA et al., 2000); ii) degradação do solo (TRIMBLE; CROSSON, 2000); iii) capacidade dos sistemas biológicos para apoiar as necessidades humanas (VITOUSEK, 2000).

Neste contexto, a utilização de técnicas de sensoriamento remoto e os Sistemas de Informação Geográfica (SIGs), juntamente com a ampla disponibilidade destes dados favoreceu a valorização da modelagem de processos ambientais e de mudanças de uso e cobertura do solo (VELDKAMP; VERBURG, 2004; BÜRGI et al., 2004). Segundo Soares-Filho (1998), a arte de se construir modelos é conhecida como modelagem, termo que se refere ao processo de pesquisa que leva à geração do modelo (representação) de um sistema. Este processo se desenvolve através da definição de um conjunto de hipóteses ou previsões, que poderão ser comparadas com medidas do mundo real. Dependendo da concordância entre o observado e o resultado gerado, o modelo será aceito, rejeitado ou modificado de alguma maneira, para novamente ser testado. Carneiro (2004) afirma que modelagem é o processo cognitivo no qual os princípios de uma ou mais teorias são aplicados para produzir um modelo de determinado fato real.

Atualmente, as pesquisas voltadas para análise da dinâmica do uso e cobertura solo buscam na interdisciplinaridade, a possibilidade de ir além do que simplesmente descrever o ambiente a partir da classificação dos diferentes tipos de uso e cobertura. Nesse contexto, a utilização de modelos que apresentam como característica a análise dinâmica, permitem compreender a paisagem atual, prever mudanças futuras e servir como base para tomar decisões no que tange a conservação de áreas naturais. Um modelo para ser considerado dinâmico, deve

possuir uma dimensão temporal explícita, suas entradas e suas saídas devem variar com o tempo e seus estados devem depender de estados anteriores. Burrough (1998) define um modelo dinâmico como uma representação matemática de um processo do mundo real que está em constante mudança ao longo do tempo.

Os mapas produzidos em uma série histórica podem servir de subsídio para determinar o processo de mudança e alimentar o modelo dinâmico, o qual tem como premissa conhecer as taxas de transição entre as classes observadas de uso e cobertura do solo. Lang e Blaschke (2009) comentam que a construção de modelos de simulação podem, a partir do seu potencial, constituir uma base essencial em processos de planejamento e de tomadas de decisão, na medida em que ressaltam e visualizam relações que, em parte, são tão complexas que só raramente são registradas em sua totalidade pelos tomadores de decisão. A demonstração e a representação de possíveis desenvolvimentos com a ajuda de um SIG constituem uma importante base de comunicação e discussão.

Goodchild (1993) classifica os modelos de análises de paisagens em três grandes grupos: modelo de escala ou físico, modelo conceitual e modelo matemático. O modelo de escala ou físico é, em geral, um modelo que reproduz uma redução simplória do sistema original. O modelo conceitual descreve o processo através da construção de organogramas que mostram o sistema principal, os processos e as inter-relações entre os subsistemas formadores deste. Já o modelo matemático utiliza de sistemas de equações na sua construção. Os modelos matemáticos utilizam-se de sistemas de equações em sua construção, podendo ser classificado em dois grupos distintos: determinístico e estocástico-probabilístico. No modelo determinístico, o estado de um sistema é definido por causas que se podem determinar e identificar, sendo descrito adequadamente sem recorrer-se a elementos probabilísticos, determinando os resultados, exatamente, a partir das condições iniciais. Já o modelo estocástico-probabilístico foi concebido tendo como alicerce as cadeias de Markov, o qual se baseia na teoria das probabilidades.

Um dos modelos de simulação mais empregados em estudos da dinâmica da paisagem, utilizado neste trabalho, é o modelo matemático estocástico-probabilístico. Através deste modelo é possível simular as áreas futuras mais

susceptíveis a novas alterações de uso, tendo como base uma matriz de transição definida a partir de mudanças de uso da terra em datas passadas e a vinculação dessas mudanças a certos critérios definidos por pesos de evidências (GOODCHILD, 1992).

Como já citado, as Cadeias de Markov são modelos matemáticos para descrever processos estocásticos. Este modelo possui simplicidade operacional, matemática e a facilidade com que pode utilizar dados provenientes do Sensoriamento Remoto. Além disso, é de fácil implementação em sistemas de informações geográficas e ainda, não necessita de uma grande quantidade de dados do passado para prever o futuro (PEDROSA; CÂMARA, 2003). O processo básico de Markov, segundo HOBBS (1983), pode ser expresso pela notação matricial apresentado na Equação 1.

$$\prod(t+1) = P^n \cdot \prod(t)$$

Onde: $\prod(t)$ é um vetor coluna, com n elementos, representando a condição do sistema em um tempo t particular; $\prod(t+1)$ é um vetor de ocupação nos n estados após o intervalo de tempo t+1 e P^n é a matriz de probabilidade de transição.

A matriz de Markov modela as mudanças entre classes de uso e cobertura do solo de uma maneira multidirecional, ou seja, parcelas de uma classe podem teoricamente mudar de uma categoria mutuamente exclusiva para outra em um tempo qualquer. Portanto, três categorias de uso geram seis possibilidades diferentes de mudança, como disposto na seguinte matriz (SOARES-FILHO, 1998):

$$P = \begin{bmatrix} P_{11} & P_{12} & P_{13} \\ P_{21} & P_{22} & P_{23} \\ P_{31} & P_{32} & P_{33} \end{bmatrix}$$

As probabilidades de transição são usualmente derivadas de amostras relativas de um certo instante de tempo. Cadeias de Markov de primeira ordem assumem que o estado futuro do sistema depende apenas do seu estado presente e das possibilidades de transição, sendo independente da trajetória que o levou àquele estado (estados em um tempo t-1). Este modelo não ignora o passado, mas

assume que toda a informação do passado está concentrada no presente estado do sistema. Desta forma, as interações são instantâneas, sendo irrelevante o tempo de permanência das variáveis em cada estado (SOARES-FILHO, 1998). Outra característica das cadeias de Markov é que as probabilidades de transição não mudam com o tempo, o que o caracteriza como um processo estacionário.

Segundo Baca et al., (2007), a matriz de transição permite: i) Analisar a dinâmica da paisagem pela forma como as classes de uso variam em dois instantes de tempo, considerando-se o primeiro deles como tempo inicial ou base desse passo; ii) Realizar simulações (projeções) dos estados da paisagem para datas futuras; iii) Avaliar a percentagem de área original das classes que foram cedidas para outras classes; iv) Determinar quais classes não mudaram, isto é, apresentaram 100% na diagonal principal da matriz.

A simulação da paisagem baseada na matriz de Markov requer apenas que seja especificado um número finito de estados e que sejam conhecidas as probabilidades de transição, nas quais as variáveis mudam de um estado para outro em um intervalo de tempo discreto. No entanto, apesar da sua simplicidade, Almeida et. al. (2003a) comentam sobre as várias limitações e as suposições que estão associadas com o emprego de modelos Markovianos para se simular mudanças de uso do solo. Uma importante limitação da cadeia de Markov reside na suposição de que a probabilidade de um conjunto particular de saídas depende unicamente da distribuição atual entre os estados e das probabilidades de transição. Portanto, a cadeia de Markov é um processo de primeira ordem. Porém, também é possível definirem-se cadeias cuja relação de dependência envolva mais de um estado precedente. Uma cadeia de dupla dependência, por exemplo, é dependente de dois estados precedentes. Se esses dois estados forem os dois imediatamente precedentes, a cadeia é de segunda ordem. No entanto, neste caso, a projeção de um comportamento futuro seria muito mais difícil. Cabral e Zamyatin (2009) analisaram a eficácia das cadeias de Markov na avaliação da mudança do uso e ocupação do solo no Parque Natural de Sintra-Cascais em Portugal entre os anos de 1989 e 2000. No seu estudo, os autores concluíram que as cadeias de Markov são boas ferramentas para descrever e projetar quantitativamente mudança do uso e ocupação do solo, porém não relacionam a célula de mudança com a sua vizinhança

no espaço. Com a finalidade de solucionar a individualidade das células, os autores supracitados sugeriram a utilização das cadeias de Markov acopladas a modelos que consideram as células vizinhas no espaço, como os autômatos celulares e ou modelos de extrapolação linear.

Segundo Paegelow et al., (2003) a simulação de um estado futuro de uma paisagem é possível através da aplicação de três modos de análise: cadeias de Markov, avaliação multicritério, e cadeias de Markov acopladas a um algoritmo de autômato celular.

Os autômatos celulares (AC) consistem em modelos discretos, de arranjo n-dimensional, no qual o estado de cada célula depende de seu estado prévio e de um conjunto de regras de transição, de acordo com o arranjo específico da vizinhança, sendo todas as células atualizadas simultaneamente a passos discretos de tempo (BURROUGH; MCDONNEL, 1998). Este tipo de modelo baseado AC foi concebido originalmente por von Neumann, na década de 1960. WOLFRAM (1986) descreve formalmente os AC de Von Neumann como sendo uma grade regular uniforme (ou campo matricial), comumente infinito em sua extensão, com uma variável discreta em cada localidade (célula). O estado de um autômato celular é completamente especificado pelos valores das variáveis em cada célula. Um AC evolui em passos de tempo discretos, com o valor da variável em uma célula sendo afetado pelos valores das variáveis nas células vizinhas encontrados no passo de tempo anterior. A vizinhança de uma célula é tipicamente formada pela própria célula em consideração e todas as demais células localizadas nas suas adjacências imediatas. As variáveis em cada célula são atualizadas simultaneamente (sincronicamente), baseando-se nos valores das variáveis da sua vizinhança no passo de tempo precedente, e de acordo com um conjunto pré-definido de regras locais discretas, e os atributos assumem um conjunto de valores também discretos.

No AC, o espaço é representado por um mosaico de células, geralmente de tamanhos e formatos idênticos, nas quais são aplicadas regras de transição as quais determinam quando e por que o estado de uma célula se altera e podem ser enquadradas como qualitativas ou quantitativas. Para o entendimento do mecanismo de aplicação das regras de transição, considere o exemplo a seguir, discutido em

Pedrosa e Câmara (2002): uma célula pode assumir dois estados (branco e preto) e sua vizinhança é definida sobre duas células adjacentes. As regras de transição especificam que o estado de uma célula num instante $t+1$ é igual ao dos seus vizinhos no instante t , se estes vizinhos tiverem os estados iguais; caso contrário, o estado da célula permanece o mesmo. Para entender o exemplo é necessário identificar os componentes básicos do autômato celular clássico, que são:

- Espaço euclidiano, dividido em um *array* de células;
- Uma vizinhança de tamanho e formato definidos (a);
- Um conjunto de estados discretos (b);
- Um conjunto de regras de transição (c)
- Um conjunto de intervalos de tempo, com atualização simultânea das células (d).

A dinâmica de aplicação das regras de transição em um autômato celular é semelhante à de um filtro espacial. Desta forma, todas as células são avaliadas e, quando for o caso, modificadas para um novo estado. Na **Figura 4**, a primeira célula da segunda linha do autômato tem, no instante t , o estado branco e suas vizinhas possuem estados diferentes (uma é branca e outra preta). Neste caso o estado da célula permanece o mesmo (primeira regra de transição). Seguindo o mesmo mecanismo, a segunda célula da segunda linha, tem no instante t o estado preto e suas vizinhas têm ambas o estado branco, logo o estado desta célula sofre uma transição para branco (segunda regra de transição). O processo segue este mecanismo para as demais células até que todas tenham sido avaliadas, sendo que as mudanças geradas pelo AC é estritamente local, isto é, baseadas nas vizinhanças de cada célula.

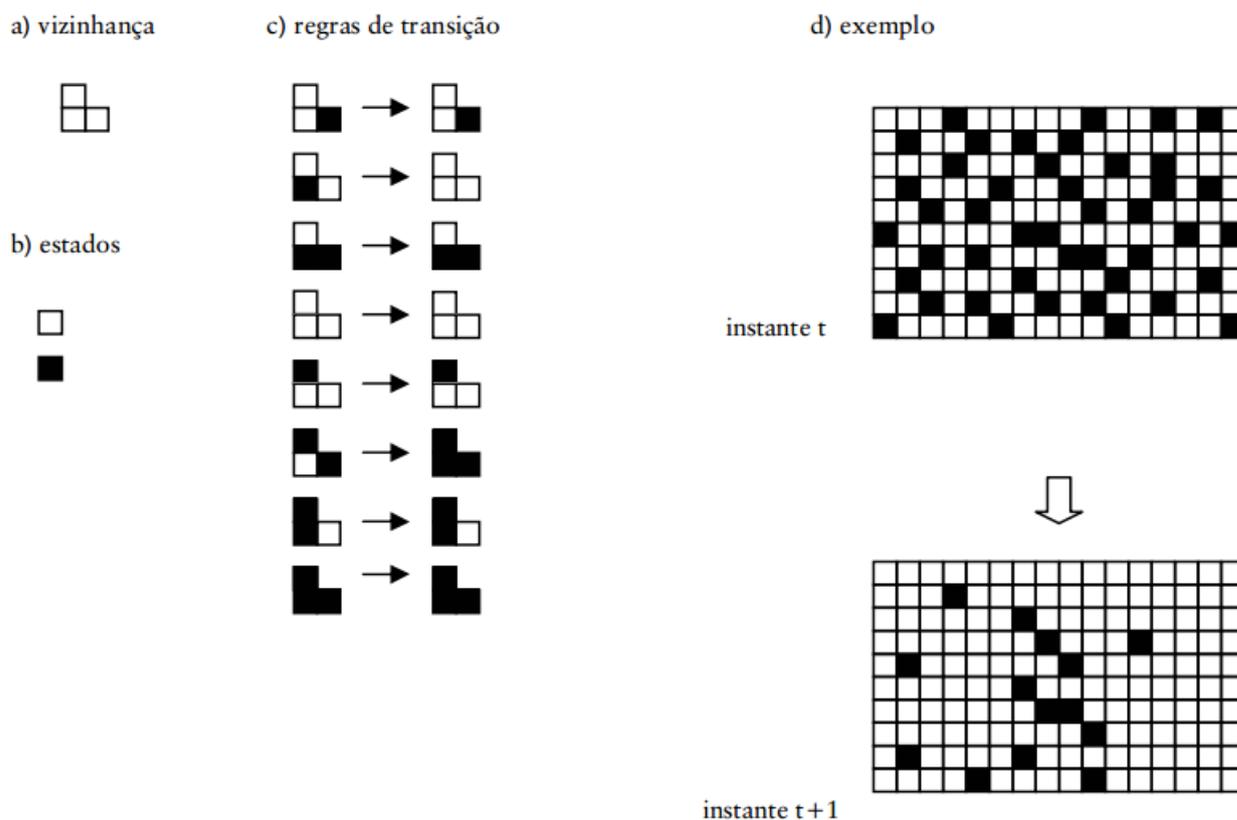


Figura 4: Exemplo de um autômato celular (CÂMARA, 1996).

Um modelo de simulação baseado em AC, como o que está implementado no software DINAMICA (SOARES-FILHO, 2002), utiliza como dado de entrada um mapa de uso e cobertura do solo, representado por uma matriz, um mapa de tempo de permanência de cada célula no seu estado atual e dois conjuntos de variáveis cartográficas, as quais estão de acordo com a sua natureza estática (pedologia, altimetria, declividade, malha viária, entre outros) ou dinâmica (distância dos fragmentos florestais, por exemplo), sendo esta última recalculada em cada interação do programa. As variáveis estáticas são combinadas, através da definição dos pesos de evidências, para gerar os mapas de probabilidades de transição. O software necessita também de uma série de parâmetros que incluem: as taxas anuais de transição, eventual valor de saturação de desmatamento, tempo mínimo de permanência em cada estado, as porcentagens de transição alocadas por cada um dos algoritmos de transição desenvolvidos, e outros. Ao final da execução será gerado um arquivo, de formato idêntico ao mapa de paisagem de entrada, contendo o resultado final da simulação (SOARES-FILHO et al., 2004a).

No Brasil, pesquisas de maior relevância no meio científico que tratam da modelagem de fenômenos relacionados com as mudanças de uso do solo, estão principalmente no bioma Amazônico, onde se destacam os trabalhos de Soares-Filho et al., (2007) e Aguiar (2007), os quais mostram que o desflorestamento na Amazônia está em um primeiro momento, ligado à abertura de uma estrada principal e posteriormente, a criação de estradas vicinais, dando à paisagem o padrão de uso conhecido como “espinha de peixe”. Outros trabalhos como de Soares-Filho et al., (2006), Soares-Filho et al., (2004b), Flamenco-Sandoval et al., (2007), Maeda, et al., (2011), Lima et al., (2013), Piontekowski et al., (2013) simulam o processo de desflorestamento na Amazônia com base em modelos dinâmicos espaciais de mudanças de uso e cobertura do solo. No cerrado, Manzione et al., (2008) utilizaram modelo de simulação estocástico, buscando prever as queimadas em reservas naturais provocadas pelo avanço agrícola indiscriminado. Hendges et al., (2012), através da utilização de um modelo de simulação estocástico verificaram a evolução da cobertura florestal no estado do Rio Grande do Sul entre os anos de 2007 e 2020. Benedetti et al., (2013) analisou a dinâmica de mudanças na cobertura florestal das Serras do Sudeste e Campanha Meridional do Rio Grande do Sul, nos períodos de 2000, 2004 e 2008, com previsões de distribuições das áreas florestais até o ano de 2016.

4. METODOLOGIA

4.1 Área de estudo

O município de Caxias do Sul está situado na porção nordeste do Estado do Rio Grande do Sul (Latitude Sul 28°45' a 29°25' e Longitude Oeste 50°45' a 51°20'), abrangendo uma área de aproximadamente 1.587 km² (**Figura 5**). Está inserido na sua totalidade no bioma Mata Atlântica, o qual é constituído por um conjunto de formações vegetais com características diferenciadas, particularidades ecológicas e associações de espécies próprias.

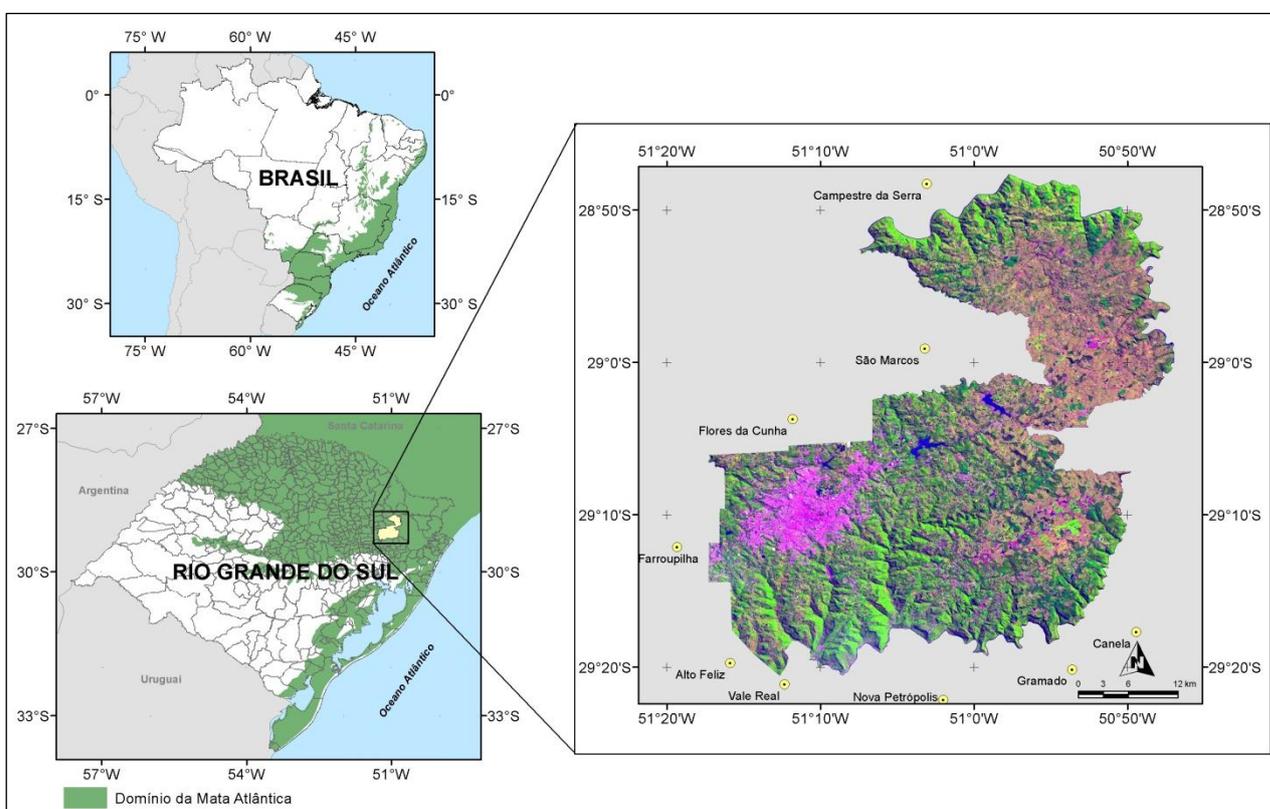


Figura 5. Localização da área de estudo.

No município de estudo observa-se a presença de três regiões fitoecológicas pertencentes a este bioma, como seguem: Floresta Ombrófila Mista – Mata com Araucária, Floresta Estacional Decidual e Estepe gramíneo-lenhosa com mata de galeria (campos de altitude). A Floresta Estacional Decidual está localizada, em sua maior parte, nos Vales encaixados do Rio Taquari-Antas e Caí. A estrutura desta floresta é representada por dois estratos arbóreos distintos: um emergente, aberto e decíduo, com altura variando entre 25 e 30 metros, com destaque para o angico

(*Parapiptadenia rígida*), a grápia (*Apuleia leiocarpa*) e a canafístula (*Peltophorum dubium*) e outro, dominado e contínuo, de altura não superior a 20 metros, formando principalmente por espécies perenifólias, além de um estrato de arvoretas, onde se observa a presença de espécies como *Actinostemon*, *Soroceae*, *Trichilia*. As palmáceas são representadas pela espécie *Arecastrum romanzoffianun* (jerivá), presente em todas as regiões florestais dos Sul do Brasil (TEIXEIRA; NETO, 1986).

A Floresta Ombrófila Mista ocupa os locais com altitude superior a 500 metros acima do nível do mar, predominantemente sobre rochas de basaltos e rochas efusivas ácidas. O principal elemento desta floresta é a *Araucaria angustifolia* (pinheiro-brasileiro), espécie endêmica do bioma, que, por sua relevante importância comercial, movimentou a economia de parte do sul do Brasil nas décadas de 1960 e 1970, sendo posteriormente as áreas com araucárias desmatadas para fins agrícolas, especialmente para o plantio de soja e trigo, e mais recentemente utilizadas para a implantação da monocultura de *Pinus* spp. (BEHLING; PILLAR 2007). A consequência foi à drástica redução de aproximadamente de 90% de sua área original em pouco mais de 40 anos e o empobrecimento genético das populações da espécie, hoje considerada ameaçada de extinção (RIBEIRO et al., 2009). À medida que a altitude diminui, a araucária se associa a várias espécies das famílias Lauraceae (canelas) e Myrtaceae (guamirins e outros), principalmente, além de Meliaceae e Bigniaceae (cedros e ipês). Destacam-se ainda a *Luehea divaricata* (açoita-cavalo) e *Blepharocalix* spp. (murta) no estrato emergente e *Sebastiania commersoniana* (branquilha), no estrato arbóreo contínuo. Em função da elevada concentração de umidade, observa-se a presença de uma grande quantidade de plantas epífitas (bromélias, orquídeas, musgos e líquens), além de diversas espécies de pteridófitas (samambaias) e xaxins, incluindo o xaxim-imperial (*Dicksonia sellowiana*), espécie presente na lista oficial das espécies da flora brasileira ameaçada de extinção, juntamente com o pinheiro-brasileiro de acordo com a Instrução Normativa MMA nº 6, de 23 de setembro de 2008 (MMA, 2008; TEIXEIRA; NETO, 1986).

A região de ocorrência da formação fitoecológica conhecida como estepe gramíneo-lenhosa com mata de galeria desenvolve-se em altitudes superiores a 800 metros acima do nível do mar, predominando na região nordeste do município, sobre

áreas de relevo ondulado a fortemente ondulado, na sua maior parte sobre solos rasos como Cambissolos e Latossolos, derivados de rochas efusivas ácidas e básicas. A cobertura herbácea é constituída por gramíneas cespitosas, onde se observa o predomínio do capim-caninha (*Andropogon lateralis*), perfazendo entre 50 a 60% da frequência, acompanhada por outras espécies menos expressivas, dos gêneros *Andropogon*, *Paspalum*, *Panicum*, *Axonopus*, *Setaria*, bem como por espécies das famílias compostas por ciperáceas, leguminosas entre outras. Nos locais mais úmidos, como nos banhados, a composição florística muda consideravelmente, predominando *Andropogon condensatus*, junto com ciperáceas do gênero *Cyperus* e *Rhynchospora*, juncáceas, xiridáceas, orquidáceas entre outras (RAMBO, 1949). A vegetação arbórea é constituída por exemplares de pinheiro-brasileiro (*Araucaria angustifolia*), isolados ou em agrupamentos puros, bem como por capões de variadas dimensões e florestas de galeria, as quais são compostas por espécies típicas da Floresta Ombrófila Mista (TEIXEIRA; NETO, 1986).

É importante ressaltar a ocorrência de espécies exóticas, cultivadas em propriedades ocupadas ou abandonadas, tais como: goiabeira (*Psidium guaiava*), abacateiro (*Persea americana*), caquizeiro (*Diospyros kaki*), uva-do-japão (*Hovenia dulcis*), bergamoteira, laranjeira, limoeiro, limeira (*Citrus* spp.), macieira (*Malus silvestris*), ameixeira (*Prunus domestica*), pessegueiro (*Prunus persica*). Para obtenção de madeira para o uso na propriedade ou para a comercialização, são cultivados o eucalipto (*Eucalyptus* spp.) e o pinus (*Pinus* spp.). Observa-se também, principalmente naquelas propriedades rurais que desenvolvem a vitivinicultura, a presença de exemplares de plátano (*Platanus orientalis*, *Platanus occidentalis*), espécies originárias da Eurásia e América do Norte, a qual é amplamente utilizada para amarração dos arames de sustentação do vinhedo.

4.2 Métodos

Os procedimentos metodológicos utilizados para alcançar os objetivos propostos, foram divididos em três etapas, como seguem: i) avaliação evolução temporal das modificações de uso e cobertura do solo; ii) modelagem dinâmica espacial da classe relativa a floresta nativa, enfocando aspectos relativos a qualidade do habitat; iii) cálculo dos índices de ecologia de paisagem para os anos de 1985, 2004 e 2011 e para a paisagem simulada.

4.2.1 Evolução temporal da paisagem

A evolução temporal da paisagem foi acompanhada a partir de um conjunto de imagens do sensor TM do satélite Landsat 5, com 30 metros de resolução espacial, obtidas gratuitamente junto ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). A investigação foi realizada nos anos de 1985, 2004 e 2011, conforme mostrado na **Tabela 2**.

Tabela 2. Relação das imagens de satélite utilizadas no estudo.

Data da imagem	Órbita-Ponto	Resolução espacial	Bandas
07/12/1985	221-080	30 m	1, 2, 3, 4, 5 e 7
08/10/2004	221-080	30 m	1, 2, 3, 4, 5 e 7
28/10/2011	221-080	30 m	1, 2, 3, 4, 5 e 7

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. O georreferenciamento foi executado na imagem de 2011, utilizando 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. Foi utilizado o sistema de projeção *Universal Transversa de Mercator* (UTM), Datum SAD 69 (*South American Datum*), 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. As imagens de satélite de 1985 e 2004 foram registradas utilizando a imagem georreferenciada de 2011 como referência. 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. Por último, com a disponibilidade do limite do município estudado, foi possível a criação de uma máscara para realizar o recorte das bandas de cada imagem georreferenciada.

Após o georreferenciamento, seguiu-se para a interpretação visual da forma, textura, tonalidade/cor e comportamento espectral das unidades que compõe a

paisagem de 1985, 2004 e 2011. Segundo Florenzano (2002), a forma consiste em uma expressão topográfica ou de contornos dos objetos ou alvos da cena avaliada. Uma área de cultivo florestal, por exemplo, pode ser diferenciada pelas suas formas geométricas, mesmo que as espécies sejam as mesmas encontradas em uma floresta nativa. Já o padrão, está relacionado com o arranjo espacial dos objetivos em uma determinada superfície. Desta forma, uma área de cultivo florestal pode ser diferenciada de uma floresta nativa pelo espaçamento e pela distribuição das árvores no talhão. Por sua vez, a textura está relacionada com a rugosidade dos objetos. Utilizando o mesmo exemplo anterior, uma área de floresta plantada tende sempre a ter uma rugosidade menor do que uma floresta nativa, uma vez que todos os indivíduos cultivados são da mesma espécie, são plantadas no mesmo período e recebem o mesmo manejo, e, portanto, apresentam praticamente a mesma altura, o que acarreta a diminuição da rugosidade. A tonalidade e cor constituem os elementos que estão intrinsecamente relacionados com a energia refletida pelos alvos terrestres. Uma floresta natural poderá ser diferenciada de um corpo hídrico pela maior quantidade de energia refletida nos comprimentos de onda do infravermelho, principalmente no infravermelho próximo.

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. Foram elencadas sete classes de uso e cobertura do solo para o município de Caxias do Sul para os anos de 1985, 2004 e 2011, a saber: floresta nativa, silvicultura, estepe gramíneo-lenhosa, área urbana, uso agropastoril e lâmina d'água. As áreas de sombreamento observadas nos locais de relevo acidentado foram avaliadas individualmente, categorizadas e agrupadas a uma das classes de uso e cobertura do solo supracitadas. A **Tabela 3** mostra a caracterização de cada uma das classes incluídas neste estudo.

Tabela 3. Descrição das classes de uso e cobertura do solo.

<p style="text-align: center;">Floresta nativa</p>  <p style="text-align: center;">A</p>  <p style="text-align: center;">B</p>	<p>Nesta classe estão inseridas as formações nativas arbóreas da Floresta Estacional Decidual (A) e da Floresta Ombrófila Mista (B) ocorrentes no município em estágio inicial, médio e/ou avançado de regeneração.</p>
<p>2. Estepe gramíneo-lenhosa com mata de galeria</p>  <p style="text-align: center;">A</p>	<p>A fisionomia das áreas cobertas por estepe gramíneo-lenhosa com mata de galeria, também denominada de campos de altitude, caracteriza-se pelo predomínio de um estrato herbáceo de gramíneas, com a presença de arbustos, arvoretas e/ou árvores</p>



B

dispersas aleatoriamente, ou formando pequenos adensamentos (capões de mata). Devido à altitude, a *Araucaria angustifolia* (pinheiro-brasileiro) é a espécie dominante do estrato arbóreo (A). Devido ao clima frio e úmido que predomina na região, observa-se nas áreas de banhado, a formação de turfeiras, que consistem em associações de plantas específicas que se desenvolvem em corpos d'água, lacustres ou lagunares, a partir da colonização por musgos (B). No presente mapeamento, as turfeiras estão englobadas na categoria estepe gramíneo-lenhosa.

3. Silvicultura



Na área de estudo, a silvicultura é caracterizada principalmente pelo plantio de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp.. O *Pinus* é uma espécie arbórea exótica, invasora, agressiva e contaminante, uma vez que suas sementes se propagam com facilidade e possui capacidade de desenvolvimento razoável,

	<p>mesmo em áreas de solos rasos, o que representa elevado risco à manutenção da integridade das áreas dos campos de altitude. O Eucalipto é também uma espécie arbórea exótica, porém, estudos apontam que seu potencial invasor é baixo ou nulo (SILVA et al., 2011).</p>
<p style="text-align: center;">4. Uso agropastoril</p> <div style="text-align: center;">  <p style="text-align: center;">A</p>  <p style="text-align: center;">B</p> </div>	<p>As áreas de uso agropastoril são representadas pela alteração da paisagem natural pelo homem. Nesta classe estão inseridos, essencialmente, os locais com solo exposto e agricultura. As áreas de solo exposto são aquelas utilizadas, principalmente para a agricultura, mas que momentaneamente não estão sendo cultivadas. As áreas agricultura são cultivadas com culturas anuais, tendo como destaque o milho e o feijão (A). Ainda, o município apresenta as culturas permanentes, com destaque para a produção de uva e maçã (B).</p>
<p style="text-align: center;">5. Área urbana</p>	<p>A área urbana corresponde ao</p>



trecho que engloba a área construída dentro do perímetro urbano.

6. Lâmina d'água



A lâmina d'água representa, essencialmente, a reservação de água na forma de açudes ou barragens. O município apresenta uma série de barragens que são utilizadas para o abastecimento da população urbana, tendo como destaque a barragem do Faxinal. A necessidade de construção de reservatórios artificiais está relacionado a baixa disponibilidade hídrica da região, uma vez que o

	<p>município está inserido nas nascentes de diversos rios de maior expressividades, acarretando em um volume hídrico insuficiente para atender as necessidades de água da população urbana. Os reservatórios de menor porte estão localizados nas pequenas propriedades rurais, sendo utilizados para a irrigação de pequenas áreas cultivadas e para a dessedentação de animais (B).</p>
--	---

Fonte: o autor.

4.2.2 Modelagem dinâmica espacial

Para a estruturação do modelo dinâmico espacial com vistas à geração de um cenário futuro da paisagem do município de Caxias do Sul, foi utilizado o software DINAMINA (*Landscape Dynamic System*). Trata-se de um software *freeware* criado e mantido pelo Centro de Sensoriamento Remoto pertencente ao Instituto de Geociências da Universidade Federal de Minas Gerais. Nesta etapa foram utilizados os mapas de uso e cobertura do solo elaborados anteriormente para os anos de 1985, 2004 e 2011, e também informações referentes às variáveis estáticas e dinâmicas, sendo esta última recalculada a cada a cada nova interação do programa. Estas variáveis são combinadas para determinar, por meio dos seus pesos de evidência, as probabilidades de transição de uma classe de uso e cobertura do solo para outra classe. Ximenes e colaboradores (2008) salientam que a escolha adequada das variáveis é determinante para o sucesso do uso de modelos, pois com base nas suas relações com a variável dependente, são definidas as células com maior ou menor probabilidade de transição. Neste trabalho foram utilizadas como variáveis estáticas dados de hipsometria (altitude), de clinografia (declividade do terreno) e de pedologia (solos) e, como variável dinâmica,

a distância dos fragmentos florestais. Com estas variáveis, foi possível estruturar e calibrar um modelo dinâmico espacial da paisagem gerando um cenário futuro para o ano de 2021, buscando compreender as variáveis ou fatores que influenciam na modificação da paisagem da área de estudo. Em linhas gerais, a modelagem dinâmica espacial foi dividida em cinco etapas:

- Geração dos mapas de uso e cobertura do solo dos anos de 1985, 2004 e 2011;
- Elaboração das variáveis estáticas: hipsometria, clinografia e pedologia;
- Calibração do modelo dinâmico para as mudanças observadas na paisagem para o período de 1985 a 2004;
- Com os dados parametrizados, calibrados e validados (primeira validação) das mudanças da paisagem de 1985 a 2004, projetou-se o cenário futuro para 2011. O objetivo desta análise foi verificar a concordância do dado simulado para o ano de 2011 com a imagem real classificada de 2011 (segunda validação);
- A partir da segunda validação do modelo, projetou o cenário futuro para o ano 2021, utilizando os parâmetros validados da etapa anterior.

As variáveis inerentes ao relevo utilizadas no modelo dinâmico foram provenientes de dados cartográficos extraídos da base cartográfica digital do Rio Grande do Sul (HASENACK, 2010), na escala 1:50.000. 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*). Após este procedimento, o mapa gerado foi dividido em 10 classes de altitude (40 |-100, 100 |- 200, 200 |- 300, 300 |- 400, 400 |-500, 500 |-600, 600 |-700, 700 |- 800, 800 |- 900, 900 |- 980). Baseado no mapa de altitude foi gerado o mapa de declividade (inclinação do terreno), que por sua vez foi classificado em sete classes, conforme sua suscetibilidade a erosão dos solos. A **Tabela 4** mostra o intervalo da classe e sua respectiva descrição.

Tabela 4. Distribuição das classes de declividade (classes clinográficas).

Classes de declividade	Classificação	Grau de limitação	Considerações
0 a 3%	Plano/praticamente plano	Nulo	Terras não suscetíveis à erosão. Geralmente ocorrem em solo plano ou quase plano e com boa permeabilidade. Quando cultivadas por 10 a 20 anos podem apresentar erosão ligeira, que pode ser controlada com práticas simples de manejo.
3 a 8%	Suave ondulado	Ligeiro	Terras que apresentam pouca suscetibilidade à erosão. Geralmente, possuem boas propriedades físicas. Quando utilizadas com lavouras por um período de 10 a 20 anos, mostram normalmente uma perda de 25% ou mais do horizonte superficial. Práticas conservacionistas simples podem prevenir contra esse tipo de erosão.
8 a 13%	Moderadamente ondulado	Moderado	Terras que apresentam moderada suscetibilidade à erosão. Se utilizadas fora dos princípios conservacionistas, essas terras podem apresentar sulcos e voçorocas, requerendo práticas de controle à erosão desde o início de sua utilização agrícola.
13 a 20%	Ondulado	Forte	Terras que apresentam forte suscetibilidade à erosão. Ocorrem em relevo ondulado a forte ondulado, com declive normalmente de 13 a 20%, os quais podem ser maiores ou menores, dependendo de suas condições físicas. Na maioria dos casos a prevenção à erosão depende de práticas intensivas de controle.
20 a 45%	Forte ondulado	Muito forte	Terras com suscetibilidade maior que o

			grau forte, tendo o seu uso agrícola muito restrito. Na maioria dos casos o controle à erosão é dispendioso, podendo ser antieconômico.
45 a 100%	Montanhoso	Extremamente forte	Terras que apresentam severa suscetibilidade à erosão. Não são recomendáveis para o uso agrícola, sob pena de serem totalmente erodidos em poucos anos. Trata-se de terras onde deve ser estabelecida uma cobertura vegetal de preservação ambiental.
Mais de 100%	Escarpado		Terras destinadas à preservação ambiental, conforme o Código Florestal Brasileiro (Lei Federal nº 12.651, de 2012, alterada pela Lei Federal nº 12.727/2012).

Fonte: Embrapa, 1995.

Os mapas de uso e cobertura do solo dos anos de 1985, 2004 e 2011 foram exportados na extensão *.ers, formato compatível com o software DINAMICA. As variáveis estáticas correspondentes a hipsometria, a clinografia e a pedologia foram exportados na extensão *.tiff do software Idrisi, abertos no software Ermapper (*Earth Resource Mapping*), agrupadas em um único arquivo (cubo de variáveis) e salvo no formato *.ers. A variável referente à distância dos fragmentos florestais foi gerada pelo próprio software DINAMICA a partir do mapa de uso e cobertura do solo de entrada (mapa de 1985) e recalculada para cada ano modelado, por se caracterizar como uma variável dinâmica, ou seja, uma variável que se altera com o passar do tempo. É importante salientar que todos os identificadores dos mapas foram modificados para que o fundo não apresentasse o valor de 0, requisito para a modelagem no software DINAMICA.

4.2.2.1 Dados de entrada no modelo

Nas etapas de desenvolvimento da modelagem dinâmica espacial, fez-se necessária a **parametrização**, **calibração** e **validação** do modelo. Segundo Almeida et al., (2003a), a parametrização consiste no conjunto de métodos ou

rotinas para conferir pesos às variáveis de entrada. A calibração, por sua vez, refere-se ao procedimento interativo de ajuste de parâmetros através da contínua comparação entre a cena real e a simulada, visando à aproximação da cena simulada a real. Por fim, a validação refere-se ao emprego de métodos estatísticos para avaliar o grau de conformidade entre a cena real e a cena simulada, comumente normalizadas de 0 a 1. A aplicação do modelo compreende as seguintes etapas:

- a) cálculo das mudanças das classes de uso da paisagem através das matrizes de transição;
- b) discretização das faixas de distâncias para as variáveis contínuas;
- c) cálculo dos pesos de evidência ($W+$);
- d) análise da associação ou dependência espacial das variáveis de entrada;
- e) simulação do cenário;
- f) validação do mapa de uso final simulado com o mapa de uso final observado.

A simulação das mudanças das classes de uso do solo do município de Caxias do Sul, com ênfase nas áreas florestais, teve início com a inserção do mapa de uso e cobertura do solo do ano de 1985 no modelo, o mapa de tempo de permanência fictício e as variáveis estáticas. Ressalta-se que a modelagem também foi executada para as classes de estepe gramíneo-lenhosa e área urbana. Na sequência, serão abordados os passos metodológicos detalhados para a parametrização, calibração e validação do modelo dinâmico espacial.

4.2.2.2 Parametrização do modelo

a) Matrizes de transição anual e global

As **matrizes de transição anual e global** foram calculadas para um período de tempo considerado de 19 anos (1985 a 2004). Neste procedimento, chegaram-se as taxas de mudanças de uma classe de uso e cobertura do solo para outra classe.

Essa informação foi obtida por meio da tabulação cruzada do mapa das classes de uso e cobertura do solo do período supracitado. A matriz de transição global apresenta a taxa de transição de todo o período de tempo analisado, enquanto que a matriz de transição anual mostra taxa de transição decomposta ano a ano.

b) Discretização das faixas de distâncias para as variáveis contínuas

Para a discretização das faixas de distâncias das variáveis contínuas foram utilizados os mapas de uso e cobertura do solo de 1985 e 2004 e o cubo das variáveis estáticas. Nesta operação, o software DINAMICA cruzou a transição da paisagem com as três variáveis estáticas, definindo as melhores faixas de distâncias (ou classe temática, no caso dos mapas de hipsometria, clinografia e pedologia) que explicam a mudança. Executada esta etapa, gerou-se um arquivo de texto que apresenta os intervalos de distâncias (ou classe) mais favoráveis para parametrizar as transições, sendo que este arquivo, denominado de *skeleton.txt*, foi utilizado para determinar os pesos de evidência.

c) Cálculo dos pesos de evidência

Os pesos de evidência são baseados no Teorema de Bayes ou Teorema da Probabilidade Condicional. Segundo Bonham-Carter (1994), os pesos de evidência consistem em razões entre áreas de ocorrência de determinadas variáveis em relação a áreas de existência dos fenômenos estudados (transições de uso do solo).

Para o cálculo dos pesos de evidência, foram utilizados como dados de entrada os mapas de uso e cobertura do solo de 1985 e 2004, o cubo das variáveis estáticas e o arquivo apresentando as melhores faixas de distância (ou classe) para cada variável (*skeleton.txt*). Como saída, são calculados os pesos de evidências (*weights.dcf*), representados pelos **W+** (peso que favorece uma transição na paisagem em determinada faixa de distância e em determinada variável) e pelo **W-** (peso que desfavorece uma transição na paisagem em determinada faixa de distância e em determinada variável). Neste passo, cruza-se as transições da paisagem de 1985 a 2004 com cada uma das faixas de distância das variáveis estáticas e dinâmicas, com vistas a verificar em qual das faixas ou classes ocorre maior ou menor transição.

4.2.2.3 Calibração do modelo

A calibração do modelo tem por função selecionar o melhor conjunto de variáveis que tentam explicar as mudanças de cobertura do solo ocorridas em determinado período. A seguir são descritos os passos para a execução desta etapa.

a) Análise de associação ou dependência espacial entre as variáveis

A partir da disponibilidade dos pesos de evidência (*weights.dcf*) foi calculada a correlação entre as três variáveis estáticas e a variável dinâmica antes de proceder à simulação. Este cálculo utiliza como dados de entrada o mapa de uso e cobertura do solo inicial, o arquivo de variáveis e os pesos de evidência. Esta operação consiste de uma análise exploratória com o objetivo de identificar se duas ou mais variáveis apresentam associação. No caso de ocorrer associação entre duas variáveis, pode-se eliminar uma delas ou combiná-las em uma única variável.

Os índices que medem a associação entre pares de dados de mapas de evidências ou variáveis são o **Coefficiente Cramers (V)** e o **Índice de Informação Conjunta (JIU)**, que operam com valores reais e percentuais, respectivamente, de áreas de sobreposição entre diferentes categorias de dois mapas entre si, destinando-se a avaliar a existência de dependência ou associação espacial entre ambos (ALMEIDA, et al., 2003b).

Segundo Almeida et al., (2007), o **Índice de Informação Conjunta (JIU)**, por trabalhar com valores relativos de áreas de sobreposição, tende a ser mais robusto que o **Coefficiente Cramers** evitando a um resultado tendencioso o qual é representada por valores absolutos de áreas. Segundo Bonham-Carter (1994), um **Coefficiente Cramers** abaixo de 0,5 indica que o par de evidências ou par de variáveis em questão não apresenta associação ou dependência, de modo que podem ser mantidas e utilizadas na modelagem. O modelo fornece como saída um arquivo texto, que apresenta para cada transição todas as combinações possíveis entre pares de variáveis e os respectivos valores de *V* e *JIU*.

b) Funções de Transição

A última etapa para a implementação do modelo dinâmico consistiu no ajuste das funções de transição, que podem ser por *Expander* ou *Patcher*. A função *Expander* é responsável pela expansão ou contração de manchas previamente existentes de certa classe de cobertura da terra, enquanto a função *Patcher* destina-se exclusivamente à formação de novas manchas através de um mecanismo de constituição de sementes, ou seja, a função *Expander* executa transições de um estado i para um estado j apenas nas vizinhanças adjacentes de células com estado j , e a função *Patcher* realiza transições de um estado i para um estado j apenas nas vizinhanças adjacentes de células com estado diferente de j (SOARES-FILHO et al., 2002). Estes operadores, com base no mapa de probabilidade de transição espacial da paisagem, que foi gerado para cada ano a ser simulado a partir dos pesos de evidências de cada variável, simulando quantitativamente e espacialmente as transições na paisagem no período analisado, ou seja, são estes os operadores que modificam a classe de uso de determinação pixel para outra classe de uso ao longo do período de simulação do modelo dinâmico e do cenário futuro. No software DINÂMICA é definido o percentual de *Expander* (valor de 0 a 1), sendo que o valor complementar a somar 1 representa a função *Patcher*. A definição do percentual de *Expander* e *Patcher* é feita de forma heurística pelo modelador com base no seu conhecimento do processo a ser modelado. Além de definir a contribuição das funções *Expander* e *Patcher*, o modelador define o tamanho e a variância dos incrementos de cada classe a ser modelada, a cada iteração, até que o modelo atinja as taxas de mudanças de pixels em função da matriz de transição calculada para as mudanças observadas na paisagem.

4.2.2.4 Simulação do modelo

Para a simulação das mudanças de uso e cobertura do solo do município de Caxias do Sul, com ênfase na dinâmica da classe de floresta nativa, foram utilizados os mapas de uso inicial de cada período (1985 e 2011), o cubo de variáveis estáticas, a matriz de transição anual, os pesos de evidência e o período de tempo a ser modelado. As simulações foram executadas de 1985 a 2004, 2004 a 2011 e 2011 a 2021, sendo geradas simulações da paisagem ano a ano. Além do cubo das variáveis estáticas, o modelo utilizou a variável dinâmica referente à distância dos fragmentos florestais nativos, a qual é recalculada ano a ano. O mapa de uso da

paisagem simulada deve ser o mais similar possível ao mapa de uso observado. Caso os resultados da simulação não sejam condizentes com o dado observado, ajustam-se os parâmetros internos do modelo e executa-se uma nova simulação até atingir um resultado satisfatório.

4.2.2.5 Validação do modelo

O procedimento de validação de Ajuste por Múltiplas Resoluções (*Goodness of Fit* - F), introduzido por Constanza (1989), compara o ajuste do mapa de uso simulado com o mapa de uso real, em função de uma janela de varredura crescente. Esta janela é deslocada através da imagem e o ajuste médio de uma janela de tamanho particular é calculado. Portanto, este tamanho representa o ajuste da predição para aquela resolução. É um procedimento mais simples, pelo fato de somente considerar o mapa de uso simulado como o mapa de uso real, utilizando todos os pixels da paisagem, gerando um índice com valor mais elevado. Índices de similaridade F aceitáveis apresentam valor aproximado de 0,8.

A primeira etapa de validação dos resultados da paisagem simulada foi realizada mediante uma comparação heurística, ou seja, uma comparação visual dos resultados observados e simulados. A segunda etapa da validação foi executada comparando os resultados do mapa de uso simulado com o mapa de uso observado de forma matemática, analisando os resultados dentro de um contexto de vizinhança. Mesmo que os mapas não correspondem exatamente pixel-a-pixel, ainda assim podem apresentar padrões espaciais similares e da mesma forma, correspondência espacial dentro de certa vizinhança de pixels. Para essa avaliação baseada em vizinhança, foram utilizados o método de similaridade *fuzzy*, que verifica a localização e a categoria dentro da vizinhança da célula considerada. Este método foi criado por Hagen (2003), que inclui o *Kfuzzy*, considerado equivalente a estatística *Kappa* (LANDIS; KOCH, 1977).

A Medida de Similaridade *Fuzzy* (HAGEN, 2003) e a Medida de Similaridade *Fuzzy* Modificado (S) (SOARES-FILHO, 2004b) estão baseados no conceito de imprecisão da localização, no qual a representação de uma célula é influenciada pela própria célula e, menos, pelas células de sua vizinhança. O cálculo é realizado relacionando os mapas diferença entre o uso e cobertura do solo inicial e final com o

mapa diferença entre o uso e cobertura do solo final e simulado. Na sequência é calculada a diferença entre os dois mapas diferença em dois sentidos, utilizando uma função de decaimento constante ou exponencial, considerando pixel-a-pixel e janelas de varredura com 3, 5, 7, 9 e 11 células. É escolhida a similaridade global de menor valor, medida nos dois sentidos. Índices de similaridade S aceitáveis apresentam valor aproximado de 0,5. Esta medida de similaridade indica, de forma mais adequada, a qualidade do processo de simulação uma vez que avalia o nível de adequação da simulação somente para os pixels que deveriam transicionar de uma classe para outra no período em análise e não todos os pixels da paisagem.

4.2.2.1.4 Simulação do cenário futuro

Uma vez que a validação apontou uma boa medida de similaridade F e S entre a simulação e o mapa de uso e cobertura do solo observado em 2004, alterou-se a entrada do modelo pelo mapa de uso e cobertura da terra de 2004, com o objetivo de validar o modelo com a imagem real de 2011. Validado o modelo para o ano de 2011, alterou-se o mapa de entrada para o uso e cobertura do solo real de 2011 e projetou-se um cenário de 10 anos, correspondente ao ano de 2021, sendo que todos os parâmetros utilizados foram aqueles validados para 2004. A projeção de cenários, por métodos de modelagem dinâmica espacial, é uma estimativa do que pode vir a acontecer em determinada paisagem, caso as variáveis que explicam a mudança mantiverem a mesma tendência. A **Figura 6** apresenta o fluxograma simplificado que ilustra os materiais utilizados e as principais etapas metodológicas adotadas para implementação da modelagem dinâmica espacial.

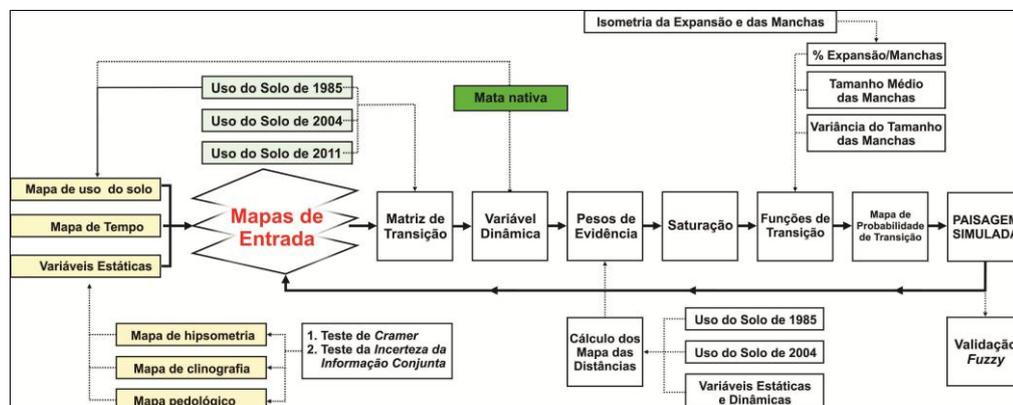


Figura 6. Metodologia utilizada para a implementação da modelagem dinâmica espacial.

4.2.3 Análise da ecologia da paisagem

Para que fosse possível realizar a análise da fragmentação florestal, os mapas de uso e cobertura do solo dos anos de 1985, 2004, 2011 e 2021 foram reclassificados para a obtenção duas classes, como seguem: fragmentos florestais e outros usos. Além disso, separou-se estes mapas em dois setores, sendo um representando os fragmentos florestais inseridos na região de estepe gramíneo-lenhosa (campos nativos) e outro setor representando as demais áreas do município de Caxias do Sul. Esta separação foi realizada em função das duas áreas apresentarem dinâmicas ecológicas distintas. Os mapas gerados foram submetidos ao software *Fragstats* para o cálculo dos índices de ecologia de paisagem, permitindo, desta forma, a verificação das mudanças ocorridas na paisagem ao longo do tempo. Os índices utilizados neste trabalho estão elencados na Tabela 5.

Tabela 5. Índices utilizados.

Índice	Fórmula	Descrição
NP	$NP = ni$	Quantidade de fragmentos
PD	$PD = \frac{ni}{A} (10.000) * (100)$	Número de fragmentos em 100 ha da paisagem (%)
LPI	$LPI = \frac{\max_{j=1}(bij)}{A} * (100)$	% da paisagem ocupada pelo maior fragmento
TCA	$TCA = \sum_{j=i}^n aij^e \left(\frac{1}{10000} \right)$	Soma das áreas centrais de todos os fragmentos (ha)
AREA-MN	$AREA - MN = \frac{\sum_{j=1}^n aij}{ni}$	Área média dos fragmentos (ha)
SHAPE-MN	$Shape - MN = \frac{\sum_{j=1}^n \frac{Pij}{\min Pij}}{ni}$	Média das formas dos fragmentos. Está diretamente relacionada com o grau do efeito de borda
ENN-MN	$ENN - MN = \frac{\sum_{i=1}^m * \sum_{j=1}^n xij}{N}$	Média da distância euclidiana borda a borda entre o fragmento e seu vizinho mais próximo
AREA	$AREA = aij \frac{1}{10.000}$	Área do fragmento (ha)
COHESION	$CH = \left[1 - \frac{\sum_{j=1}^n pij}{\sum_{j=1}^n pij \sqrt{aij}} \right] \left[1 - \frac{1}{\sqrt{A}} \right]^{-1} * (100)$	Índice de coesão dos fragmentos. Valores próximos a zero indicam que a classe está subdividida e menos conectada, enquanto que valores próximos a 100% indicam maior agregação e, portanto, menos isolamento dos fragmentos.

ni: número de fragmentos de mata; *aij*: área (m²) do fragmento; *A*: área total da paisagem (m²); *bij*: área (m²) ocupada pelo menor fragmento; *xij*: distância (m) do fragmento *ij*; *a_i^j*: área de interior (m²) do fragmento *ij* baseado no comprimento da borda (*m*); *Pij*: perímetro do fragmento *ij*.

Para o índice TCA houve a necessidade de determinar uma faixa a ser considerada como borda do fragmento florestal. Não existe um consenso para a definição da largura da faixa de borda, uma vez que este valor varia de acordo com o uso e cobertura do solo que circunda o fragmento florestal e o tipo de espécie a ser trabalhada (para grandes felinos e primatas, a largura do efeito de borda tende a ser maior em comparação a pequenos mamíferos, por exemplo). Estudos empíricos constataram que o efeito de borda pode persistir até 150 metros para o interior do fragmento (DIDHAM, 1997; MURCIA, 1995; PATON, 1994) embora Laurence (1991) tenha constatado que nas florestas tropicais este efeito pode ser detectado a até 500 metros. Em um estudo conduzido por Rodrigues et al., (1998) em fragmentos de Mata Atlântica situados no município de Londrina-PR, indicou uma largura de borda média de 35 metros, levando em consideração fatores como a umidade, a composição e a diversidade de espécies florestais e a incidência da radiação solar. Fontoura et al., (2006), utilizando parâmetros como a riqueza, a abundância, a composição e a estrutura da vegetação em uma área de transição entre floresta de araucária e campos, estabeleceram uma extensão de borda de até 50 metros. Siqueira et al., (2004), detectou variação maior na temperatura do ar, na temperatura do solo e na umidade do ar na borda em relação ao interior do fragmento a uma distância de até 120 metros. Baseado nestas pesquisas foi estipulado para este trabalho, uma largura de 60 metros a partir da margem do fragmento como sendo a faixa de borda que corresponde ao tamanho do pixel utilizado no processo de modelagem dinâmica espacial.

5. RESULTADOS

Atendendo os objetivos e a abordagem metodológica proposta são apresentados, na sequência, os resultados obtidos inerentes ao uso e cobertura do solo para o município de Caxias do Sul-RS, nos anos de 1985, 2004 e 2011, bem como o prognóstico para o ano de 2021, segundo a modelagem dinâmica espacial. Além disso, são mostrados os cálculos dos índices de ecologia de paisagem para cada um dos anos avaliados, para o cenário futuro e também as informações relativas as variáveis estáticas do relevo e da pedologia.

5.1 Caracterização física

Os mapas e dos dados de hipsometria e de clinografia do município de Caxias do Sul estão apresentados na **Figura 7** e na **Figura 8** e nas **Tabela 6** e **7**. Ambas as informações retratam as formas do relevo, sendo que a hipsometria representa a elevação de um determinado terreno ou região a um nível horizontal referencial, como o nível médio do mar, enquanto que a clinografia mostra a inclinação de um determinado terreno ou região, sendo também conhecida como declividade.

Tabela 6. Dados hipsométricos do município de Caxias do Sul.

Altitude (m)	Área (km²)	%
40 - 100	5,66	0,36
100 - 200	18,24	1,15
200 - 300	21,10	1,33
300 - 400	41,40	2,61
400 - 500	62,28	3,92
500 - 600	112,02	7,06
600 - 700	226,93	14,30
700 - 800	502,06	31,64
800 - 900	506,38	31,91
900 - 980	90,93	5,73
TOTAL	1587,00	100,00

Analisando a **Tabela 6** e a **Figura 7** é possível observar que mais da metade da área no município (aproximadamente 70%) está inserida em altitudes superiores a 700 metros. Estas altitudes são encontradas na porção centro-norte do município, principalmente onde ocorrem os campos de altitude (estepe gramíneo-lenhosa) As menores altitudes (até 300 metros) somam 45 km² (2,84%) estando localizadas nos vales encaixados formados pelo rio das Antas (ao Norte), pelo rio Caí (ao Sul) e pelos rios Pinhal, Piaí e Belo. Na sequência, verifica-se a ocorrência das altitudes de 300 a 700 metros, representando cerca de 30% da área municipal.

Tabela 7. Dados clinográficos do município de Caxias do Sul.

Classe clinográfica (%)	km²	%
0 a 3	359,77	22,67
3 a 8	141,37	8,91
8 a 13	219,88	13,86
13 a 20	254,75	16,05
20 a 45	398,72	25,12
45 a 100	198,85	12,53
Mais de 100	13,66	0,86
TOTAL	1.587,00	100,00

É possível observar na **Tabela 7** que o município de Caxias do Sul apresenta 31,58 % de sua área inserida em terras de relevo plano a praticamente plano (0 a 8%), apresentando as terras mais indicadas para o uso agrícola. As terras inseridas em relevo moderadamente ondulado são de 9% da área municipal (8 a 13%), apresentando grau de limitação de uso moderado. São terras que podem apresentar sulcos e voçorocas, se utilizadas fora dos princípios conservacionistas (EMBRAPA, 1995). Em torno de 16% das terras encontra-se inseridas em relevo ondulado (13 a 20%), 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.

Aproximadamente 25% da área de estudo encontra-se em relevo forte ondulado, com declividade entre 20 a 45%, com suscetibilidade a erosão dos solos muito forte, onde o uso agrícola é restrito. Além disso, a inclinação de 30%, de acordo com o Artigo 3º da Lei Federal nº 6.766/79 é o limite máximo para urbanização sem restrições, a partir desta, toda e qualquer forma de parcelamento do solo deve atender a exigências específicas. Estas terras são íngremes para o cultivo, necessitando cuidados especiais, sendo suscetíveis a instalações urbanas, exigindo infraestrutura de alto custo (ROCHA, 1997).

A classe clinográfica representada por áreas de 45 a 100% de inclinação ocupa 198,85 km², o que representa 12,53% da área de Caxias do Sul. A EMBRAPA (1995) destaca que estas terras não são recomendáveis para o uso agrícola, sob pena de serem totalmente erodidas em poucos anos, tratando-se de terras onde deve ser estabelecida uma cobertura vegetal de preservação ambiental.

Uma parcela menos significativa da região (13,66km²) encontra-se inserida em relevo escarpado (mais de 100% ou 45º de inclinação) não sendo indicadas para o uso agrícola. Além disso, as terras com declividade maior que 100% são destinadas à preservação, segundo o Novo Código Florestal Brasileiro (Lei Federal nº 12.651/2012 alterada pela Lei Federal nº 12.727/2012).

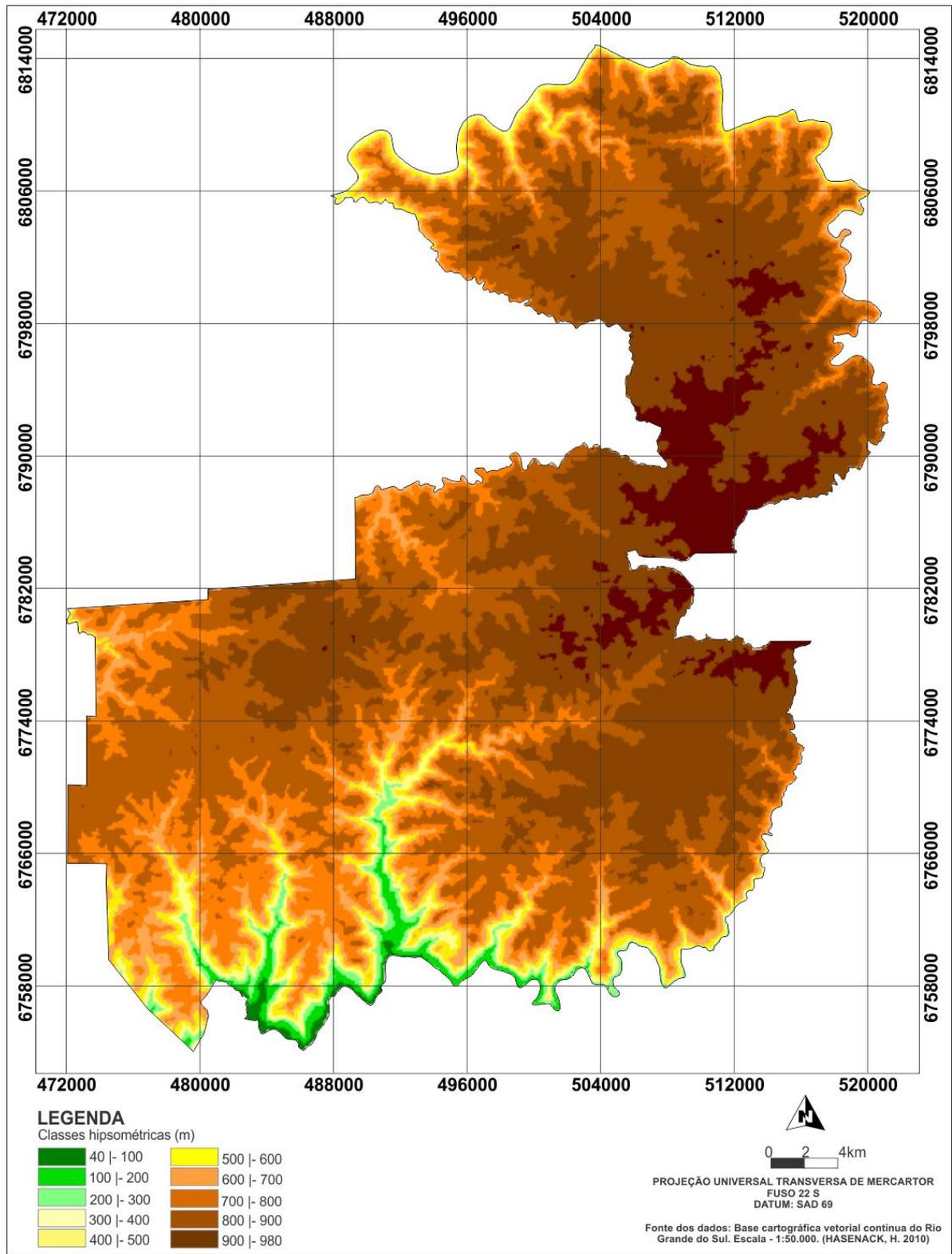


Figura 7. Mapa de hipsometria.

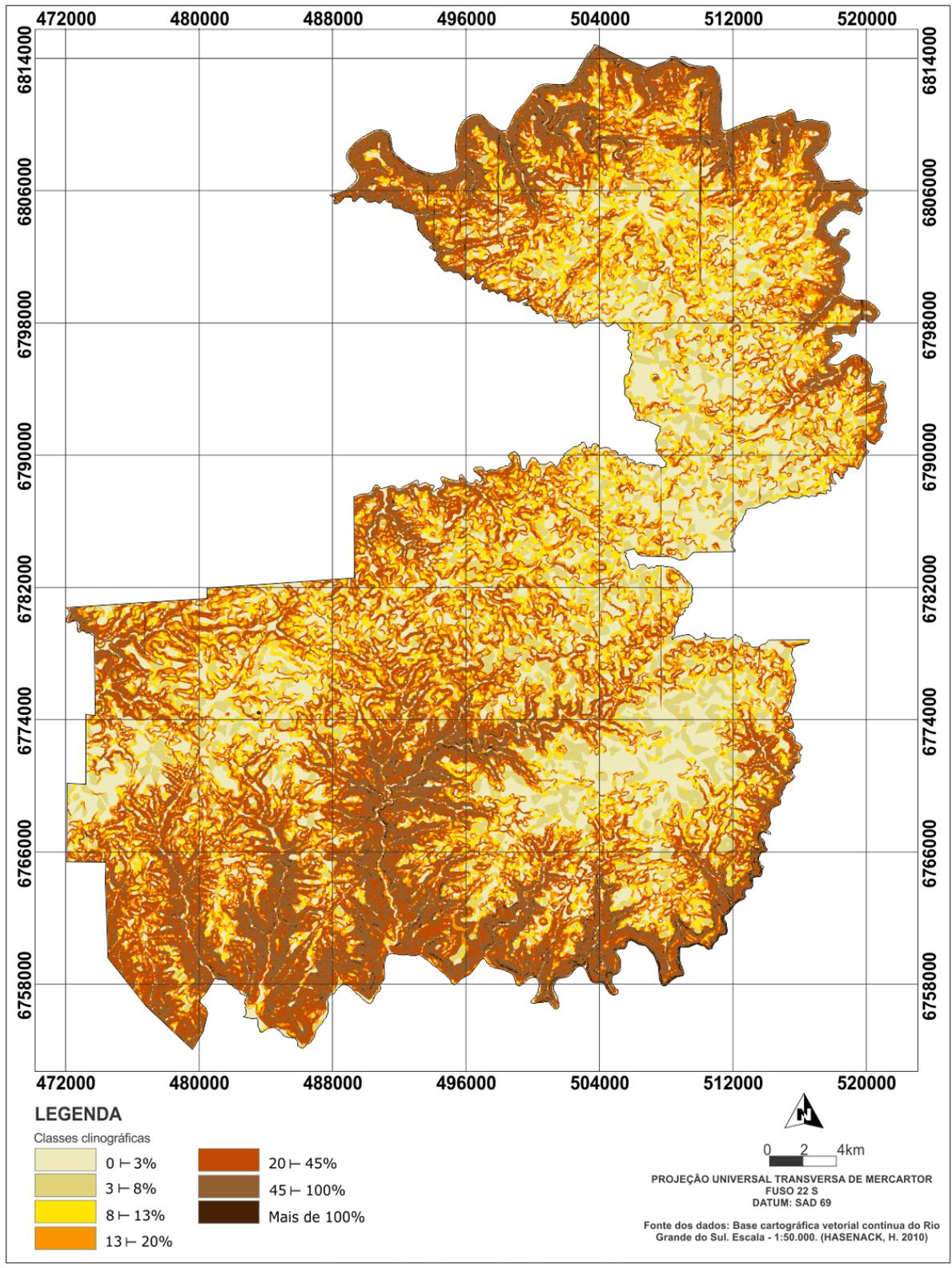


Figura 8. Mapa de clinografia.

A avaliação pedológica do município de Caxias do Sul foi realizada com base em informações bibliográficas e o mapeamento realizado por Flores et al., (2007) (Figura 9) . A Tabela 8 apresenta os tipos de solo que ocorrem na área de estudo.

Tabela 8. Dados das classes pedológicas do município de Caxias do Sul.

Classe	km²	%
Cambissolos háplicos	393,06	24,77
Cambissolos húmicos	431,20	27,17
Argissolo acinzentado	167,14	10,53
Neossolo litólico	491,14	30,95
Nitossolo bruno	95,03	5,99
Gleissolo melânico	5,69	0,36
Chernossolo háplico	3,66	0,23
TOTAL	1587,00	100

Fonte: adaptado de Flores (2007).

Os Cambissolos, de maior ocorrência no município (51,94%), são caracterizados por apresentar o horizonte B incipiente, ou seja, são solos em processo de transformação que apresentam fragmentos de rocha em seu perfil, caracterizando um baixo grau de intemperismo (EMBRAPA, 2006; STRECK et al., 2008). No município de Caxias do Sul, os Cambissolos háplicos ocorrem em relevo suave a forte ondulado, em associações com Neossolo litólico, Nitossolo bruno e Argissolo acinzentado. Os Argissolos são solos geralmente profundos a muito profundos, variando de bem drenados a imperfeitamente drenados, apresentando um perfil com uma sequência de horizontes A-Bt-C ou A-E-Bt-C, onde o horizonte B é significativamente mais argiloso do que os horizontes A e E (STRECK et al., 2008).

Os Neossolos são solos de formação muito recente, desenvolvidos a partir dos mais diversos tipos de rochas e encontrados nas mais diversas condições de relevo e drenagem. Os Neossolos litólicos, que ocorrem no município de Caxias do Sul, apresentam o horizonte A diretamente assentado sobre a rocha parcialmente alterada (horizonte C) ou rocha inalterada (horizonte R), 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 (EMBRAPA, 2006; STRECK et al., 2008). Devido a sua pouca profundidade para o desenvolvimento das raízes, para o armazenamento de água e por ocorrerem em regiões de relevo forte ondulado a montanhoso, em geral com pedregosidade e afloramentos de

rochas, apresentam fortes restrições para culturas anuais. Em funções destas limitações, constitui uma classe de solo que deve ser mantido com a vegetação natural (STRECK et al., 2008).

Os Nitossolos são solos profundos, apresentando no perfil uma sequência de horizontes A-B-C, onde o horizonte B é do tipo nítico abaixo do horizonte A. A estrutura é caracterizada por blocos subangulares ou estrutura prismática, de grau moderado ou forte, com serosidade expressiva nas superfícies dos agregados. 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).

Os Chernossolos são solos com o horizonte A chernozênico, com coloração escura devido aos razoáveis teores de material orgânico, além de argila de atividade alta e alta saturação por bases, o que lhes confere alta fertilidade química, sendo geralmente utilizados para a agricultura (STRECK et al., 2008; EMBRAPA, 2006). Os Chernossolos háplicos são aqueles que não satisfazem os requisitos para se enquadrar como Chernossolos argilúvicos, que apresentam horizonte B textural ou acumulação de argila no horizonte B, e nem como Argissolos ebânicos, que apresentam predomínio de cores escuras também no horizonte B (STRECK et al., 2008). Os Chernossolos Háplicos, de ocorrência restrita no município, apresentam-se em associações com os Neossolos litólicos.

Quando as limitações e/ou aptidões de uso, em função de condicionantes físicos, os Cambissolos, apresentam baixa fertilidade, pequena profundidade e susceptibilidade à erosão. Em função dessas características torna-se necessário o uso de práticas conservacionistas, além da aplicação de corretivos e fertilizantes. Além disso, por estarem em altitudes mais elevadas, devido às limitações climáticas, apresentam restrições para cultura de verão, sendo mais indicados para fruticultura, silvicultura e pastagens (STRECK et al., 2008). Por sua vez, os Neossolos apresentam restrições para culturas anuais, devido a pouca profundidade efetiva, por ocorrerem em regiões de relevo fortemente ondulado a montanhoso, e em declividades acentuadas, apresentando pedregosidade ou afloramentos de rocha. Os Argissolos apresentam restrições de uso no que se refere à sua baixa fertilidade

natural, exigindo investimentos em corretivos, fertilizantes e sistemas de manejo. Além da baixa fertilidade, os Argissolos com cores acinzentadas apresentam drenagem moderada a imperfeita, proporcionando um ambiente parcialmente anaeróbico, prejudicial para a vegetação.

Os Chernossolos apresentam elevado potencial para culturas anuais, devido às condições favoráveis do relevo e boa fertilidade natural. Suas principais limitações estão associadas aos riscos de inundação ocasional, por estarem situados nas margens dos rios, e legais, por estarem localizados em áreas de preservação ambiental.

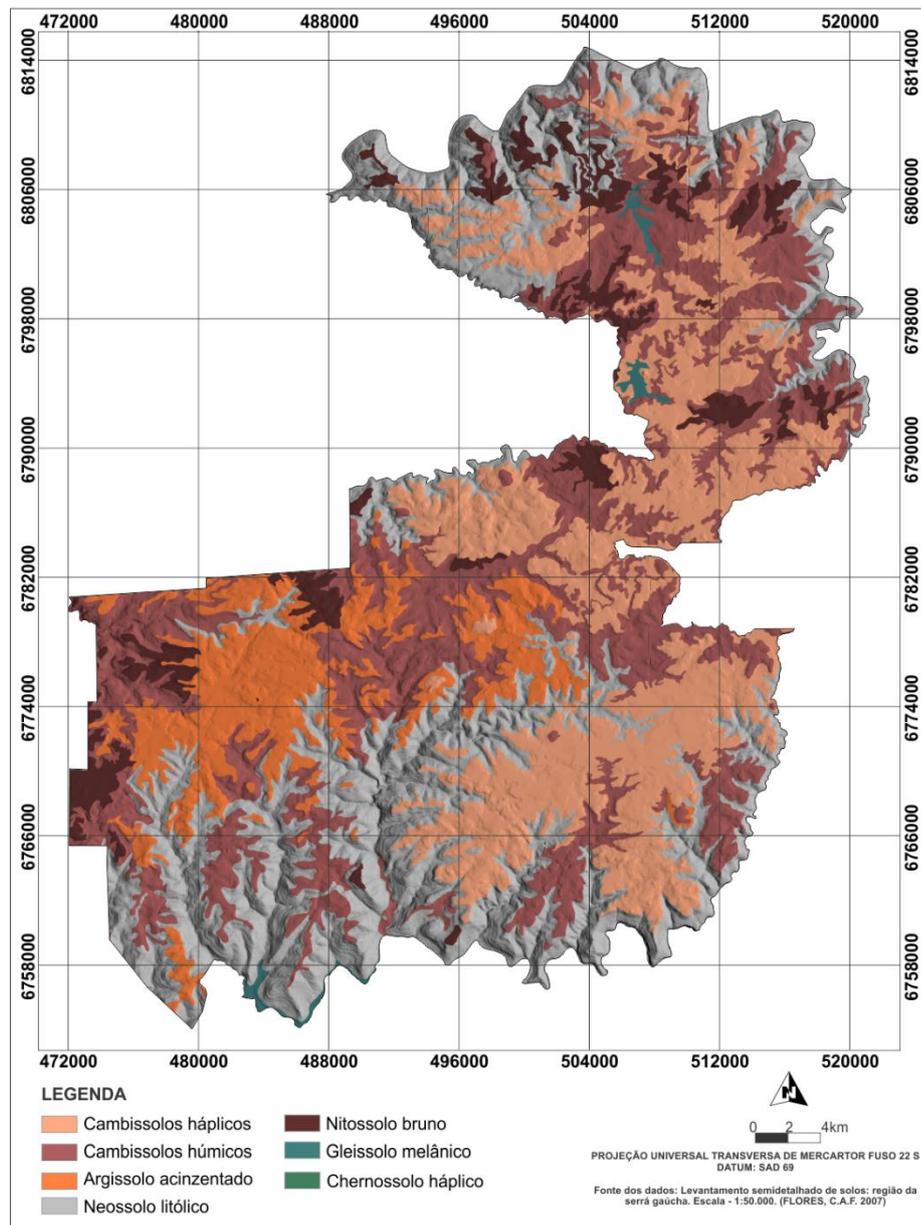


Figura 9. Mapa de pedologia.

5.2 Evolução temporal do uso e cobertura do solo

As Tabelas 9 e 10 e a Figura 10, Figura 11 e a Figura 12 mostram as informações de uso e cobertura do solo do município de Caxias do Sul nos anos de 1985, 2004 e 2011 respectivamente.

Tabela 9. Dados de uso e cobertura do solo do município de Caxias do Sul.

Classe	Ano					
	1985		2004		2011	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Floresta nativa	563,77	35,52	701,64	44,21	766,77	48,32
Silvicultura	19,19	1,21	27,11	1,71	49,88	3,14
Estepe gramíneo-lenhosa	456,43	28,76	375,41	23,66	304,16	19,17
Área urbana	46,02	2,90	72,39	4,56	89,94	5,67
Lâmina d'água	18,86	1,19	18,86	1,19	18,86	1,19
Uso agropastoril	482,68	30,41	391,59	24,67	357,35	22,52
TOTAL	1.587	100	1.587	100	1.587	100

Tabela 10. Variação do uso e cobertura do solo do município de Caxias do Sul.

Classe	Variação (km ²)	Variação (%)
Floresta nativa	203	36,01
Silvicultura	30,69	159,93
Estepe gramíneo-lenhosa	-152,27	-33,36
Área urbana	43,92	95,44
Lâmina d'água	0	0
Uso agropastoril	-125,33	-25,97

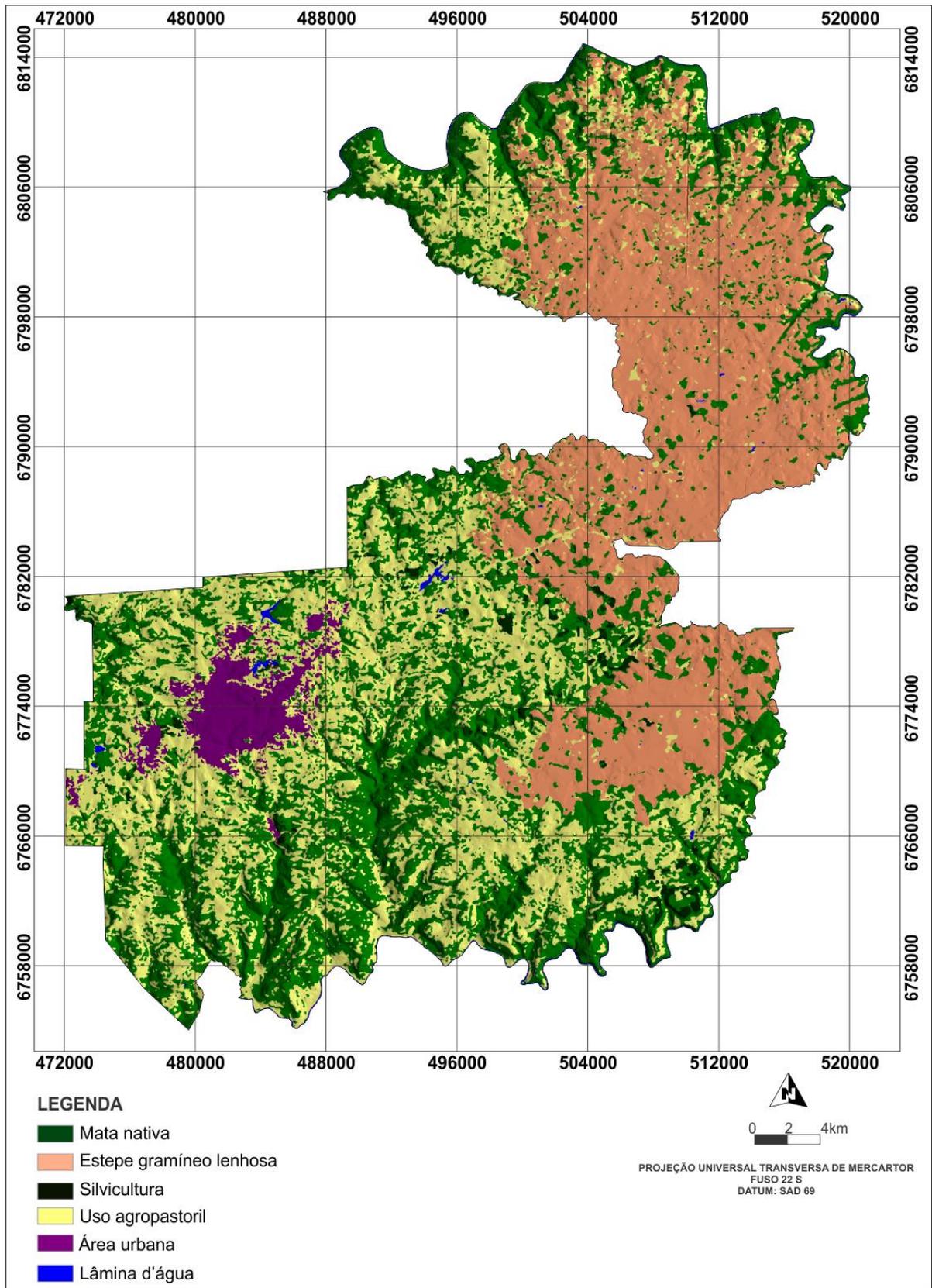


Figura 10. Mapa de uso e cobertura do solo de Caxias do Sul para o ano de 1985.

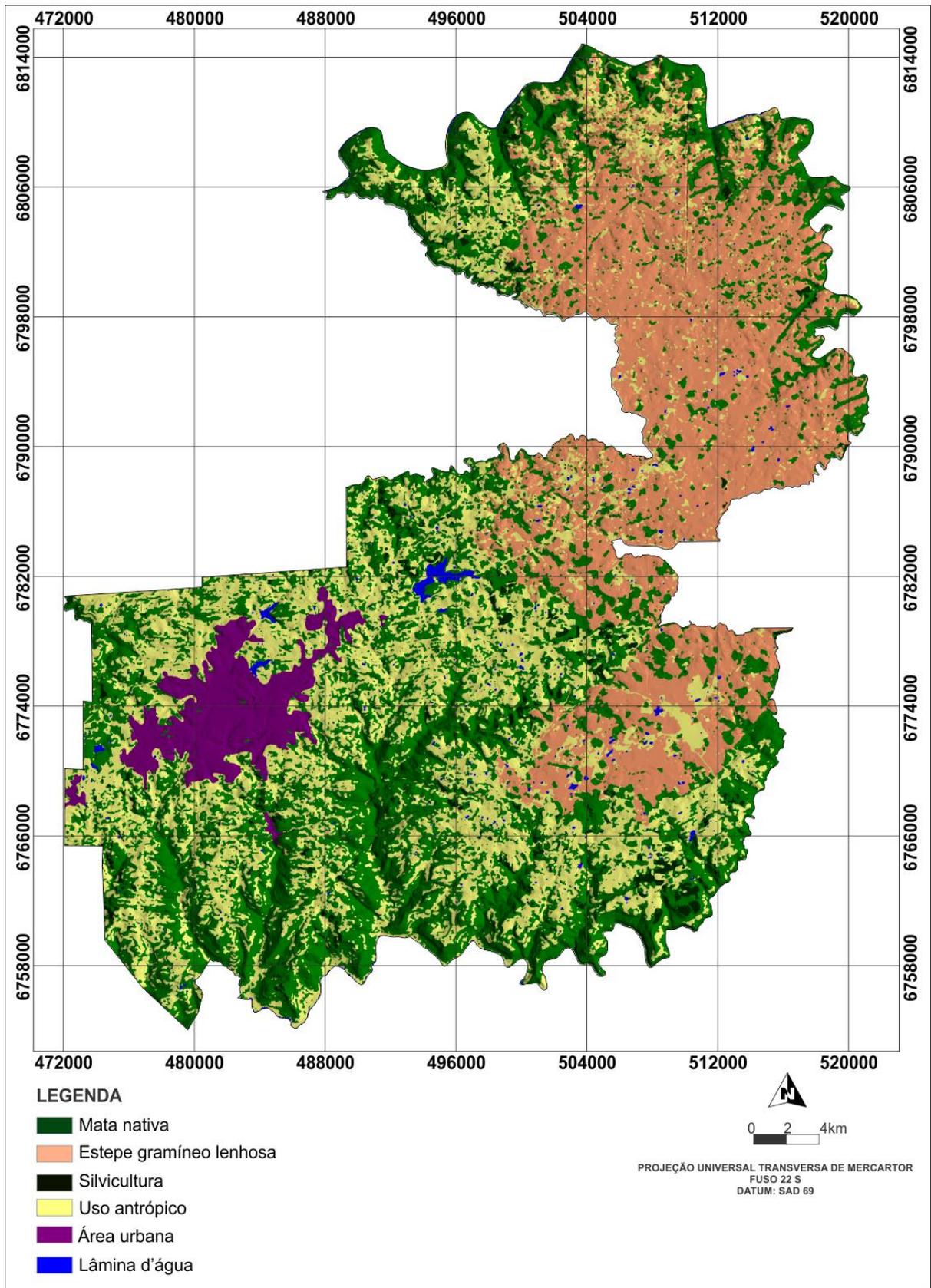


Figura 11. Mapa de uso e cobertura do solo de Caxias do Sul para o ano de 2004.

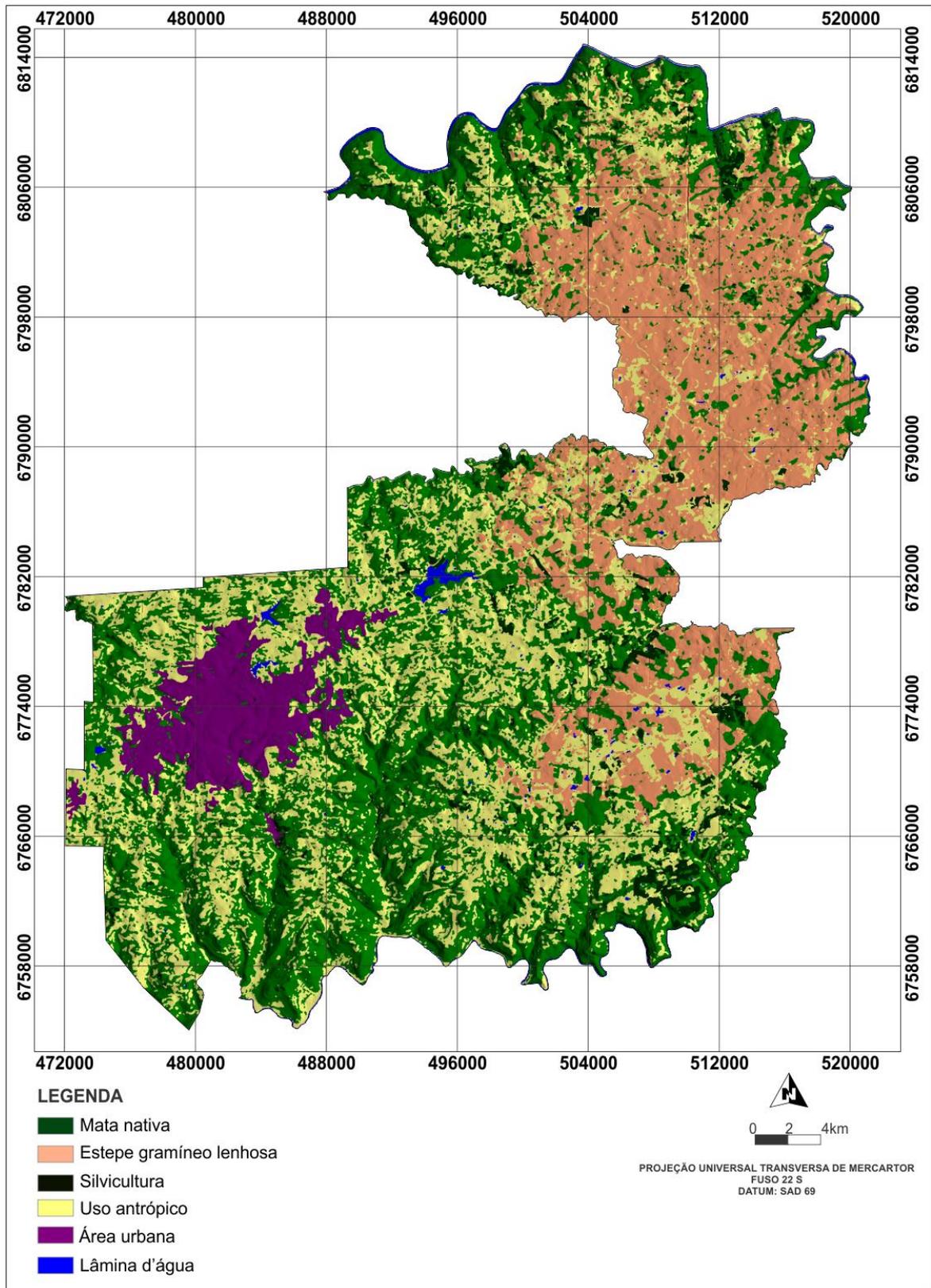


Figura 12. Mapa de uso e cobertura do solo de Caxias do Sul para o ano de 2011.

Analisando as **Tabelas 9 e 10** verifica-se que de 1985 a 2011 houve aumento na ordem de 36% (203 km²) das áreas que englobam a classe de floresta nativa,

representado pela Floresta Estacional Decidual e Floresta Ombrófila Mista – mata de araucária. Este aumento das 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 (**Figura 13**). Silva et al., (2012) constatou o aumento das áreas de Mata Atlântica no município de Roca-Sales-RS entre os períodos de 1989 a 2009 na ordem de 76%, possivelmente associado ao processo natural de regeneração das áreas de uso agropecuário abandonadas em declividades acentuadas.



Figura 13. Vista de perfil de solo (Neossolo lítólico) da região estudada.

Em contraponto, as áreas ocupadas pelos campos nativos (estepe gramíneo-lenhosa) tiveram uma redução considerável, de aproximadamente 33,36% de sua área de 1985 para 2011. Este dado se confirma pelo avanço da silvicultura (**Tabela 10**) e da fronteira agrícola nos campos (**Figura 14** e **Figura 15**).

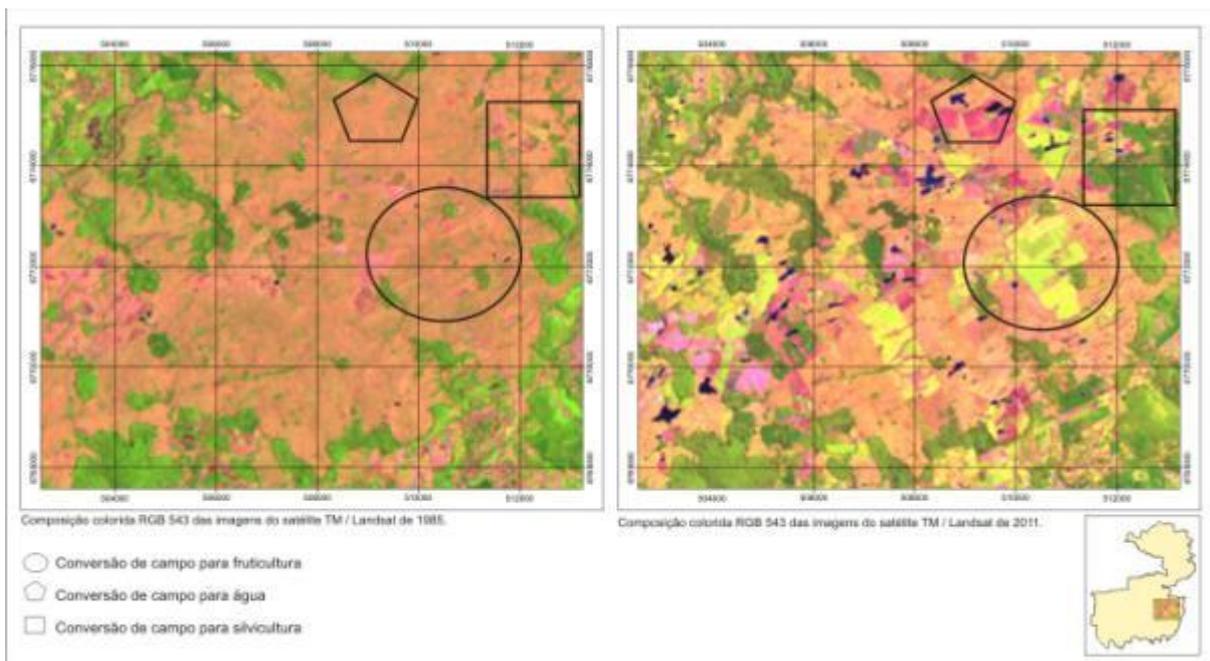


Figura 14. Modificação das áreas de campo nativo por outros tipos de uso do solo.

Os solos ocorrentes nesta região (tipicamente Cambissolos háplicos e húmicos) apresentam qualidade agrícola inferior devido sua baixa disponibilidade de nutrientes, forte acidez e elevado teor de alumínio requerendo práticas conservacionistas intensivas e aplicação de elevados níveis de corretivos e fertilizantes. Nas áreas manejadas, observa-se avanço da fruticultura, principalmente da maçã e uva. Além disso, a expansão do gado de corte tem feito os produtores a manejarem o campo, com o plantio de pastagens, aveia e azevém (no inverno) e milho (no verão), uma vez que a queima do campo era proibida no estado do Rio Grande do Sul até a presente data de aquisição da imagem de satélite.



Figura 15. Avanço do *Pinus elliotti* nos campos nativos.

A área urbana também teve um incremento considerável, passando de 46,02 km² para 89,94 km², uma variação de aproximadamente 95,44%. Está, em termos territoriais, entre as maiores áreas urbanas do Estado e, em números populacionais, ocupa a segunda posição, com aproximadamente de 435 mil habitantes (IBGE, 2010). Esta grande variação está relacionada, principalmente, com as características econômicas do município. Por ser considerado o principal polo metal mecânico do estado do Rio Grande do Sul, Caxias do Sul apresenta uma taxa de empregabilidade elevada, atraindo trabalhadores de vários municípios do interior e inclusive de outros Estados, o que favorece esse crescimento acentuado observado nesses últimos 26 anos. Alguns bairros, como o de Ana Rech, localizado na porção a nordeste da mancha urbana, cresceram consideravelmente. Além disso, vários outros bairros, de menor poder aquisitivo, surgiram na periferia do perímetro urbano, com moradores de várias regiões do estado atraídos pelas melhores perspectivas de emprego, com melhores salários e, conseqüentemente, a possibilidade de melhoria de vida (**Figura 16**).

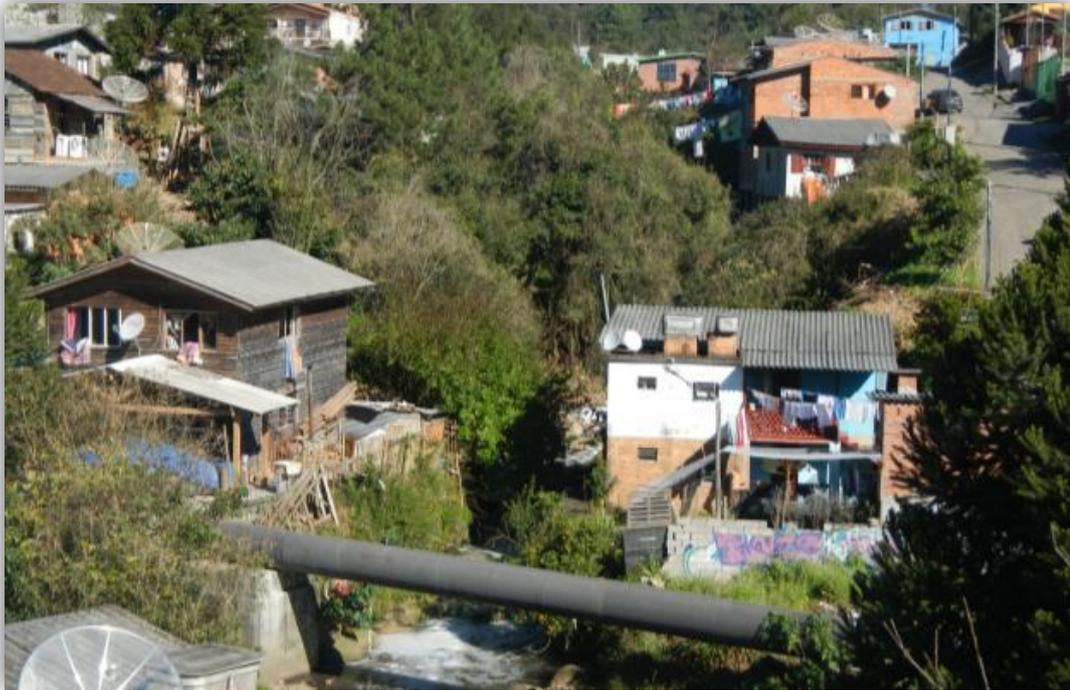


Figura 16. Áreas periféricas de baixa renda.

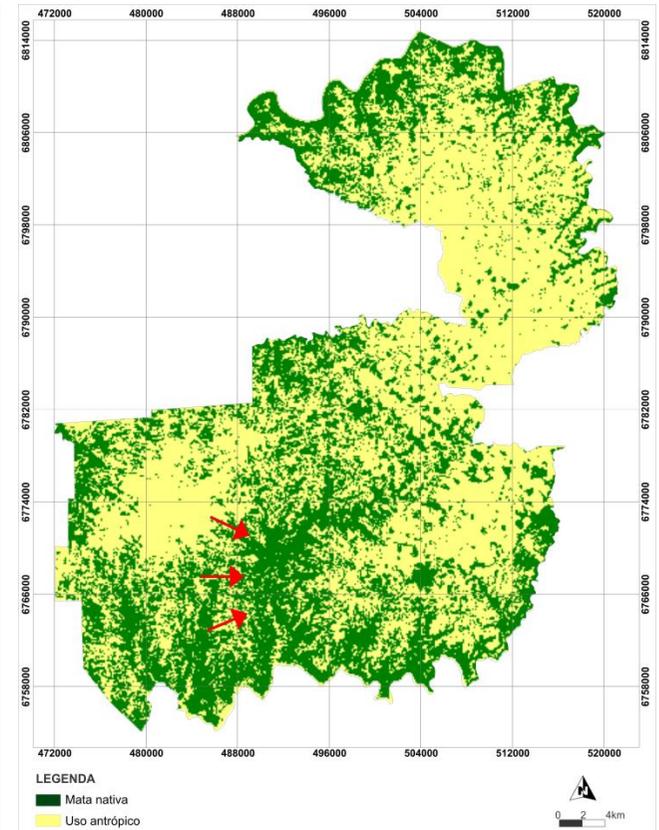
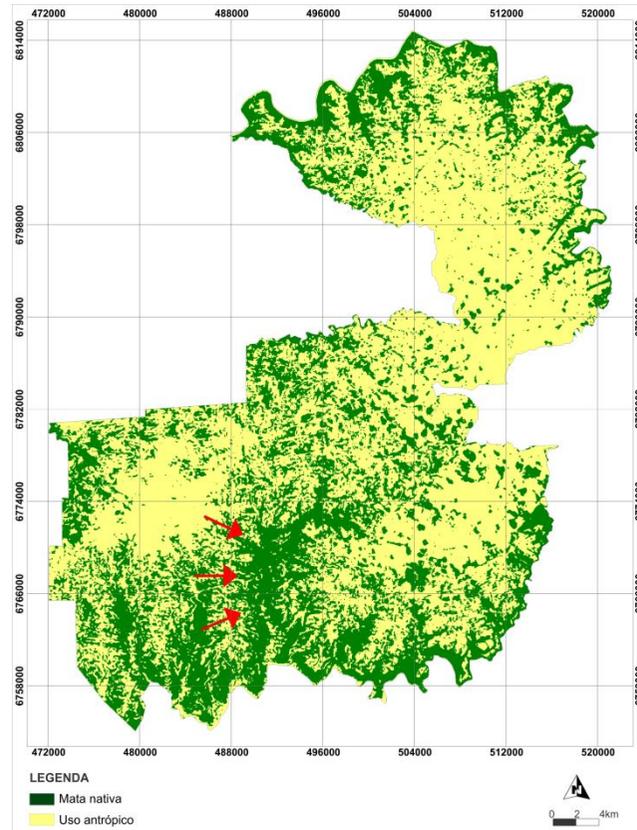
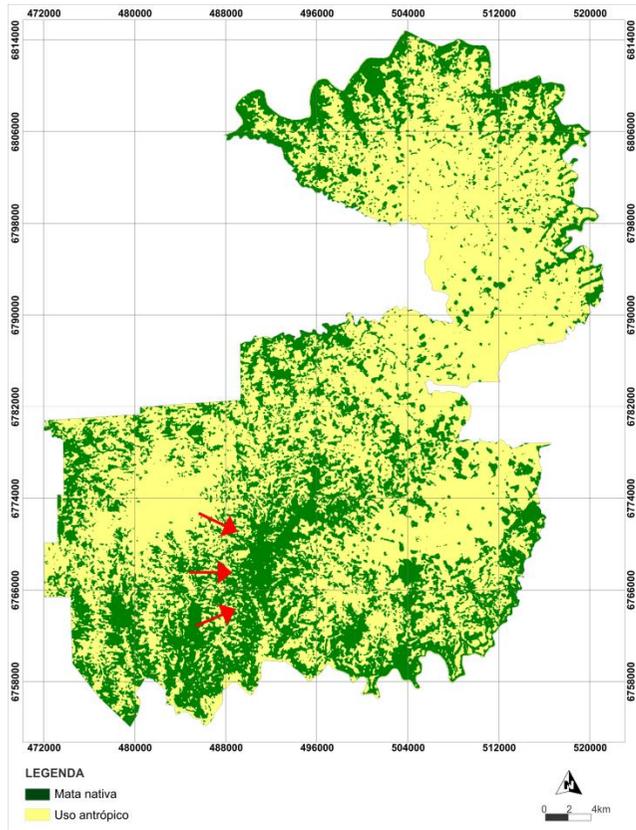
A lâmina d'água é representada quase que exclusivamente por áreas de reservatórios artificiais, como açudes para a dessedentação de animais e barragens para abastecimentos da população. A necessidade do município de Caxias do Sul em reservar água se deve ao fato de não apresentar nenhum rio com vazão e volume suficiente para atender a necessidade de toda a população. A principal delas, a barragem do Arroio Faxinal (**Figura 17**) apresenta uma lâmina d'água ocupando uma área de aproximadamente 307 ha com um volume reservado de aproximadamente 32.000.000 m³, sendo responsável pelo abastecimento de 64% da população do município.



Figura 17. Barragem do Arroio Faxinal.

Nas áreas de uso agropastoril estão incluídos os locais com o desenvolvimento da agricultura (incluindo o solo exposto), pastagens e estradas. Esta classe teve decréscimo entre os anos de 1985 e 2011, passando de 488,68 km² para 357,35 km², uma diminuição na ordem de 26%. Os principais locais onde houve perda de área desta classe são os de declividade mais acentuada, onde a utilização agrícola é dificultada devido a inviabilidade de aplicação da mecanização, por apresentar solo mais pobres em nutrientes e elevado grau de pedregosidade nos solos.

A **Figura 18**, **Figura 19** e a **Figura 20** apresentam os mapas das áreas cobertas por floresta nativa dos anos de 1985 e 2011 e a **Figura 21** mostra o mapa da regeneração da vegetação nativa entre os anos de 1985 a 2011. Verifica-se que houve incremento desta classe, ficando perceptível, principalmente na região indicada no mapa pelas setas vermelhas, a qual apresenta relevo acidentado e Neossolos litólicos, o que justifica o abandono da prática agrícola.



→ As setas vermelhas indicam os locais onde observaram-se incremento das áreas de floresta de 1985 a 2011.

Figura 18. Floresta nativa no ano de 1985.

Figura 19. Floresta nativa no ano de 2004.

Figura 20. Floresta nativa no ano de 2011.

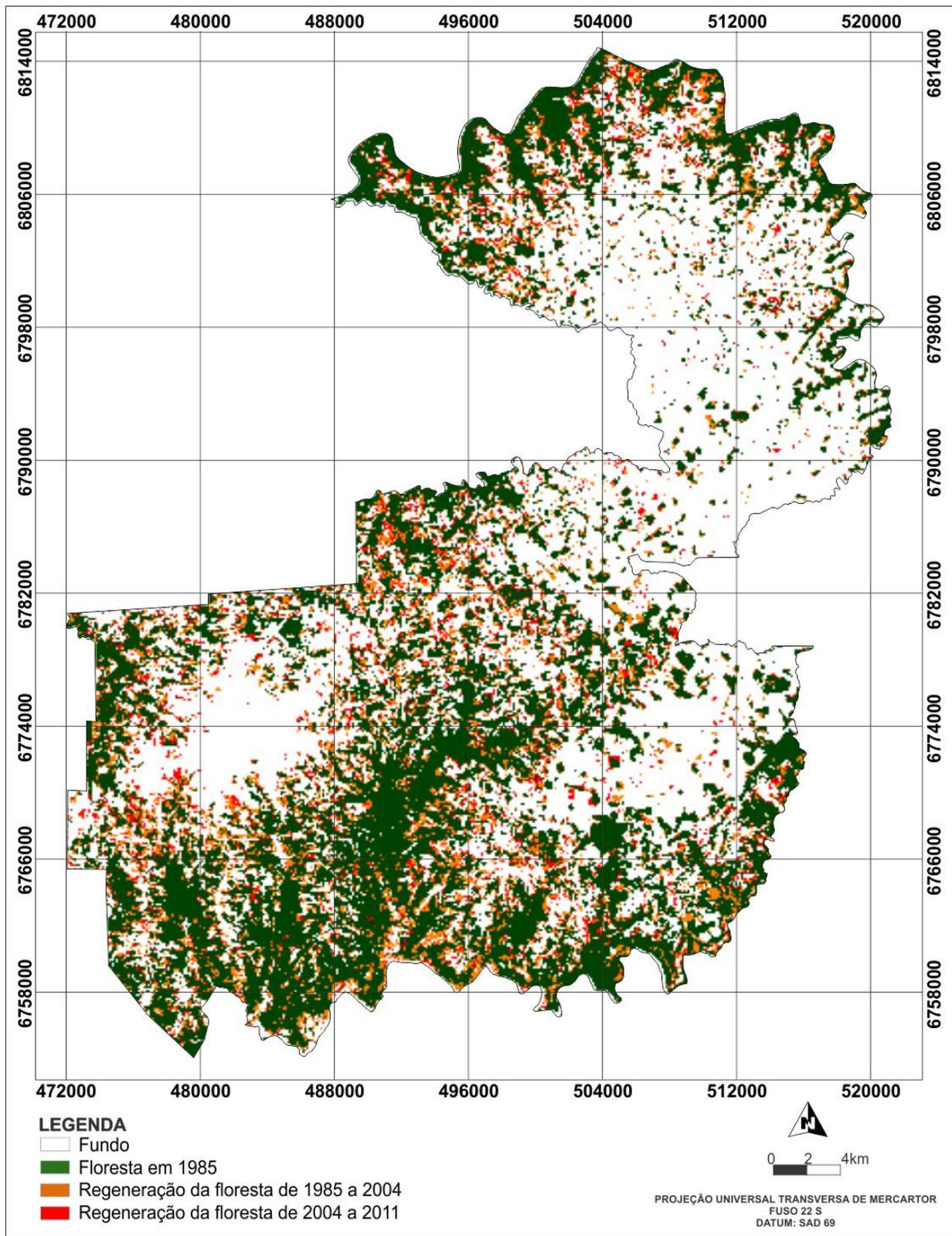


Figura 21. Mapa de permanência das áreas florestais e da respectiva regeneração em 2004 e em 2011.

5.3 Modelagem do cenário futuro

Como já mencionado, para a análise do cenário futuro foram utilizados os dados de uso e cobertura do solo dos anos de 1985, 2004 e 2011, informações relativas ao relevo

(hipsometria e clinografia), a pedologia e a distância dos fragmentos de florestais, sendo esta última, calculada e elaborada pelo próprio DINAMICA a partir do mapa de uso e cobertura do solo de entrada e recalculado a cada ano modelado. A paisagem simulada foi gerada anualmente, entre os períodos de 1985 a 2004, 2004 a 2011, 2011 a 2021.

5.3.1 Matrizes de transição para os anos de 1985 a 2004

A tabulação cruzada dos mapas de uso e cobertura do solo de 1985 e 2004 (**Tabela 11 e Figura 22**) gerou as matrizes de transição global (**Tabela 12**) e anual (**Tabela 13**). Estes dados têm por função quantificar as tendências da dinâmica da paisagem ao longo dos 19 anos analisados e mostrar quais as classes de uso e cobertura do solo transicionaram para outras classes no período avaliado. Analisando a **Tabela 11**, verificam-se as permanências e as transições para as classes de uso e cobertura do solo. É possível observar a transição de campo e de uso agrossilvopastoril para áreas florestais na ordem de 1,32% (20,93 km²) e 7,57% (120,15 km²), respectivamente. Em alguns locais, as áreas de floresta foram convertidas para uso urbano, principalmente aquelas situadas nas proximidades do núcleo urbano observado em 1985.

Tabela 11. Resultados da tabulação cruzada das imagens de uso e cobertura do solo de 1985 e 2011.

Transição	km ²	%
1 1 – Fundo ¹ → Fundo	-	-
2 2 – Floresta² → Floresta	560,56	35,32
2 5 – Floresta → Urbano ⁵	3,23	0,20
3 2 – Campo ³ → Floresta	20,93	1,32
4 2 – Agrossilvopastoril ⁴ → Floresta	120,15	7,57
3 3 – Campo → Campo	375,41	23,66
3 4 – Campo → Agrossilvopastoril	60,10	3,79
4 4 – Agrossilvopastoril → Agrossilvopastoril	358,59	22,60
4 5 – Agrossilvopastoril → Urbano	23,13	1,46
5 5 – Urbano → Urbano	46,02	2,90
6 6 – Água⁶ → Água	18,86	1,19
TOTAL	1587,00	100

1. Área externa ao município; 2. Mata nativa; 3. Estepe gramíneo-lenhosa; 4. Uso agropastoril; 5. Área urbana; 6. Lâmina d'água. As áreas de silvicultura foram agrupadas na classe denominada de uso Agrossilvopastoril.

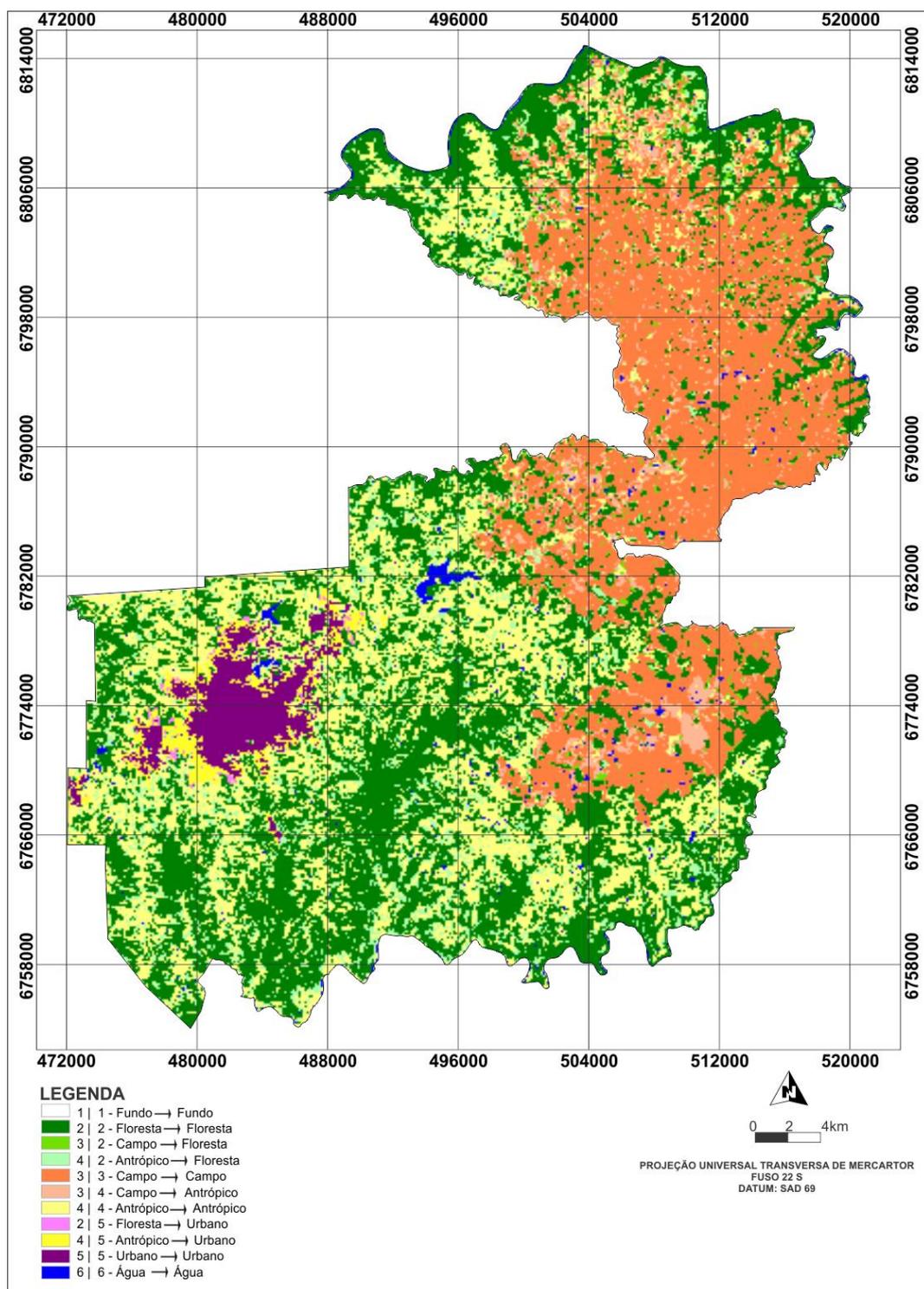


Figura 22. Tabulação cruzada dos mapas de uso e cobertura do solo de 1985 e 2004.

A **Tabela 11** mostra as transições de uma classe de uso e cobertura do solo para outra classe. As permanências, classes que não mudaram de 1985 a 2004, estão grifadas em negrito. Os outros elementos presentes na **Tabela 11** mostram as modificações na paisagem, constituindo as informações utilizadas na modelagem dinâmica espacial.

Analisando a **Tabela 11** verifica-se a transição de áreas de campo e uso agropastoril para floresta, na ordem de 141,08 km². O aumento da área urbana foi condicionado a diminuição das áreas de floresta e uso agropastoril, em aproximadamente 26,36 km². A classe água não foi modelada, sendo considerada uma variável estática ao longo do período analisado. Não foi observada a transição de floresta, uso agropastoril e urbano para a classe de uso e cobertura do solo referente ao campo.

As matrizes de transição anual e global indicam na sua diagonal principal os valores de permanência de uma classe ao longo do tempo, enquanto que o valor zero mostra a não ocorrência de modificação. Os demais valores apontam a ocorrência de mudança entre as classes analisadas. A matriz de transição anual, também chamada de matriz decomposta, foi à utilizada como parâmetro quantitativo para a verificação da transição de uso agrossilvopastoril e campo para floresta nativa no modelo de simulação dinâmica da paisagem. Analisando as **Tabelas 12** e **13** observa-se a transição de áreas de floresta para a classe urbano, campo para floresta e uso agrossilvopastoril, uso agrossilvopastoril para floresta e urbano.

Tabela 12. Matriz de transição global entre os anos de 1985 e 2004.

Classes	Classes				
	Floresta	Campo	Agrossilvopastoril	Urbano	Água
Floresta ¹	0,994265718	0	0	0,005734281	0
Campo ²	0,045824887	0,8224818	0,13163312	0	0
Agrossilvopastoril ³	0,239390853	0	0,714521405	0,04608772	0
Urbano ⁴	0	0	0	1	0
Água ⁵	0	0	0	0	1

1. Floresta nativa; 2. Estepe gramíneo-lenhosa; 3. Uso agrossilvopastoril; 4. Área urbana; 5. Lâmina d'água.

Tabela 13. Matriz de transição anual descomposta entre os anos de 1985 e 2004.

Classes	Classes				
	Floresta	Campo	Agrossilvopastoril	Urbano	Água
Floresta ¹	0,999697372	0	0	0,000302627	0
Campo ²	0,001540230	0,982463878	0,008908547	0	0
Agrossilvopastoril ³	0,014747542	0	0,982463878	0,002788579	0
Urbano ⁴	0	0	0	1	0
Água ⁵	0	0	0	0	1

1. Floresta nativa; 2. Estepe gramíneo-lenhosa; 3. Uso agrossilvopastoril; 4. Área urbana; 5. Lâmina d'água.

5.3.2 Pesos de evidência de 1985 a 2004

Os pesos de evidência representam a influência de uma variável na probabilidade espacial de uma transição de uma classe de uso e cobertura do solo para outra classe. Após a geração da matriz de transição, foram calculados os pesos de evidência para as três variáveis estáticas (altitude, declividade e pedologia) e uma variável dinâmica (distância dos fragmentos florestais nativos a partir do ano 1985) em relação à transição analisada, conforme mostrado na **Figura 23** e na **Tabela 14**.

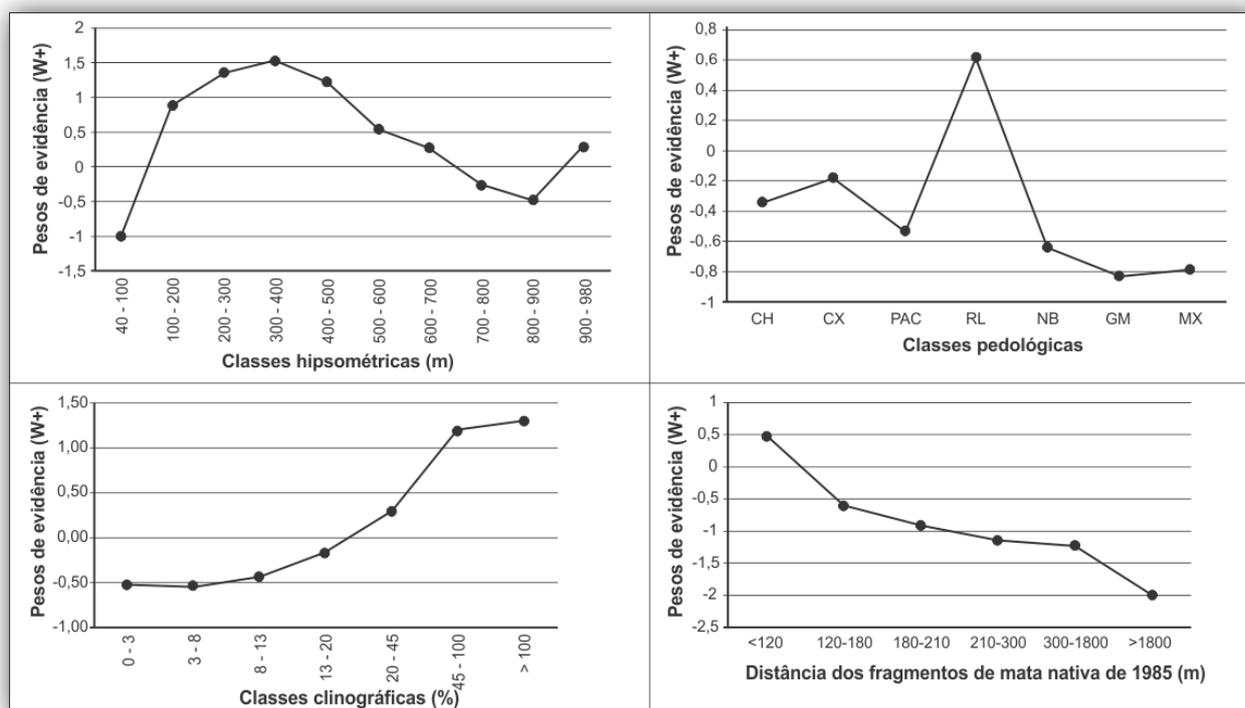


Figura 23. Pesos de evidência para as variáveis utilizadas no modelo.

Tabela 14. Pesos de evidência para as variáveis analisadas. Grifado de vermelho as classes das variáveis que mais contribuíram para as mudanças.

Declividade (%)	Peso de Evidência (W)	Altitude (m)	Peso de Evidência (W)	Classe pedológica	Peso de Evidência (W)	Distâncias da mata nativa de 1985 (m)	Peso de Evidência (W)
0-3	-0,525745632	40-100	-1,00320035	CH	-0,341994776	< 120	0,476466609
3-8	-0,53519709	100-200	0,876126049	CX	-0,178526164	120-180	-0,610576596
8-13	-0,435181012	200-300	1,35921854	PAC	-0,532331296	180-240	-0,916316771
13-20	-0,175608083	300-400	1,52614843	RL	0,614257045	240-300	-1,15009971
20-45	0,288411134	400-500	1,22122818	NB	-0,636424149	300-1800	-1,23102649
45-100	1,18401981	500-600	0,537644689	GM	-0,826553547	> 1800	-2
> 100	1,28540638	600-700	0,267541669	MX	-0,78643681		
		700-800	-0,267094365				
		800-900	-0,482275208				
		900-980	0,283185936				

Quanto mais alto o valor do peso de evidência para cada classe da variável explicativa, maior é a probabilidade da transição ocorrer nestes locais. Analisando os pesos de evidência apresentados na **Tabela 14** das quatro variáveis, verifica-se o comportamento da regeneração da floresta nativa em áreas que apresentavam usos agropastoris em 1985. De maneira geral, observa-se que a regeneração da floresta nativa ocorreu em declividades mais acentuadas (superiores a 45%), em altitudes intermediárias (entre 200 a 500 metros), em áreas de ocorrência de Neossolos litólicos, e em distâncias de até 120 metros dos fragmentos florestais consolidados em 1985 e dos anos subsequentes modelados.

5.3.3 Calibração, simulação e validação do modelo de 1985 a 2004

Após o cálculo dos pesos de evidência, os últimos parâmetros ajustados foram os percentuais de *Expander* e de *Patcher*, a indicação do tamanho médio dos fragmentos em hectares, a variância das manchas em hectares e a forma das manchas a serem simuladas a cada interação do modelo.

Foram realizadas simulações com diferentes valores de *Expander* e *Patcher*, forma (isometria), saturação, tamanho médio e variância no tamanho das manchas. Foram realizadas cinco simulações com diferentes valores de *Expander* e *Patcher*. O melhor resultado foi obtido utilizando 0,5 de *Expander* e 0,5 de *Patcher*, 0,8 na forma das manchas geradas por *Expander*, 0,4 na forma das manchas geradas pelo *Patcher*, tamanho médio das manchas igual a 5 ha e a variância das manchas igual a 3 ha.

Os resultados das simulações foram validados de forma heurística e segundo os procedimentos de **Ajuste por Múltiplas Resoluções - F**, descrito por Constanza (1989), que compara o ajuste do mapa de uso e cobertura do solo simulado de 2004 com o mapa de uso e cobertura do solo observado para 2004, pela **Medida de Similaridade Fuzzy - S**, proposto por HAGEN (2003), que relaciona os mapas diferença entre o uso e cobertura do solo de 1985 e 2004, com o mapa diferença entre o mapa de uso e cobertura do solo observado e simulado de 2004, através de uma função de decaimento exponencial com janelas de tamanhos

variáveis (1, 3, 5, 7 e 9). A **Tabela 15** apresenta os índices **F** e **S** do melhor resultado simulado e a **Figura 24** mostra o mapa com a indicação das áreas onde houve a simulação incorreta.

Tabela 15. Validação espacial **F** e **S** da melhor simulação com função de decaimento exponencial (1985-2004).

Janela de varredura	F*	S**
1 X 1	0,9208	0,4064
3 X 3	0,9437	0,6039
5 X 5	0,9530	0,6847
7 X 7	0,9562	0,7080
9 X 9	0,9575	0,7142

* F = Ajuste por Múltiplas Resoluções.

** S = Medida de Similaridade *Fuzzy*.

Analisando a **Tabela 15**, verifica-se o melhor ajuste, tanto para F como para S nas janelas de varredura maiores. Nas janelas com resoluções grandes, a medida de similaridade torna-se ineficiente para avaliar o ajuste entre o mapa de uso e cobertura do solo real com o mapa simulado de acordo com Ximenes, et al., (2008).

Ao comparar o mapa de uso e cobertura do solo observado de 2004 com o mapa de uso e cobertura do solo simulado de 2004 (**Figura 25**), percebe-se que a simulação apresentou boa correspondência, na ordem de 77%.

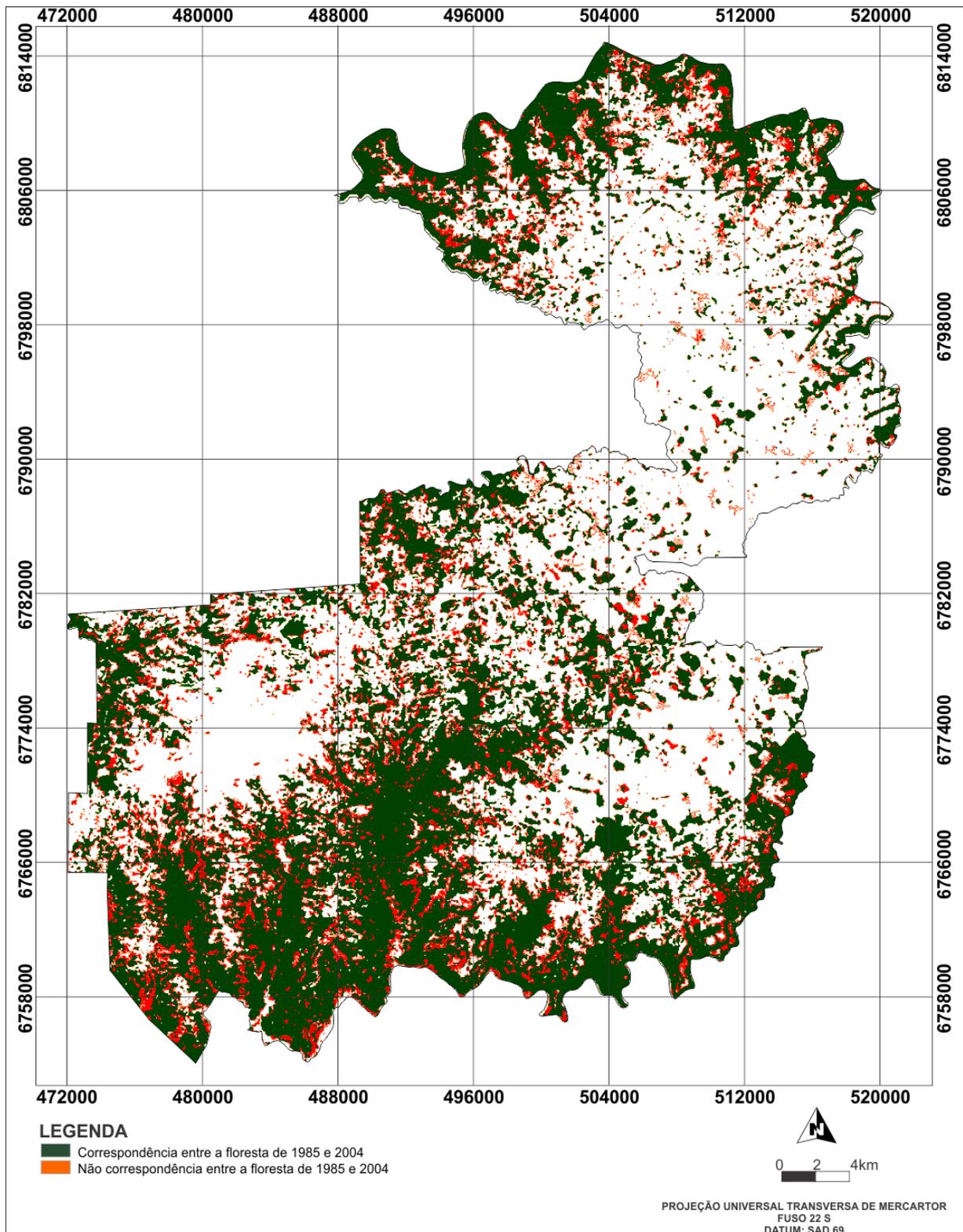


Figura 24. Cruzamento do mapa das áreas florestais de 2004 real e simulado com a indicação em vermelho das áreas modeladas erroneamente.

Em algumas regiões, o modelo não representou transições que ocorreram na paisagem e, em outras regiões, representou transições que não ocorreram no panorama real. Assim sendo, os processos de modelagem dinâmica espacial apresentam erros, designados de omissão e comissão. Os erros de omissão consistem em transições que ocorreram na paisagem e o modelo não foi capaz representá-las. Por sua vez, os erros de comissão estão relacionadas com transições simuladas pelo modelo que na realidade não ocorreram. A **Figura 25** e a **Tabela 16** apresentam a tabulação cruzada do mapa de uso e cobertura real e simulado de 2004, com a indicação dos locais modelados corretamente para a transição analisada pelo modelo, os erros de omissão e de comissão da simulação.

Tabela 16. Matriz de erro do uso do solo 2004 real (colunas) *versus* o uso do solo de 2004 simulado (linhas), calculado pelo comando *Errmat* do Idrisi (valores expressos em pixels).

Uso do Solo	Floresta nativa	Campo nativo	Agrossilvopastoril	Área urbana	Água	Total pixels	<u>Erro C</u>
Floresta nativa	169.024	2.872	22.143	807	0	194.846	0,1325
Campo nativo	4.609	86.436	12.828	0	0	103.873	0,1679
Agrossilvopastoril	20.226	14.972	78.743	2.341	0	116.282	0,3228
Área urbana	1.028	0	2.593	16.961	0	20.582	0,1759
Água	0	0	0	0	5.239	5.239	0,0000
Total pixels	194.887	104.280	116.307	20.109	5.239	440.822	-
<u>Erro O</u>	0,1327	0,1711	0,3230	0,1565	0,0000	-	0,0792

Erro O = Erro de Omissão (expresso como proporção); Erro C = Erro de Comissão (expresso como proporção).
Kappa global = 0,8682; Coeficiente *Cramer* (V) = 0,8573.

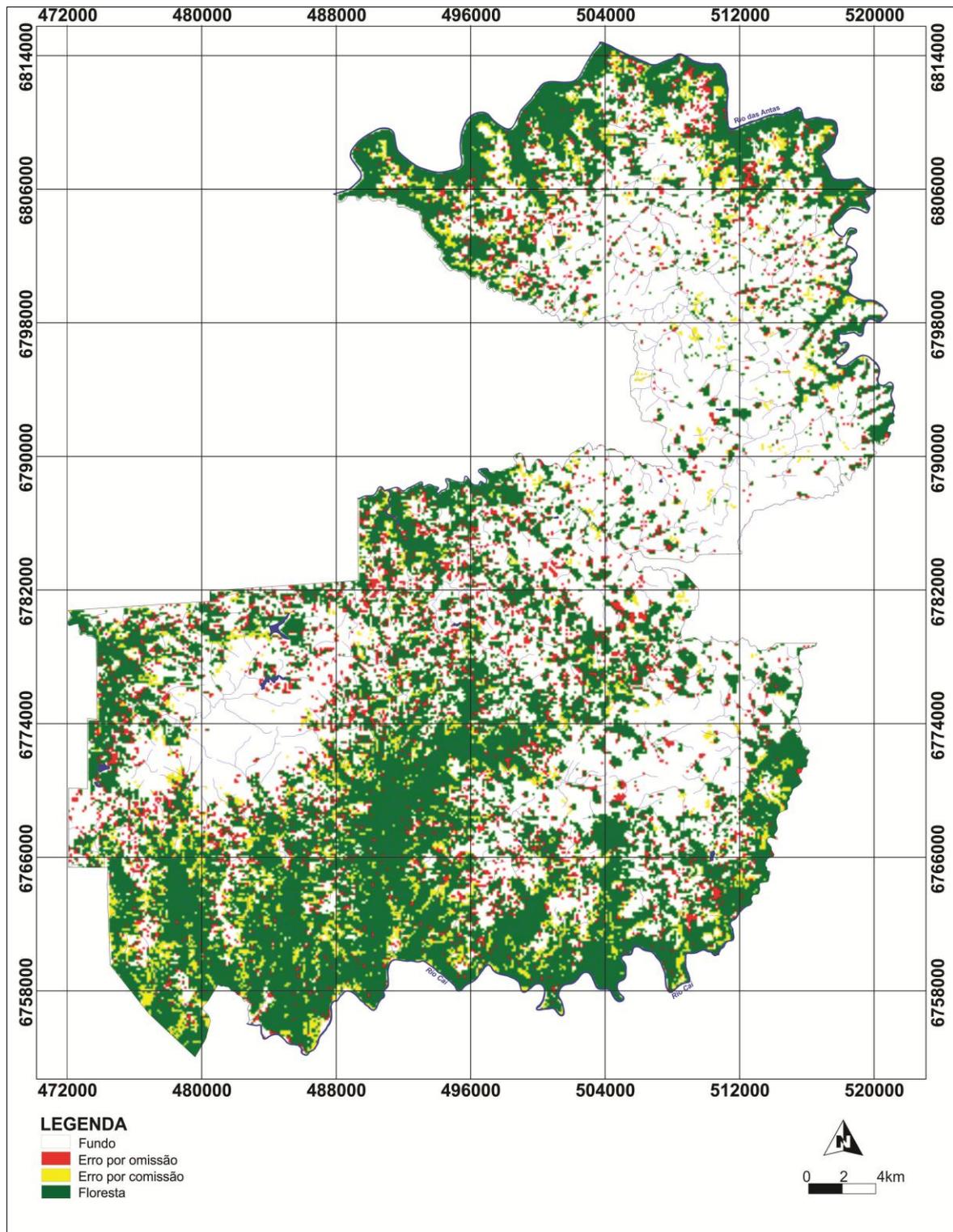


Figura 25. Tabulação cruzada do mapa das áreas florestais de 2004 real e simulado com a indicação dos erros de comissão e omissão.

5.3.4 Simulação e validação do modelo de 2004 a 2011

Calibrado e validado o modelo para o período de 1985 a 2004, procedeu-se a simulação do cenário futuro para o ano de 2011 a fim de realizar uma segunda validação a partir dos parâmetros utilizados para chegar ao cenário de 2004. Os resultados desta segunda validação estão apresentados na **Tabela 17**.

Tabela 17. Validação espacial *F* e *S* da melhor simulação com função de decaimento exponencial (2004-2011).

Janela de varredura	F*	S**
1 X 1	0,9106	0,2255
3 X 3	0,9390	0,4126
5 X 5	0,9492	0,5137
7 X 7	0,9526	0,5544
9 X 9	0,9539	0,5696

* F = Ajuste por Múltiplas Resoluções.

** S = Medida de Similaridade *Fuzzy*.

Analisando os dados da **Tabela 17** é possível evidenciar que para os valores de *F*, os resultados corroboram os dados apresentados na **Tabela 16**. No entanto, ao avaliar os valores de *S*, evidencia-se uma pequena diminuição na qualidade da simulação, principalmente para as janelas de varredura de menor tamanho. Ressalta-se que o processo de mudança de uso do solo não segue um modelo linear, sendo influenciado por vários elementos, como por exemplo, as políticas de governo, elementos econômicos do período analisado, entre outros. Este resultado era esperado, uma vez que para modelar o cenário de 2011 foram utilizados os parâmetros calibrados para o período de 1985 a 2004. Mas, mesmo utilizando os parâmetros calibrados de 1985 a 2004, alcançou-se um cenário simulado para 2011 muito próximo com 2011 observado, de modo que estes parâmetros são adequados para simular o cenário de 2021.

A **Tabela 18** e a **Figura 26** mostram os erros de comissão e omissão para o período analisado.

Tabela 18. Matriz de erro do uso do solo do ano de 2011 real (colunas) versus o uso do solo do ano de 2011 simulado (linhas) (valores expressos em pixels).

Uso do Solo	Floresta nativa	Campo nativo	Agrossilvopastoril	Área urbana	Água	Total pixels	Erro C
Floresta nativa	195.885	922	9.059	1.343	0	207.209	0,0547
Campo nativo	2.398	79.065	15.434	0	0	96.897	0,1840
Agrossilvopastoril	14.333	5401	87.362	2.542	0	108.738	0,1966
Área urbana	376	0	1.266	21.097	0	22.739	0,0722
Água	0	0	0	0	5.239	5.239	0,0000
Total pixels	212.992	85.388	113.121	24.982	5.239	441.722	-
Erro O	0,0803	0,0642	0,2277	0,1565	0,0000	-	0,0489

Erro O = Erro de Omissão (expresso como proporção); Erro C = Erro de Comissão (expresso como proporção).
Kappa global = 0,9182; Coeficiente *Cramer* (V) = 0,9030.

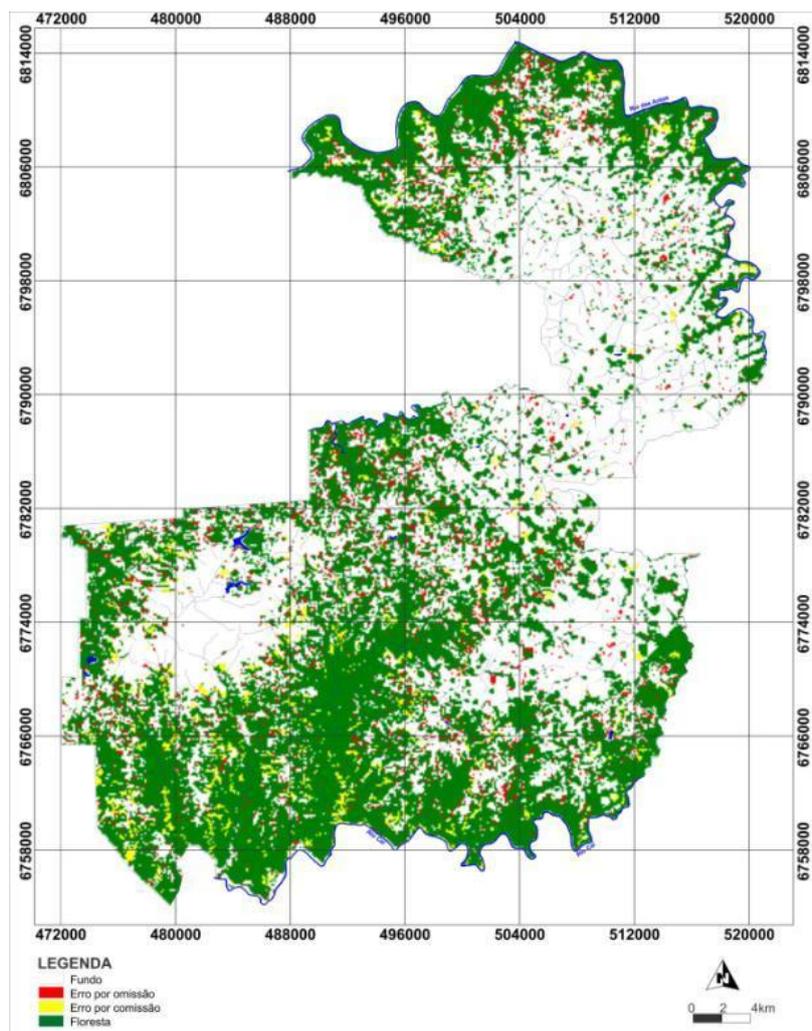


Figura 26. Tabulação cruzada do mapa das áreas florestais de 2011 real e simulado com a indicação dos erros de comissão e omissão.

5.3.5 Simulação do modelo de 2011 a 2021

Validado o modelo, procedeu-se a simulação do cenário para o ano de 2021. A **Tabela 19** e a **Figura 27** ilustram os resultados obtidos pela modelagem dinâmica espacial. Analisando o cenário simulado de 2021, verifica-se a regeneração da floresta nativa próxima aos fragmentos de mata existentes, principalmente na paisagem do ano de 2011, sendo um indicativo da expansão gradual de forma radial de indivíduos a partir da borda dos fragmentos florestais ou também por meio do estabelecimento ilhas de vegetação, principalmente na região dos campos de altitude. Verifica-se na **Tabela 19** um aumento de 20,50% das áreas florestais entre os anos de 1985 e 2021. Analisando este dado apresentado e a **Figura 27**, observa-se uma maior agregação das áreas florestais, sendo um bom indicativo de qualidade ambiental. Em um trabalho realizado em fragmentos de Mata Atlântica na região de transição entre a depressão central gaúcha e o Planalto Meridional verificou-se que de 1989 a 2020 (cenário simulado) as áreas com vegetação natural praticamente dobraram (SILVA et al., 2012). Hendges et al., (2012) avaliando a dinâmica das áreas de floresta nativa entre os anos de 1988 a 2020 no Estado do Rio Grande do Sul, evidenciou um incremento na ordem de 32% das áreas de mata nativa.

Tabela 19. Uso e cobertura do solo de 1985 e para o cenário simulado para o ano de 2021.

Classe	Ano					
	1985		2021			
	km ²	%	km ²	%	Δkm ²	Δ%
Floresta nativa	563,77	35,52	707,51	44,58	143,74	20,50
Agrossilvopastoril	501,87	31,62	446,33	28,12	-55,54	-11,07
Estepe gramíneo-lenhosa	456,43	28,76	309,02	19,47	-147,41	-32,30
Área urbana	46,02	2,90	105,22	6,63	-59,20	128,64
Lâmina d'água	18,86	1,19	18,86	1,19	-	-
TOTAL	1.587	100	1.587	100	-	-

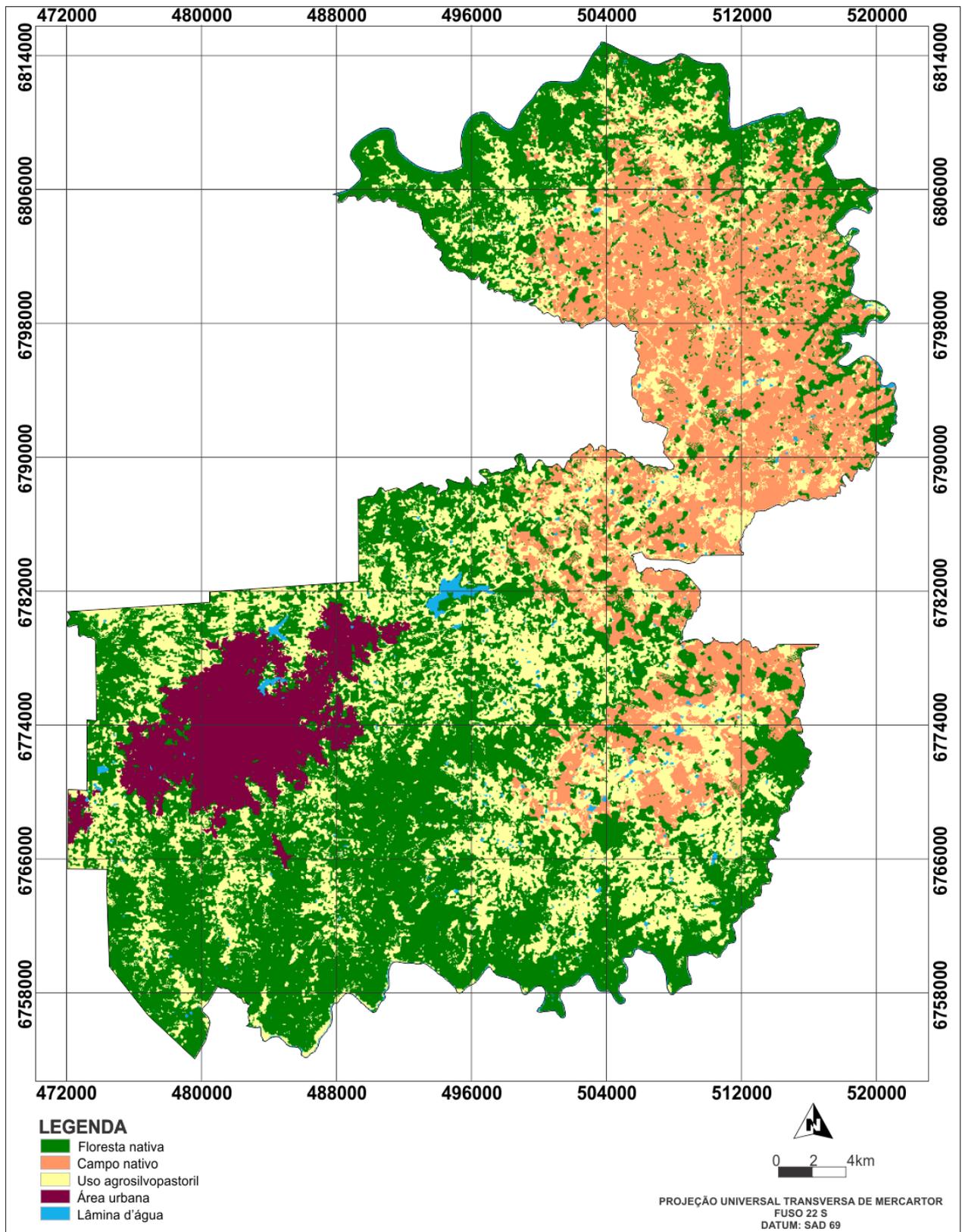


Figura 27. Mapa simulado referente ao ano de 2021.

5.4 Análise da paisagem

A **Tabela 20** e a **Tabela 21** mostram os dados obtidos pelos índices de ecologia de paisagem relativos ao tamanho dos fragmentos florestais e a configuração da paisagem, respectivamente.

Tabela 20. Área de cada fragmento de mata na paisagem de 1985 e 2011.

Índice	Descrição do índice	Ano									
		1985		2004		2011		2021			
				Setor 1	Setor 2						
AREA	Tamanho do fragmento	< 1ha	Nº	357	294	612	474	442	492	369	460
			%	27,87	27,05	41,95	34,55	38,98	36,23	43,36	36,45
		1 a 5 ha	Nº	577	487	526	562	411	543	306	497
			%	45,04	44,80	36,05	40,96	36,24	39,99	35,96	39,38
		> 5ha	Nº	347	306	321	336	281	323	176	315
			%	27,09	28,15	22,00	24,49	24,78	23,78	20,68	24,17
TOTAL		Nº	1281	1087	1459	1372	1134	1358	851	1262	
		%	100	100	100	100	100	100	100	100	

Setor 1: Fragmentos Florestais da região de Floresta Estacional Decidual e parte da Floresta Ombrófila Mista.

Setor 2: Fragmentos Florestais inseridos na região de campo (Estepe gramíneo-lenhosa).

Tabela 21. Resultados para os índices selecionados para avaliar a paisagem.

Índice	Descrição	Ano							
		1985		2004		2011		2021	
		Setor 1	Setor 2						
PD	Número de fragmentos em 100 ha da paisagem	1,36	1,68	1,55	2,12	1,20	2,10	0,90	2,0
LPI	% da paisagem ocupada pelo maior	15,76	2,57	28,43	3,70	30,50	6,50	40,60	9,68

	fragmento								
AREA-MN	Área média dos fragmentos (ha)	34,20	11,55	31,35	10,40	42,99	10,81	64,35	12,74
SHAPE-MN	Média das formas dos fragmentos	1,39	1,29	1,34	1,26	1,37	1,28	1,34	1,34
ENN-MN	Média da distância euclidiana borda a borda entre o fragmento e seu vizinho mais próximo	168	241	158	208	161	214	168	213
TCA	Soma das áreas centrais dos fragmentos.	25.876	6.190	26.706	6.918	29.714	7.035	36.595	7.963
COHESION	Índice de coesão dos fragmentos.	99,01	95,00	99,45	94,88	99,52	96,39	99,71	97,52

Setor 1: Fragmentos Florestais da região de Floresta Estacional Decidual e parte da Floresta Ombrófila Mista.

Setor 2: Fragmentos Florestais inseridos na região de campo (Estepe gramíneo-lenhosa).

Analisando a **Tabela 20** e a **Tabela 21** verifica-se a diminuição do número de fragmentos maiores de 5 hectares ao longo dos anos avaliados no **setor 1**. Para os fragmentos de até 1 hectare, observa-se um aumento no seu número na ordem de 255 fragmentos de 1985 para 2004, voltando a diminuir em 2011 e para o cenário simulado. Esta tendência de diminuição do número de fragmentos está possivelmente associada a uma expansão e consequente agregação dos mesmos, o que corrobora o resultado encontrado para o índice COHESION, o qual indica o grau de agregação dos fragmentos florestais na paisagem e o índice AREA-MN mostrado na **Tabela 20**. A maior parte dos fragmentos apresenta, para todos os anos, área menor de 5 ha, ou seja, a maior parte dos remanescentes apresentam áreas pequenas. Em um estudo conduzido por Ribeiro et al., (2009) revelou que cerca de 80% dos fragmentos da Mata Atlântica são menores que 50 ha. Nos anos de 1985, 2004, 2011 e para 2021 no setor 1 da área de estudo, a paisagem apresentava 4,91%, 3,01%, 3,70% e 2,82% coberta por fragmentos com área maior de 50ha, respectivamente, corroborando o estudo supracitado.

No **setor 2**, que corresponde aos fragmentos florestais inseridos nas áreas dos campos de altitude, observa-se o oposto do ocorrido no **setor 1**. De maneira geral, houve um aumento do número de fragmentos florestais, principalmente os menores de 1ha (também evidenciado pelo índice PD e LPI). Este dado pode estar relacionado com o avanço das áreas florestais sobre os campos (**Figura 28**). Estudos paleoecológicos conduzidos por Behling (2002) e Behling et al., (2004) mostram que houve a expansão das áreas de florestas sobre os campos em locais onde atualmente estão cobertos por Floresta Ombrófila Mista. Esta modificação da paisagem provavelmente tenha ocorrido no início do período Holoceno (cerca de 4.000 anos atrás) com aceleração nos últimos 1.100 anos, possivelmente associado ao surgimento de um clima mais úmido, garantindo as condições para o avanço das florestas (BEHLING; PILLAR, 2007). Segundo Pillar (2003), o clima, comparado às condições atuais, foi mais frio e seco até cerca de 10.000 anos atrás, mais quente e estacional de 10.000 a cerca de 4.000 anos atrás e a partir de então mais frio e regularmente úmido como o observado atualmente. Como resultado desse processo, a paisagem da região do Planalto Meridional, também conhecida como Planalto das Araucárias, onde está inserida parte da área de estudo, transformou-se em um mosaico de mata com araucária e campos naturais (BEHLING; PILLAR, 2007). Neste local, a expansão da vegetação se dá pela presença e plantas nucleadoras, as quais facilitam o estabelecimento de outras espécies. Duarte et al., (2006) demonstrou que a colonização das áreas dos campos do Planalto das Araucárias por espécies lenhosas é maior em locais sob a copa das árvores e arbustos isolados no campo do que em áreas completamente abertas, ratificando a importância das plantas nucleadoras como catalizadoras do processo de expansão da vegetação sobre os campos. Além desse processo, Oliveira e Pillar (2004) descrevem o estabelecimento de espécies lenhosas a partir da borda do fragmento florestal. A **Figura 28** busca demonstrar este processo.

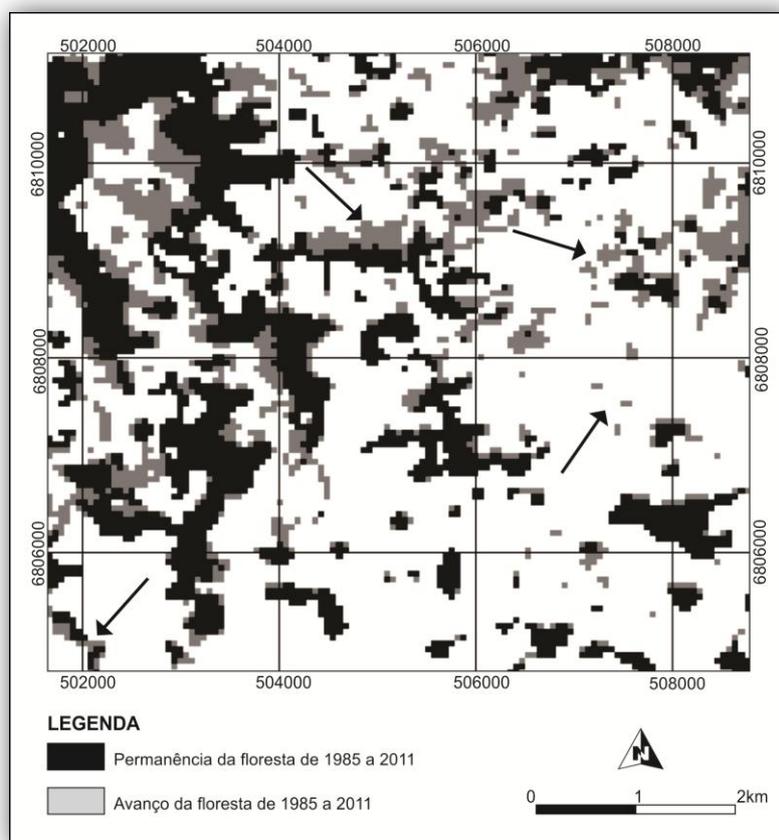


Figura 28. Avanço das áreas de floresta sobre os campos.

Outro elemento que pode ter contribuído para este possível avanço da floresta está a proibição da queimada do campo desde 1965, com o antigo Código Florestal Federal (Lei Federal nº 4.771/1965) em que no seu Artigo 27 dispunha sobre a proibição do uso do fogo nas florestas e demais formas de vegetação. Posteriormente, em 1989, a Constituição do Estado do Rio Grande do Sul, em seu Artigo 251, proíbe a prática da queimada e em 1992, o Código Florestal Estadual (Lei Estadual nº 9.519/1992) em seu Artigo 28, proíbe o uso do fogo ou queimadas nas florestas e demais formas de vegetação natural, incluindo a prática do uso do fogo para o manejo dos campos. Em casos de controle e eliminação de pragas e doenças, esta prática, desde que não seja de forma contínua, pode ser utilizada como alternativa para o tratamento fitossanitário, mas depende de licença do órgão ambiental competente. Evidentemente, a prática do fogo, conhecida popularmente como sapecada, continua sendo praticada ilegalmente na região dos campos de

altitude, como um mecanismo facilitador do rebrote das gramíneas, as quais se tornam mais palatáveis ao gado. Além disso, esta prática acaba inibindo o processo de sucessão ecológica, por eliminar as plântulas de espécies arbustivas e arbóreas uma vez que estas não tolerarem o fogo. No entanto, um maior rigor na fiscalização ambiental, principalmente na última década, tem coibido esta prática, o que pode ter favorecido o aumento das áreas florestais neste ecossistema tipicamente de vegetação rasteira. Neste sentido, a permanência das áreas de campo está associada, de certa forma, da pecuária extensiva, combinada ou não com o emprego da queimada (OLIVEIRA; PILLAR, 2004; MÜLLER, 2005).

Muitas comunidades de animais são sensíveis ao tamanho médio dos fragmentos de mata. Estudos apontam que pequenos fragmentos apresentam maior efeito de borda e conseqüentemente tendem a apresentar biodiversidade menor de pequenos mamíferos em comparação a fragmentos de maior tamanho (GIBSON et al., 2013; CHIARELLO, 1999; PARDINI, et al., 2005; VIEIRA, et al, 2009). No **setor 1** da paisagem analisada, o tamanho médio dos fragmentos aumentou de 1985 (34,20ha) para 2011 (42,99ha) e também para o cenário simulado (64,35ha). Para o **setor 2**, a diminuição da área média dos fragmentos (AREA-MN) para os anos de 1985, 2004 e 2011 está relacionada com o aumento do número de fragmentos de mata na paisagem (PD) menores de 1 ha. Estes pequenos fragmentos podem funcionar como *stepping stones* (pontos de ligação ou trampolins ecológicos), que são pequenas áreas de hábitat dispersas pela matriz aumentando a conectividade e facilitando o deslocamento das espécies pela paisagem. Os *stepping stones* podem garantir continuidade do fluxo gênico, diminuindo as taxas de cruzamentos consanguíneos, mantendo, desta forma, a variabilidade genética, o que influenciará na persistência de populações em paisagens fragmentadas. Para Ribeiro et al., (2009), estes pequenos fragmentos contribuem para a diminuição do isolamento das áreas de Mata Atlântica. Boscolo et al., (2009) observou em seu estudo que o deslocamento de aves em distâncias maiores de 100 metros sem a existência de um corredor florestal é facilitado pela presença de pequenos fragmentos ou de árvores isoladas na paisagem. Neste aspecto, estes pequenos habitats cumprem uma função importante para a manutenção da biodiversidade e podem expandir-se,

tornando-se maiores e apresentando um papel ainda mais relevante em paisagens com interferências antropogênicas.

A área central (TCA) é o melhor indicativo da qualidade dos fragmentos do que sua área total (MCGARIGAL et al., 2002). Neste sentido, o índice TCA indicou uma melhoria na qualidade ambiental no **setor 1 e 2**, uma vez que houve incremento das áreas centrais dos fragmentos (excluindo a área de borda). De acordo com Metzger (2000), a diversidade de espécies nas bordas pode variar entre os fragmentos em função da sua estrutura e do seu grau de isolamento. Estudos envolvendo alguns grupos de invertebrados apontam que não há diferenciação entre a diversidade de espécies da borda para o interior (COPATTI; GASPARETTO, 2012; DÁTILLO, et al, 2011). No entanto, para espécies florestais, o efeito de borda é acentuado, indicando uma menor diversidade na borda em comparação ao interior do fragmento (MARCONDES, et al., 2004, ARMENTERAS, et al., 2013; CAGNOLO et al., 2005, LOPES, et al., 2009).

A distância entre os fragmentos e o isolamento entre estes representam o grau de conectividade da paisagem. Populações de plantas e animais em fragmentos isolados têm menores taxas de migração e dispersão e, em geral, com o tempo sofrem problemas de troca gênica e declínio populacional, afetando a biodiversidade local (MMA/SBF, 2003). Na área de estudo, a distância média entre os fragmentos (ENN-MN) praticamente não sofreu variação nos anos avaliados e no ano simulado para o **setor 1**. Em contraponto, para o **setor 2**, a variação é mais significativa, observando-se uma maior proximidade entre os fragmentos florestais de 1985 (241 m) a 2011 (214 m) e para o ano simulado de 2021 (213 m). De acordo com Valeri e Senô (2004), o deslocamento de uma espécie por uma área não florestal dependerá da habilidade de dispersão e do comportamento migratório da mesma, bem como a qualidade da matriz (presença ou não de *stepping stones*, por exemplo) e da distância a ser percorrida para alcançar fragmento adjacente. Awade e Metzger (2008) verificaram que a probabilidade de duas espécies de aves da Mata Atlântica (*Thamnophilus caerulescens* e *Basileuterus culicivorus*) cruzarem áreas abertas com distância de até 40 metros é cerca de 50%, diminuindo com o aumento da distância entre os fragmentos de mata. Gillies e Clair (2010) demonstraram que

os *stepping stones* são importantes elementos para o deslocamento da avifauna em paisagens altamente fragmentadas. Em seu estudo, Ribeiro et al., (2009) evidenciaram que o isolamento médio dos fragmentos de Mata Atlântica gira em torno de 1.441 metros, sendo que se houver a exclusão de pequenos (<50 ha) e médios fragmentos (< 200 ha), este isolamento sobe para 3.532 metros e 8.000 metros, respectivamente. A dificuldade na migração proporcionada pelo isolamento do fragmento atuará sobre o fluxo gênico das populações da região e, conseqüentemente, favorecerá o processo de extinções locais.

O índice de forma médio SHAPE-MN indica a complexidade da forma de um fragmento florestal comparado a um quadrado (no caso de dados matriciais). O menor valor para este índice é 1, sendo que à medida que o fragmento adquire formas mais complexas, o valor assumido tende a aumentar. Segundo Volotão (1998) um retângulo com lados L e 2L terá SHAPE= 1,06; um retângulo com lados L e 10L terá SHAPE= 1,74; um retângulo com lados L e 100L terá SHAPE= 5,05 e um triângulo equilátero terá SHAPE= 1,07. Quanto mais elevados os valores apresentados para este índice, mais irregulares e suscetíveis ao efeito de borda estão os fragmentos. O índice de forma médio (SHAPE-MN) variou pouco, tanto no **setor 1** (1,34 a 1,39) quanto no **setor 2** (1,26 a 1,34) e mostram, de certa maneira, que a paisagem avaliada apresenta fragmentos florestais com formas próximas as formas mais simples. Estes valores para SHAPE-MN são similares aos encontrados por Cemin et al., (2009), onde foi verificado o índice variando entre 1,36 e 1,44 para fragmentos de Mata Atlântica na bacia hidrográfica do Arroio Jacaré e também por Cemin et al., (2005) e Périco et al., (2006) em estudos realizados na região do campos de altitude, onde foram encontrados valores de SHAPE entre 1,33 a 1,39, similares aos encontrados nesta avaliação.

6. CONCLUSÕES

Atendendo o objetivo principal desta tese de avaliar a evolução da fragmentação florestal e de calibrar um modelo dinâmico espacial para o município de Caxias do Sul, chegaram-se as seguintes conclusões:

- as imagens do satélite TM/Landsat 5 permitiram identificar e quantificar o aumento de aproximadamente 203km² das áreas florestais do bioma Mata Atlântica entre os anos de 1985 e 2011, correspondendo a um incremento na ordem 36% das Florestas Estacional Decidual e Ombrófila Mista. Em contrapartida, houve diminuição das áreas dos campos de altitude (espete gramíneo-lenhosa) de 563,77km² em 1985 para 304,16km² em 2011, uma diferença de 152,77km². Este resultado é confirmado pelo avanço dos plantios de *Pinus elliotti*, das atividades agrícolas, principalmente fruticultura (maça e uva) e o manejo do campo, com o plantio de gramíneas nativas e exóticas como alternativa de forrageio para o gado. Destaca-se que os campos de altitude são protegidos pela Lei da Mata Atlântica (Lei Federal n° 11.428/2006), no entanto, somente em 2010, foram definidos os estágios sucessionais da vegetação primária e secundária deste ecossistema associado, com a publicação da Resolução do CONAMA n° 423/2010 (BRASIL, 2010), permitindo identificar as formas permissíveis de manejo desta vegetação a partir deste enquadramento. Neste aspecto, qualquer intervenção nesta região é passível de licenciamento ambiental, sendo que o manejo em áreas compostas por vegetação primária e vegetação em estágio avançado de regeneração somente será autorizado em caráter excepcional, quando necessários à realização de obras, projetos ou atividades de utilidade pública, pesquisas científicas e práticas preservacionistas. Desta forma, espera-se um maior regramento quanto ao uso destas áreas campestres para as atividades antrópicas;

- na modelagem dinâmica espacial evidenciou-se a regeneração das áreas de mata nativa de 1985 a 2021 em 20,50% principalmente nas encostas mais íngremes (declividade maior de 20%), corroborando com os dados obtidos por Silva et al., (2007), em locais de ocorrência de Neossolos litólicos e em altitudes variando entre 200 a 500 metros. Verificou-se também que esta regeneração ocorreu em áreas antes ocupadas por atividades antrópicas, seguido pelos campos naturais;

- embora os resultados tenham sido satisfatórios, sugere-se que para um próximo estudo sejam utilizadas, além das variáveis estáticas já elencadas, outras informações, como a malha viária e os recursos hídricos a fim verificar se estas variáveis influenciam na calibração do modelo;

- os índices de ecologia de paisagem indicaram uma melhoria na qualidade ambiental, uma vez que houve incremento no tamanho médio dos fragmentos florestais e consequente aumento da área de interior, maior coesão entre os mesmos e pela porcentagem da paisagem ocupada pelo maior fragmento.

- o município de Caxias do Sul não possui nenhuma área do seu território cadastrado oficialmente no Sistema Nacional e Estadual de Unidades de Conservação (SNUC e SEUC). De acordo com a Lei Estadual nº 11.520/2000 (Código Estadual do Meio Ambiente – RIO GRANDE DO SUL, 2000), todo e qualquer processo de licenciamento ambiental de empreendimentos e atividades localizados em um raio até 10 km (dez quilômetros) a partir do limite da Unidade de Conservação deverá ter, além da autorização do órgão ambiental competente, a autorização do órgão administrador da UC. As Unidades de Conservação mais próximas do município em questão é o Parque Nacional dos Aparados da Serra e o Parque Nacional da Serra Geral, ambos na divisa nordeste do estado do Rio Grande do Sul com o Estado Santa Catarina e situados a um raio superior a 10 km de Caxias do Sul. No território municipal existem 9 áreas destinadas a conservação, mas nenhuma incorporada ao SNUC e SEUC. Desta forma, não estão condicionadas aos critérios elencados no Código Estadual de Meio Ambiente quanto ao licenciamento ambiental e consequente exploração econômica.

7. REFERÊNCIAS

ACHARD, F.; EVA, H.D.; STIBIG, H.J.; MAYAUX, P.; GALLEGU, J.; RICHARDS, T.; MALINGREAU, J.P. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. **Science**, v. 297, p. 999-1002, 2002.

AGUIAR, A.P.D.; CÂMARA, G.; ESCADA, M.I.S. Spatial statistical analysis of land-use determinants in the Brazilian Amazonia: Exploring intra-regional heterogeneity. **Ecological Modelling**, v. 209, p.169-188, 2007.

ALMEIDA, C.M.; BATTY, M.; MONTEIRO, A.M.V.; CÂMARA, G.; SOARES-FILHO, B.S.; CERQUEIRA, G.C.; PENNACHIN, C.L. Stochastic cellular automata modeling of urban land use dynamics: empirical development and estimation Computers, **Environment and Urban Systems**, v. 27, p.481-509, 2003a.

ALMEIDA, C.M.; MONTEIRO, A.M.V.; CÂMARA, G.; SOARES-FILHO, B.S.; CERQUEIRA, G.C.; PENNACHIN, C.L.; BATTY, M.. Modelagem dinâmica: conceitos básicos e exemplos de sistemas. In. Introdução à modelagem dinâmica espacial. CÂMARA, G; MONTEIRO, A.M.V., 2003b.

ALMEIDA, C. M.; MONTEIRO, A. M. V.; CÂMARA, G. Perspectiva histórica de modelos de dinâmicas urbanas e regionais. In: Geoinformação em urbanismo: cidade real x cidade virtual. São Paulo: Oficina de Textos, 2007. 368 p.

ANDREASSEN, H.; HALLE S.; IMS Anker R. Optimal width of movement corridors for root voles: not too narrow and not too wide. **Journal of Applied Ecology**, v. 33, p. 63-70, 1996.

ARMENTERAS, D.; GONZÁLEZ, T.; RETANA, J..Forest fragmentation and edge influence on fire occurrence and intensity under different management types in Amazon forests. **Biological Conservation**, v. 159, p. 73-79, 2013.

ARROYO-MORA, J.P.; SANCHEZ-AZOFEIFA, G.A.; RIVARD, B.; CALVO-ALVARADO, J.C.; JANZEN, D. Dynamics in landscape structure and composition for the Chorotega region, Costa Rica from 1960 to 2000. **Agricultural Ecosystems and Environment**. n. 106, p. 27–39, 2005.

AWADE, M. and METZGER, J. P..Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. **Austral Ecology**, v. 33, n.7, p.863–871, 2008.

BACA, J. F. M.; NETTO, A. L. C.; MENEZES, P. M. L.. Modelagem da dinâmica da paisagem com processos de Markov. In: MEIRELLES, M. S. P.; CÂMARA, G.; ALMEIDA, C. M.. Geomática: modelos e aplicações ambientais. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. p. 447-496.

BARBOSA, I. do S.; ANDRADE, L. A.; ALMEIDA, J. A. P. de. Evolução da cobertura vegetal e uso agrícola do solo no município de Lagoa Seca, PB. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, n.5, p. 615-622, 2009.

BARRETO, C.C. Heterogeneidade espacial do habitat e diversidade específica: implicações ecológicas e métodos de mensuração. **Oecologia Brasiliensis**, v.84, p. 158-163, 1999.

BAZZAZ F A. Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. **Ecology**, p. 485-488, 1975.

BEHLING, H. South and southeast Brazilian grasslands during Late Quaternary times: a synthesis. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, n. 177, p. 19-2, 2002.

BEHLING, H.; PILLAR, V.D.; ORLÓCI, L.; BAUERMANN, S.G.. Late Quaternary *Araucaria* forest, grassland (Campos), fire and climate dynamics, studied by high-resolution pollen, charcoal and multivariate analysis of the Cambará do Sul core in southern Brazil. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, n. 203, p. 277-297, 2004.

BEHLING, H.; PILLAR, V. P.. Late quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on the southern Brazilian highland and their implication for conservation and management of modern *Araucaria* forest and grassland ecosystems. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, v. 362, p. 243-251, 2007.

BENNETT, A. F. **Linkages in the landscape**: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. Gland e Cambridge: IUCN, 2003, 254 p.

BENEDETTI, A.C.P.; LIPPERT, D. B.; PEREIRA, R.S.; ALMEIDA, C.M.; CARDOSO, C.D.V.; HENDGES, E.R. Uso do produto MOD13Q1 do sensor Modis para análise temporal e mapeamento das florestas nas Serras do Sudeste e Campanha Meridional do Rio Grande do Sul. **Revista Árvore**, v. 37, n. 3, 2013.

BERTRAND, G.. Paysage et Géographie Physique Globale: esquisse methodologique. **Revue Géographique des Pyrenées et du Sud-Ouest**, v.39, n.3, 1968.

BIERREGAARD, R. O., T. E; LOVEJOY, V.; KAPOS, A. dos Santos; HUTCHINGS, R.W.. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. **BioScience**, v. 42, p. 859-866, 1992.

BONHAM-CARTER, G. F. **Geographic Information Systems for Geoscientists: Modelling with GIS**. Ontario: Pergamon, 1994, 305 p.

BOSCOLO, D.; CANDIA-GALLARDO, C.; AWADE, M.; METZGER, J. P.. Importance of Interhabitat Gaps and Stepping-Stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Biotropica**, v. 40, n.3, p. 273–276, 2008

BOTEQUILHA LEITÃO, A.; AHERN, J.. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustentable landscape planning. **Landscape and Urban Planning**. v.59, p. 65-93, 2002.

BRASIL. **Lei Federal Nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979**. Dispõem sobre as normas para o parcelamento do solo urbano e das outras providências. Disponível em: <http://www2.ibama.gov.br>>. Acesso em: 10 abr. 2013.

BRASIL. **Lei Federal Nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006.** Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/l11428.htm>. Acesso em: 10 abr. 2014.

BRASIL. **Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente Nº 423, de 12 de abril de 2010.** Dispõe sobre parâmetros básicos para identificação e análise da vegetação primária e dos estágios sucessionais da vegetação secundária nos Campos de Altitude associados ou abrangidos pela Mata Atlântica. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=628>>. Acesso em: 15 set. 2014.

BRASIL. **Lei Federal Nº 12.651, de 25 de maio de 2012.** Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis Nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Brasília: 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>. Acesso em: 10 abr. 2013.

BRASIL. **Lei Federal nº. 12.727, de 17 de outubro de 2012.** Mensagem de veto Conversão da Medida Provisória nº 571, de 2012 Altera a Lei no 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; e revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001, o item 22 do inciso II do art. 167 da Lei no 6.015, de 31 de dezembro de 1973, e o § 2o do art. 4o da Lei no 12.651, de 25 de maio de 2012. Lei nº 12.727 de 17 de outubro de 2012. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm 1/40>. Acesso em: 10 abr. 2014.

BROWN, J.H.; LOMOLINO, M.V **Biogeografia.** Ribeirão Preto: FUNPEC, 2006, 2 ed. 691p.

BURGI, M.; HERSPERGER, A.M.; SCHNEEBERGER, N. Driving forces of landscape change - directions current and new. **Landscape Ecology**, v. 19, n. 8, p. 857-868, 2004.

BURROUGH, P. A.; MCDONNELL, R. A.. **Principles of geographical information systems.** 2. ed. Nova York: Oxford University Press, 1998. 356 p.

CABRAL, P.; ZAMYATIN, A. Markov processes in modeling land use and land cover changes in Sintra-Cascais, Portugal. **Dyna**, n. 158, p. 191-198, 2009.

CAGNOLO, L; CABIDO, M; VALLADARES, G.R. Plant species richness in the Chaco Serrano Woodland from central Argentina: Ecological traits and habitat fragmentation effects. **Biological Conservation**, v. 132, p.510–519, 2006.

CÂMARA, A. S.. Spatial Simulation Modelling. **Spatial Analytical Perspectives on GIS.** London: Taylor & Francis, p.213-218, 1996.

- CARNEIRO, T. G. S. **Uma Arquitetura para Modelagem Ambiental Empírica e baseada nas Teorias dos Autômatos Celulares, Híbridos e Situados**. Tese (Doutorado em Computação Aplicada). 2004. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2004.
- CEMIN, G.; PÉRICO, E.; REMPEL, C. Uso de Sistemas de Informação Geográfica para análise da estrutura da paisagem do município de Arvorezinha, RS. **In: Anais do XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2005, Goiânia, GO. São José dos Campos, SP: INPE, 2005. p. 2113-2120.**
- CEMIN, G.; PÉRICO, E.; REMPEL, C.. Composição e configuração da paisagem da sub-bacia do arroio jacaré, Vale do Taquari, RS, com ênfase nas áreas de florestas. **Revista Árvore**, v. 33, n. 4, 2009.
- CHAZDON, R. L.. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1458-1460, 2008.
- CHIARELLO, A. G. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation*, v. 89, n. 1, p71-82, 1999.
- CLARK, W. Principles of Landscape Ecology. **Nature Education Knowledge**, v. 3, 2010.
- COLLINGE, S.K. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. **Landscape and Urban Planning**, v.36, p.59-77, 1996.
- CONSTANZA, R. Model goodness of fit: a multiple resolution procedure. **Ecological Modelling**, v. 47, p. 199-215, 1989.
- COPATTI, C.E.; GASPARETTO, F. M. Diversidade de insetos em diferentes tipos de borda em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista. *Revista Biociências*, v. 18, n. 2. 2012.
- DAJOZ, R. **Princípios de Ecologia**. 7.ed. Porto Alegre: Artmed, 2005. 520p.
- DÁTTILO, W.; SIBINEL, N.; FALCÃO, J. C. F.; NUNES, R. V.. Mirmecofauna em um fragmento de Floresta Atlântica urbana no município de Marília, SP, Brasil. **Bioscience Journal**, v. 27, n. 3, p. 494-504, 2011.
- DEAN, W. **A Ferro e Fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras. 1996. 484 p.
- DENT, D.H.; WRIGHT, S.J. The future of tropical species in secondary forests: a quantitative review. **Biology Conservation**, v. 142, p. 2833-2843, 2009.
- DE PAULA, A. S. **Caracterização do uso e ocupação do solo nas zonas de expansão urbana norte e sul de Londrina-PR**. 2006. (Tese de Doutorado em Geografia). Universidade Estadual de Londrina, Londrina.

- DIDHAM, R.K. An overview of invertebrate responses to habitat fragmentation. **Forests and Insects**, p. 303–320, 1997.
- DIRZO, R.; RAVEN, P. H. Global state of biodiversity and loss. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 28, p. 137-167, 2003.
- DRUMMOND, J. B.. In: KRECH, S.; MCNEILL, J.R.; MERCHANT, C. (Ed.). **Encyclopedia of world environmental history**. New York: Routledge, p. 161-169. 2004.
- DUARTE L.d.S.; HARTZ S.M.; PILLAR V.D. A dinâmica de nucleação dos pinhais sobre os campos no planalto sul-riograndense. In: Floresta de araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável. São Leopoldo, 2006.
- EHRlich, P. R. The loss of diversity: causes and consequences. **Biodiversity**. Washington: National Academy Press, p. 29-35, 1988.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema de avaliação da aptidão agrícola das terras**. 3. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1995. 65 p.
- EMBRAPA. Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos. SANTOS, H. G. et al. (Ed.). 2 ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006.
- FAHRIG, L..Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v.34, p. 487-515. 2003
- FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS). Tropical Forest Resources. **Forestry**. Rome, 1982.
- FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS). **The state of the world's forests**. Roma: Electronic Publishing Policy and Support Branch. Communication Division, 2007. 144 p.
- FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS). **The Global Forest Resources Assessment 2010 (FRA 2010)**. Roma, 2010.
- FARINA, A. **Principles and methods in landscape ecology**. London: Chapman & Hall Ltda, 1998. 412 p.
- FERREIRA, A. B.; ALCOFORADO, M. J.; VIEIRA, G.T.; MORA, C.; JANSEN, J. Metodologia de análise e classificação das paisagens: o exemplo do projeto Estrela. **Finisterra**, n. 72, 2001.
- FLAMENCO-SANDOUAL, A.; MARTINEZ RAMOS, M.; MASERA, O.R. Assessing implications of land-use and land-cover change dynamics for conservation of a highly diverse tropical rain forest. **Biological Conservation**. v. 138, n. 1, p. 131-145, 2007.

- FLORES, C. A. F. (Org.). **Levantamento semidetalhado de solos**: Região da Serra Gaúcha – Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: UFRGS - Centro de Ecologia, 2007.
- FLORENZANO, T.G. **Imagens de satélite para estudos ambientais**. São Paulo, Oficina de Textos, 2002.
- FONSECA, G.A.B. The vanishing Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 34, n.1, p. 17-34, 1985.
- FONTOURA, S.B.; GANADE, G.; LAROCCA, J. Changes in plant community diversity and composition across an edge between Araucária forest and pasture in South Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 29, p. 79-91, 2006.
- FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. USA: J.Wiley, 1986. 619p.
- FORMAN, R.T.T. **Land Mosaics: the ecology of landscape and regions**. United Kingdom: Cambridge University Press, p.3-40, 1997.
- 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.
- GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; BIERREGAARD, R.O.; MALCOLM, J.R.; STOUFFER, P.C.; VASCONCELOS, H.L.; LAURANCE, W.F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M. ; BORGES, S. Matrix habitat and species richness in tropical Forest remnants. **Biological Conservation**, n. 91, p.223-229, 1999.
- GIBSON, L.; LYNAM, A.J.; BRADSHAW, C.J.A.; HE, F.; BICKFORD, D.P.; WOODRUFF, D.S.; BUMRUNGSRI, S.; LAURENCE, W. F..NEAR-Complete Extinction of Native Small Mammal Fauna 25 Years After Forest Fragmentation. *Science*, v. 341, n. 6153, p. 1508-1510, 2013
- GILLIES, C. S.; ST. CLAIR, C. C. Functional responses in habitat selection by tropical birds moving through fragmented forest. **Journal of Applied Ecology**, n. 47, p. 182–190, 2010.
- GLCF. **Global Land Cover Facility**. GeoCover Technical Guide. University of Maryland. Institute for Advanced Computer Studies. 2008.
- GOODCHILD, M. F. Geographical data modeling. **Computers & Geosciences**, v.4, n.18, p.401-408, 1992.
- GOODCHILD, M.F. The state of GIS for environmental problem-solving. **In**: GOODCHILD,M.F.; PARKS, B.O.; STEYAERT, L.T. Environmental modeling with GIS. New York: Oxford University Press, 1993. p. 8-15.
- GREENPEACE Brasil. **O que fazer para salvar a floresta**. Brasil, 2007. Disponível em: <http://www.greenpeace.org/brasil/amazonia>. Acesso em: 11 mar 2013

GUSTAFSON, E. J.; PARKER, G. R.. Relationship between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. **Landscape Ecology**, n.7, 1992.

GUSTAFSON, E.J.; GARDNER, R.H.. The effect of landscape heterogeneity on the probability of patch colonization. **Ecology**, v.77, n.1, p.94-107, 1996.

HAGEN, A. Fuzzy set approach to assessing similarity of categorical maps. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 17, n. 3, p. 235-249, 2003.

HARRIS, L.D. **The fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity**. Chicago: University of Chicago. 1984. 229 p.

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.

HENDGES, E. R.; PEREIRA, R. S.; ANDRES, J.. Dinâmica das áreas de floresta nativa no Rio Grande do Sul no período de 1988 a 2020. **Ciência Rural**, v.42, n.5, p. 828-833, 2012.

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

HESS, G.R.; FISCHER, R.A. Communicating clearly about conservation corridors. **Landscape and Urban Planning**, v.55, p.195-208, 2001.

HOBBS, R.J. Markov models in the study of post-fire succession in healthland communities. **Vegetation**, v. 56, p. 17-30, 1983.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios. Síntese dos Indicadores de 2009. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

JARVINEN, O. Conservation of endangered plant populations: single large or several small reserves? **Oikos**, p. 301-307, 1982.

JENSEN, R.J. **Sensoriamento Remoto do Ambiente: Uma Perspectiva em Recursos terrestres**. Tradução: José Carlos Neves Epifanio (coordenador). São José dos Campos, SP: Parêntese, 2009. 598 p.

JESUS, S. C. de; EPIPHANIO, J. C. N. Sensoriamento remoto multissensores para a avaliação temporal da expansão agrícola municipal. **Bragantia**, Campinas, v. 69, n. 4, 2010.

JOLY, C.A.; AIDAR, M.P.M.; KLINK, C.A.; MCGRATH, D.G.; MOREIRA, A.G.; MOUTINHO, P.; NEPSTAD, D.C.; OLIVEIRA, A.A.; POTT, A.; RODAL, M.J.N.; SAMPAIO, E.V.S.B.. Evolution of the Brazilian phytogeography classification systems: implications for biodiversity conservation. **Ciência e Cultura**, v. 51, n. 5/6, p. 331-348. 1999.

JORDÁN, F. A reliability-theory approach to corridor design. **Ecological Modelling**, v.128, p.211-220. 2000.

LANDGREBE, D.A. The Quantitative Approach: Concept and Rationale. In: SWAIN, P. H; DAVIS, S.M. **Remote Sensing: The Quantitative Approach**. New York: McGRAW-HILL, p. 1-20, 1978.

LANDIS, J.R. e KOCH, G.G. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, v.33, n.1, p. 159-174. 1977.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da paisagem com SIG**. Tradução: KUX, H. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. 424p.

LANGANKE, T. et al., Assessing mire ecosystem integrity: object-based monitoring and structural analysis of simulated landscape. **Landscape and Urban Planning**, 2005.

LAURANCE, W.F. Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves. **Biological Conservation**. v. 57, n.2 , p. 205-219, 1991.

LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD JUNIOR, R.O. (Ed.).**Tropical Forest Remnants**. Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. 616 p.

LAURANCE, S. G. W. Landscape connectivity and biological corridors. In: Schroth, G., Fonseca, G. A. B. D., Harvey, C. A., Gascon, C., Vasconcelos, H. L. e Izac A. M. N. (editores), **Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes**, p. 50-63. 2004.

LEWINSOHN, T. M. (coord.). Avaliação do estado do conhecimento da biodiversidade brasileira. Brasília: MMA, v. 2, 2005.

LI, H.; REYNOLDS, J.F. A new contagion index to quantify spatial patterns of landscapes. **Landscape Ecology**, n. 8, 1993.

LILLESAND, T. M.; KIEFFER, R. W. **Remote Sensing and Image Interpretation**. 2 ed. New York: John Wiley & Sons.1987, 721p.

LIMA, T. C.; GUILLEN-LIMA, C. M.; OLIVEIRA, M. S.; SOARES-FILHO, B. S. DINAMICA EGO e Land Change Modeler para simulação de desmatamento na Amazônia brasileira: análise comparativa. In: Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2013, Foz do Iguaçu, PR. São José dos Campos, SP: INPE, 2013. p. 6379 - 6386.

LOPES, A. V.; GIRÃO, L. C.; SANTOS, B.A.; PERES, C.A.; TABARELLI, M. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**, v.142, p.1154-1165, 2009.

MACARTHUR, R. H.; MACARTHUR J. W. On bird species diversity. **Ecology**, p. 594-598. 1961.

MACARTHUR, R.H.; WILSON, E. **The Theory of island biogeography**. Princeton University press, 1967.

MAEDA, E. E.; ALMEIDA, C. M.; XIMENES, A. C.; FORMAGGIO, A. R.; SHIMABUKURO, Y. E.; PELLIKKA, P. Dynamic modeling of forest conversion: simulation of past and future scenarios of rural activities expansion in the fringes of the Xingu National Park, Brazilian Amazon. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**. v. 13, n. 3, p. 435-446, 2011.

MALCOLM, J.R. The small mammals of Amazonian forest fragments: pattern and process. Tese de Doutorado, 1991, University of Florida, Gainesville, EUA.

MANZIONE, R. L. et al., Predictive risk mapping of water table depths in a Brazilian Cerrado Area. In: STEIN, A. et al., **Quality aspects in spatial data mining**. Florida: CRC, p.73-89, 2008.

MARCONDES A.O.; GRILLO, A. S; TABARELLI, M.. Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. **Oryx**, v. 38, n. 4, pp 389-394, 2004.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B.J. **FRAGSTATS**: Spatial pattern analysis program for quantify in landscape structure. Reference manual. Forest Science Department, Oregon State University. Corvallis Oregon, 1995, 59 p.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, M. C.; NEEL, E. **FRAGSTATS**: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps, University of Massachusetts, Amherst, 2002. Disponível em <<<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>>>. Acesso em: 01 de abr. de 2013

MESQUITA, C.A.B.; HOLVORCEM, C.G.D.A; TAMBOSI, L.R.; SILVA, S.C.. **Mosaicos Florestais Sustentáveis**: Monitoramento integrado da biodiversidade e diretrizes para restauração florestal. Rio de Janeiro: Instituto BioAtlântica, 2011.

METZGER, J.P.; GOLDENGERB, R.; BERNACCI, L.C. Caminhos da biodiversidade. **Ciência Hoje**, v.25, n.146, p.62-64,1999.

METZGER, J. P. Tree functional group richness and landscape structure in Brazilian tropical fragmented landscape. **Ecological Applications**, v. 10, n. 4, p. 1147 - 1161. 2000.

METZGER, J.P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**. Campinas, v.1, n. 1/2, p. 1-9, 2001. Disponível em: <<http://eco.ib.usp.br/lepac/paisagem/Artigos_Jean/Metzger_biota_paisagem_2001.pdf>>. Acesso em: 01 abr. 2013.

METZGER, J.P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: CULLEN JR., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Ed.) **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Ed. UFPR, p.423-538. 2003.

METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; DIXO, M.; BEMACCI, L.C.; RIBEIRO, M.C.; TEIXEIRA, A.M.G.; PARDINI, R.. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biology Conservation**, v.142, p. 1166—1177, 2009

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.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Fragmentação de Ecossistemas**: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, MMA, 2003, 510 p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Mapas de cobertura vegetal dos biomas brasileiros**. Brasília: MMA. 2007. 16p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Instrução Normativa nº 6, de 23 de setembro de 2008**. Lista oficial das espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção. Diário Oficial [da República Federativa do Brasil], Brasília, DF, v. 145, n. 185, 24 set. 2008. Seção 1, p. 75-83.

MITTERMEIER, R. A.; GIL, P. R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C. G.; LAMOUREX, J.; FONSECA, G. A. B. **Hotspots revisited**. Mexico City: CEMEX, 2004, 392p.

MÜLLER, S. C. Padrões de espécies e tipos funcionais de plantas lenhosas em bordas de floresta e campo sob influência do fogo. 2005. 150 f. Tese (Doutorado e Ecologia) - Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**.v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.

MYERS, N. **The Sinking Ark**: a new look at the problem of disappearing species. Oxford: Pergamo Press, 1979.

MYERS, N. Tropical deforestation and remote sensing. **Forest Ecology and Management**, v. 23, p. 215-225, 1988.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.; MITTERMEIER, C.; FONSECA, G.; KENT. J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**. v. 403, p. 853-858, 2000.

NAVETH. Z.; LIEBERMAN A. **Landscape ecology**: theory and application. New York: Springer-Verlag. 1994. 360 p.

NOVO, E. M. L. de M. **Sensoriamento Remoto**: princípios e aplicações. São José dos Campos: Edgard Blücher LTDA, 1998, 308 p.

ODUM, E. P.; BARRET, G. W. **Fundamentos de ecologia**. São Paulo: Cengage Learning, 2007. 612 p.

OLIVEIRA FILHO, A.T.; FONTES, M.A.L.. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil, and the influence of climate. **Biotropica**, v. 32, p. 793-810, 2000.

OLIVEIRA J.M.; PILLAR V.D.. Vegetation dynamics on mosaics of Campos and Araucaria forest between 1974 and 1999 in Southern Brazil. **Community Ecology**, v. 5, n. 2, p. 197-202, 2004.

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.

O'NEILL, R.V.; HUNSAKER, C.T.; JONES, K.B.; RITTERS, K.H.; WICKHAM, J.D.; SCHWARZ, P.; GOODMAN, I.A.; JACKSON, B. L.; BAILLARGEON, W.S.. Monitoring environmental quality at the landscape scale. **BioScience**. v. 47, n. 8, p. 513-519, 1997.

PAEGELOW, M., CAMACHO OLMEDO, M.T. Y MENOR TORIBIO, J. Cadenas de Markov, evaluación multicriterio y evaluación multiobjetivo para la modelización prospectiva del paisaje. **GeoFocus**, n.3, p. 22-44, 2003.

PARDINI, R.; SOUZA, S.M.; BRAGA-NETO, R.; METZGER, J.P. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation*, v. 124, n. 2, p253-266, 2005.

PATON; P.W.C. The effect of edge on avian nest success: how strong is the evidence? **Conservation Biology**. v. 8, n.1, p. 17-26, 1994.

PEDROSA, B. M.; CÂMARA, G. Modelagem dinâmica: conceitos básicos e exemplos de sistemas. In: Introdução à modelagem dinâmica espacial. CÂMARA, G; MONTEIRO, A.M.V., 2003.

PÉRICO, E. ; CEMIN, G. Caracterização do município de Arvorezinha, RS, com ênfase na dinâmica dos fragmentos florestais, por meio de sistemas de informações geográficas (SIGs), **Scientia Forestalis**, n. 70, p.09-21, 2006.

PILLAR, V.D. Dinâmica da expansão florestal em mosaicos de floresta e campos no sul do Brasil. In: Ecossistemas Brasileiros: Manejo e Conservação. CLAUDINO-SALES, V. (Org.). Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora, p. 209-216, 2003.

PIONTEKOWSKI, V. J.; SILVA, S. S.; MENDONZA, E. R. H.; COSTA, W. L. S.; RIBEIRO, F. C. Modelagem do desmatamento para o Estado do Acre utilizando o programa Dinamica EGO. In: IV Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, 2012, Bonito, MS. Brasília, DF: EMBRAPA, 2012, p.1064-1075.

- PIZO, A.M.; VIEIRA, E.M.. Palm harvesting affects seed predation of *Euterpe edulis*, a threatened palm of the Brazilian Atlantic Forest. **Brazilian Journal of Biology**, n. 64, n. 3b, p. 1-8, 2004.
- PONZONI, .F. J.; GALVAO, L.S.; EPIPHANIO, J.C.N..Spatial resolution influence on the identification of land cover classes in the Amazon environment. **Anais Academia Brasileira de Ciências**, v.74, n.4, p. 717-725, 2002.
- PRIMACK, R.B.; E. RODRIGUES. **Biologia da Conservação**. Londrina: Vida, 2001, 328p.
- RABELLO, A., RAMOS, F.N., HASUI, E. Efeito do tamanho do fragmento na dispersão de sementes de Copaíba (*Copaifera langsdorffii* Delf.). **Biota Neotropica**, n.10, p. 47-54, 2010.
- RAMBO, B. A flora de Cambará. **Anais Botânicos do Herbário Barbosa Rodrigues**, Itajaí, v. 1, n. 1, p. 111-135. 1949
- RIBEIRO, M. C., METZGER, J. P., MARTENSEN, A. C., PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, n. 142, p. 1141-1153, 2009.
- RIO GRANDE DO SUL. **Lei Estadual N° 9.519, de 21 de janeiro de 1992**. Institui o Código Florestal do Estado do Rio Grande do Sul e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mprs.mp.br/ambiente/legislacao/id606.htm>>. Acesso em: 14 set. 2014.
- RIO GRANDE DO SUL. **Lei Estadual N° 11.520, de 03 de agosto de 2000**. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul e dá outras providências. Disponível em: <http://www.fzb.rs.gov.br/upload/1373029072_FZB-Lei11520_Codigo_estadual_do_meio_ambiente.pdf>. Acesso em: 14 set. 2014.
- RISSER. P.G.; KAR. J.R.: FORMAN. RTT. Landscape ecology. directions and approaches.Illno. **Spectral Publications**, v. 2, p. 1-18. 1984.
- RIZZINI, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil, aspectos sociológicos e florísticos**; São Paulo: Editora Universidade de São Paulo, 1979. 374 p.
- ROCHA, J.S.M. **Manual de projetos ambientais**. Santa Maria: Imprensa Universitária, 1997. 446p.
- RODRIGUES, E. Edge Effects on the regeneration of forest fragments in South Brasil. Thesis. Harvard University, 194p. 1998.
- SALA O.E.; CHAPIN, F.S.; ARMESTO, J.J.; BERLOW, E.; BLOOMFIELD, J. et al., Biodiversity-global biodiversity scenarios for the year 2100. **Science**, v. 287, p.1770–74, 2000.
- SANTOS, R. F. dos. **Planejamento Ambiental - teoria e prática**. São Paulo: Oficina de Textos, 2004. 184 p.

SANTOS, R. F. dos (ORG.). **Vulnerabilidade Ambiental: Desastres Naturais ou Fenômenos Induzidos?** Brasília: MMA, 2007. 192p.

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

SILVA, J.F.; ECKHARDT, R.R.; REMPEL, C.. Análise temporal e modelagem ambiental da cobertura florestal nativa do município de Roca Sales-RS. **Revista Brasileira de Cartografia**, 2012.

SILVA, J.M.C.; CASTELETI, C.H.M. Estado da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, G.. Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas. Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica, p. 43-59, 2005.

SILVA, P. H.M.; POGGIANIB, F.; SEBBENN, A. M.; MORI, E. S. Can Eucalyptus invade native forest fragments close to commercial stands? **Forest Ecology and Management**, v. 261, p. 2075–2080, 2011.

SILVA, W.G.; METZGER, J.P.; SIMOES, S.; SIMONETTI, C.. Relief influence on the spatial distribution of the Atlantic Forest cover on the Ibiúna Plateau, SP. **Brazilian Journal Biology**, v. 67, n.3, p. 403-41, 2007.

SIMBERLOFF, D.; ABELE, L.G. Refuge design and island biogeographic theory: effects of fragmentation. **American naturalist**, v. 120, p. 41-50, 1982.

SIQUEIRA, L.P., MATOS, D.M.S., PORTELA, R.C.Q., BRAZ, M.I.G., SILVA-LIMA, L.; MATOS, M. B. 2004. Using the variances of microclimate variables to determine edge effects in small forest Atlantic Rain Forest fragments, South-Eastern Brazil. **Ecotropica**, n.10, p.59-64, 2004.

SIQUEIRA-FILHO, J. A.; LEME, E. M. C.. **Fragmentos de Mata Atlântica do Nordeste. Biodiversidade, conservação e suas bromélias**. Andrea Jakobsson Estúdio, Rio de Janeiro, 2006, 415p.

SOARES-FILHO, B. F. Modelagem da dinâmica de paisagem de uma região de fronteira de colonização amazônica, Tese de doutorado Engenharia de Transportes. **Universidade de São Paulo**, USP, São Paulo, Brasil. 1998.

SOARES-FILHO, B. S.; PENNACHIN, C. L.; CERQUEIRA, G. C. DINAMICA: a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. **Ecological Modelling**, v. 154, n. 3, p. 217-235, 2002.

SOARES-FILHO, B.S.; CERQUEIRA G.C.; ARAUJO, W.L., VOLL E. Modelagem de dinâmica de paisagem: concepção e potencial de aplicação de modelos de simulação baseados em autômato celular. In: Ferramentas para modelagem da distribuição de espécies em ambientes tropicais. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi. 2004a.

SOARES-FILHO, B.S.; ALENCAR A.; NEPSTAD D.; CERQUEIRA G.; VERA DIAZ, M.; RIVERO S.; SOLORZANO L.; VOLL E. Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: the Santarém-Cuiabá corridor. **Global Change Biology**, v.10, p. 745-764, 2004b.

SOARES-FILHO, B.S.; NEPSTAD, D.C.; CURRAN, L.M.; CERQUEIRA, G.C.; GARCIA, R.A.; RAMOS, C.A.; VOLL, A.; MCDONALD, A.; LEFEBVRE, P.; SCHLESINGER, P. Modelling conservation in the Amazon basin. **Nature**, v. 440, p. 520-523, 2006.

SOARES-FILHO, B. S.; GARCIA, R. A.; RODRIGUES, H. O.; MORO, S; NEPSTAD, D. Coupling socioeconomic and demographic dimensions to a spatial simulation model of deforestation for the Brazilian Amazon. **In: LBA-ECO 11th Science Team Meeting**. 2007.

SODHI, N. S., BROOK, B. V., BRADSHAW C. A. J. Causes and consequences of species extinctions. **In: Levin, S. A. (editor), Princeton Guide to Ecology**. Princeton: Princeton University Press, p. 514-520, 2009.

STOUFFER, P.C.; BIERREGAARD, R. O. JR. Effects of forest fragmentation on understory hummingbirds in Amazonian Brazil. **Conservation Biology**, n. 9, p. 1085-1094, 1995.

STRECK, E.V.; KAMPF, N.; DALMOLIN, R.S.D. et al., **Solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: EMATER/RS. 2008. 222 p.

TABARELLI, M.; BAIDER, C.; MANTOVANI, W. Efeitos da fragmentação na floresta Atlântica da bacia de São Paulo. **Hoehnea**, v.25, n.2, p.169-186, 1998.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C.A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v.91, p.119-127, 1999.

TEIXEIRA, M.B.; NETO, A.B.C. Vegetação. **In: Projeto RADAM BRASIL**. Folha SH. 22 Porto Alegre e parte da Folha SI. 22 Lagoa Mirim. Rio de Janeiro: IBGE, 1986.

TERBORGH, J. Keystone plant resources in the tropical forest. **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. New York: Sinauer, p. 330-344, 1986.

TERBORGH, J.; LOPES, L.; NUÑEZ, P.V.; RAO, M.; SHAHABUDDIN, G.; ORIHUELA, G.; RIVEROS, M.; ASCANIO, R.; ADLER, G.; LAMBERT, T.D.; BALBAS, L. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. **Science**. p.1923-1926, 2001.

THOMAS, W.M.W.; CARVALHO, A.M.V.; AMORIM, A.M.A.; GARRISON, J.; ARBELEZ, A.L.. Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, p. 311-322, 1998.

TONHASCA Jr. A. **Ecologia e Historia Natural da Mata Atlântica**. Rio de Janeiro: Interciência, 2005.

TRIMBLE, S. W.; CROSSON, P. Land use-US soil erosion rates: myth and reality. **Science**, v. 289, p. 248–250, 2000.

TURNER, M.G. Spatial simulation of landscape changes in Georgia: a comparison of transition models. **Landscape Ecology**, v.1, p.27-39, 1987.

TURNER, M.G. Landscape ecology: the effect of pattern on process. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 20, p. 171-197, 1989.

TURNER, M.G. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. **Landscape Ecology**, v.4, n.1, p.21-30, 1990.

TURNER, M.G.; GARDNER, R. H. **Quantitative methods in landscape ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity**. New York: Springer Verlag, 1990. 536 p

TURNER, M.G.; CARPENTER, S. At last a journal devoted to ecosystem. **Ecosystems**, v.11, p.1-4, 1998.

VALERI, S. V., SENÔ, M. A. A. F. A importância dos corredores ecológicos para a fauna e a sustentabilidade de remanescentes florestais. teses independentes, UNESP, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal-SP, 2004.

VELDKAMP, A.; VERBURG, P.H. Modelling land use change and environmental impact. **Journal of Environmental Management**, v. 72, n. 1-2, p.1-3, 2004.

VIEIRA, M.V.; OLIFIERS, N.; DELCIELLOS, A.C.; ANTUNES, V.Z.; BERNARDO, L.R.; GRELLE, C.E.V.; CERQUEIRA, R.. Land use vs. fragment size and isolation as determinants of small mammal composition and richness in Atlantic Forest remnants. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1191–1200, 2009.

VITOUSEK, P.M.; MOONEY, H.A.; LUBCHENCO, J.; MELILLO, J.M. Human domination of earth's ecosystems. **Science**, v. 277, p. 494–499, 2000.

VOLOTÃO, C.F.S. Trabalho de análise espacial Métricas do Fragstats. Instituto Nacional De Pesquisas Espaciais/INPE. São Jose dos Campos, 1998.

VOLPE, L. L.; LOMBARDO, M. A. A análise do uso da terra no entorno do trecho oeste do Rodoanel Mario Covas na cidade de São Paulo por meio de técnicas de Sensoriamento Remoto. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 21, 2011.

XIMENES, A. C.; ALMEIDA, C. M.; AMARAL, S.; ESCADA, M. I. S.; AGUIAR, A. P. A. Modelagem dinâmica do desmatamento na Amazônia. **Boletim de Ciências Geodésicas**, v. 14, n. 3, p. 37, 2010.

YOUNG, A. G.; BOYLE, T. J. Forest fragmentation. **Forest conservation genetics: principles and practice**. Melbourne: CSIRO Publishing, p. 123-134, 2000.

WOLFRAM, S. **Theory and Applications of Cellular Automata**. Singapura: World Scientific Publishing, 1986. 560 p.

WICKHAM, J.D.; RIITERS, K.H. Sensitivity of landscape metrics to pixel size. **International Journal of Remote Sensing**, n.16, p.3585-3594. 1995.

ZIMMERMAN, B. L.; BIERREGAARD, R. O. Relevance of the equilibrium theory of island biogeography with an example from Amazonia. **Journal of Biogeography**, n.13, p. 133-143, 1986.