

## Uso de sistemas de informação geográfica para análise da estrutura da paisagem do município de Arvorezinha, RS

Gisele Cemin<sup>1</sup>  
Eduardo Périco<sup>1 e 2</sup>  
Claudete Rempel<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Centro Universitário UNIVATES  
Rua Avelino Tallini, 171-Caixa Postal 155, CEP-95900-000 – Lajeado-RS, Brasil  
{kcemin, crempel}@univates.br

<sup>2</sup> Universidade Luterana do Brasil-ULBRA  
Rua Miguel Tostes, 101, CEP-92420-280 Canoas-RS, Brasil  
edperico@terra.com.br

**Abstract:** The human pressures on the natural environments are causing the substitution of areas with continuous forest covering in forest fragments, contributing to the decrease of the biological diversity, mainly due to the loss of micro-habitats, isolation of habitats and changes in species' dispersion patterns and migration. The municipal district of Arvorezinha, RS is an example of an area under strong human influence, mainly in the last two decades due to the increment of the *Ilex paraguariensis* culture. In this context, the objective of this work was to analyze and quantify the structural changes of the landscape during the periods of 1985 and 2002, through the use of techniques of geographical information systems (SIGs) and indexes of landscape ecology. Information related to the spatial landscape characteristic and of the use and covering of the soil were elaborated and analyzed regarding to the class forest, using SIG Idrisi, satellite images TM/Landsat 5 and ETM+/Landsat 7 and indexes of landscape ecology calculated by the software Fragstats.

**Palavras-chave:** geographical information systems, landscape analysis, habitats' fragmentation, sistemas de informações geográficas, análise de paisagem, fragmentação de hábitats.

### 1. Introdução

A vegetação é considerada como um importante indicador das condições ambientais de uma região, pois protege o solo, reduz o transporte de sedimentos e o assoreamento dos recursos hídricos, além de servir de hábitat para animais silvestres, contribuindo para a manutenção da diversidade biológica. Entretanto, nos últimos anos, a redução de áreas naturais tem influenciado na fragmentação da paisagem, em que a vegetação natural é interrompida por barreiras antrópicas capazes de diminuir significativamente o fluxo de animais, pólen ou sementes entre áreas próximas, comprometendo as funções ecológicas básicas dos ecossistemas.

A fragmentação resulta em pequenos remanescentes florestais inseridos normalmente em uma matriz que pode ser de lavoura, vegetação secundária, solo degradado ou área urbanizada (Kramer, 1997). A matriz pode ser definida como o elemento presente na paisagem mais extensivo e conectado, que exerce o papel dominante no funcionamento desta. Já um fragmento pode ser considerado uma área não linear diferindo em aparência de seu entorno e variando em tamanho, forma, heterogeneidade e limites (Forman & Godron, 1986). No entorno destes fragmentos, alguns processos podem diminuir gradualmente a biodiversidade local, tais como, a caça ilegal, a destruição das bordas pela ação do fogo, colonizações, ressecamento pelo vento, invasão de gado doméstico, propagação de ervas daninhas agressivas e pesticidas (Cullen, 1997). Em longo prazo, estes processos serão responsáveis pela modificação da estrutura da floresta, afetando negativamente os processos ecológicos e

causando a perda de algumas espécies da fauna e flora.

A ecologia de paisagem visa estudar a estrutura, função e dinâmica de áreas heterogêneas compostas por ecossistemas interativos (Forman & Godron 1986), sendo na atualidade, uma ciência básica para o desenvolvimento, manejo, conservação e planejamento da paisagem. Ela 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).

Para a análise e quantificação da estrutura da paisagem são utilizados índices que podem ser distribuídos em diversas categorias. Esses índices permitem descrever o nível de uniformidade ou fragmentação espacial de uma paisagem, essenciais para avaliação dos mecanismos ecológicos responsáveis pelas distribuições populacionais.

Segundo Volotão, 1998, o Fragstats (MacGarigal & Marks, 1995) pode ser definido como um conjunto de ferramentas auxiliares da análise espacial da paisagem, através de índices que se dividem em três níveis: fragmentos, classes e paisagem. As diversas métricas podem ser classificadas em oito grupos de categorias: métricas de área, de fragmentos, de bordas, de forma, de área central (“core”), de contágio e mistura, de vizinho mais próximo e de diversidade.

Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi de analisar e quantificar as mudanças estruturais da paisagem, durante os períodos de 1985 e 2002, no município de Arvorezinha, RS, através do uso de sistemas de informação geográfica e índices de ecologia de paisagem.

## **2. Material e Métodos**

### **2.1 Área de Estudo**

O município de Arvorezinha localiza-se entre as coordenadas 28°47'41'' e 28°58'46'' de latitude sul e 51°49'16'' e 52°19'55'' de longitude oeste, ao norte do Vale do Taquari com uma área de aproximadamente 277,49 Km<sup>2</sup>. Encontra-se em uma região de ecótono entre as formações vegetais do tipo Floresta Estacional Decidual, Floresta Ombrófila Mista – Mata de Araucária e os Campos Nativos. Entretanto, nas últimas décadas, as pressões antrópicas têm ocasionado a substituição da paisagem natural por outros tipos de uso do solo, principalmente pelas culturas anuais de erva-mate e fumo, reduzindo as áreas de vegetação natural contínua em fragmentos florestais.

### **2.2 Materiais**

Para este trabalho foi utilizada uma base de informações envolvendo as cartas planialtimétricas elaboradas pela Diretoria de Serviço Geográfico do Exército Brasileiro (DSG, 1979), em escala 1:50.000, referente as folhas SH. 22-V-B-IV-4 de Arvorezinha e SH. 22-V-B-IV-3 de Soledade-E, imagens do satélite TM/Landsat 5 e ETM<sup>+</sup>/Landsat 7, bandas 3 (vermelho) 4 (infravermelho próximo) e 5 (infravermelho médio), da órbita-ponto 222-080, referente as passagens de 04/05/1985 e 04/02/2002, respectivamente, *software* de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) Idrisi, versão 3.2 (Eastmann, 1998), *software* Fragstats, versão 3.3 (MacGarigal *et al.*, 2002) e receptor de dados cartográficos GPS-Garmin 12 (*Global Position System*).

### **2.3 Procedimentos Metodológicos**

Para que fosse possível realizar a análise da estrutura da paisagem, foi necessária a elaboração dos mapas temáticos de uso e cobertura do solo dos anos de 1985 e 2002 da área de estudo. Este processo iniciou-se a partir do registro, seguido pela interpretação visual das imagens de

satélite, sendo que nesta etapa foram definidos os elementos de paisagem (classes de uso e cobertura do solo).

Para o registro das imagens de satélite foram selecionados 12 pontos de controle para a imagem de 1985 e 16 pontos de controle para a imagem de 2002, gerando um erro médio quadrado (RMS) de 0,98 pixel e 1,03 pixels respectivamente. Este processo consiste na transformação geométrica que relaciona as coordenadas de imagem (linha e coluna) com coordenadas de um sistema de referência, sendo que no presente estudo foi utilizado o sistema de projeção *Universal Transversa de Mercator* (UTM), datum Córrego Alegre, fuso 22 Sul.

A classificação das imagens de satélite para a geração dos mapas de uso e cobertura do solo foram realizadas através da combinação dos treinamentos supervisionados e não supervisionados, segundo Schowengerdt (1997). As bandas 3, 4 e 5 das imagens de satélite foram submetidas a função não supervisionada *Isoclust*, gerando *clusters* não legendados, os quais foram identificados e associados a sua classe de uso e cobertura do solo. Devido a similaridade espectral de alguns pixels, houve confusão entre classes de uso e cobertura do solo de alguns *clusters*, os quais tiveram que ser isolados em uma imagem *booleana* para a aplicação da função *Group*. Este função atribuiu identificadores para cada agrupamento de pixels do *cluster*, o que permitiu a separação dos grupos de pixels conforme sua classe correspondente, através das funções *Edit* e *Assig*. Estes *clusters* foram empregados como amostras de treinamento para a classificação supervisionada de máxima verossimilhança (*Maxver*). Foram selecionadas seis classes de uso e cobertura do solo para a imagem de 2002: mata, capoeira, lavoura, área urbana, campo/pastagem e água. Para a imagem de 1985, foram selecionadas oito classes de uso e cobertura do solo: mata, capoeira, lavoura, área urbana, campo/pastagem, água, sombra e nuvens.

Para verificar a exatidão da classificação das imagens de satélite foi utilizado o coeficiente Kappa, obtido através da função *Errmat*, utilizando como referência as informações coletadas em campo com auxílio do receptor GPS e as próprias imagens de satélite. Este coeficiente é utilizado para testar a concordância entre os resultados observados e os classificados em uma matriz de erro ou matriz de contingência. Para a imagem datada de 1985, o erro foi de 0,91 e, para a imagem datada de 2002, o erro foi de 0,93, sendo considerado, segundo Landis & Koch (1977), um resultado excelente.

Os mapas de uso e cobertura do solo dos anos de 1985 e 2002 foram reclassificados para obter somente a classe referente à mata. Estes dois arquivos gerados foram submetidos à função *Convert*, convertendo o arquivo de formato *raster* binário para o formato de arquivo *raster* ASCII. Os arquivos *raster* ASCII foram submetidos ao *software* Fragstats, gerando os dados relativos aos índices que quantificam a classe de uso e cobertura do solo referente a mata.

### 3. Resultados e Discussão

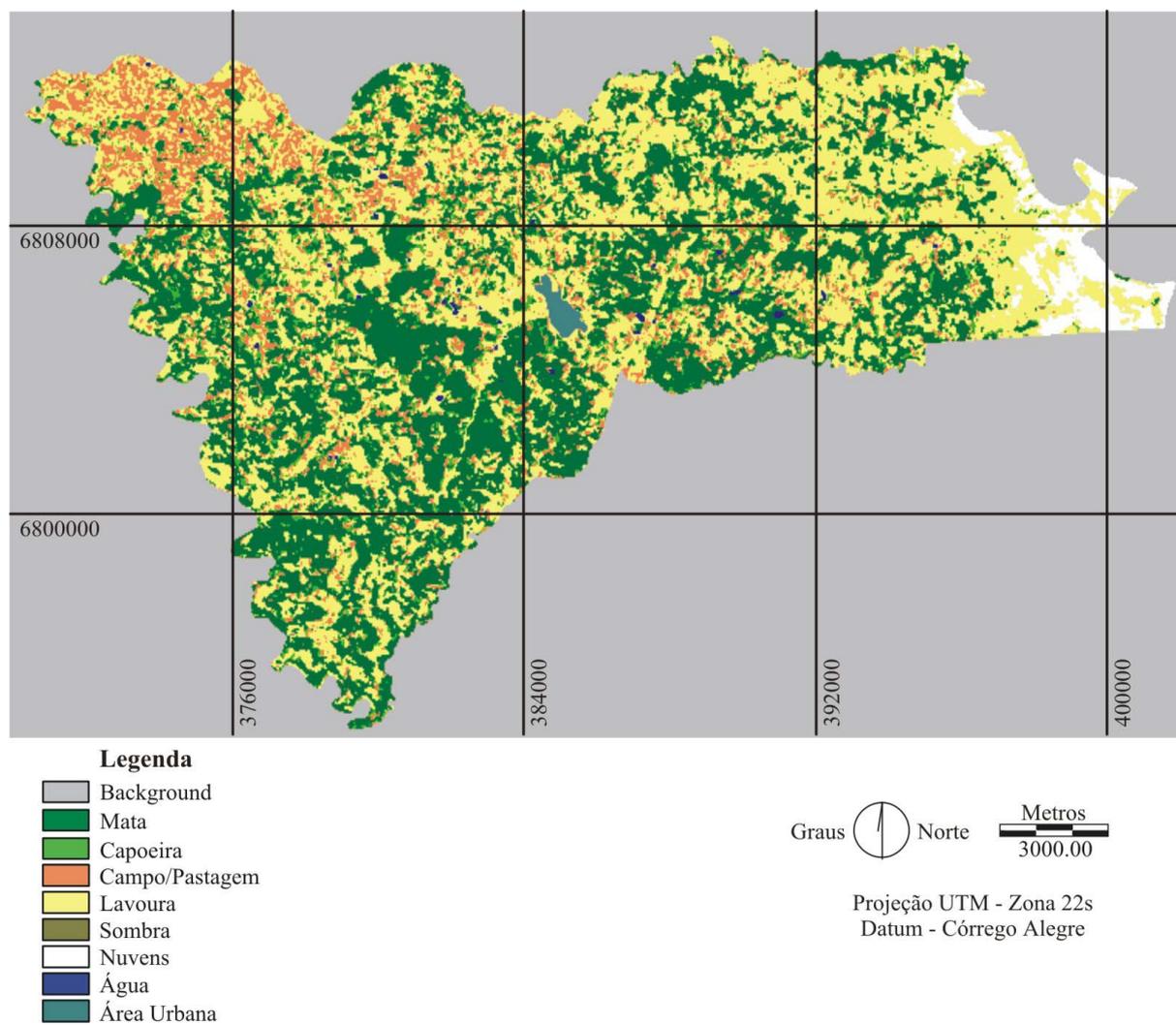
A **figura 1** apresenta a imagem de uso e cobertura do solo do ano de 1985 e a **figura 2** do ano de 2002. Analisando em conjunto essas duas figuras com a **tabela 1**, pode-se verificar uma diminuição na classe de lavoura, que no ano de 1985 ocupava 40,57% da área e no ano de 2002 ocupava 34,60%. Também ocorreu diminuição na classe de campo/pastagem que passou de 9,82% para 6,28%. Observa-se que houve um aumento na área ocupada por capoeira, passando de 5,48% para 14,86% e também houve um incremento nas áreas cobertas por mata, passando de 37,80% para 41,18%.

Provavelmente a diminuição dessas classes de uso e cobertura do solo é devido à substituição por vegetação em estágio de regeneração (capoeira) e mata.

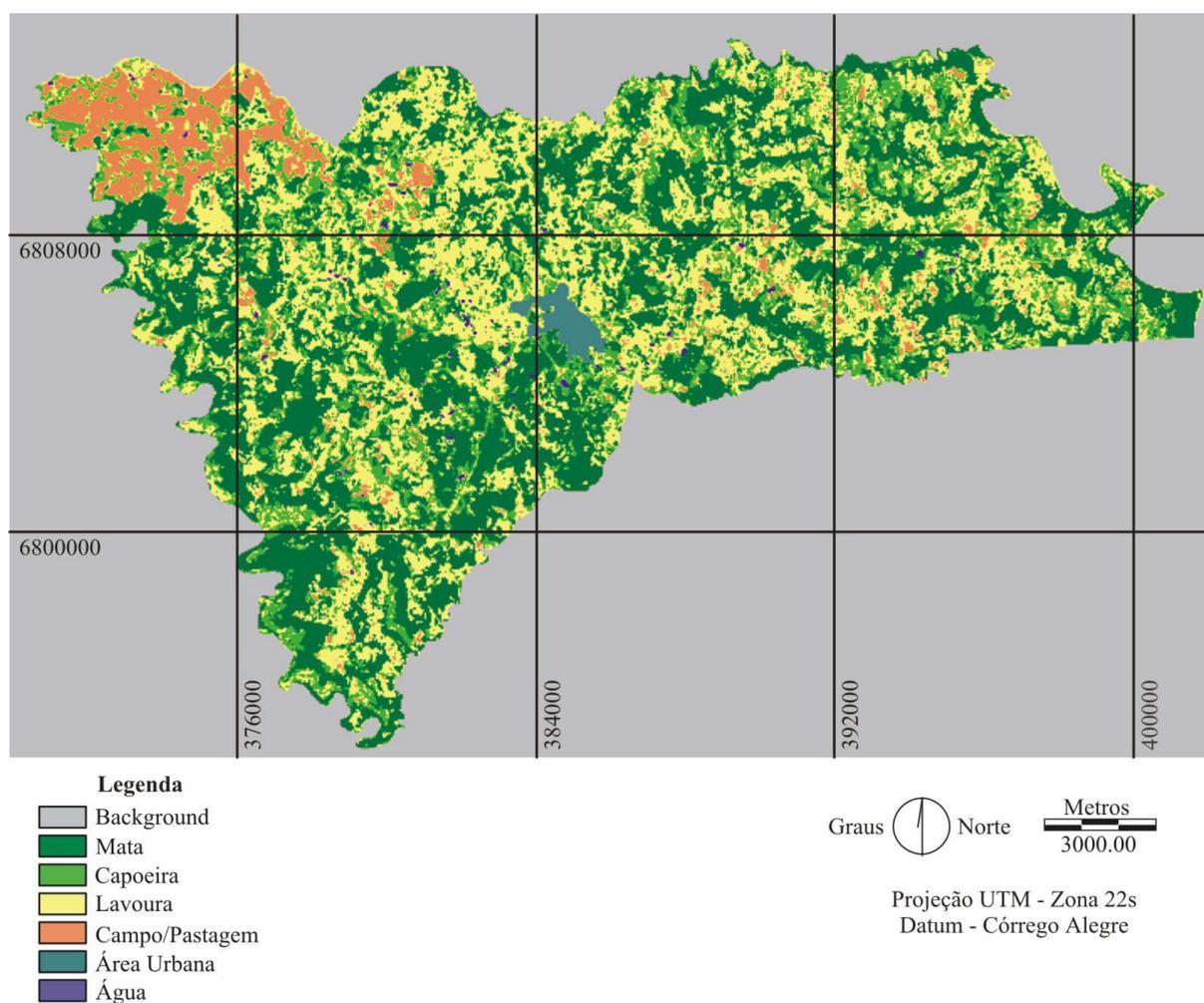
A área urbana teve um pequeno incremento de 0,44% e as áreas ocupadas por água também, passando de 2,15 para 2,27%. Esse resultado encontrado pela classe água é devido

ao aumento da construção de reservatórios artificiais (açudes).

Na imagem de 1985 (**figura 1**) observa-se ainda a presença de sombra (0,64%) e nuvens (3,17%). As áreas com sombra se distribuem nas encostas ao longo da imagem e as áreas ocupadas por nuvens se distribuem na porção leste do município, onde está inserido o rio Guaporé.



**Figura 1:** Mapa de uso e cobertura do solo do ano de 1985 da área de estudo



**Figura 2:** Mapa de uso e cobertura do solo do ano de 2002 da área de estudo.

**Tabela 1:** Dados de uso e cobertura do solo do município de Arvorezinha dos anos de 1985 e 2002

Tipo de Cobertura	Área (km <sup>2</sup> )		%	
	1985	2002	1985	2002
Mata	104,91	114,28	37,80	41,18
Capoeira	15,21	41,25	5,48	14,86
Lavoura	112,58	96,01	40,57	34,60
Campo/pastagem	27,24	17,43	9,82	6,28
Área Urbana	1,01	2,21	0,37	0,81
Água	5,96	6,31	2,15	2,27
Sombra	1,76	-	0,64	-
Nuvens	8,82	-	3,17	-
<b>TOTAL</b>	<b>277,49</b>	<b>277,49</b>	<b>100</b>	<b>100</b>

Na **tabela 2** estão expressos os valores de área de cada um dos fragmentos da classe mata dos anos de 1985 e 2002.

**Tabela 2:** Valores relativos área de cada fragmento de mata.

Parâmetro	Descrição da métrica da classe mata	Área (ha)	Anos			
			1985		2002	
			N° frag.	%	N° frag.	%
ÁREA	Tamanho dos fragmentos	< 1	825	67,79	1359	78,42
		1 a 5	261	21,45	263	15,18
		>5	131	10,76	111	6,40
<b>TOTAL</b>			<b>1217</b>	<b>100</b>	<b>1733</b>	<b>100</b>

**Tabela 3:** Valores dos índices selecionados para a classe mata.

Parâmetro	Descrição das métricas da classe mata	Anos	
		1985	2002
PLAND	Porcentagem da paisagem ocupada por mata (%)	37,8721	42,0781
LPI	Porcentagem da paisagem ocupada pelo maior fragmento (%)	15,9269	8,6659
NP	Numero de fragmentos em existentes na classe	1217	1733
PD	Número de fragmentos da classe em 100 ha da paisagem	4,4223	6,2516
Area mn	Tamanho médio dos fragmentos (ha)	8,5640	6,7308
TE	Soma de todas as bordas da classe (ha)	5575,6439	6794,7075
TCA	Soma das áreas centrais de toda a classe (ha)	4846,7147	4869,7200
SHAPE-mn	Índice de forma médio	1,3735	1,3935
ENN-mn	Distância média do vizinho mais próximo (m)	88,6748	66,0934

Na **tabela 2** pode-se observar a presença de 1217 fragmentos de mata presentes na paisagem de 1985, sendo que 67,79% apresentam tamanho menor de 1 ha, e apenas 10,76% apresentam área maior que 5 ha. No ano de 2002, o número de fragmentos de mata menores que 1 ha aumentou para 78,42% e o número de fragmentos com mais de 5 ha baixou para 6,40%. Esses resultados indicam que a fragmentação reduziu consideravelmente o tamanho dos fragmentos.

A **tabela 3** expressa os valores dos índices calculados pelo *software* Fragstats referente a classe de uso e cobertura do solo mata.

Os dados da **tabela 3** corroboram essa diminuição observada no tamanho dos fragmentos. Pode ser observado que embora tenha ocorrido um aumento percentual da classe mata (PLAND), que ocupava 37,8721% da área em 1985 e passou para 42,0781% em 2002, o número de fragmentos desta classe aumentou de 1217 (em 1985) para 1733 (em 2002). Esse aumento também foi seguido de uma diminuição no tamanho médio dos fragmentos, passando de 8,5640 ha em 1985 para 6,2516 ha em 2002. Segundo Macgarigal & Marks (1995) quanto menor for o tamanho médio dos fragmentos, mais fragmentada é a paisagem. Conforme Bender *et al.*, 1998, em situações nas quais a fragmentação cria um grande número de fragmentos a partir de um sistema contínuo, as espécies que ocupam o interior do fragmento deverão sofrer um declínio em suas populações, pois estarão atuando em conjunto os efeitos do tamanho do fragmento e da perda de hábitat. A medida que o fragmento diminui continuamente de tamanho pode ocorrer a situação em que todo o fragmento seja constituído

por habitats com características de borda. Outras características que corroboram essa diminuição no tamanho dos fragmentos, é a percentagem de área ocupada pelo maior fragmento (LPI), que passou de 15,9269 para 8,6659 e o número de fragmentos por 100 ha de paisagem (PD), que passou de 4,4223 para 6,2516.

A forma média dos fragmentos (SHAPE) foi praticamente mantida, passando de 1,3735 em 1985 para 1,3935 em 2002, que, pelo índice obtido, apresenta uma forma semelhante a um retângulo com lado L e 7L. É importante ressaltar que para mapas no formato matricial, esta métrica indica que a forma do padrão do fragmento é um quadrado (SHAPE=1). Portanto, quanto mais distante o fragmento estiver desta forma padrão, mais irregular se torna.

Neste trabalho foi utilizado um limite de 50 metros como zona de efeito de borda sobre todos os fragmentos de mata na paisagem. Segundo Pires (1995), quanto maior a distância entre as extremidades (bordas) e o centro do fragmento, maior a proteção das espécies do interior destas áreas em relação às ameaças externas. Diversas conseqüências biológicas têm sido relatadas como resultado da criação de bordas. São mudanças que afetam seriamente as condições microclimáticas da floresta até certa distância a partir da borda (Kapos 1989). Estas mudanças, no entanto, não são permanentes e evoluem com o tempo a medida em que a borda se fecha devido ao crescimento da vegetação. Pode-se observar na **tabela 3** que a soma de todas as bordas da classe mata (TE) apresentaram um aumento considerável do ano de 1985 para o ano de 2002 de 1219,0636 ha. Entretanto, analisando o soma das áreas centrais (TCA) não se observa uma variação significativa, isto pode indicar que os fragmentos, embora em maior número, estão mais recortados e portanto mais sujeitos ao efeito de borda.

Em relação à distância média do vizinho mais próximo, nota-se que no ano de 1985 a distância era de 88,6747m, diminuindo para 66,0934m no ano de 2002. Provavelmente, essa diminuição de 22,5814m, deve-se ao aumento do número de fragmentos existentes na paisagem, o que acarretou numa fragmentação maior, diminuindo a distância existente entre eles.

#### 4. Referências Bibliográficas

- Bender, D.J.; Contreras, T.A.; Fahrig, L. 1998. Habitat loss and population decline: a meta-analysis of patch size effect. **Ecology**, v.79, n.2, p. 517-533.
- Cullen, L. 1997. **Hunting and biodiversity in Atlantic Forest fragments, São Paulo, Brazil**. Gainesville, FL: University of Florida, 1997. 144p. Thesis of Master of Arts - University of Florida.
- DSG (Diretoria do Serviço Geográfico do Exército Brasileiro). Cartas Topográficas. Porto Alegre: DSG, 1979. Folhas: SH. 22-V-B-IV-4 de Arvorezinha e SH. 22-V-B-IV-3 de Soledade-E
- Eastmann, J.R. 1998. **Idrisi for Windows: introdução e exercícios tutoriais**. Editores da versão em português: Henrich Hasenack e Eliseu Weber. Porto Alegre: UFRGS. Centro de Recursos IDRISI.
- Forman, R.T.T; Godron, M. 1986. **Landscape Ecology**. New York, John Willy & Sons., 619p.
- Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, 5: 173-185.
- Kramer, E. A. 1997. Measuring landscape changes in remnant tropical dry forests. In: Laurance, W. F.; Bierregaard, R.O. (Eds.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. London: The University of Chicago Press, 616 p.
- Landis, J.R.; Koch, G.G. 1977. The measurement of observer agreement for categorical data.

- Biometrics, v.33, p.159-174.
- McGarigal, K & Marks, B. J. 1995. **FRAGSTATS: spatial patterns analysis program for quantifying landscape structure**. Portland: USDA, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 122p.
- McGarigal, K., S. A. Cushman, M. C. Neel, and E. Ene. 2002. Fragstats: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. **Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst**. Disponível em: [www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html](http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html)
- Pires, J.S.R. 1995. **Análise Ambiental Voltada ao Planejamento e Gerenciamento do Ambiente Rural: abordagem metodológica aplicada ao município de Luiz Antonio – SP**. São Carlos, PPG-ERN/UFSCar. (Tese de Doutorado)
- Schowengerdt, R.A. 1997. Remote Sensing: model and methods for image processing. London: Academic Press Inc. 522p.
- Turner, M.G. 1987. Spatial simulation of landscape changes in Georgia: a comparison of transition models. **Landscape Ecology**, v.1, p.27-39.
- Volotão, C.F. de Sá. 1998. **Trabalho de análise espacial: Métricas do Fragstats**. INPE, São José dos Campos, São Paulo – SP.