

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA  
Instituto de Geociências e Ciências Exatas  
Campus de Rio Claro

Análise Espaço Temporal da Dimensão Fractal de Matas  
Ciliares na Alta Bacia do Rio Passa Cinco – Centro Leste do  
Estado de São Paulo

Orientador: Prof. Dr. Marcos César Ferreira

Dissertação de Mestrado elaborada junto ao  
Programa de Pós-Graduação em Geografia  
- Área de Concentração em Análise da  
Informação Espacial, para  
obtenção do Título de  
Mestre em Geografia

Rio Claro (SP)  
2003

Comissão Examinadora

---

---

---

---

---

---

- aluno (a)-

Rio Claro, \_\_\_\_\_ de \_\_\_\_\_ de \_\_\_\_\_

Resultado: \_\_\_\_\_

**Dedico a todas as pessoas que me ajudaram  
direta e indiretamente, na realização  
deste trabalho.**

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus.

Aos meus pais por acreditar.

A minha família pelo apoio.

Ao orientador, Marcos pela orientação, conselhos e confiança, durante o desenvolvimento desta dissertação.

Aos Profs. Harold Gordon Fowler e Paulo Milton Barbosa Landim, pelas dicas e sugestões.

Às Profas. Lúcia Helena de Oliveira Gerardi e Iandara Mendes Alves, pela confiança e apoio.

Ao amigo, Ângelo Gilberto Manzatto, pela ajuda com a florística dos fragmentos de matas ciliares.

A todos os funcionários do prédio da Pós-graduação em Geografia, da Biblioteca, do Departamento de Ecologia e do CEAPLA, pela ajuda indispensável.

Aos grandes amigos, Lucas Barbosa e Souza, José Carlos Toledo Veneziani Jr. (Kiko) e Paulo Cristiano de Anchieta Garcia (Paulo Perereca), pela ajuda, convivência e amizade.

As amigas, Ana Paula Silva e Lima, Cristiane da Silva Ramos, Iara Regina Nocentini André, Raquel Flores dos Santos e Vera Campos, pelos palpites, conselhos, mas, principalmente, pelo apoio, carinho e amizade.

Aos amigos e amigas, Adalberto, Adriano, Ana Lúcia, Angelis, Anelise, Artur, Beto, Cagaio, Clara, Cláudio, Carlão, Carol Nocentini, Dani, Denise, Fabiana, Gaúcho, Júlia, Leandro, Li, Lívia, Maika, Makiya, Mantovani, Mara, Marcelo, Marina, Marta, Olavo, Pau Brasil, Paulo Jararaca, Priscila, Potira, Rômulo, Sérgio, Silvio, Suzi, Zara.

Aos amigos e amigas que por ventura esqueci de mencionar, muito obrigado.

A FAPESP, pela concessão da bolsa de estudo.

**“ The art of asking the right questions  
in mathematics is more important  
than the art of solving them.”<sup>1</sup>  
(Georg Cantor)**

**“ Why is geometry often described as ‘cold and dry’ ? One reason  
lies in its inability to describe the shape of cloud, a mountain, a  
coastline, or a tree. Clouds are not spheres, coastlines are not  
circles, and bark is not smooth, nor does lightning travel in a  
straight line. (...) The existence of these patterns challenges  
(...) to investigate the morphology of the amorphous.”<sup>2</sup>  
(Benoit B. Mandelbrot)**

---

<sup>1</sup> A arte de elucidar questões corretamente em matemática é mais importante do que a arte de solucioná-las.

<sup>2</sup> Por que a geometria freqüentemente é fria e seca ? Se é incapaz de descrever a forma de uma nuvem, de uma montanha, de uma linha de costa e de uma árvore. Nuvens não são esferas, as montanhas não são cones, as linhas de costa não são circulares, a casca da árvore não é lisa, nem a luz viaja em linha reta (...) A existência destas formas representam um desafio (...) a investigação da morfologia do amorfo.

# SUMÁRIO

Índice .....	vii
Índice de Tabelas .....	ix
Índice de Figuras .....	xi
Lista de Anexos .....	xv
Resumo .....	xvi
Abstract .....	xvii
I – Apresentação .....	18
II – Geometria Fractal e Ecologia da Paisagem .....	50
III – Influência da Resolução Espacial e da Extensão da área Estudada na Estimativa da Dimensão Fractal de Fragmentos de Matas ciliares .....	71
IV – Evolução Espaço Temporal da Dimensão Fractal das Matas Ciliares na Alta Bacia do Rio Passa Cinco .....	101
V – Considerações Finais .....	137
VI – Referências Bibliográficas .....	140
VII – Anexos .....	153

# ÍNDICE

I – Apresentação .....	18
1.1. – Introdução .....	18
1.2. – Área de Estudo: Características Fisiográficas e Localização .....	22
1.3. – Dinâmica Espaço-Temporal das Matas Ciliares na Alta Bacia do Rio Passa Cinco no Período de 1962 a 1995 .....	25
1.4. – Procedimentos Metodológicos .....	33
1.4.1. – Elaboração da Base Cartográfica .....	33
1.4.2. – Levantamento dos Dados de Matas Ciliares por Sensoriamento Remoto .....	34
1.4.2.1. – Interpretação por Fotografia Aéreas .....	34
1.4.2.2. – Interpretação da Imagem HRV-SPOT .....	35
1.4.2.3. – Verificação em Campo .....	36
1.4.3. – Digitalização da Base de Dados .....	36
1.4.4. – Correção e Georreferenciamento da Base de Dados .....	37
1.4.5. – Organização da Base de Dados .....	40
1.4.6. – Procedimentos para a Avaliação da Influência da Resolução e da Extensão na Estimativa da Dimensão Fractal .....	40
1.4.7. – Evolução Espaço-Temporal da Dimensão Fractal das Matas Ciliares .....	46
1.4.7.1. – Avaliação das Conseqüências Ecológicas da Degradação das matas ciliares .....	48
II – Geometria Fractal e Ecologia da Paisagem .....	50
2.1. – Introdução.....	50
2.2. – A Ecologia da Paisagem .....	51
2.3. – Geometria Fractal: Conceitos Fundamentais .....	57
2.4. – Métodos para Estimativa da Dimensão Fractal Aplicados à Análise de Paisagens .....	60
2.4.1. – Métodos Baseados em Entidades Discretas .....	61

2.4.2. – Métodos Baseados na Representação Estatística .....	63
2.5. – Quantificação da Estrutura da Paisagem Através da Geometria	
Fractal .....	64
III – Influência da Resolução Espacial e da Extensão da Área Estudada na	
Estimativa da Dimensão Fractal de Fragmentos de Matas Ciliares.....	71
3.1. – Introdução .....	71
3.2. – Influência da Resolução Espacial e da Extensão da Área Estudada na	
Estimativa da Dimensão Fractal: Conceitos Fundamentais .....	74
3.3. – Influência da Resolução Espacial e da Extensão da Área Estudada na	
Estimativa da Dimensão Fractal: O Caso das Paisagens Ripárias	
Localizadas na Alta Bacia do Rio Passa Cinco .....	83
IV – Evolução Espaço Temporal da Dimensão Fractal das Matas Ciliares na Alta Bacia	
do Rio Passa Cinco .....	101
4.1. – Introdução .....	101
4.2. – A origem da Forma Geométrica dos Arranjos Espaciais da Paisagem .....	102
4.2.1. – Interações ecológicas .....	103
4.2.2. – Interações antrópicas .....	106
4.2.3. – Interações abióticas .....	107
4.3. – Geometria dos Fragmentos Florestais e Perturbações do Ecossistema .....	109
4.4. – Caracterização Geomorfológica da Alta Bacia do Rio Passa Cinco .....	112
4.5. – Evolução Espaço-Temporal da Dimensão Fractal da Mata Ciliar no Período	
de 1962 a 1995 .....	117
4.6. – Avaliação das Conseqüências Ecológicas da Degradação da Mata Ciliar .....	129
V – Considerações Finais .....	137
VI – Referências Bibliográficas .....	140
VII – Anexos .....	153



## ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 – Valores em hectares (ha) das áreas de matas ciliares no período de 1962 a 1995 .....	29
Tabela 2 – Material cartográfico utilizado .....	33
Tabela 3 – Material fotográfico utilizado .....	34
Tabela 4 – Imagem utilizada .....	35
Tabela 5 – Escala espacial e temporal dos processos ecológicos e suas ordens de magnitude .....	54
Tabela 6 – Valores de índices de paisagem em função da resolução espacial de imagens orbitais .....	79
Tabela 7 – Índice (H) de associação entre a dimensão fractal (D) e a magnitude de ocorrência dos processos ecológicos .....	81
Tabela 8 – Valores da dimensão fractal (D) segundo o método de cálculo e a resolução espacial .....	83
Tabela 9 – Resultados da Análise de Variância dos valores de D segundo os métodos desenvolvidos por Mandelbrot (métodos 1 e 2) e o método desenvolvido por Clarck (método 3) .....	91
Tabela 10 – Teste de Tukey e Scheffé, para o método 1 .....	92
Tabela 11 – Teste de Tukey e Scheffé, para o método 2 .....	92
Tabela 12 – Teste de Tukey e Scheffé, para o método 3 .....	93
Tabela 13 – Variâncias das amostras segundo o método de cálculo de D e a resolução espacial .....	94
Tabela 14 – Valores do coeficiente de determinação e do índice de significância, segundo a dimensão fractal (D) e a resolução espacial, com base no método 4 .....	94
Tabela 15 – Valores dos parâmetros da estrutura da paisagem em relação ao “extent” .....	95

Tabela 16 – Valores de F e F crítico segundo o método analisado para estimar D em função da extensão da área .....	97
Tabela 17 – Teste de Tukey e Scheffé, para os métodos 1 e 2 de Mandelbrot (1983), e pelo método 3 de Clark, apud (McGariagal, 1995) .....	98
Tabela 18 – Valores do erro padrão, segundo o método utilizado e a amostra de extensão da área .....	99
Tabela 19 – Valores da dimensão fractal (D) e erros padrões correspondentes (E) .....	100
Tabela 20 – Área de ocupação esperada das matas ciliares em relação às unidades geomorfológicas .....	116
Tabela 21 – Estimativa do coeficiente de variação da dimensão fractal para o período de 1962 – 1995 .....	117
Tabela 22 – Valores do índice de perturbação para o período de 1962 a 1995 .....	126

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 – Localização da área de Estudo .....	22
Figura 2 – Mapeamento multitemporal das matas ciliares no período de 1962 – 1995 .....	26
Figura 3 – Remanescentes de matas ciliares restritos a áreas de acentuado declive .....	27
Figura 4 – Degradação de fragmentos florestais de matas ciliares pela ocupação imobiliária (chácaras) (A) e pela agricultura (B) .....	27
Figura 5 – Configuração de mosaico da paisagem .....	28
Figura 6 – Área de matas ciliares degradada ao longo do Rio da Cabeça .....	29
Figura 7 – Degradação de matas ciliares provocada por areieiros (A) e pela cana-de-açúcar (B) .....	30
Figura 8 – Locais em que as matas ciliares regeneraram: (A) Córrego Ubá, (B) Rio Pirapitinga e (C) Ribeirão da Lapa e Cantagalo .....	30
Figura 9 – Paisagem em processo de regeneração .....	31
Figura 10 – Evolução das áreas totais de matas ciliares no período de 1962 – 1995 .....	32
Figura 11 – Distorções provocadas pela plataforma e pela rotação terrestre .....	37
Figura 12 – Distorção provocada pela curvatura terrestre .....	38
Figura 13 – Mapa de localização dos pontos de controles utilizados para o Georreferenciamento .....	39
Figura 14 – Mapas dos fragmentos florestais de mata ciliar obtidos pela simulação numérica de diferentes resoluções espaciais .....	41
Figura 15 – Amostras de diferentes extensões utilizadas na estimativa de D .....	45
Figura 16 – Seqüência metodológica empregada na pesquisa .....	49
Figura 17 – Diagrama hierárquico proposto por Delcourt (1983) .....	55
Figura 18 – Exemplo de auto-semelhança do relevo de costa .....	60
Figura 19 – Configurações espaciais de paisagens de antrópicas e naturais .....	65

Figura 20 – Variação dos valores da dimensão fractal (D) em relação a área (A) de fragmentos florestais, determinados por sucessivas regressões .....	66
Figura 21 – Variação dos valores da dimensão fractal (D) em relação a um índice de perturbação (I) de paisagens impactadas .....	67
Figura 22 – Mapa da distribuição geográfica da dimensão fractal de paisagens na costa leste dos EUA .....	68
Figura 23 – Tipos de representação de dados em Sistemas de Informação Geográfica .....	72
Figura 24 – Diferentes tipos de representações matriciais (raster) em um mapa .....	73
Figura 25 – Costa sudoeste da Inglaterra ampliada 80 vezes .....	75
Figura 26 – Efeitos da mudança da resolução espacial na forma dos objetos da paisagem, considerando-se a mesma escala cartográfica .....	76
Figura 27 – Efeitos do tamanho da área no truncamento dos objetos da paisagem .....	77
Figura 28 – Relação entre a resolução espacial de imagens e índices de paisagem .....	80
Figura 29 – Efeito da resolução espacial na estimativa da dimensão fractal .....	84
Figura 30 – Variação da dimensão fractal (D) em função da resolução espacial .....	86
Figura 31 – Variações geométricas de um fragmento de mata ciliar em função da resolução espacial e da dimensão fractal .....	87
Figura 32 – Relação entre o número de pixels de um fragmento florestal estruturado no formato raster e o erro percentual associado à estimativa do seu perímetro .....	88

Figura 33 – Relação entre a variância dos níveis de cinza dos pixels em função da resolução de imagens TM de áreas florestadas .....	89
Figura 34 – Variância da dimensão fractal, segundo o método de estimativa de D e a resolução espacial .....	90
Figura 35 – Modificação da estrutura da paisagem pelo castor: (A) Habitat antes do estabelecimento do castor; (B) Habitat após o estabelecimento do castor .....	105
Figura 36 – Exemplos de quatro tipos de influências topográficas na origem de padrões espaciais em paisagens: (A) Influência topográfica da radiação solar; (B) Controle da topografia da radiação solar; (B) Controle da topografia na quantidade de água nos lagos; (C) Influência da topografia na canalização de ventos e (D) Influência dos processos geomorfológicos na fisionomia da paisagem .....	108
Figura 37 – Forma dos fragmentos em paisagem agrupados pela origem e forma: (A) fragmentos naturais, (B) fragmentos antrópicos .....	110
Figura 38 – Aspecto geral da unidade vales fechados, mostrando áreas de declive acentuado com vales profundos e encostas retilíneas .....	112
Figura 39 – Aspecto geral da unidade colinas, mostrando a suavidade das vertentes e a convexidade do topo à base .....	113
Figura 40 – Aspecto geral da unidade de vales abertos, mostrando a ampla planície de inundação .....	114
Figura 41 – Aspecto geral da unidade de escarpas, mostrando o paredão abrupto e dissecado .....	115
Figura 42 – Variação da dinâmica da matéria orgânica do solo em diferentes escalas temporais .....	119
Figura 43 – Escalas temporais e espaciais dos processos ecológicos dos rios .....	120
Figura 44 – Modelo dos tipos de influência da topografia na distribuição das matas ciliares, proposto para Alta Bacia do Rio Passa Cinco .....	121
Figura 45 – Similaridade geométrica entre os padrões de mata ciliar original (A) e degradado (B), presentes na Alta Bacia do Rio Passa Cinco .....	122

Figura 46 – Valores do coeficiente de variação (CV) de D, correspondentes ao período 1962 – 1995, segundo as unidades geomorfológicas .....	123
Figura 47 – Evolução Espaço Temporal de D de Mata Ciliar: 1962 – 1995 .....	125
Figura 48 – Relação entre a evolução dos valores do índice de perturbação e da área dos fragmentos de mata ciliar, no período de 1962 a 1995, na unidade de vales abertos .....	126
Figura 49 – Relação entre a evolução dos valores do índice de perturbação e da área dos fragmentos de mata ciliar, no período de 1962 a 1995, na unidade colinas .....	127
Figura 50 – Relação entre a evolução dos valores do índice de perturbação e da área dos fragmentos de matas ciliares, no período de 1962 a 1995, na unidade de vales fechados .....	128
Figura 51 – Diagrama de frequência dos valores de D para os fragmentos de matas ciliares no ano de 1995 .....	129
Figura 52 – Relação entre D e o tamanho dos fragmentos de matas ciliares para a Alta Bacia do Rio Passa Cinco .....	130
Figura 53 – Variação de D em relação à área (A) de fragmentos florestais .....	131
Figura 54 – Relação entre a densidade de borda e o tamanho dos fragmentos de matas ciliares para a Alta Bacia do Rio Passa Cinco .....	132
Figura 55 – Densidade de borda de fragmentos de mata atlântica em relação ao tamanho do fragmento .....	133
Figura 56 – Modelo sucessional do efeito de borda de fragmentos de matas ciliares para a Alta Bacia do Rio Passa Cinco .....	134

## LISTA DE ANEXOS

Anexo 1 – Matas ciliares localizadas na alta Bacia do Rio Passa Cinco no ano de 1962 .....	154
Anexo 2 – Matas ciliares localizadas na alta Bacia do Rio Passa Cinco no ano de 1972 .....	155
Anexo 3 – Matas ciliares localizadas na alta Bacia do Rio Passa Cinco no ano de 1978 .....	156
Anexo 4 – Matas ciliares localizadas na alta Bacia do Rio Passa Cinco no ano de 1988 .....	157
Anexo 5 – Matas ciliares localizadas na alta Bacia do Rio Passa Cinco no ano de 1995 .....	158
Anexo 6 – Teste de normalidade da dimensão fractal (D).....	159
Anexo 7 – Teste de auto-correlação espacial da dimensão fractal (D) .....	160
Anexo 8 – Mapa geomorfológico da alta Bacia do Rio Passa Cinco .....	161

## Resumo

Este trabalho apresenta uma discussão sobre os conceitos fundamentais utilizados em pesquisas voltadas ao estudo de ecologia de paisagem, através da dimensão fractal. Neste trabalho são revistos tópicos básicos sobre ecologia da paisagem e geometria fractal. Discutimos ainda, algumas aplicações da geometria fractal na identificação de impactos ambientais em paisagens. Apresentamos um estudo de caso avaliando a influencia da resolução espacial e do tamanho da área mapeada na estimativa da dimensão fractal (D) de paisagens ripárias. Para verificar esta influência selecionamos quatro métodos fractais baseados na relação área-perímetro. Os resultados mostram que a resolução espacial interfere na estimativa de D dos fragmentos de matas ciliares. Observamos através da simulação da resolução espacial, dos fragmentos de matas ciliares, que as resoluções de 1000m, 500m, 100m e 50m apresentam diferenças significativas na estimativa de D e somente a partir de 50m de resolução, os valores de D não apresentam variações significativas. Este mesmo comportamento foi apresentado pelos quatro métodos utilizados. Entretanto o método desenvolvido por Lovejoy (1982) foi o que apresentou a maior variação na estimativa de D (15,7%), quando comparada com a variação da estimativa de D, dos outros três métodos desenvolvidos por Mandelbrot (1983) e Clark (1995), que apresentaram 8,5%, 8,2% e 8,8% respectivamente. Em relação à extensão da área mapeada na estimativa da dimensão fractal não apresenta variação significativa. Os resultados referentes à evolução espaço temporal das matas ciliares no período de 1962 a 1995, mostrou que D não teve grande variação. Entretanto, quando avaliamos a dimensão fractal dos fragmentos florestais de matas ciliares correlacionadas à unidades geomorfológicas, apresentou variações significativas. Estas variações estão relacionadas a topografia destas unidades, que atuam com um regulador natural da dimensão fractal, da Alta Bacia do Rio Passa Cinco, no tempo



## **Abstract**

This paper presents a theoretical discussion about landscape ecology and fractal geometry. Basic topics of landscape ecology and fractal geometry are reviewed, and different ways of interpreting landscape ecology by using fractal geometry as an index of environmental change are herein proposed. This paper also presents a study case to evaluate the influence of spatial resolution and the extent of the Fractal Dimension (D) of riparian landscapes. Four fractal methods were selected to analyze such an influence. To compare the influence of resolution and extent of D, statistical inference was used. The results showed that the resolution altered the fractal estimate of riparian landscapes, i. e. the fractal indices are sensitive to the spatial resolution change. The results also showed that resolutions with 1000m, 500m, 100m and 50m are those which are more sensitive to fractal estimates, and that only from the 50m resolution on is this effect not present, although this behavior is noted in all methods studied. The Lovejoy's Fractal Method, however, is the one that presents the greatest variance when compared to the Mandelbrot's and Clark's Fractal Methods. The variance of the Lovejoy's Fractal Method is 15,7 % while variances verified by other methods are 8,5 %, 8,2% and 8,8%, respectively. Extent change was not found to have any sensitive influence on the estimative of fractal dimension. The results of spatial and temporal change of the riparian landscapes in the 1962 – 1995 period showed that D are not present variation. Although when evaluate the variation of fractal dimension correlated with geomorphological units presents significative variations. This variation is related with an environmental regulator of the variation of D in the time.

## **I. Apresentação**

### **1.1- Introdução**

Os ecossistemas naturais vêm sofrendo perturbações ambientais antes do surgimento da agricultura, quando o fogo e a caça eram utilizados. Com o surgimento da agricultura e da pecuária, o desmatamento tem provocado uma rápida diminuição da cobertura vegetal natural nas regiões tropicais e subtropicais.

No Brasil, principalmente nas porções meridionais e orientais da Amazônia, as atividades madeireiras, agrícolas e pecuárias, aliadas a um processo histórico de ocupação desordenada, são responsáveis pela concentração do desmatamento.

No Estado de São Paulo, a mata atlântica ocupava uma área de 81,8 % da superfície do Estado em 1900, e em 1990, estes valores atingiram a taxa de 7,16 %. No interior do Estado, as regiões de Campinas, Piracicaba e Rio Claro, sofreram uma redução de 3,8 % da cobertura vegetal primitiva durante o período de 1985 a 1990 (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA e INPE, 1993).

Uma das primeiras conseqüências do desmatamento é a fragmentação da paisagem, que passa a ser composta por mosaicos de vegetação nativa, estruturados em fragmentos florestais de diferentes áreas e formas.

Um fragmento florestal pode ser definido como qualquer floresta natural interrompida por barreiras antrópicas ou naturais, capazes de interromper ou diminuir significativamente o fluxo de animais, pólen e ou sementes (VIANA et al., 1992).

A estrutura e a dinâmica do mesmo variam em função de uma série de fatores como: o histórico de perturbação; a forma do fragmento; o tipo de vizinhança e o grau de isolamento. Um fragmento florestal apresenta uma série de características que o diferenciam da floresta contínua da qual se

originou, e dependendo destas características, pode sofrer maior ou menor alteração (SHELHAS e GREENBERG, 1996).

O aspecto mais grave da fragmentação florestal é a perda de diversidade na paisagem, que ocorre através da modificação da sua estrutura física. Um dos fatores que mais afetam os fragmentos é o efeito de borda (VIANA & TABANEZ, 1997).

Segundo Forman & Godron (1996) o efeito de borda é definido como uma alteração na composição e ou na abundância relativa de espécies na parte marginal de um fragmento, causando alterações estruturais.

A vegetação localizada nas bordas passam a ser afetadas por um aumento intenso da radiação solar e de ventos, que causam aumento da temperatura e da diminuição da umidade do solo. A fragmentação ao mudar o microclima da floresta, torna-a mais iluminada e menos úmida, podendo favorecer o desenvolvimento das espécies pioneiras, comprometendo a estrutura dos fragmentos. O efeito de borda também afeta o comportamento da fauna, como por exemplo, a elevação das taxas de predação em ninhos (TABANEZ, 1995).

Além do efeito de borda outros padrões podem ser indicadores da perda de diversidade na estrutura da paisagem. Segundo Viana et al. (1992) estas modificações dependem:

- **Forma:** Fragmentos de forma arredondada ou circular apresentam baixa razão borda-interior enquanto os alongados apresentam uma alta razão borda-interior. Esta razão é muito importante, pois indica a área do fragmento que se encontra sobre o efeito de borda.
- **Tipo de vizinhança:** É muito importante para manter a sustentabilidade dos fragmentos florestais, pois as áreas vizinhas podem servir de corredores para os animais, possibilitando o fluxo gênico. A vizinhança também pode servir de banco de sementes, de propágulos e de barreira contra espécies invasoras, impedindo que ocorram perturbações nas áreas de vegetação nativa.
- **Grau de isolamento:** O grau de isolamento pode impedir o influxo (migração) de animais, pólen e sementes.

Para Turner (1989), estes padrões são resultantes de complexas interações biológicas, físicas e sociais, pois a maioria das paisagens tem sido influenciada pelo uso antrópico da terra, onde a configuração de mosaico é resultante de uma mistura de fragmentos naturais e antrópicos que variam em tamanho, forma e distribuição.

A padronização da paisagem em unidades ambientais está baseada na quantificação e na determinação dos padrões da heterogeneidade espacial, ou seja, os índices utilizados na mensuração da paisagem devem abordar aspectos significativos de seus padrões (O'NEILL et al., 1988).

Um dos índices mais utilizados na análise espacial das paisagens é a dimensão fractal. A análise espacial das paisagens florestais através da geometria euclidiana, tem se mostrado insuficiente para identificar a diversidade e a complexidade dos padrões espaciais da sua estrutura. Nestes casos a geometria fractal vem se mostrando como um método de análise espacial mais precisa (MALANSON, 1995).

Foi Mandelbrot, em 1983, que propôs uma nova geometria para descrever os padrões irregulares da natureza. Esta alternativa para enxergar a natureza, integrando várias áreas científicas, foi designada como *Geometria Fractal* ou *Teoria dos Fractais*. Ao procurar uma palavra que descrevesse melhor as formas irregulares e a nova geometria que acabara de descobrir, Mandelbrot se deparou com o adjetivo latino *fractus*, vindo do verbo *frangere*, que significa quebrar, fraturar (PEITGEN et al, 1992).

Muitos autores têm sugerido que as paisagens antrópicas exibem padrões mais simples que as paisagens naturais, quando medidas pela dimensão fractal. Quando influenciadas por perturbações naturais possuem uma resposta diferente daquelas que são influenciadas por perturbações antrópicas. Para Burrough et al. (1981); Krummel et al. (1987), este fenômeno ocorre devido ao aumento da complexidade da paisagem.

Krummel et al. (1987), sugerem que a utilização da geometria fractal na quantificação da paisagem pode ajudar a formular hipóteses sobre os processos das interações espaciais dos padrões de sua estrutura. Esta técnica

pode auxiliar na análise de dados, com base nas variações dos valores da dimensão fractal, tendo implicações imediatas nas mudanças ambientais de grandes áreas.

As formações vegetais que mais sofreram com o desmatamento, provocado pela ação antrópica no Estado de São Paulo, foram as florestas de galeria que fitogeograficamente eram providas de diferentes formações vegetais com fisionomias e composições florísticas distintas, devido a grande diversidade da configuração geomorfológica dos locais onde se desenvolveram (BENDIX, 1994). Atualmente, a formação floresta ripária também chamada de “floresta mesófila”, localiza-se principalmente na Depressão Periférica Paulista, acompanhando os cursos dos rios que nascem nos contrafortes das serras do Mar e da Mantiqueira, expandindo-se em direção ao Rio Paraná, onde apresenta grande exuberância ao longo de sua calha (CATHARINO, 1989).

A vegetação ciliar, ripária ou de galeria, é uma formação típica de margens de rios, córregos e lagos e ocorrem nas porções de terreno que incluem tanto a ribanceira de um curso d’água como também a planície de inundação (REICHART, 1989).

As matas ciliares têm uma grande importância, pois são reguladoras de fluxos de água superficial e de sedimentos que levam e transportam nutrientes das áreas mais altas da bacia hidrográfica para o ecossistema aquático. Além disto, atuam como filtros desempenhando o papel de sistema tampão, sendo também um importante refúgio de populações de aves e mamíferos.

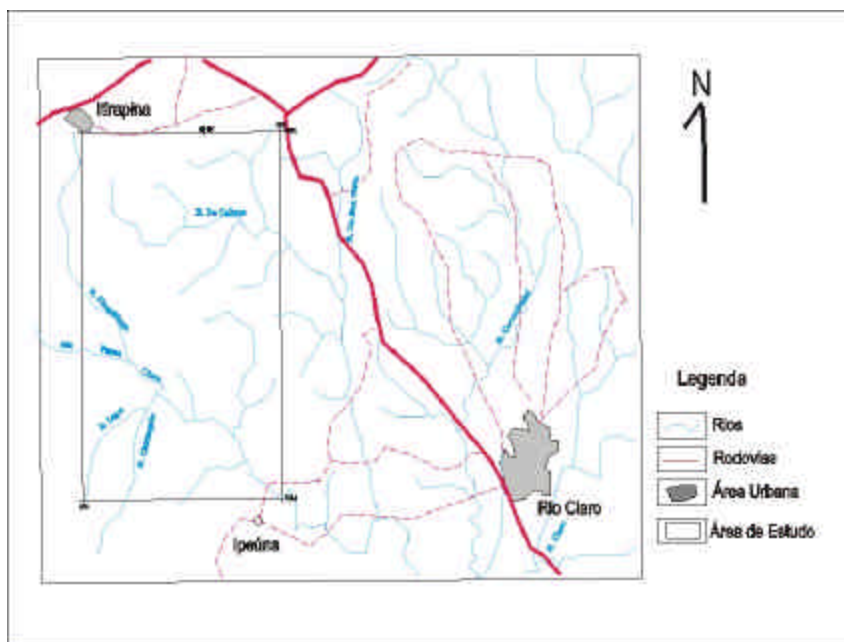
Apesar de serem áreas protegidas pela Constituição Federal de 1988, artigo 222§ 3º Machado (1989), as florestas ciliares têm sofrido com o desmatamento provocado pela expansão da agricultura, pecuária e a especulação imobiliária.

Em função das observações expostas acima, é urgente a necessidade de efetuar um mapeamento da evolução temporal e espacial dos fragmentos de vegetação ripária nas nascentes do Rio Passa Cinco, através de metodologias baseadas na análise fractal, pois esta área localiza-se em uma região muito rica em mananciais, classificada pela CETESB como uma das últimas Bacias Hidrográficas com potencial para o abastecimento urbano.

## 1.2- Área de estudo: características fisiográficas e localização

A área de estudo está localizada no município de Ipeúna – SP, e faz parte da APA – Corumbataí (Área de Proteção Ambiental), que é um espaço definido pela existência de características biológicas e paisagísticas que recomendam sua proteção. A lei federal 6.938/81 que estabelece a criação das Áreas de Proteção Ambiental data de 31/08/81, sendo até o momento instituídas no Estado de S. Paulo 15 APAs estaduais e 7 APAs municipais.

A bacia hidrográfica do Rio Passa Cinco tem aproximadamente 550 Km<sup>2</sup>, sendo seu centro localizado nas coordenadas 48°35' – 48°55' W e 22°15' – 22°35' S, como podemos observar na Figura 1 (RODRIGUES, 1991).



**Figura 1:** Localização da área de Estudo

A APA – Corumbataí tem uma área de 278.858 ha, abrangendo 14 municípios do Estado de São Paulo, dos quais apenas Itirapina tem sua área total dentro da mesma. O município de Ipeúna tem 64,58 % de seus domínios dentro desta APA. Sua criação é justificada pelos grandes potenciais cênicos,

climáticos e hidrotermais dos municípios constituintes, além da existência de grandes reservas minerais e sítios arqueológicos e geomorfológicos que estão submetidos a uma crescente pressão antrópica, principalmente devido a cana-de-açúcar e as pastagens, (RODRIGUES, 1991).

O Rio Passa Cinco nasce na Serra do Itaqueri (município de Itirapina), num dos compartimentos das Cuestas Basálticas nos limites da Depressão Periférica Paulista com o Planalto Ocidental, sendo um dos principais afluentes do Rio Piracicaba.

Quanto a caracterização climática, de acordo com a classificação de Koppen (1944), utilizada no trabalho de Rodrigues (1991), o clima predominante na bacia é do tipo Cwa, definido como clima quente e úmido com inverno seco, com total de chuvas no mês mais seco inferior a 30mm e com temperatura média do mês mais quente acima de 22° C e do mês mais frio abaixo de 18° C.

Os interflúvios estão localizados sobre as Serras de Itaqueri e Santana, que fazem parte do compartimento de Cuestas e Morros Testemunhos da província de Cuestas Basálticas, caracterizada por um relevo altamente escarpado. Neste relevo a vegetação nativa pode ser observada nos topos e nas encostas ravinadas, enquanto no sopé nota-se a presença das pastagens e da agricultura de cana-de-açúcar.

No relevo de Morretes Alongados e Espigões predominam interflúvios sem orientação preferencial, topos angulosos e achatados e encostas ravinadas com perfis retilíneos. Nesta área a vegetação nativa é encontrada nos topos angulosos, enquanto nos topos achatados encontram-se algumas plantações de *Eucalipitus* sp. e pastagens. No relevo de Colinas Médias predominam interflúvios com áreas de 1 a 4 Km<sup>2</sup>, topos aplainados e encostas com perfis convexos a retilíneos, onde predominam a agricultura de cana-de-açúcar.

No terço superior do Rio Passa Cinco ocorre a Formação Pirambóia, mas no entanto a maioria das nascentes de seus contribuintes está sobre as Cuestas Basálticas nas Formações Serra Geral e Botucatu. Nas Cuestas, a vegetação não sofre uma grande influência antrópica, devido ao difícil acesso para a mecanização.

A importância da relação entre as características geomorfológicas e a vegetação, está no fato de que as formas de evolução têm relação direta com a vegetação nativa, mas a compreensão desta relação, é obtida através da análise da topografia. Por exemplo, nas margens superiores a 5m acima dos canais fluviais há predomínio de estratos arbóreos; nas margens de 2 a 5m, encontram-se os estratos arbóreos-arbustivos e nas margens com menos de 2m predomina a vegetação rala e rasteira.

Quanto ao traçado do Rio Passa Cinco, pode-se caracterizar a mata galeria da seguinte forma: nos trechos retilíneos, a mata se desenvolve em igual largura em ambas as margens; nos trechos com curvatura superior a 100m, pode-se verificar a existência da mata arbórea ocupando maior área na parte interna, e nos trechos onde a curvatura é menor que 100m, também ocorre maior adensamento nas porções internas, desenvolvendo-se porém estratos arbóreos-arbustivos (TROPMAIR e MACHADO, 1974).

Dos tipos vegetacionais que ocorrem na Bacia do Rio Passa Cinco, pouco resta em termos de vegetação nativa remanescente. Porém, alguns fatores são responsáveis pela degradação desta formação vegetal remanescente, sendo em ordem decrescente de grandeza: a cultura da cana-de-açúcar, a citricultura, as pastagens, os reflorestamentos econômicos, a ocupação imobiliária e industrial, além das constantes ocorrências de incêndios criminosos.

Na bacia hidrográfica do Rio Passa Cinco, estas formações vegetais apresentam-se em fragmentos isolados de: mata mesófila semidecídua; mata de encosta; mata ciliar; cerradão; cerrado; campos sujos; várzeas e capoeiras (RODRIGUES, 1991).

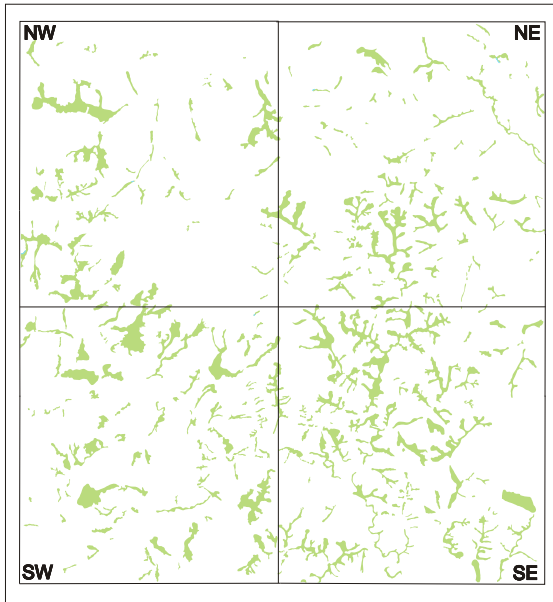
Na área de estudo observam-se alguns problemas ambientais causados pelo uso inadequado do solo, ou seja, a substituição da mata galeria em áreas agrícolas, principalmente de cana-de-açúcar, e dos areieiros, que suprimem a vegetação ciliar com o intuito de retirar areia dos leitos dos rios, causando distúrbios na distribuição da ictiofauna, no microclima e na dinâmica das encostas.



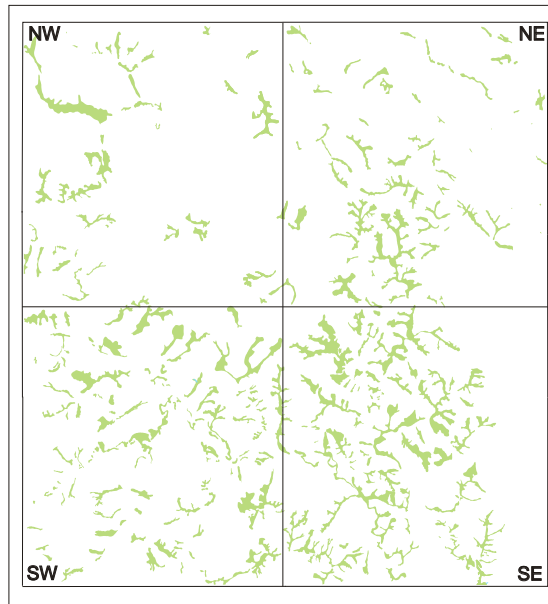
### **1.3- Dinâmica espaço-temporal das matas ciliares na alta Bacia do Rio Passa Cinco no período de 1962 a 1995**

No mapeamento multitemporal da dinâmica das matas ciliares, na alta bacia do Rio Passa Cinco, durante o período de 1962 a 1995, notamos na Figura 2, que as matas ciliares possuem uma densidade maior nas regiões sudeste e sudoeste, quando comparadas com as regiões nordeste e noroeste da área de estudo.

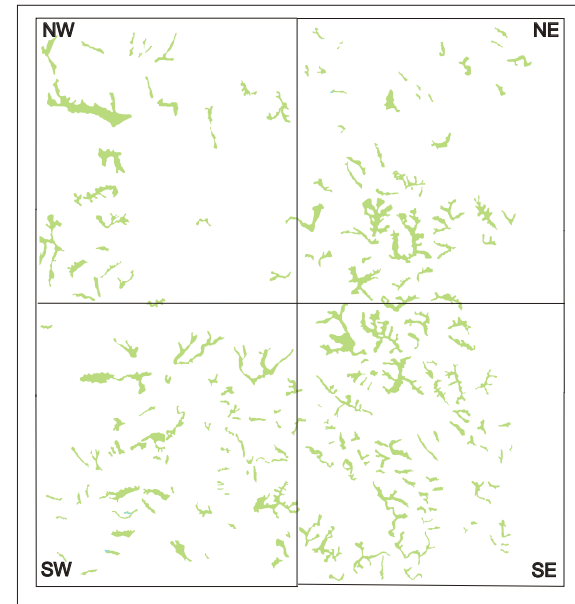
Este padrão de adensamento das matas ciliares está relacionado com as características geomorfológicas da área. Nas regiões sudeste e sudoeste, predominam o relevo de morretes alongados e espigões, com topos angulosos e encostas ravinadas com perfis retilíneos e padrão de drenagem dendrítico (RODRIGUES, 1991). Neste compartimento morfológico, os remanescentes florestais restritos às áreas de grande declividade, não foram degradados, devido ao difícil acesso que impossibilitam as atividades agrícolas (Figura 3).



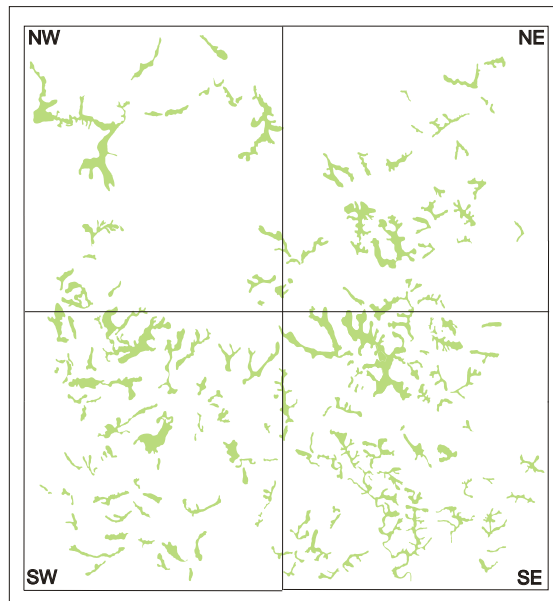
MATAS CILIARES EM 1962



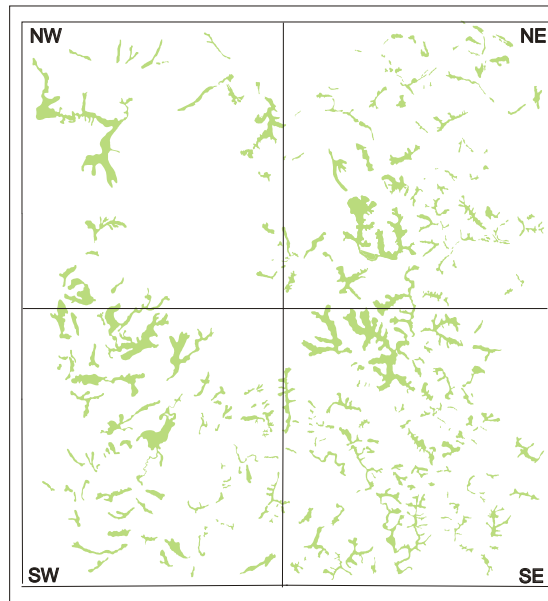
MATAS CILIARES EM 1972



MATAS CILIARES EM 1978



MATAS CILIARES EM 1988



MATAS CILIARES EM 1995

**MAPEAMENTO MULTITEMPORAL DAS MATAS CILIARES NA ALTA BACIA DO RIO PASSA CINCO**

**LEGENDA**  
 Matas Ciliares

N  

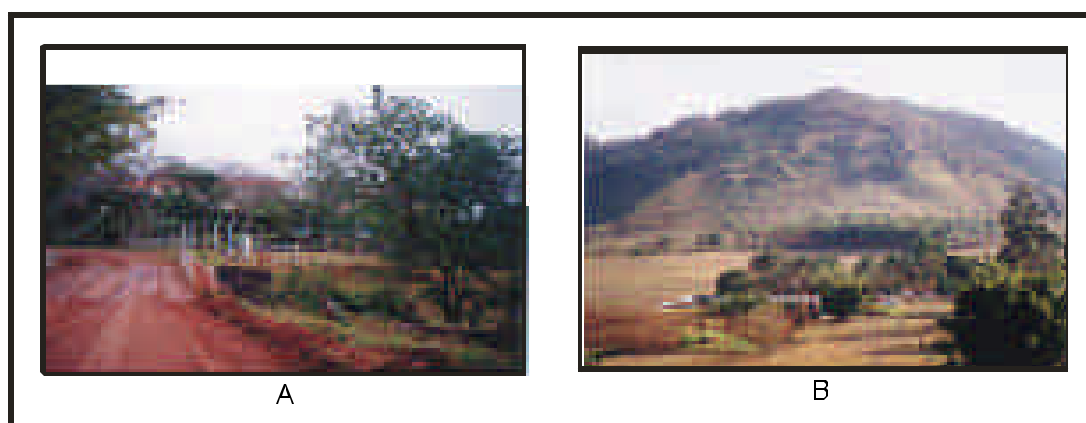

Organização: Thiago Salomão de Azevedo  
 Marcos César Ferreira  
 Apoio Financeiro FAPESP  
 Processo n 00/08517-2  
 UNESP - Rio Claro  
 10/10/2001

Figura 2: Mapeamento multitemporal das matas ciliares no período de 1962 - 1995



**Figura 3:** Remanescentes de matas ciliares restritos a áreas de acentuado declive (Foto de Thiago S. de Azevedo, 07/2001)

Já nas regiões nordeste e noroeste, o relevo predominante é o de colinas médias com topos aplainados e encostas com perfis convexos a retilíneos e padrão de drenagem sub-angular (RODRIGUES, 1991). Neste compartimento morfológico, os remanescentes florestais vêm sofrendo forte influência antrópica, onde as atividades agrícolas e a ocupação imobiliária são predominantes. (Figura 4).



**Figura 4:** Degradação de fragmentos florestais de matas ciliares pela ocupação imobiliária (chácaras) (A) e pela agricultura (B) (Foto de Thiago S. de Azevedo, 07/2001)

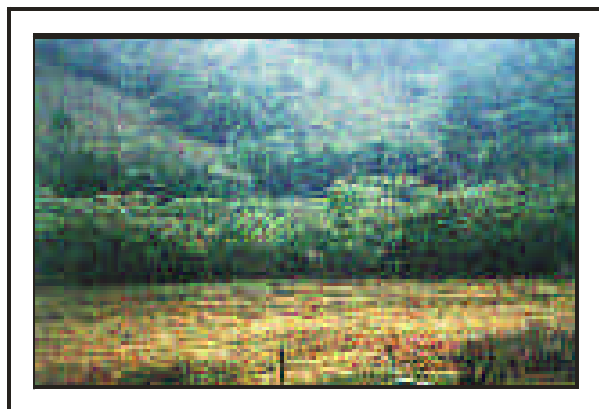
No ano de 1962, podemos observar no mapa (Anexo 1), a ocorrência de matas ciliares por toda área de estudo. Entretanto, percebe-se que as maiores concentrações de mata galeria, encontram-se ao longo dos Rios Passa Cinco, Pirapitinga e Monjolo Grande.

Quanto à caracterização geral do uso das terras, constatado através da fotointerpretação e de averiguação no campo, notamos que a paisagem possui uma grande heterogeneidade espacial, pois apresenta uma configuração de mosaico devido à existência de pastagens, cerrado, mata de encosta e matas ciliares (Figura 5).



**Figura 5:** Configuração de mosaico da paisagem (Foto de Thiago S. de Azevedo, 07/2001)

Comparando os mapas dos Anexos 1 e 2, a evolução das matas ciliares no período de 1962 a 1972, notamos que houve uma diminuição dos fragmentos de matas ciliares localizados na região nordeste da área de estudo ao longo do Ribeirão da Cabeça (Figura 6). Outro local de significativa diminuição da vegetação estudada foi na Bacia do Rio Pirapitinga.



**Figura 6:** Área de matas ciliares degradada ao longo do Rio da Cabeça (Foto de Thiago S. de Azevedo, 07/2001)

No mapeamento das matas ciliares para o ano de 1978 (Anexo 3), constatou-se a maior taxa de desflorestamento em relação aos demais anos estudados. Os dados obtidos na quantificação multitemporal das áreas onde se localizam os remanescentes florestais são apresentados na Tabela 1 em valores absolutos (ha).

**Tabela 1:** Valores em hectares (ha) das áreas de matas ciliares no período de 1962 a 1995

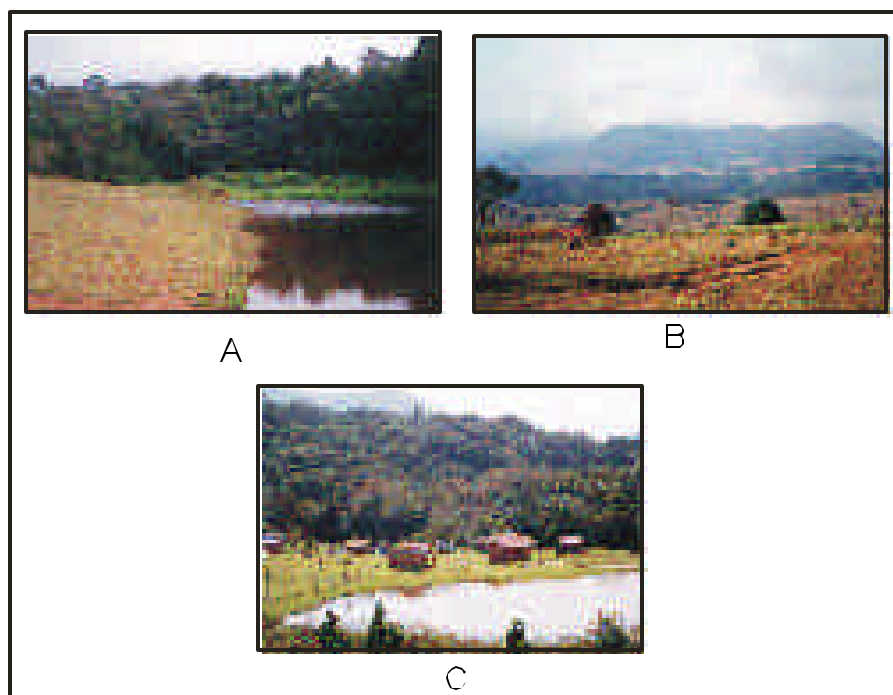
<b>Anos</b>	<b>Área (ha)</b>
1962	1.678,85
1972	1.498,72
1978	1.072,43
1988	1.480,45
1995	1.524,25

A degradação da vegetação ripária ocorreu em toda área de estudo, tendo uma maior predominância na porção norte e nordeste, onde foi reduzida drasticamente, ao longo do Ribeirão da Cabeça e junto aos seus afluentes. Outro local que também teve significativa retração de matas ciliares localiza-se na porção sudoeste e sudeste, nas Bacias dos Rios Cantagalo, Ribeirão da Lapa e Passa Cinco. Esta diminuição da cobertura vegetal está relacionada à agricultura de cana-de-açúcar e a mineração de areia. (Figura 7).



**Figura 7:** Degradação de matas ciliares provocada por areieiros (A) e pela cana-de-açúcar (B) (Foto de Thiago S. de Azevedo, 07/2001)

O mapeamento das matas ciliares para o ano de 1988 (Anexo 4) permitiu verificar um aumento da vegetação ripária em toda a área, sendo mais evidente nas regiões nordeste e noroeste, onde está localizado o Ribeirão da Cabeça e do Córrego do Ubá. Outro local que também houve um aumento significativo da cobertura vegetal foi ao longo dos Rios Pirapitinga, Ribeirão da Lapa e Cantagalo (Figura 8).



**Figura 8:** Locais em que as matas ciliares regeneraram: (A) Córrego Ubá, (B) Rio Pirapitinga e (C) Ribeirão da Lapa e Cantagalo (Foto de Thiago S. de Azevedo, 07/2001)

No mapeamento de 1995 (Anexo 5) pudemos constatar um pequeno aumento das matas ciliares na região sudeste, ao longo do Rio Passa Cinco e na região nordeste da área de estudo, nos afluentes da margem esquerda do Rio da Cabeça.

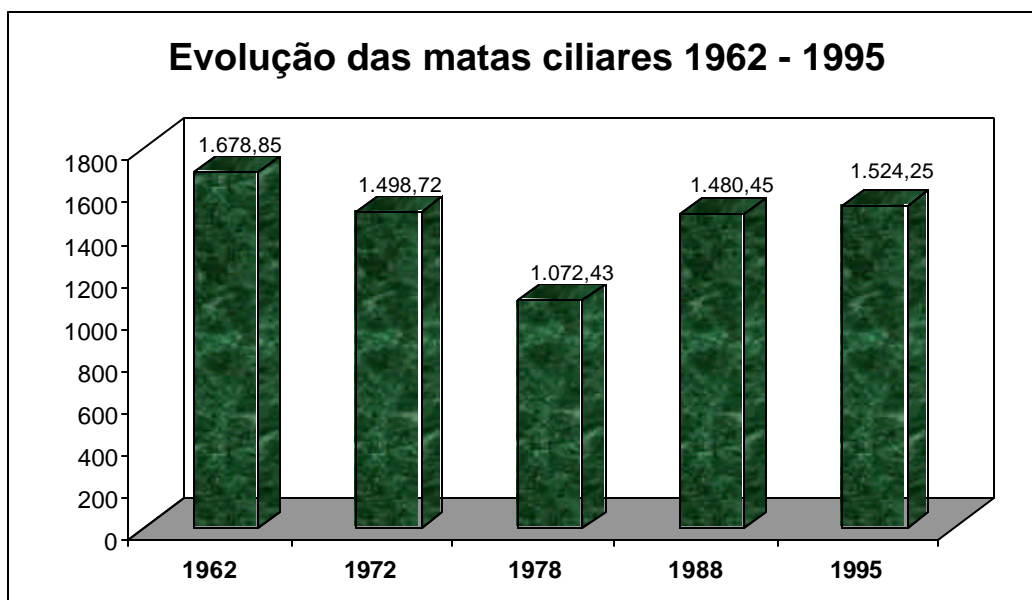
Esta variação da cobertura vegetal das matas ciliares, neste período, está relacionada com o abandono das áreas cultivadas, pois no período de 1978 a 1995, as áreas de cana-de-açúcar foram convertidas em campos sujos.

A transformação da paisagem agrícola em campos sujos pode ter sido responsável pela regeneração das matas ciliares, como podemos observar na Figura 9, a heterogeneidade da paisagem pode ter proporcionado a mudança da estrutura e do fluxo de energia, através de um banco de sementes localizado próximo ao fragmento degradado, pela ação de agentes de dispersão de sementes (vento e animais). O próprio canal fluvial, pode ter servido de dispersor das sementes, uma vez que foram transportadas e depositadas nas lagoas marginais e nos meandros abandonados, ocorrendo germinação e início de regeneração dos fragmentos florestais da mata de galeria.



**Figura 9:** Paisagem em processo de regeneração (Foto de Thiago S. de Azevedo, 07/2001)

Na análise temporal das matas ciliares efetuada através dos mapas temáticos (Anexos 1, 2, 3, 4 e 5) e da Figura 10, podemos observar o desflorestamento das mesmas no período de 1962 a 1978.



**Figura 10:** Evolução das áreas totais de matas ciliares no período de 1962 – 1995

Considerando o ano de 1962 como referência, quando o total era de 1.678,85ha constata-se que em 1972 os valores diminuíram para 1.498,72ha, uma queda de 10,72 %. No período de 1972 a 1978, verificamos que o processo de retração das florestas ciliares prosseguiu, e em 1978, ano mais afetado pelo desmatamento, os totais demonstraram 1.072,43ha, ou seja, 63,87 % de queda em relação às matas ciliares em 1962.

Estes dados reforçam as hipóteses de Dean (1996); Garcia (1998), em que a degradação das matas ciliares está correlacionada à mudança do uso das terras que ocorreu devido às consequências da industrialização e a urbanização do Estado de São Paulo, que se iniciou após a Segunda Guerra Mundial, estendendo-se até meados da década de 70. Para Rodrigues (1991), esta degradação, na década de 70 até meados da década de 80, está relacionada principalmente à agricultura extensiva de cana-de-açúcar.

No entanto, um dado interessante foi constatado para o ano de 1988. Observou-se um aumento de 38,04 %, totalizando 1.480,45ha, de cobertura vegetal em relação ao ano de 1978.



Para o ano de 1995, notamos que este aumento das matas ciliares continuou, totalizando agora 1.524,25 ha, isto é, a cobertura vegetal aumentou em 2,95% em relação ao ano de 1988.

Este fato, no entanto, pode ter ocorrido segundo Garcia (1998), devido à mudança do uso agrícola das terras, consequência da política governamental do Estado, que no começo da década de 80 passou não mais a subsidiar a agricultura extensiva e sim a citricultura. Os proprietários rurais da região voltaram às suas atividades agropastoris, especialmente no município de Ipeúna e Itirapina, onde a produção de leite é considerável.

Outro fato que também pode ter contribuído para o aumento da cobertura vegetal, está correlacionado à mudança do código florestal (art.225, § 1º, III C.F.) que prevê um aumento da área protegida das matas ciliares de 5 para 30m, impedindo sua degradação (MACHADO, 1988).

## **1.4- Procedimentos metodológicos**

### **1.4.1 – Elaboração da base cartográfica**

A elaboração da base cartográfica foi efetuada através da compilação das cartas topográficas na escala 1:50.000 (Folha Itirapina) e na escala 1:10.000 (Folhas Rio Passa Cinco, Ribeirão da Lapa, Rio Monjolo Grande, Morro do Bizigueli, Jardim Ubá e Bairro Ipê), onde foi selecionada a área de estudo.

**Tabela 2:** Material cartográfico utilizado

<b>TIPO</b>	<b>NOME</b>	<b>ESCALA</b>	<b>O.EXECUTOR</b>	<b>DATA</b>
Topográfico	Rio Passa Cinco	1:10.000	IGC	1979
Topográfico	Ribeirão da Lapa	1:10.000	IGC	1979
Topográfico	Rio Monjolo Grande	1:10.000	IGC	1979
Topográfico	Morro do Bizigueli	1:10.000	IGC	1979
Topográfico	Jardim Ubá	1:10.000	IGC	1979
Topográfico	Bairro Ipê	1:10.000	IGC	1979

## 1.4.2 – Levantamento dos dados de matas ciliares por sensoriamento remoto

Nesta etapa, o procedimento metodológico empregado no mapeamento das matas ciliares foi estruturado de seguinte forma:

### 1.4.2.1. Interpretação de fotografias aéreas

A compilação dos mapas da vegetação ciliar foi realizada inicialmente a partir da interpretação de fotografias aéreas (Tabela 3), nas escalas 1:25.000, 1:35.000 e 1:40.000, nos anos de 1962, 1972, 1978, 1988 e 1995, utilizando-se estereoscópio de espelhos.

Depois de concluída a interpretação das fotografias aéreas, foi elaborada a legenda, definindo a classe “mata ciliar”, com base nas características de cor, tonalidade, textura e localização da vegetação em relação à drenagem.

Desta forma, a classe “mata ciliar” foi definida, por possuir cor escura e textura rugosa quando comparada com as outras classes de uso do solo.

**Tabela 3:** Material fotográfico utilizado

NÚMERO/FAIXA	ESCALA	DATA
n° 9474 a 9481	1:25.000	1962
n° 9573 a 9586	1:25.000	1962
n° 9638 a 9632	1:25.000	1962
n° 9738 a 9746	1:25.000	1962
N° 32387 a 33703	1:25.000	1972
N° 34606 a 34614	1:25.000	1972
N° 35414 a 35423	1:25.000	1972
N° 35852 a 35860	1:25.000	1972
n° 2315 a 2321	1:35.000	1978
n° 2371 a 2378	1:35.000	1978
n° 2423 a 2428	1:35.000	1978

n° 2439 a 2446	1:35.000	1978
n° 2496 a 2502	1:35.000	1978
Fx 44 A – n° 03 A 12	1:40.000	1988
Fx 45 A – n° 08 a 16	1:40.000	1988
Fx 46 A – n° 01 a 04	1:40.000	1988
Fx 46 – n° 18 a 21	1:40.000	1988
Fx 01 - n° 01 a 15	1:25.000	1996
Fx 02 - n° 01 a 15	1:25.000	1996
Fx 03 - n° 01 a 12	1:25.000	1996

#### 1.4.2.2 Interpretação da imagem HRV-SPOT

Para a interpretação visual das matas ciliares, a imagem SPOT (Tabela 4), foi ampliada em 31 %, valor máximo de ampliação que a imagem permitiu, sem perder resolução. Este procedimento ocorreu com o intuito de melhorar a visualização da vegetação estudada.

**Tabela 4:** Imagem utilizada

CENA	ORBITA/PONTO	SATÉLITE	BANDA	DATA
Rio Claro	2020.76	HRV-SPOT	3	1996

Outro procedimento utilizado foi selecionar a banda mais apropriada para interpretar dados de vegetação. Segundo Pereira et al. (1992), a banda 3 é a mais apropriada para este tipo de análise. Segundo Crosta (1992), para estudos de cobertura vegetal, a banda 3 possibilita uma melhor visualização da vegetação, pois suas feições espectrais são mais sensíveis ao olho humano, possibilitando a identificação das variações de textura com mais facilidade.

Mediante as considerações acima expostas, foi selecionada a banda 3 para efetuar a interpretação das matas galerias da área de estudo, para o ano de 1995. Desta forma, a classe “mata ciliar” foi definida, na imagem SPOT, através:

- da tonalidade vermelho-escuro, em decorrência da fitomassa;
- de textura rugosa, proveniente da variedade de espécies vegetais com diferentes portes arbóreos;
- de formato irregular, devido ao acompanhamento dos cursos d'água.

#### **1.4.2.3. Verificação em campo**

Concluída a interpretação visual da imagem SPOT e das fotografias aéreas, foram efetuadas saídas de campo que tiveram a finalidade de eliminar algumas dúvidas que não puderam ser sanadas na fase de escritório, devido à confusão da classe “mata ciliar” com outras categorias de uso das terras, por causa do efeito de sombra. Este efeito dificultou a identificação de algumas manchas de matas ciliares, pois não permitiu uma ampla percepção da textura, não diferenciando as matas ciliares de outros tipos vegetacionais como, por exemplo, as matas de encosta e as capoeiras.

#### **1.4.3. Digitalização da base de dados**

Esta etapa compreendeu a espacialização dos mapas de vegetação ciliar para os cinco períodos estudados. Assim, as fotografias aéreas e a imagem SPOT, já interpretadas, foram justapostas formando um mosaico, na qual insere-se a área de estudo.

Após este procedimento, os mapas da vegetação ciliar, foram compilados e escaneados no scanner A0 (Summagraphics LD 5000) do Laboratório de informática do Centro de Análise e Planejamento Ambiental (CEAPLA – UNESP, Rio Claro).

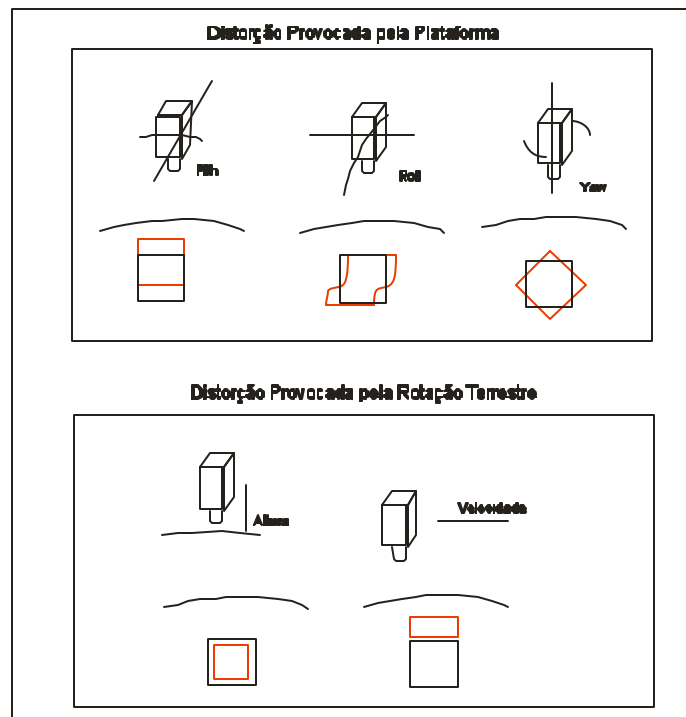
Os cinco mapas escaneados, referentes aos anos de 1962, 1972, 1978, 1988 e 1995 foram exportados para o software Auto Cad R14, no módulo INSERT, utilizando a função *Attach*. Após este procedimento, os mapas foram digitalizados (vetorizados) em tela, através da função *Polyline*, existente no módulo de desenho deste software.

#### 1.4.4 Correção e georreferenciamento da base de dados

Nesta etapa foram feitas correções no mapa das matas ciliares, pois segundo Crosta (1992) quaisquer fontes de dados que sejam oriundas de fotografias aéreas ou de imagem de satélite, estão sujeitas a uma série de distorções espaciais, ou seja, estes dados não possuem precisão cartográfica quanto ao posicionamento dos objetos, superfícies ou fenômenos representados.

Segundo Crosta (1992); Chuvielo (2000); D'alge (2001), estas distorções podem ocorrer devido a:

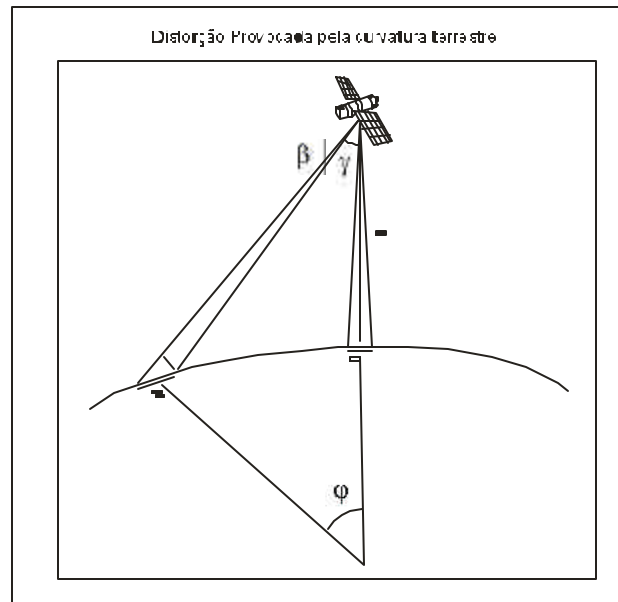
- **Distorção provocada pela plataforma e pela rotação terrestre:** Este tipo de distorção ocorre pela instabilidade do sensor fotográfico e pode ser separada em cinco componentes. Através da Figura 11 notamos que estas fontes de erros provocam mudanças na escala da imagem causando distorções, que estão relacionadas com a variação de altitude, com a velocidade e com os eixos de rotação ("roll", "pitch" e "yaw") do sistema imageador (Sensores Fotográficos e Satélites).



**Figura 11:** Distorções provocadas pela plataforma e pela rotação terrestre

Fonte: Chuvielo (2000)

- **Distorção provocada pela curvatura terrestre:** A curvatura da Terra acentua a distorção panorâmica, ou seja, este efeito causa uma compressão de dados maior nas bordas da imagem, fazendo com que os dados localizados nas bordas correspondam a uma extensão maior do que realmente são, como podemos observar na Figura 12.



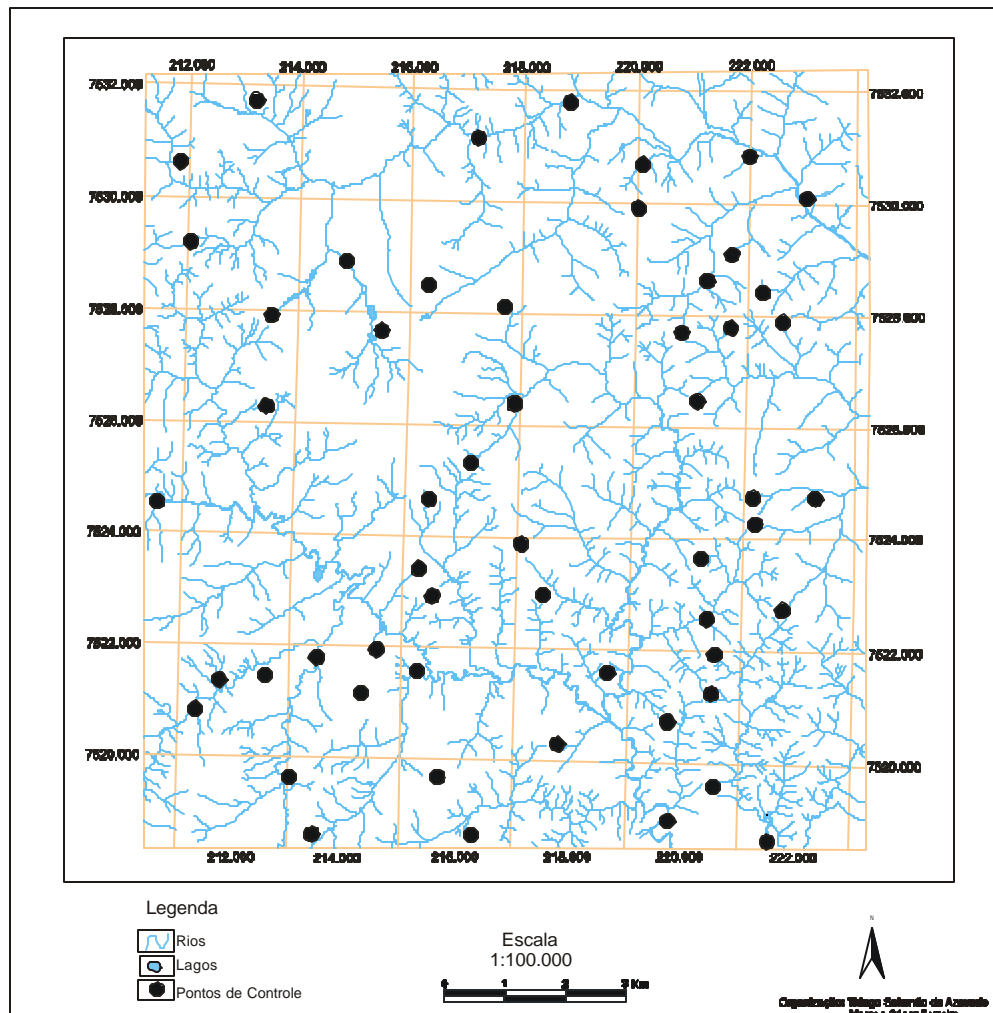
**Figura 12:** Distorção provocada pela curvatura terrestre

**Fonte:** Chuvielo (2000)

Estas fontes de erros provocam mudanças na escala da imagem causando distorções, necessitando de correções. Tais correções baseiam-se no estabelecimento de propriedades de escala e de projeção nos mapas digitalizados, através do geo-referenciamento. Esta técnica parte do princípio de que as diferenças de posicionamento de pontos nos mapas digitalizados possam ser estimados e corrigidos (D'ALGE 2001).

Para efetuar este procedimento, primeiramente foi necessário estabelecer pontos de controle (Figura 13), baseados em feições homólogas às cartas topográficas, às fotografias aéreas e à imagem SPOT. Após o estabelecimento dos pontos de controle e das coordenadas geográficas, os mapas das matas ciliares, foram exportados para o software Auto Cad Map

R14 (AUTODESK, 1998), onde foi efetuada a operação de registro geométrico, utilizando a função *Rubber Sheeting*, existente no módulo MAP.



**Figura 13:** Mapa de localização dos pontos de controles utilizados para o georreferenciamento

Este procedimento consistiu na realização de um ajuste da base de dados, possibilitando o referenciamento da mesma em um sistema de projeção cartográfica, através da correspondência entre os pontos de controle, estabelecidos no mapa digitalizado, com as coordenadas, coletadas pelo GPS. Com isto, os conjuntos de dados registrados estarão referenciados ao mesmo sistema de coordenadas e as distorções de escala e de deslocamento

existentes nos mapas das matas galerias, sendo corrigidos com uma precisão de 10 metros.

O produto final destes procedimentos metodológicos foi a elaboração de cinco mapas, dos fragmentos de matas ciliares referentes aos anos de 1962, 1972, 1978, 1988 e 1995 (Anexo 1, 2, 3, 4 e 5).

#### **1.4.5 – Organização da base de dados**

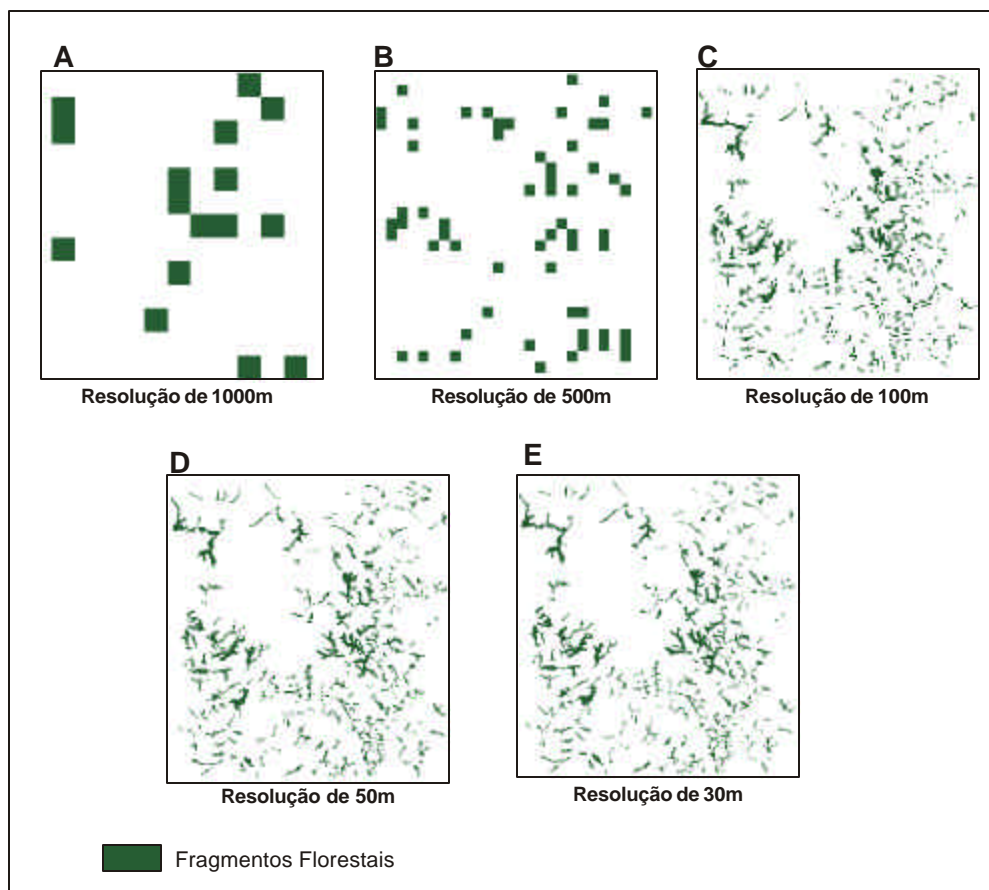
A metodologia empregada nesta etapa, baseou-se primeiramente na poligonalização dos fragmentos de matas ciliares, de uma forma específica, onde os fragmentos presentes nos cinco anos de estudo (1962, 1972, 1978, 1988 e 1995), foram codificados individualmente de acordo com sua localização na rede de drenagem.

Após este procedimento, foram selecionados aleatoriamente os fragmentos de matas ciliares, referentes ao ano de 1995, para avaliar os efeitos da resolução espacial ("grain") e da extensão da área mapeada ("extent") na estimativa da dimensão fractal.

#### **1.4.6 – Procedimentos para avaliação da influência da resolução e da extensão na estimativa da dimensão fractal**

O mapa dos fragmentos de matas ciliares para o ano de 1995, foi convertido para o formato raster no Sistema de Informação Geográfica Idrisi (EASTMAN, 1999). Em seguida foram simulados novos mapas com resoluções de 30, 50, 100, 500 e 1.000 metros (Figura 14), utilizando-se a seguinte seqüência de funções: *Data Entry > Initial*, e *Reformat > Raster-Vector Conversion*.





**Figura 14:** Mapas dos fragmentos florestais de mata ciliar obtidos pela simulação numérica de diferentes resoluções espaciais.

Em seguida foram calculados valores de área e perímetro dos fragmentos de matas ciliares para as cinco resoluções mencionadas, utilizando-se respectivamente a seqüência de funções do SIG: *Analysis > Database Query > Area* e *Analysis > Database Query > Perimeter*. Nesta análise foram considerados apenas fragmentos com área superior a 10 ha. Este procedimento foi utilizado por Silva (2002) na avaliação dos fragmentos florestais do médio vale do Rio Paraíba do Sul.

Segundo Tabarelli et al. (1999), este procedimento faz-se necessário, pois 10 ha (hectares) é área mínima para que um fragmento apresente significativas variações de complexidade de forma.

Para o cálculo da dimensão fractal (D), foram utilizados quatro métodos baseados na relação área/perímetro. Os três primeiros métodos calculam a dimensão fractal individual para cada fragmento florestal da paisagem, enquanto o quarto método, calcula a dimensão fractal média da paisagem.

O primeiro método utilizado foi desenvolvido por Mandelbrot (1983) e baseia-se na relação:

$$D = \ln(A) / \ln(P)$$

onde: D = Dimensão Fractal

ln (A) = logaritmo neperiano da Área

ln (P) = logaritmo neperiano do Perímetro

O segundo método, também desenvolvido por Mandelbrot (1983), diferencia-se do primeiro pela inclusão de uma constante K. Esta constante é responsável pela homogeneização dos padrões de invariância escalar de fragmentos, mantendo a proporção da dimensão fractal entre pequenos e grandes fragmentos.

Este método é descrito pela seguinte relação:

$$D = \ln(A) / \ln(P) + \ln (K)$$

onde: D = Dimensão Fractal

ln (A) = logaritmo neperiano da Área

ln (P) = logaritmo neperiano do Perímetro

K = constante

O valor de K foi calculado com base nas constatações de Turner et al. (2001), onde a dimensão fractal assume valor 2 para objetos bidimensionais, como círculos e quadrados.

Um quadrado de lado  $a$ , possui uma área de  $a^2$  e um perímetro de  $4a$ . Assim, quando substituimos estes valores na expressão acima, estimamos o valor de  $K$ :

$$D = \ln(A) / \ln(P) + \ln(K)$$

$$2 = \ln(a^2) / \ln(4a) + \ln(K)$$

$$2\ln(a) = 2\{\ln(4a) + \ln(K)\}$$

$$\ln(a) = \ln(4a * K)$$

$$4aK = a$$

$$K = \frac{1}{4} \text{ ou } 0,25$$

O terceiro método foi proposto por Clark (McGARIGAL, 1995), é definido pela relação:

$$D = 2 \ln(0,25P) / \ln(A)$$

onde:  $D$  = Dimensão Fractal

$\ln(A)$  = logaritmo neperiano da Área

$\ln(P)$  = logaritmo neperiano do Perímetro

O último método, desenvolvido por Lovejoy (1982), é definido pela expressão:

$$D = 2 / \mu$$

onde:  $D$  = Dimensão Fractal

$\mu$  = coeficiente angular da reta de regressão entre  $\log. P$  e  $\log. A$ .

Os valores da dimensão fractal obtidos pelos métodos 1, 2 e 3 foram exportados para o Software *Statistica*, onde foram efetuadas análises de variância (ANOVA). Segundo Zar (1999), a ANOVA é utilizada para se estimar

a variabilidade originada de diferentes fontes de variação, permitindo a verificação da influência do tamanho da resolução espacial na estimativa da dimensão fractal.

Para avaliar a influência da resolução espacial na estimativa de D pelo método de Lovejoy (1982), foram efetuadas comparações entre os valores de D e do coeficiente de determinação da regressão ( $R^2$ ). Mandelbrot (1983); Cressie (1993); Krebs (1994); e Zar (1999), argumentam que estes procedimentos estatísticos podem ser utilizados a priori somente se o conjunto de dados estudados apresenta comportamento gaussiano. Por isto, testes estatísticos de normalidade foram aplicados aos valores para se verificar tal condição. Os resultados podem ser observados no Anexo 6.

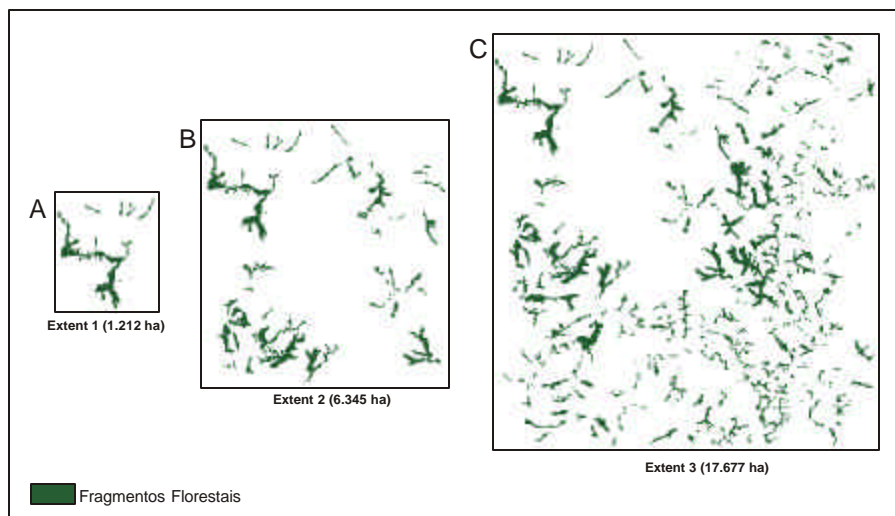
Além dos testes estatísticos de normalidade, tivemos a preocupação de verificar a correlação espacial entre os valores da dimensão fractal obtidos em diferentes pontos do espaço. Segundo Tilman e Kareiva (1997), em ecologia, onde os dados são normalmente coletados segundo um plano com coordenadas definidas, torna-se muito importante, que a configuração espacial desses dados seja considerada.

Um dos mais importantes problemas relacionados com a aplicação de estatística em ecologia diz respeito ao estudo do comportamento espacial de variáveis que assumem valores para cada ponto em uma determinada região, como por exemplo, os valores da dimensão fractal dos fragmentos de matas ciliares da área estudada. Segundo Landim (1998), em estudos espaciais, as variáveis assumem valores definidos para cada ponto no espaço, tanto quanto aqueles dependentes do tempo, exibem comportamento complexo para ser analisada pelos métodos estatísticos usuais. Quando se utiliza a chamada estatística clássica na representação das propriedades dos valores amostrais, presume-se que estes sejam realizações de uma variável causal, as porções relativas das amostras são ignoradas e presume-se que todos os valores amostrais sejam estocásticos, isto é, tenham a mesma probabilidade de ser escolhidos. Na estatística dita espacial, porém, considera-se que os valores amostrais são realizações de funções causais, e neste caso o valor de um ponto é função da sua posição no espaço, assim como a sua posição relativa

aos pontos amostrados. Neste contexto, a similaridade entre valores amostrais é quantificada em função da distância entre as amostras, representando tal relação o fundamento desse campo espacial da estatística aplicada.

Neste sentido, os valores da dimensão fractal, dos fragmentos de matas ciliares, apresentariam um determinado grau de semelhança dependendo da sua localização, impossibilitando também a utilização de métodos baseados na estatística clássica (ANOVA), na avaliação da influência da resolução e da extensão da área mapeada na estimativa da dimensão fractal. Mediante a estas constatações, testes estatísticos de auto-correlação espacial foram aplicados aos valores de  $D$  dos fragmentos ciliares, para se verificar tal condição. Tais resultados podem ser observados no Anexo 7.

O mapa obtido em resolução de 50m foi subdividido em janelas de tamanhos progressivamente diferentes, correspondendo a 3 amostras, contendo respectivamente os seguintes valores em área: amostra A - 1.212ha, amostra B - 6.345 ha e amostra C com 17.677 ha (Figura 15).



**Figura 15:** Amostras de diferentes extensões utilizadas na estimativa de  $D$

Após esta etapa foram efetuados os mesmos procedimentos para avaliação estatística e para o cálculo de  $D$ , conforme os métodos apresentados. Apenas para o método 4 (LOVEJOY), foram efetuadas comparações entre os valores de  $D$  e do erro padrão da regressão ( $E$ ).

#### **1.4.7 – Evolução espaço temporal da dimensão fractal das matas ciliares**

A análise temporal da dimensão fractal das matas ciliares foi efetuada utilizando-se técnicas de comparação múltipla entre mapas, no módulo *Mathematical Operators*, do Idrisi 32 (EASTMAN, 1999), através da função *Overlay*, os mapas de vegetação ciliar (1962, 1972, 1978, 1988, 1995), foram superpostos ao mapa geomorfológico da área de estudo (Anexo 7), compilado a partir do mapa elaborado por Lopes (2000).

Após esta etapa foram calculados os valores de D das matas ciliares, para cada unidade geomorfológica, nas datas de 1962, 1972, 1978, 1988 e 1995, utilizando-se o método Clark com resolução de 50m.

O método de Clark (método 3), foi escolhido aleatoriamente em relação aos métodos desenvolvidos por Madelbrot (métodos 1 e 2). O método 4 desenvolvido por Lovejoy (1982) não foi utilizado nesta etapa da pesquisa, pois segundo as afirmações de Frohn (1998), as estimativas de D oriundas de regressão apresentam problemas que acarretam erros.

Para Frohn et al. (1996) e Frohn (1998), esta excepcionalidade, deve-se ao fato de que este método é dependente do tamanho da amostra. De maneira geral, salienta Frohn (1998), que o método desenvolvido por Lovejoy (1982) necessita de uma população com mais de vinte amostras.

Desta forma, como o ano de 1978 apresenta um conjunto amostral pequeno, menos de vinte amostras, decidimos retirar o método 4 (Lovejoy, 1982) desta etapa da pesquisa.

Após avaliar a variação espaço-temporal da dimensão fractal, a próxima etapa baseou-se na avaliação das relações ecológicas dos fragmentos de matas ciliares. Este procedimento metodológico teve como finalidade avaliar o comportamento da dimensão fractal dos fragmentos de matas ciliares, no período de 1962 a 1995, em relação ao grau de perturbação das matas ciliares, expresso pelo índice de perturbação.

O índice de perturbação adotado nesta pesquisa foi o mesmo utilizado por O'Neill et al. (1988) e Luque et al. (1994), sendo expresso pela seguinte relação:

$$I_p = A_{nmc} / A_{mc}$$

Onde:

$I_p$  = índice de perturbação

$A_{nmc}$  = porcentagem da área de matas ciliares esperada em uma determinada unidade geomorfológica

$A_{mc}$  = porcentagem da área de matas ciliares em uma unidade geomorfológica

O índice de perturbação foi calculado a partir da razão entre a porcentagem da área de matas ciliares esperada para cada unidade geomorfológica, pela porcentagem da área de matas, nas respectivas unidades geomorfológicas.

A área de matas ciliares esperada corresponde à área máxima onde potencialmente deveriam ocupar sem interferência antrópica. Estes valores foram estimados a partir das constatações de Troppmair e Machado (1974), considerando as condições topográficas condicionantes da distribuição espacial na área de estudo.

Para a obtenção destes valores, primeiramente gerou-se um mapa de distâncias de drenagem no módulo *Distance Operators*, através da função *Distance*. Este procedimento teve a finalidade de efetuar o cálculo de zonas de distâncias ("buffer") a partir da rede hidrográfica. Em seguida efetuou-se a sobreposição deste mapa de distâncias ao mapa geomorfológico utilizando-se a função *Overlay* do módulo *Mathematical Operators* do Idrisi 32 (EASTMAN, 1999).

A combinação do mapa de distâncias da drenagem com o mapa geomorfológico originou um mapa que contém as zonas de distâncias da drenagem, em relação à rede hidrográfica contidas nas unidades geomorfológicas.

A próxima fase consistiu-se na elaboração das zonas de ocupação esperada das matas ciliares. Nesta fase foram aplicadas técnicas de

sobreposição de mapas, no módulo *Mathematical Operators* do SIG Idrisi. Através da função *Overlay*, o mapa de vegetação ciliar do ano de 1962, fonte de dados mais antiga que obtivemos, foi sobreposto ao mapa de distância de drenagem, discriminando as unidades geomorfológicas. Este procedimento permitiu a visualização da extensão das matas ciliares em cada unidade geomorfológica.

#### **1.4.7.1 – Avaliação das conseqüências ecológicas da degradação das matas ciliares**

A avaliação das conseqüências ecológicas da degradação das matas ciliares baseou-se na avaliação das relações entre os fragmentos da cobertura vegetal para o ano de 1995. Este procedimento foi utilizado, pois o ano de 1995 é a fonte de dados mais recente que dispomos.

Nesta etapa, foram avaliadas as relações entre o tamanho (área) dos fragmentos de matas ciliares com a dimensão fractal e com um índice de densidade de borda.

Para o cálculo do índice de borda, utilizou-se a sugestão de McGarrigal (1995); Young & Chopping (1996); Silva (2002). O referido índice foi obtido pela seguinte relação:

$$I_{DB} = P / A$$

Onde:

$I_{DB}$  = índice de densidade de borda

P = perímetro do fragmento de mata ciliar (Km)

A = área do fragmento de mata ciliar (ha)

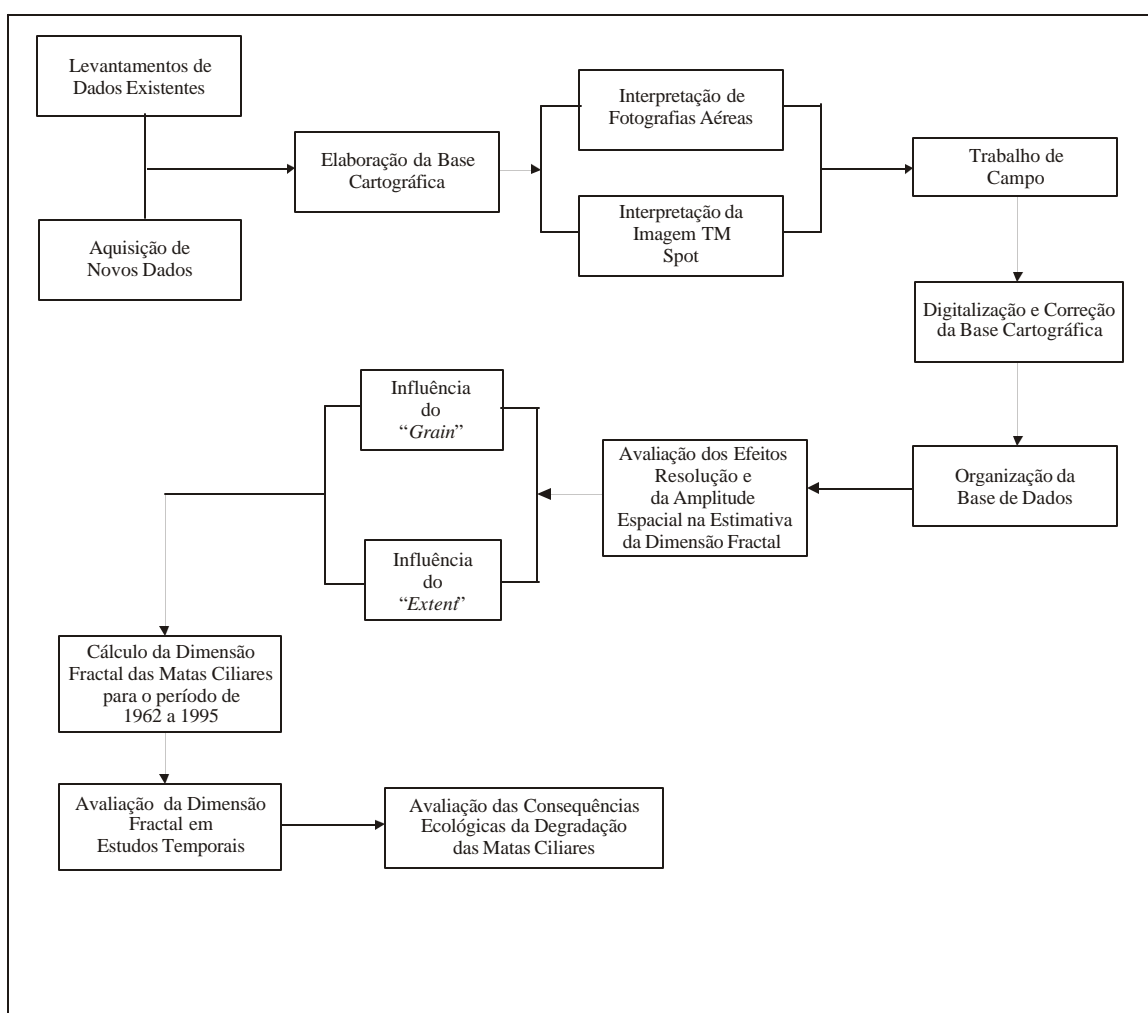
Segundo Silva (2002), a densidade de borda possui três categorias, onde a alta densidade de borda ocorre em fragmentos pequenos, os valores médios correspondem a fragmentos com formas retangulares e, por fim, os valores de baixa densidade de borda estão associados a fragmentos grandes. Este método considera que os valores próximos a 1 indicam paisagens perturbadas e valores próximos a 0, revelam paisagens pouco perturbadas.



Após esta etapa, foram efetuadas visitas de campo com o objetivo de avaliar a florística dos fragmentos de matas ciliares, com base no levantamento e identificação das espécies florestais.

As informações das relações entre a dimensão fractal e a densidade de borda em conjunto com o levantamento florístico geraram subsídios para descrevermos o estado de conservação dos fragmentos de matas ciliares.

A metodologia utilizada para o desenvolvimento da pesquisa, referente a esta dissertação é sistematizada na Figura 16.



**Figura 16:** Seqüência metodológica empregada na pesquisa

## II – Geometria Fractal e Ecologia da Paisagem

### 2.1- Introdução

Os padrões espaciais observados nas paisagens são resultantes de complexas interações biológicas, físicas e sociais. A maioria das paisagens tem sido influenciada pelo uso antrópico da terra, que é responsável pela origem de paisagens com configuração de mosaico, onde observamos uma mistura de fragmentos naturais e antrópicos que variam em tamanho, forma e distribuição (TURNER, 1989).

A padronização da paisagem em unidades ambientais está baseada na quantificação e na determinação dos padrões da heterogeneidade espacial, ou seja, os índices utilizados na mensuração da paisagem devem abordar aspectos significativos de seus padrões (O'NEILL et al., 1988).

Segundo Turner, et al. (1990) essa heterogeneidade é constituída por manchas ("patch") com características próprias que descrevem relações espaciais. Neste nível de compreensão, os padrões têm uma relação direta com a estrutura da paisagem, pois é através da mensuração destes padrões no tempo que podemos quantificar a dinâmica dos processos ecológicos (FORMAN e GODRON, 1986).

A necessidade de compreender as variações temporais da heterogeneidade espacial das paisagens tem proporcionado, nas últimas três décadas, o desenvolvimento de novos métodos de análise e interpretação dos processos ecológicos (TURNER e GARDNER, 1990; PEREIRA et al., 2001).

Um dos índices mais utilizados na análise espacial das paisagens é a dimensão fractal. A análise feita nas florestas através da geometria euclidiana, tem se mostrado insuficiente para identificar a diversidade e a complexidade dos padrões espaciais de sua estrutura. Nestes casos a geometria fractal vem se mostrando como um método de análise espacial mais preciso (MALANSON, 1995).

A partir destas observações, neste primeiro capítulo, foram levantados e discutidos os conceitos fundamentais de ecologia de paisagem e de geometria fractal, assim como suas aplicações na quantificação de paisagens.

## **2.2- A ecologia da paisagem**

O termo paisagem é utilizado desde o final da Idade Média, na Europa, para denominar unidades territoriais, ou seja, para definir uma região ou território onde se desenvolveriam pequenas comunidades (FERREIRA, 1997).

O termo Ecologia da Paisagem foi primeiramente utilizado por Troll (1938), no Congresso da União Geográfica Internacional – UGI, baseado na estrutura tradicional da geografia regional europeia e da botânica (TURNER e GARDNER, 1990; Ferreira, 1997).

Este Congresso teve como principal finalidade definir a ciência da paisagem, pois havia diferentes interpretações. Na República Tcheca e na Eslováquia, tais estudos serviam de base para a determinação dos tipos de uso do solo mais apropriados para paisagens de distintas regiões (TURNER e GARDNER, 1990).

Na ex-URSS e na Austrália a ciência da paisagem originou-se de pesquisas iniciadas após a Segunda Guerra Mundial, aplicadas ao desenvolvimento econômico de grandes áreas não mapeadas, como por exemplo, a Sibéria na Rússia (FERREIRA, 1997).

Na Europa, a escola Alemã possuía forte tradição nos estudos geoecológicos, consolidados pelos trabalhos de Watt (1947) que correlacionou a dinâmica espaço-temporal do processo de sucessão ecológica em florestas. A escola Holandesa era mais direcionada a estudos interdisciplinares de gerenciamento ambiental, que convergiam para o planejamento e ocupação da paisagem. Em suma, até este momento, a paisagem ecológica era definida como a interação entre o planejamento e o manejo do uso da terra (TURNER et al., 1989; TURNER e GARDNER, 1990).

A partir da década de 50 surge na França, a ciência da paisagem como a idéia de relacionar a paisagem com ambiente num sistema integrado entre o homem e a natureza (TURNER et al., 1989; TURNER e GARDNER, 1990).

A ciência da paisagem, neste momento, passa a adotar o desenvolvimento de uma linha de pesquisa teórica, tendo a ecologia da paisagem como uma ferramenta para quantificar a qualidade do ambiente.

Neste contexto, os processos ecológicos tornam-se de extrema importância, pois é através deles que podemos observar e quantificar a dinâmica da paisagem através de padrões espaciais. (RISSER, 1987).

A consideração de configurações espaciais foi a grande contribuição dos estudos de ecologia da paisagem, pois a adoção de padrões permite que os ecossistemas sejam espacialmente heterogêneos. Desta forma, uma paisagem pode ser considerada uma região (área) espacialmente heterogênea composta por um agrupamento de ecossistemas que interagem entre si e com outros ecossistemas (TURNER et al., 1989).

Para Forman & Godron (1986) a paisagem pode ser caracterizada pela estrutura, função e mudança (processo); portanto:

- A estrutura refere-se a distribuição de energia, materiais e espécies em relação a tamanhos, formas, números, tipos e configurações de ecossistemas;
- A função está relacionada com as interações entre os elementos espaciais, através dos fluxos de energia, materiais e de espécies que compõem os ecossistemas;
- A mudança refere-se a alteração na estrutura e na função do mosaico da paisagem através do tempo.

Para Meentemeyer e Box (1987); Turner e Gardner (1990), a quantificação da dinâmica da paisagem, através de padrões espaciais, está intimamente relacionada com a área (domínio espacial) e com os períodos de tempo em que os processos ecológicos ocorrem, isto é, a paisagem é constituída por mosaicos com características próprias (estrutura, função e

mudança) que são dependentes do nível de detalhe dos arranjos espaciais e da dimensão temporal dos processos ecológicos. Por exemplo, as mudanças na estrutura ou na função da paisagem podem exibir padrões espaciais estáveis em uma determinada área, durante um determinado período de tempo, e não apresentar os mesmos aspectos em outras.

Os domínios temporais e espaciais freqüentemente assumem diferentes aspectos, onde um vocabulário comum e um conjunto de definições destes domínios relatam conceitos que são necessários para a ecologia da paisagem (MaC NALLY e QUINN, 1998). Segundo Turner e Gardner (1990), a amplitude destes domínios são definidos pela amplitude espacial e temporal de um objeto ou de um processo.

Para Allen e Star (1982) estes domínios são constituídos por dois componentes:

- O primeiro é denominado de "EXTENT", caracterizado pela amplitude espacial e temporal de um objeto ou processo ecológico, isto é, a área de abrangência deste fenômeno e ou o período de tempo em que ele ocorre.
- O segundo é denominado de "GRAIN", caracterizado por ser o menor nível de detalhe (resolução espacial) possível em que um processo ecológico ou um objeto possa ser mensurado.

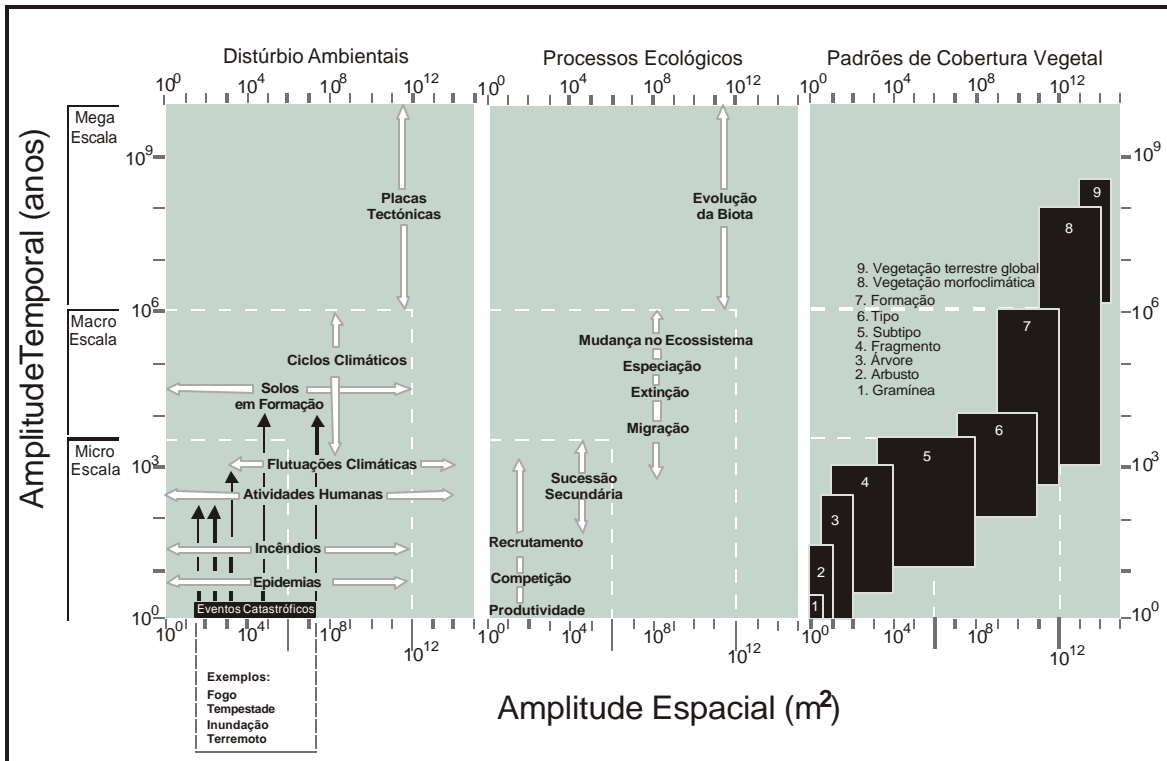
Estes dois componentes influenciam diretamente nas interpretações dos processos ecológicos, pois possuem comportamentos escalares de magnitudes diferentes. Como podemos observar na Tabela 5, os processos ecológicos possuem níveis hierárquicos que variam com as amplitudes temporais e espaciais (MaC NALLY e QUINN, 1998).

**Tabela 5:** Escala espacial e temporal dos processos ecológicos e suas ordens de magnitude.

<b>Processos Ecológicos</b>	<b>Amplitude Temporal</b>	<b>Amplitude Espacial</b>
<b>Nível Hierárquico</b>	<b>"EXTENT"</b>	<b>"GRAIN"</b>
Formação de Micro habitats	4 a 330 minutos	0,3 a 3 m
Sucessão Ecológica	1 a 10 anos	60 a 600 Km
Eventos de Isolamento	0,03 a 3.000 anos	0,16 a 100 Km
Eventos Climatológicos	10 a 100 anos	160 a 1.600 Km
Formação da Base do Oceano	50 a 3.000 anos	100 a 300 Km
Distribuição Biogeográfica	300 a 10.000 anos	600 a 6.000 Km

**Fonte:** Hastings e Sugihara (1993)

Neste nível de compreensão as comparações entre os padrões espaciais dos processos ecológicos são difíceis de serem efetuadas, pois a flutuação da estrutura espacial da paisagem faz com que sua dinâmica apresente diferentes configurações espaciais e temporais, Figura 17 (O'NEILL et al., 1988).



**Figura 17:** Diagrama hierárquico proposto por Delcourt (1983)

**Fonte:** Turner et al. (2001)

O diagrama proposto por Delcourt (1983), apud Turner et al. (2001), Figura 17, mostra a flutuação dos padrões de vegetação em relação a distúrbios ambientais. Desta forma, as estruturas hierárquicas dos processos ecológicos possuem uma correlação positiva, isto é, a dinâmica dos padrões de vegetação apresentam comportamentos distintos dependendo da amplitude espacial e temporal em que os processos ecológicos e os distúrbios ambientais ocorrem.

Baseados nestas premissas, Turner & Gardner (1990), sugerem que os índices que quantificam a dinâmica da paisagem podem providenciar uma medida apropriada para o monitoramento dos processos ecológicos. Contudo, estes autores salientam que as relações entre índices, processos e dinâmica, necessitam de estudos mais aprofundados, pois poucos padrões espaciais podem ser adequados para prever alguns processos ecológicos.

Atualmente, estas limitações têm sido significativamente superadas pelos avanços tecnológicos. Neste sentido, acredita-se que a quantificação da dinâmica da paisagem, através de métodos de análise espacial, que integrem os domínios espaciais e temporais, possam analisar, interpretar e simular os processos ecológicos no nível da paisagem (TURNER et al., 2001).

Os padrões espaciais das paisagens são resultados de complexas interações biológicas, físicas e sociais. A alteração destes padrões pelas atividades antrópicas tem constantemente modificado a estrutura da paisagem, tendo como resultado uma mistura de fragmentos naturais e antrópicos com diferentes formas e tamanhos (KRUMMEL et al., 1987). Estas características são importantes indicadores de controle e manutenção dos ecossistemas (FORMAN e GODRON, 1986). Porém, até pouco tempo atrás, não eram incorporados em estudos ambientais, pois tais aspectos não apresentavam importância ecológica (REX e MALANSON, 1990; Li, 2000).

Baseados nestas premissas, Forman & Godron (1986) sugeriram que a forma dos fragmentos (patch) das paisagens pode influenciar os processos ecológicos, uma vez que a geometria dos padrões pode ser um indicador da dinâmica ecológica.

Segundo Rex e Malanson, (1990); Li, (2000) estudos dessa natureza podem ser incorporados em planos de recuperação e de manejo de paisagens degradadas.

Um dos maiores efeitos da forma dos fragmentos está relacionado com o efeito de borda, pois a geometria do fragmento altera a composição e a abundância relativa de espécies nas porções marginais, modificando a sua estrutura ecológica (FORMAN e GODRON, 1986).

A partir destas constatações, os pesquisadores tentaram descrever as relações ecológicas da forma dos fragmentos com seus processos ecológicos característicos.

As primeiras metodologias utilizadas para descrever estas relações eram baseadas principalmente em estudos de morfometria de bacias hidrográficas.



Segundo Rex e Malanson, (1990); Li, (2000) estes métodos mostravam-se inadequados para identificar a diversidade e a complexidade geométrica dos fragmentos da paisagem, pois são baseados na Geometria Euclidiana.

Mandelbrot (1983) propôs uma nova geometria para descrever estes padrões irregulares e complexos da natureza. Esta alternativa de enxergar a natureza, integrando várias áreas científicas, foi designada como Geometria Fractal ou Teoria dos Fractais.

Segundo Milne (1990); Li (2000), esta teoria tem se mostrado muito importante na quantificação dos processos ecológicos baseados na estrutura geométrica dos padrões espaciais, ou seja, a paisagem pode ser considerada como uma entidade caracterizada por parâmetros geométricos que descrevem um conjunto de processos.

Para estes autores, as análises fractais podem servir como uma ferramenta para solucionar os problemas de detecção de padrões em múltiplas escalas espaciais e temporais.

De maneira geral, a teoria dos fractais pode ter um importante papel na construção de uma ecologia espacial, porque além de descrever a complexidade das paisagens, esta teoria também providencia uma ponte para a quantificação da heterogeneidade das mesmas de forma integrada, correlacionando espaço e tempo.

### **2.3- Geometria fractal: conceitos fundamentais**

A geometria fractal busca considerar parâmetros propondo-nos uma nova concepção e organização do mundo, desvincilhada da mentalidade linearizada que costumeiramente estamos sujeitos. (PEITGEN et al., 1992). Neste contexto Mandelbrot (1983) nos lembra que “nuvens não são esferas, montanhas não são cones, árvores não são lisas, nem os raios viajam em uma linha reta”. Estas observações derrubam toda a nossa visão da geometria convencional (Euclidiana).

Para nossas mentes habituadas à geometria euclidiana, o conceito de dimensão topológica é tido com valores inteiros, isto é, a representação do espaço que contém um ponto ou uma linha é expresso por um valor numérico real ( $n$ ); um espaço bidimensional, representado por um plano é expresso por dois números reais ( $n^2$ ); um espaço tridimensional, representado por um cubo e expresso geometricamente por três valores reais ( $n^3$ ) (Mandelbrot, 1983).

A dimensão fractal por Mandelbrot (1983) transcende o espaço euclidiano, onde os valores da dimensão fractal ( $D$ ) completam a dimensionalidade da representação clássica em números inteiros (PEITGEN et al., 1992). Desta forma, por definição, um fractal é um conjunto cuja dimensão de Hausdorff–Besicovitch é estritamente maior que a sua dimensão topológica.

De modo genérico, segundo Christofolletti (1999) podemos dizer:

- os valores fractais entre 0 e 0,99 correspondem a estruturas com base em pontos, como por exemplo, dados sobre precipitação em um determinado lugar;
- os valores fractais entre 1 e 1,99 correspondem a estruturas espaciais de lineamentos, considerando por exemplo, as tortuosidades e as sinuosidades das linhas costeiras, assim como os meandros dos cursos fluviais e o formato de bacias hidrográficas;
- os valores fractais entre 2 e 2,99 correspondem a estruturas espaciais de fenômenos espacialmente distribuídos na superfície terrestre, incluindo informações de ordem volumétrica. Aplicam-se para este exemplo a modelagem topográfica de bacias hidrográficas.

Os conjuntos fractais possuem duas características importantes que são consideradas como seus verdadeiros atributos: o escalante “scaling” e a auto-similaridade (PEITGEN et al., 1992).

O escalante fractal tem a propriedade de apresentar feições similares em diferentes escalas, acompanhado por um outro atributo denominado de auto-similaridade. Este atributo significa que se ampliarmos uma imagem fractal

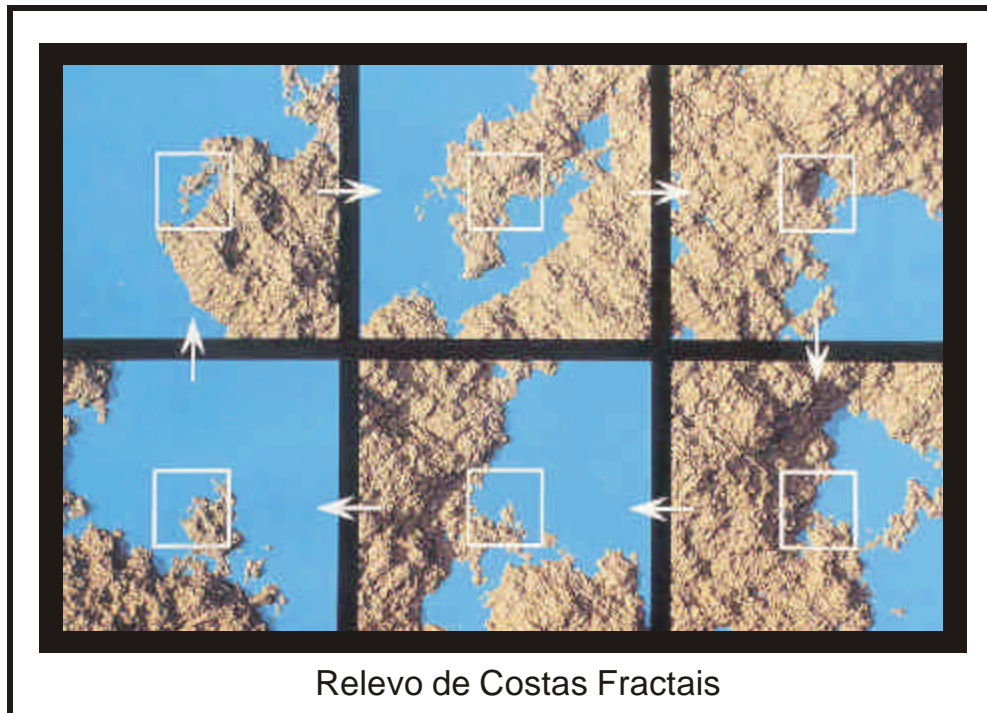
verificamos que a imagem ampliada é uma cópia exata de toda a figura. (STEWART, 1991).

Segundo Mandelbrot (1983) os objetos euclidianos ortodoxos perdem sua estrutura quando ampliados, um círculo, por exemplo, torna-se uma linha reta vista de uma distância menor. De maneira geral a auto-similaridade implica em padrão dentro de padrão, obedecendo a regras de escala "scaling", ou seja, os objetos auto-similares são cópias idênticas em todas as escalas (MILNE, 1988).

A Figura 18 mostra um exemplo de auto-semelhança. Nesta figura, notamos que o relevo do litoral contém estruturas encaixadas em outras, ou seja, o relevo do litoral não muda sua aparência quando observado em diferentes escalas.

Segundo Milne (1990) a propriedade de auto-semelhança possui extrema importância na mensuração dos padrões espaciais da paisagem, pois é através da auto-similaridade que podemos quantificar a dinâmica da paisagem em diferentes escalas.

Neste nível de compreensão, a estrutura espacial da paisagem mensurada em uma dada escala, pode ser extrapolada para uma outra escala, isto é, estruturas quantificadas em uma pequena escala, podem apresentar estruturas auto-similares em grandes escalas. Esta propriedade dos fractais representa um avanço na tentativa de compreensão dos processos ecológicos (MILNE, 1988, 1990; LI, 2000).



**Figura 18:** Exemplo de auto-semelhança do relevo de costa.

**Fonte:** Peitgen et al. (1992)

## 2.4- Métodos para estimativa da dimensão fractal aplicados à análise de paisagens

Os métodos de análise fractal aplicados à paisagens podem ser divididos em dois grupos. O primeiro grupo está baseado em entidades discretas (“common-sense entites”), ou seja, estes métodos são utilizados para quantificar a complexidade e a diversidade entre os fragmentos de uma paisagem. O segundo grupo está baseado na representação estatística, isto é, este método possui a propriedade de descrever a complexidade espacial do mosaico de paisagens (MILNE, 1988). Estes métodos são estruturados em modelos de propagação, pois possuem a propriedade de estimar, por exemplo, o fluxo de animais, a velocidade do fogo, a dispersão de sementes, nutrientes, etc. e descrever a complexidade espacial do mosaico de paisagens (MILNE, 1990).

Segundo Mandelbrot (1983); Cressie (1993), os métodos fractais de propagação, necessitam aleatoriedade nos processos de estimação, pois, consideram outras variáveis para serem determinados. Contudo, quando trabalhamos com métodos fractais de propagação, as ferramentas de geoestatística são as mais adequadas para avaliar esta perspectiva, pois os variogramas proporcionam medidas de variância em muitas escalas, através da comparação dos valores de uma variável aleatória (dimensão fractal) em dois ou mais pontos separados por um *lag* (unidade) de distância.

#### **2.4.1 - Métodos baseados em entidades discretas**

##### **a) Relação Perímetro – Área**

Este método foi proposto por Clark (1986) apud Lan e De Cola (1993) e pode ser expresso por:

$$D = \ln P / \ln (A^{1/2} \times 100)$$

Onde:

**D** = Dimensão Fractal

**ln P** = logaritmo neperiano do perímetro

**ln A** = logaritmo neperiano da área

Este método baseia-se na relação de que a forma do fragmento varia com a área. Em geral, a área dos fragmentos fractais pode ser expressa como uma função, que providencia informações de complexidade (KRUMMEL et al., 1987; MILNE, 1988; LI, 2000).

## **b) Relação Número – Diâmetro (“Number-Diameter Relationships”)**

Este método descreve a fragmentação de paisagens, através de um índice (MILNE, 1988).

Esta relação de número–diâmetro considera que a distância entre a borda e a área central do fragmento pode indicar o grau de complexidade, isto é, a forma e a fragmentação do mosaico da paisagem pode ser mensurada quando a complexidade das bordas e o diâmetro dos fragmentos variam. Neste nível de compreensão, a dimensão fractal pode indicar o grau de perturbação do mosaico da paisagem.

Esta relação pode ser expressa pela expressão:

$$Nr (\lambda > r) = C r^{-D}$$

Onde:

$r$  = diâmetro

$\lambda$  = comprimento de escala

$C$  = constante

## **c) Índice de Diversidade da Paisagem**

Este método quantifica a diversidade de habitats de uma paisagem. Para Milne (1988), este método facilita as comparações entre paisagens. Este índice é baseado no índice de Shannon, e pode ser expresso pela expressão:

$$Hr = H(0) - D \ln r$$

Onde:

$D$  = dimensão Fractal

$Hr$  = Diversidade

$r$  = unidades de áreas da paisagem

## 2.4.2- Métodos baseados na representação estatística

### a) Método de Contagem de Caixas (“Box Counting Method”)

Também conhecido como método de contagem de celas, amplamente utilizado para determinar o grau de complexidade de superfícies e pode ser expresso por:

$$\log N (?) = D \log b (?) + \log C$$

Onde:

**D** = Dimensão Fractal

**N (?)** = Número de caixas preenchidas

**b (?)** = Tamanho da Caixa

**C** = Constante

### b) Método do Variograma (“Variogram Method”)

Este método é bastante utilizado para medir a dimensão fractal de superfícies, sendo muito criticado, pois esta metodologia apenas explora os fatores de escala das flutuações verticais, sem considerar os fatores de variância, através da comparação dos valores de uma variável aleatória (dimensão fractal) em dois ou mais pontos separados por um *lag* (unidade) de distância.

Sua expressão é dada por:

$$\log [(Z_p - Z_q)^2] = (4 - 2D) \log d_{pq}$$

Onde:

**D** = Dimensão Fractal

**Z<sub>p</sub>, Z<sub>q</sub>** = Elevações nos pontos P e Q

**d<sub>pq</sub>** = Distancia entre P e Q

## **2.5- Quantificação da estrutura da paisagem através da geometria fractal**

Em pouco tempo, geometria fractal tem se tornado uma ferramenta muito utilizada nas ciências puras e nas ciências aplicadas, incluindo a ecologia da paisagem (LI, 2000).

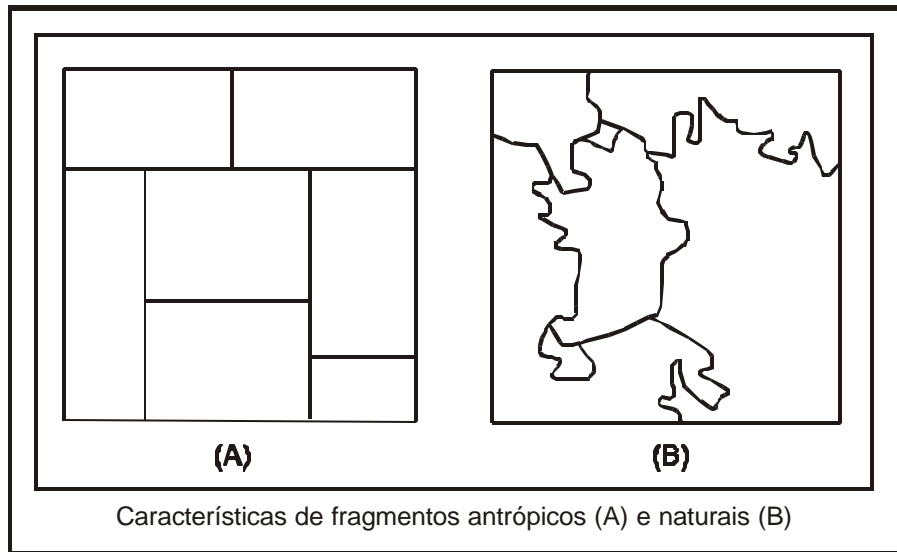
Krummel et al. (1987), sugerem que a utilização da geometria fractal na quantificação de paisagens, pode ajudar a formular hipóteses sobre as interações dos padrões espaciais com a estrutura da paisagem.

Os padrões espaciais das paisagens são resultados de complexas interações entre clima, solo, relevo, hidrologia, biota. A alteração desses padrões, através das atividades antrópicas (urbanização e agricultura), provocam a supressão da cobertura vegetal, resultando paisagens heterogêneas com fragmentos naturais e antrópicos de diferentes tamanhos e formas (FORMAN e GODRON, 1986).

Esta mistura de configurações espaciais tem sugerido, para muitos autores, que as paisagens antrópicas exibem padrões mais simples que as paisagens naturais, quando mensuradas através da dimensão fractal (BURROUGH, 1981; KRUMMEL et al., 1987).

A Figura 19 mostra este tipo de relação, onde a paisagem com características antrópicas (A), apresenta formas mais linearizadas. Entretanto, a paisagem com características naturais apresenta formas irregulares (B).





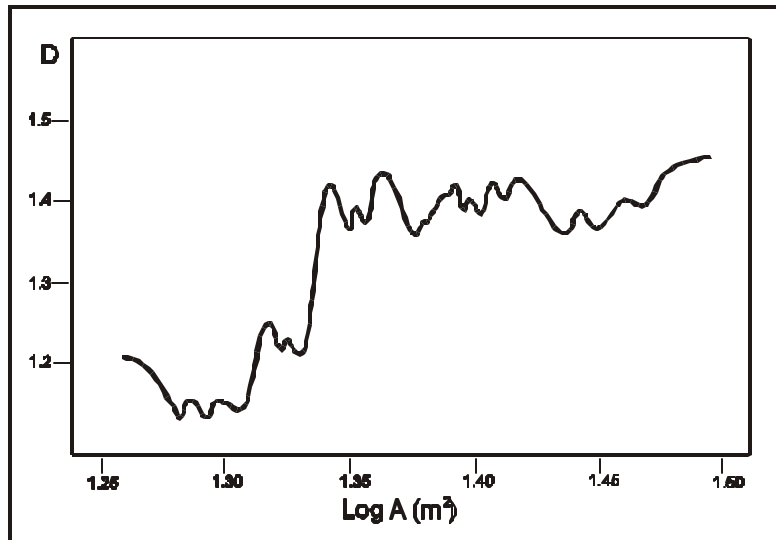
**Figura 19:** Configurações espaciais de paisagens de antrópicas e naturais

**Fonte:** Hastings & Sugihara (1993)

De acordo com as observações citadas, Krummel et al. (1987) utilizaram a geometria fractal para avaliar a fragmentação florestal de paisagens localizadas na região de Natchez, Mississippi – EUA. Através desse estudo, foi constatado que a variação da dimensão fractal apresentou significativas diferenças.

Como podemos observar na Figura 20, as paisagens onde o valor da dimensão fractal ( $D$ ) é pequena, são áreas que possuem pequenos fragmentos florestais com formas regulares devido a forte influência antrópica.

As áreas que apresentam altos valores de  $D$ , possuem fragmentos florestais com formas irregulares, característicos de áreas florestadas com pouca influência antrópica.

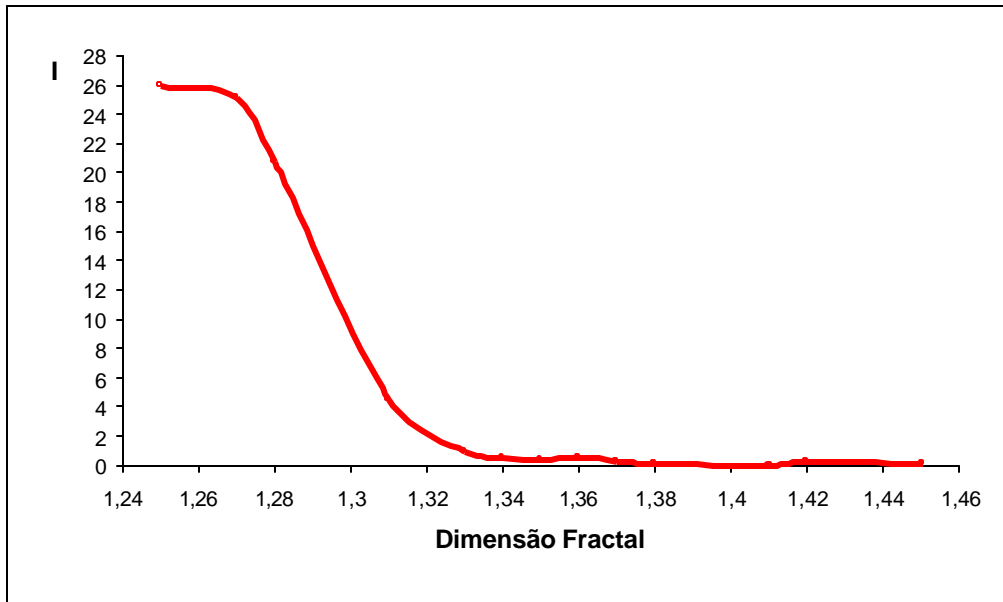


**Figura 20:** Variação dos valores da dimensão fractal (D) em relação a área (A) de fragmentos florestais, determinados por sucessivas regressões.

**Fonte:** Krummel et al. (1987)

Seguindo o mesmo princípio O'Neill et al. (1988), utilizaram a dimensão fractal para quantificar impactos ambientais de distintas paisagens das regiões Centrais e Leste dos EUA. Neste estudo os autores sugerem que a dimensão fractal (D) também pode especificar paisagens através de suas distribuições geográficas.

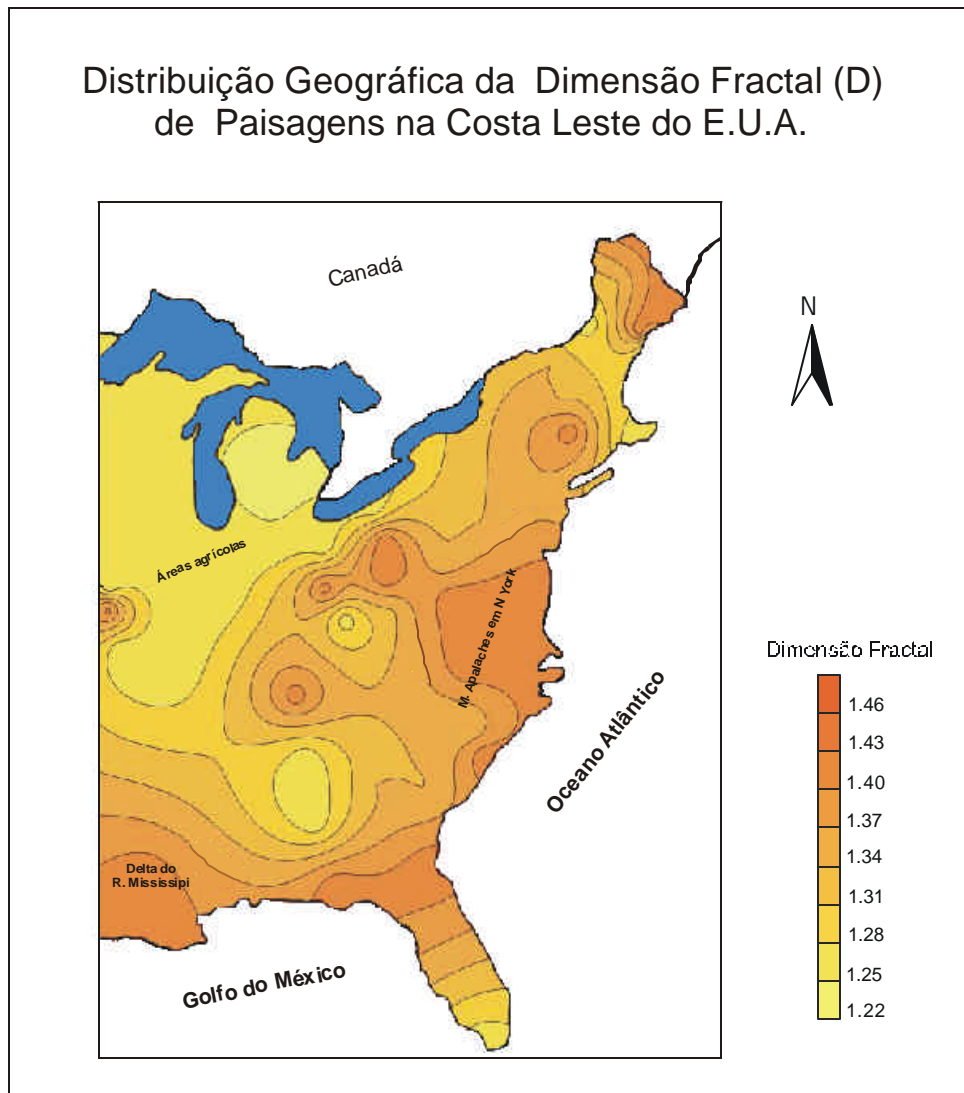
Como podemos observar na Figura 21, a dimensão fractal D possui uma relação negativa com a degradação (I) da paisagem, isto é, a relação entre D e I, indica que as atividades antrópicas apresentam valores baixos de D e um alto valor de degradação (I). Concomitantemente, altos valores de fractais apresentam baixos valores de degradação da paisagem.



**Figura 21:** Variação dos valores da dimensão fractal (D) em relação a um índice de perturbação (I) de paisagens impactadas.

**Fonte:** Adaptado de O'Neill et al. (1988)

Na Figura 22, a distribuição geográfica da dimensão fractal também indica que baixos valores de D são característicos de paisagens agrícolas com formas regulares, localizadas na região central dos Estados Unidos (cinturão do milho). Os Maiores valores de D, associados a formas irregulares, caracterizam as áreas deltáicas e as regiões de complexa topografia, localizadas na porção Sul (Delta do Rio Mississippi) e na porção Leste (Montes Apalaches), respectivamente.



**Figura 22:** Mapa da distribuição geográfica da dimensão fractal de paisagens na costa leste dos EUA.

**Fonte:** Adaptado de O'Neill et al. (1988)

De acordo com as observações acima mencionadas, uma variedade de estudos foi estruturada e desenvolvida.

Rex e Malanson (1990), estudaram os fragmentos de matas ciliares ao longo dos Rios Iowa e Cedar, Estado de Iowa – EUA. Neste trabalho, os autores quantificaram os impactos ambientais das paisagens baseando-se na forma dos fragmentos florestais. Os resultados mostraram que a dimensão

fractal da vegetação associada à outras variáveis ambientais, originaram um índice de forma que descreveu a estrutura da paisagem impactada.

Luque et al. (1994), realizaram um estudo espaço-temporal da fragmentação de paisagens florestais em New Jersey – EUA. A metodologia empregada baseou-se na comparação entre paisagens localizadas nos limites da Reserva Nacional “New Jersey Pinelands” e nas áreas adjacentes. Para efetuar esta comparação os autores avaliaram as mudanças ocorridas, durante o período de 1972 a 1988, através de análises fractais. Os resultados mostraram que as paisagens florestais localizadas dentro da reserva não apresentaram mudanças significativas, mas aquelas localizadas aos arredores da reserva apresentaram significativas mudanças na sua estrutura, provocadas principalmente pela agricultura e pela industrialização.

Jorge e Garcia (1997), estudaram os efeitos causados pela fragmentação de paisagens em diferentes formações vegetais, localizadas na região de Botucatu, Estado de São Paulo – Brasil. O grau de fragmentação florestal foi calculado através da dimensão fractal (D). Os resultados mostraram que as áreas onde há grande influência antrópica os valores de D são pequenos. Nas áreas onde a ação antrópica é mínima, os valores da dimensão fractal são mais elevados.

Ricotta et al. (1998), estudaram a dinâmica do processo de sucessão ecológica de paisagens impactadas pelo fogo, localizadas na região nordeste da Sardenha – Itália. A metodologia empregada baseou-se na evolução espaço-temporal da dimensão fractal (D) do índice de vegetação de paisagens mediterrâneas, através de imagens de satélite dos anos de 1986, 1990 e 1991. Os resultados mostraram que os valores de (D) foram significativos entre as imagens de 1986 e 1990, período em que as paisagens sofreram perturbações provocadas pelo fogo. Porém, quando as imagens de 1990 e 1991, foram comparadas, os valores de D não apresentaram mudanças significativas. Nestas constatações, os autores concluíram que as paisagens que sofreram perturbações causadas pelo fogo possuem uma grande velocidade de regeneração.

De modo geral, concluímos que a dimensão fractal é um bom parâmetro para quantificar as mudanças da estrutura da paisagem. Além disso, a variação espaço-temporal da dimensão fractal pode indicar o grau de degradação da paisagem.

### **III– Influência da Resolução Espacial e da Extensão da Área Estudada na Estimativa da Dimensão Fractal de Fragmentos de Matas Ciliares**

#### **3.1- Introdução**

Os fractais têm sido utilizados para comparar paisagens simuladas e reais, para comparar a geometria de diferentes paisagens e para os benefícios relativos, adquiridos por mudanças de escala em um modelo ou em um conjunto de dados (TURNER, 1989).

Muitos autores têm sugerido que as paisagens antrópicas exibem padrões mais simples que paisagens naturais quando medidas pela dimensão fractal. As paisagens influenciadas por perturbações naturais possuem uma resposta diferente daquelas que são influenciadas por perturbações antrópicas. Para Burrough et al. (1981) e Krummel et al. (1987), este fenômeno ocorre devido ao aumento da complexidade da paisagem.

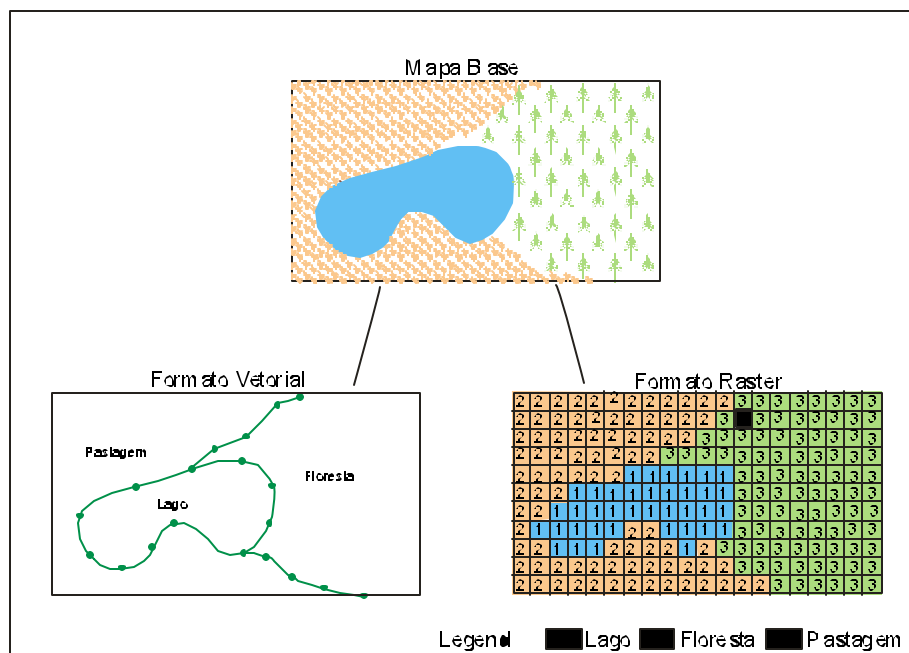
Krummel et al. (1987), sugerem que a utilização da geometria fractal na quantificação da heterogeneidade espacial da paisagem pode ajudar a formular hipóteses sobre a dinâmica das interações espaciais dos padrões dos processos ecológicos.

Para Ferreira (1997) a quantificação da heterogeneidade espacial da paisagem, expressa através da dinâmica dos arranjos espaciais no tempo, pode ser considerada como um desafio quantitativo para os cientistas ambientais, pois os processos de transformação da estrutura espacial da paisagem requerem níveis de informação cada vez mais detalhados.

Para Turner e Gardner (1990), foi com o desenvolvimento da informática, principalmente dos sistemas de informação geográfica (SIG) e do sensoriamento remoto, que as novas metodologias de análise e interpretação dos processos ecológicos, no nível de paisagem, puderam ser realizadas com acurácia.

A incorporação dos sistemas de informação geográfica em estudos de ecologia da paisagem, contribuiu significativamente na realização e na integração de análises complexas de dados. Estas características dos SIG's oferecem também oportunidades de efetuarmos a análise temporal dos processos ecológicos, além de uma importante ferramenta para o desenvolvimento de modelos que podem ser usados para quantificar a heterogeneidade espacial das paisagens no tempo (QUATTROCHI e PELLTIER, 1990).

A organização e a representação computacional de mapas, em sistemas de informação geográfica, é composta basicamente por duas classes: vetorial e matricial (Figura 23).



**Figura 23:** Tipos de representação de dados em Sistemas de Informação Geográfica

**Fonte:** Coulson et al. (1991), apud. Turner et al. (2001).

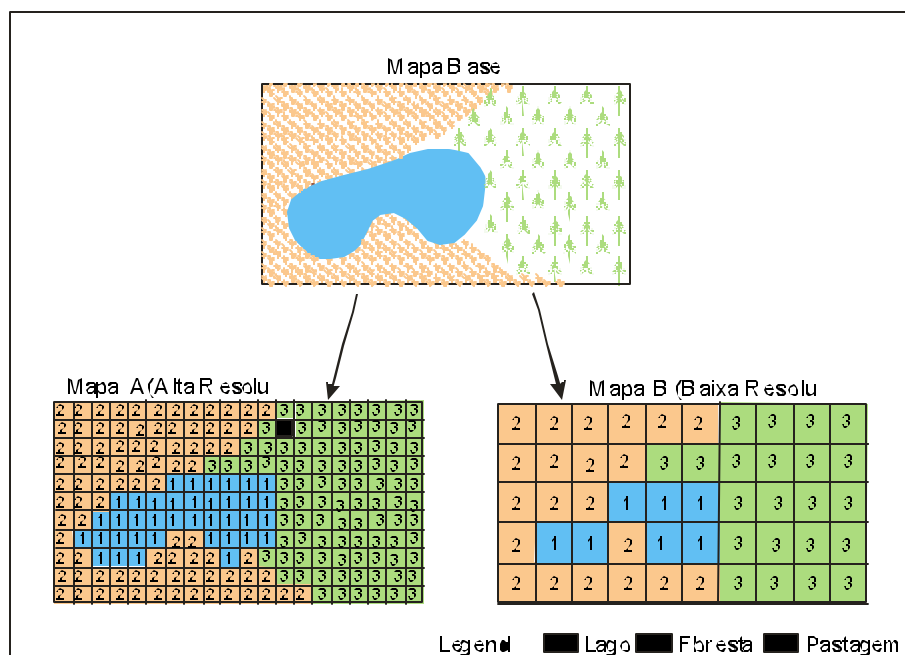
Na classe vetorial, a representação de um elemento ou objeto é uma tentativa de reproduzi-lo o mais exatamente possível. Qualquer entidade ou elemento gráfico de um mapa é reproduzido por três formas básicas: pontos, linhas e polígonos (CÂMARA e MEDEIROS, 1998).



A representação matricial ou raster consiste no uso de uma malha quadriculada regular sobre a qual se constrói, célula a célula, o elemento que está sendo representado. A cada célula, atribui-se um código referente ao atributo estudado de tal forma que o computador saiba que um elemento ou objeto pertence à determinada célula (CÂMARA e MEDEIROS, 1998; JOHNSTON, 1998).

Neste tipo de estrutura, o espaço é representado como uma matriz  $A_{mn}$  composta de  $m$  colunas e  $n$  linhas, onde cada célula possui um número de linha, um número de coluna e um valor correspondente ao atributo estudado e cada célula é individualmente acessada pelas suas coordenadas. Desta forma a representação matricial supõe que o espaço pode ser tratado como uma superfície plana, onde cada célula é associada à uma porção do terreno. A resolução do sistema é dada pela relação entre o tamanho da célula no mapa e a área por ela coberta no terreno (CÂMARA e MEDEIROS, 1998).

A Figura 24 mostra um mesmo mapa representado por células de diferentes tamanhos, representando diferentes áreas no terreno.



**Figura 24:** Diferentes tipos de representações matriciais (raster) em um mapa.

**Fonte:** Adaptado de Coulson et al. (1991), apud. Turner et al. (2001).

Como podemos observar na Figura 24, a medida que aumentamos a resolução, melhoramos o nível de detalhe das feições do mapa. Desta maneira, as avaliações de áreas e de distâncias feitas no mapa A serão bem mais exatas que as feitas no mapa B.

Segundo Lawrence e Ripple (1996); Mladenoff (1997), a variação da resolução, ou do nível de detalhe das feições espaciais contidas em um mapa, é responsável por distorções nos valores de área, perímetro, número e forma dos objetos. Conseqüentemente, estas distorções podem provocar variações também na estimativa da dimensão fractal (D) dos fragmentos florestais, já que a maioria dos métodos utilizados na estimativa de D estão baseados na razão de área e perímetro.

Desta maneira, o cálculo da dimensão fractal, à luz dos sistemas de informação geográfica, baseados em mapas estruturados no formato matricial (raster), pode apresentar variações na sua estimativa.

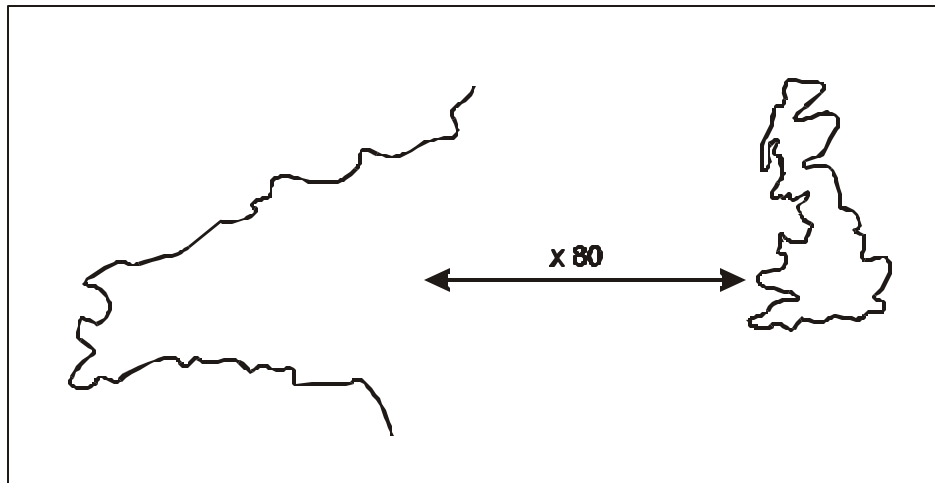
Face a este problema, neste capítulo, efetuamos testes que tiveram a finalidade de avaliar o efeito da resolução espacial ("grain") e da extensão da área estudada ("extent") na estimativa da dimensão fractal dos fragmentos florestais.

### **3.2- Influência da resolução espacial e da extensão da área estudada na estimativa da dimensão fractal: conceitos fundamentais**

Recentemente, os métodos utilizados para quantificar os padrões da estrutura da paisagem baseiam-se no comportamento destas configurações no tempo e no espaço (TURNER et al., 2001).

Desta maneira, muita atenção tem sido dada para a importância da resolução espacial e da extensão, uma vez que se estes parâmetros são alterados, diferentes estruturas podem surgir (BENSON e MaCKENZIE, 1995). Estas alterações influenciam diretamente nos valores dos índices utilizados na quantificação dos padrões espaciais da paisagem, onde os parâmetros são responsáveis pela alteração da configuração espacial de sua estrutura (TURNER et al., 2001).

Este fenômeno pode ser observado na Figura 25. A mudança no nível de detalhe do mapa da linha de costa localizada na região sudoeste da Inglaterra é responsável pela alteração do grau de rugosidade e de irregularidade da paisagem costeira.



**Figura 25:** Costa sudoeste da Inglaterra ampliada 80 vezes  
**Fonte:** Russ (1994)

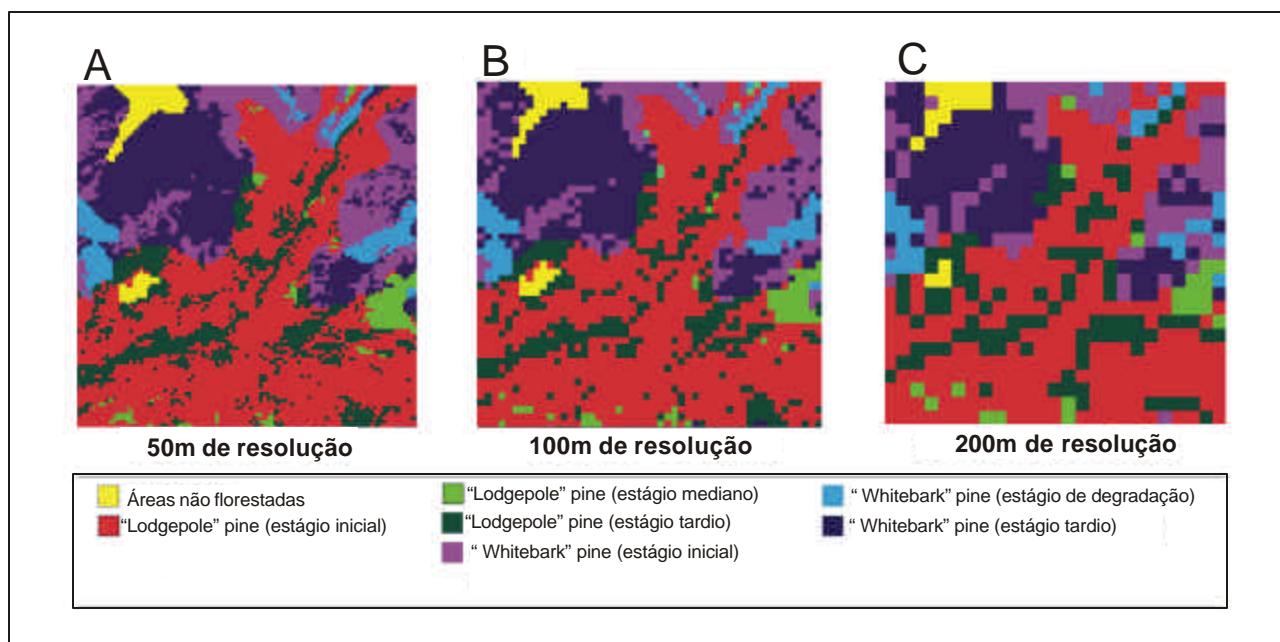
As variações das características geométricas da paisagem são dependentes destes dois parâmetros. Entretanto, a não utilização correta dos mesmos pode ser crucial em estudos ambientais, pois a supressão ou o aparecimento de novos arranjos espaciais na paisagem acarretam importantes conseqüências ecológicas que podem ser responsáveis pela alteração dos padrões de diversidade de habitats, de distribuição de espécies, de nutrientes e de fluxo de organismos (YOUNG e CHOPPING, 1996).

A resolução e a extensão espacial apresentam-se como fatores muito importantes em ecologia da paisagem, pois as variações no nível de detalhe dos padrões espaciais podem indicar o comportamento dos processos ecológicos (TURNER et al., 1990).

Segundo Turner et al. (2001) a sensibilidade destes parâmetros espaciais, aplicados às métricas utilizadas na quantificação da paisagem estão intimamente relacionados aos seguintes componentes: o *grain* e o *extent*. O

*grain* está relacionado ao nível de detalhe dos elementos que compõem a paisagem. O *extent*, por sua vez, relaciona-se com o tamanho da área.

À medida que modificamos o tamanho do *grain*, estamos alterando as características dos elementos da paisagem (Figura 26). O termo *grain* equivale ao tamanho do pixel (ou resolução espacial) das imagens de sensoriamento remoto e dos mapas rasterizados em sistemas de informação geográfica. A terminologia *extent* significa a amplitude espacial de um determinado processo ecológico ou de um objeto, tratando-se pois, do tamanho da área estudada em dimensões areais.

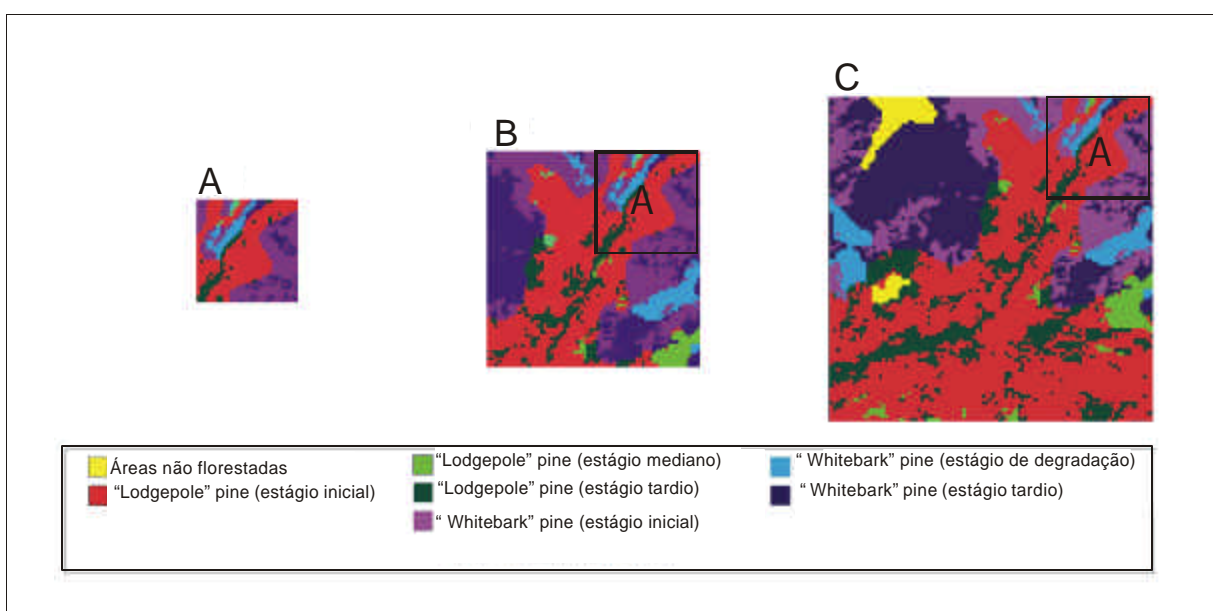


**Figura 26:** Efeitos da mudança da resolução espacial na forma dos objetos da paisagem, considerando-se a mesma escala cartográfica.

**Fonte:** Turner et al. (2001)

Observando a Figura 26 notamos que, a medida que diminuimos a resolução (aumenta o tamanho do pixel), as feições existentes na paisagem são distorcidas.

Segundo Moody e Woodcock, (1995), as mudanças de resolução estão relacionadas à variação do número de pixels, responsáveis pela modificação nas proporções de forma, tamanho, densidade e diversidade dos elementos que compõem a paisagem; influenciando desta maneira seus padrões espaciais e as métricas utilizadas para quantificar um determinado processo ecológico, também influenciam na quantificação da estrutura da paisagem, devido ao efeito de truncamento (TURNER et al., 2001). Este efeito é responsável pela superestimação dos padrões de tamanho, número, diversidade de fragmentos na paisagem (Figura 27).



**Figura 27:** Efeitos do tamanho da área no truncamento dos objetos da paisagem

**Fonte:** Turner, et al. (2001)

Na Figura 27, notamos que a medida que ampliamos a área, aumenta-se a área de amostragem, aumentando a visualização de estruturas espaciais ou dos fragmentos que compõem a paisagem, propiciando a identificação de novos arranjos espaciais.

Para Turner et al. (2001), quando a paisagem contém uma diversidade de tipos de uso, como por exemplo, áreas urbanas, áreas agrícolas, áreas de vegetação natural, entre outros, o aumento da área propicia melhor

amostragem destes objetos. Com a ampliação da área amostrada, há uma maior probabilidade de aparecer novas configurações espaciais importantes na quantificação da estrutura da paisagem.

Desta forma, a escolha da resolução espacial e do tamanho da área mapeada são de extrema importância, pois estas constatações serviram para que os pesquisadores começassem a entender com mais clareza os comportamentos dos padrões espaciais das paisagens. Contudo, foi somente com o desenvolvimento tecnológico que as dificuldades relacionadas a estes parâmetros espaciais puderam ser superadas (GOODCHILD e MARK, 1987; BENSON e MaCKENZIE, 1995; YOUNG e CHOPPING, 1996; TURNER et al., 2001).

Sendo assim, Turner et al. (1989) estudaram o comportamento dos índices de diversidade, dominância e contágio, em relação a diferentes resoluções espaciais. Nesta pesquisa, os resultados mostraram que os índices variam com a resolução. Se o índice de diversidade possui uma associação negativa, à medida que diminuimos a resolução espacial, o parâmetro diversidade da paisagem também diminui. Já os índices de contágio e de dominância apresentam um comportamento distinto, pois possuem uma associação positiva em relação à alteração da resolução.

Resultados semelhantes foram observados por Benson & Mackenzie (1995), estudando os efeitos da resolução espacial em parâmetros espaciais de paisagens. Estes autores compararam três imagens de satélite provenientes respectivamente dos sensores SPOT, LANDSAT e NOAA, com resoluções de 20m, 30m e 1.100m. A metodologia empregada neste estudo baseou-se primeiramente na classificação de cada cena em duas categorias: lagos e terra. Após este procedimento, foram calculados os parâmetros espaciais da estrutura da paisagem, que serviram como indicadores de variação de resolução espacial.

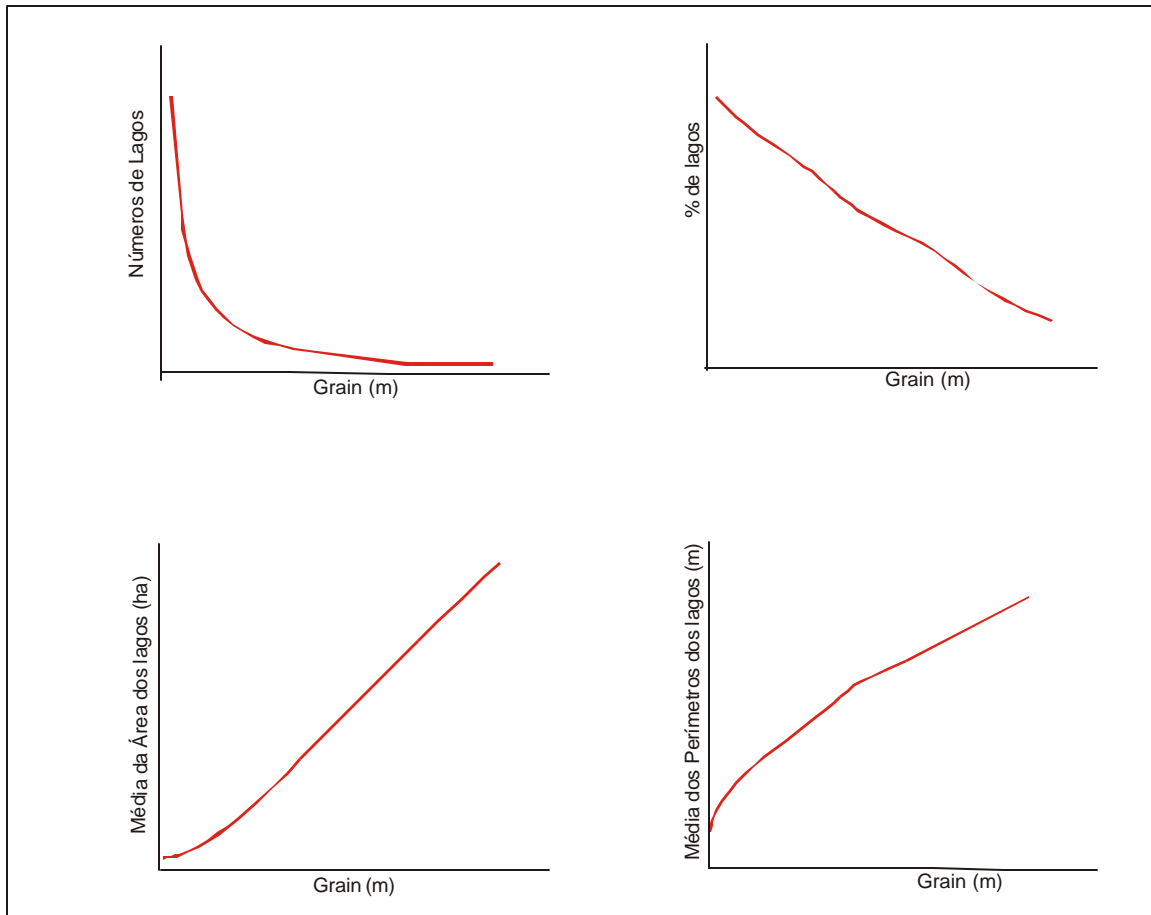
A Tabela 6 apresenta a variação dos valores dos elementos espaciais em diferentes resoluções.

**Tabela 6:** Valores de índices de paisagem em função da resolução espacial de imagens orbitais.

<b>SENSORES</b>	<b>SPOT</b>	<b>LANDSAT</b>	<b>NOAA</b>
<b>Resolução</b>	<b>20 m</b>	<b>30 m</b>	<b>1.100 m</b>
<b>% de Lagos</b>	11,9	10,9	6,7
<b>Número de Lagos</b>	3.428	2.829	63
<b>Área Média dos Lagos (Ha)</b>	11,7	7,8	360
<b>Perímetro Médio dos Lagos (m)</b>	1.324	1.123	8.600
<b>Dimensão Fractal</b>	1,23	1,25	1,36

Fonte: Benson e Mackenzie (1995)

Os resultados mostram que com a diminuição da resolução espacial, a porcentagem e o número de lagos existentes na paisagem diminuem. Já os valores médios de área, de perímetro e a dimensão fractal possuem um comportamento inverso, ou seja, à medida que aumentamos a resolução espacial, os valores destes parâmetros também aumentam (Figura 28 e Tabela 6).



**Figura 28:** Relação entre a resolução espacial de imagens e índices de paisagem

**Fonte:** Benson e Mackenzie (1995)

Em ecologia da paisagem, a geometria fractal também tem sido enfocada como uma ferramenta analítica para identificar as estruturas hierárquicas e os comportamentos caóticos da dinâmica espacial e temporal de paisagens (LAM, 1990).

Para Leduc et al. (1994), a habilidade de quantificar a complexidade e a heterogeneidade da dinâmica dos fenômenos espaciais e temporais em um simples valor, independente da escala, fez com que a geometria fractal tivesse se difundido em várias áreas das ciências ambientais.

Entretanto, trabalhos recentes que utilizaram a geometria fractal como método para comparar paisagens distintas demonstraram que os valores da dimensão fractal sofrem alterações devido à resolução espacial das imagens e mapas. Desta forma, a comparação de paisagens através da dimensão fractal



torna-se difícil de ser executada (KRUMMEL et al. 1987; LEDUC et al. 1994; LI, 2000).

Baseados nestes conceitos surgiram estudos para identificar as fontes de variação da dimensão fractal na quantificação da estrutura da paisagem.

Para Goodchild e Mark (1987); Lam (1990); Leduc et al. (1994) tais fontes de variação dependem do nível de detalhe dos objetos contidos na paisagem. Segundo Milne (1990), as conseqüências da dependência da resolução espacial em relação à dimensão fractal, podem ser divididas em dois parâmetros: os biológicos e os métricos.

Os parâmetros métricos estão relacionados ao menor nível de resolução espacial possível em que um processo ecológico possa ser mensurado em uma determinada escala biológica ou nível hierárquico, e à amplitude espacial e temporal de um processo ecológico, isto é, a área de abrangência e ou o período de tempo que ele ocorre.

Os parâmetros biológicos estão relacionados aos níveis hierárquicos de organização em que os processos ecológicos ocorrem, ou seja, estes níveis podem exibir padrões espaciais diferentes de um nível de organização para outro. (MILNE, 1990). Porém os processos ecológicos em diferentes níveis hierárquicos de organização, exibem padrões que modificam a geometria da paisagem e conseqüentemente alteram a dimensão fractal (Tabela 7).

**Tabela 7:** Índice (H) de associação entre a dimensão fractal (D) e a magnitude de ocorrência dos processos ecológicos.

<b>Nível Hierárquico dos Processos Ecológicos</b>	<b>H</b>
Formação de Micro Habitats	0,6
Sucessão Ecológica	1,0
Eventos de Isolamento	0,6
Eventos Climatológicos	1,0
Formação da Base do Oceano	0,3
Distribuição Biogeográfica	0,6

**Fonte:** Hastings e Sugihara (1993)

Na Tabela 7, podemos observar esta variação através de um índice que associa a dimensão fractal à magnitude de ocorrência dos processos ecológicos. Notamos que os processos ecológicos possuem magnitudes fractais diferentes. Segundo Turner e Gardner, 1990; Turner et al. 2001, estas variações são denominadas de pontos críticos.

À medida que a resolução dos arranjos espaciais diminui, o número de pixels dos fragmentos que compõem a paisagem também diminui. As alterações nas feições da estrutura do mosaico de fragmentos da paisagem são responsáveis por alterações nos valores da dimensão fractal destes fragmentos.

Lam (1990), estudou o comportamento espacial da dimensão fractal (D) de 3 imagens TM (LANDSAT-5), de três paisagens localizadas no Estado da Lousiana, EUA. A Tabela 3, mostra que as representações tridimensionais da superfície de paisagens através de imagens TM (LANDSAT-5) apresentam altos valores de D.

Salienta a autora que os valores de D possuem comportamentos diferentes segundo as bandas espectrais do sistema. A banda 6 apresenta os menores valores de D se comparados às demais, devido à baixa resolução espacial desta banda do sensor.

Leduc et al. (1994), estudaram as fontes de variabilidade da resolução na estimativa da dimensão fractal (D) de paisagens localizadas ao sul de Quebec, Canadá. A metodologia empregada baseou-se na comparação da estimativa de D em diferentes resoluções. Os resultados mostram que o aumento no tamanho do pixel (baixa resolução), produz uma queda nos valores da dimensão fractal, embora estas diferenças não sejam regularmente distribuídas.

### 3.3- Influência da resolução espacial e da extensão da área estudada na estimativa da dimensão fractal: o caso das paisagens ripárias localizadas na alta Bacia do Rio Passa Cinco

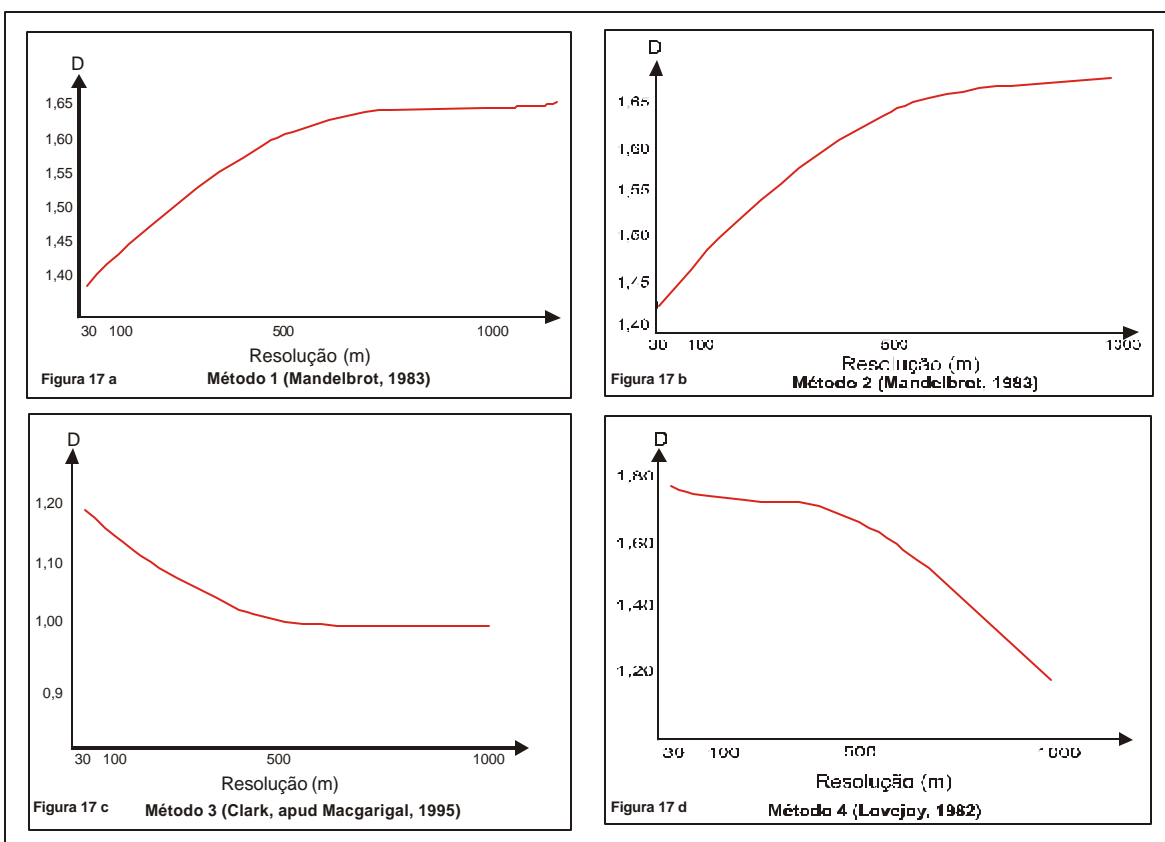
A Tabela 8, apresenta os valores de perímetro, área e dimensões fractais, segundo a resolução espacial. A visualização gráfica destes resultados pode ser confirmada pela Figura 14. Os dados mostram que a resolução espacial pode interferir nos valores de D, para todos os métodos avaliados.

**Tabela 8:** Valores da dimensão fractal (D) segundo o método de cálculo e a resolução espacial.

	30 m	50 m	100 m	500 m	1000 m	CV (%)
<b>Número de Fragmentos</b>	32	33	33	40	15	
<b>Perímetro (Km)</b>	266	254	201	110	61	
<b>Área (Km<sup>2</sup>)</b>	949	960	962	1535	1553	
<b>D Método 1</b>	1,39	1,40	1,44	1,62	1,66	8,5
<b>D Método 2</b>	1,33	1,34	1,37	1,54	1,58	8,2
<b>D Método 3</b>	1,20	1,19	1,15	1,01	1,0009	8,8
<b>D Método 4</b>	1,78	1,76	1,73	1,68	1,17	15,7

Nota-se que os parâmetros, perímetro e área sofrem os efeitos do tamanho do pixel, de forma diferente. Nas resoluções mais baixas, ou seja, em mapas digitais com pixels de tamanho maior, o perímetro das matas ciliares apresenta valores muito baixos, se comparados às altas resoluções.

Por exemplo, a uma resolução de 30 metros, o perímetro das matas é 266 km, enquanto a resolução de 1000 metros, este parâmetro atinge apenas 61 km. Conclui-se então que a irregularidade da borda dos fragmentos é seriamente atingida pela variação da resolução espacial, uma vez que nas baixas resoluções, há uma tendência à retilinização das formas, e por conseguinte, à formação de figuras geométricas simples (Figura 29).



**Figura 29:** Efeito da resolução espacial na estimativa da dimensão fractal

O parâmetro área comporta-se de forma inversa. Nas resoluções mais altas (30 m), quando os valores tendem a se aproximar mais do valor real da área do fragmento, equivale a 949 km<sup>2</sup>, enquanto nas resoluções mais baixas (1000 metros), totaliza 1553 km<sup>2</sup>. A superestimativa dos valores também pode ser constatada na Figura 14. Nota-se nesta figura que a partir da resolução de 500 metros, os fragmentos menores começam a desaparecer e englobarem-se em fragmentos maiores, formados a partir da adição de fragmentos vizinhos.

Analisando-se o desempenho dos métodos testados para o cálculo da dimensão fractal, nota-se que todos sofrem os efeitos da variação da resolução espacial. O método 3 apresenta valores de D sempre mais elevados que os demais, variando de 1,78 a 1,68, nos intervalos de resolução entre 30 a 500m. A partir deste valor, D cai rapidamente atingindo 1,17 (Figura 29 d). Isto se explica pela própria natureza do método, que trabalha com todos os fragmentos da área, e nas baixas resoluções simula uma situação de regularidade dos fragmentos, devido à generalização das formas dos mesmos.

Com relação ao método 2, podemos dizer que também é influenciado pela resolução, de forma inversa, tal como o método 1. Na resolução de 30 metros, estes métodos indicam valor para D na ordem de 1,20, e na resolução de 1000 metros, assume valor próximo de 1,0 (Figura 29 c). Entretanto, deve-se destacar que há uma estabilização na queda dos valores de D entre 50 e 100 metros de resolução.

Os métodos 3 e 4 apresentam valores próximos a 1,0 para os fragmentos com formas mais simples (regulares), enquanto que os fragmentos de forma mais complexa, com maior irregularidade, apresentam dimensão fractal próxima a 2,0.

Os métodos 1 e 2 (Figura 29a e 29b), possuem comportamento inverso aos métodos 3 e 4, já que os fragmentos com formas mais simples (regulares) apresentam valores próximos a 2,0 e fragmentos mais complexos apresentam valores mais próximos a 1,0.

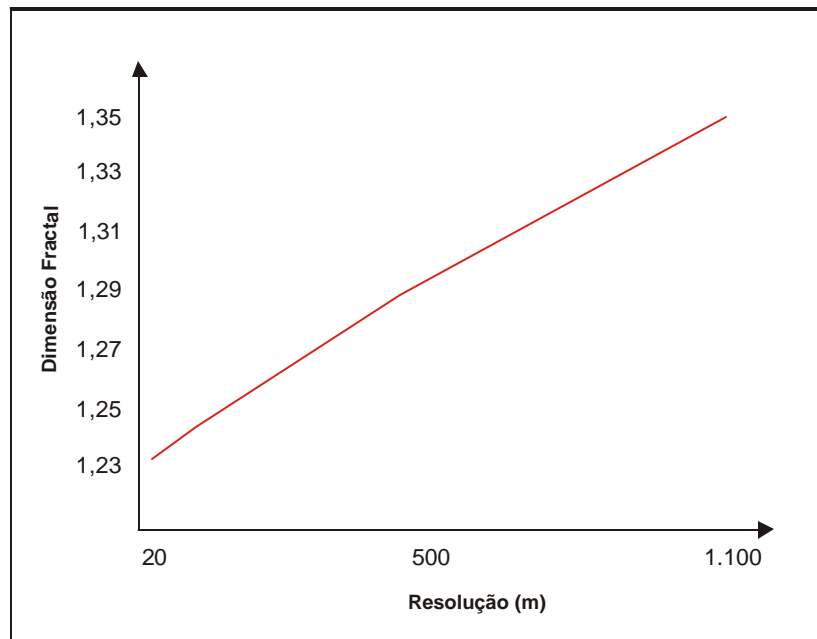
Os métodos 1 e 2 calculam valores de D para os fragmentos de matas ciliares muito parecidos. O método 1 varia de 1,39 a 1,66 e o método 2, de 1,33 a 1,58, respectivamente para altas e baixas resoluções. Analisando-se a Figura 29, constata-se que a partir da resolução de 50 metros, os valores de D alteram rapidamente, independente do método utilizado para o cálculo.

Comparando-se os valores do coeficiente de variação para os métodos avaliados, conclui-se que o método 4, com  $CV = 15,5$  é o mais influenciado pela resolução espacial, enquanto que o método 2 sofre menos os efeitos do uso da grade raster para se estimar a dimensão fractal de matas ciliares.

Os resultados dos métodos 3 e 4, aqui contemplados, estão em concordância com os resultados de O'Neill et al. (1996). Os autores afirmam que os arranjos espaciais de elementos geometricamente regulares (formas mais simples como quadrados, hexágonos, etc) possuem valores de dimensão fractal próximos a 1,0.

Com relação ao comportamento dos métodos 1 e 2 em relação à dimensão fractal, nossos resultados assemelham-se aos obtidos por Benson e Mackenzie (1995), (Tabela 5 e Figura 30). Os autores mostram que os valores de D aumentaram à medida que diminuimos a resolução (aumento do tamanho do pixel). Isto é explicado pelos autores pelo fato de objetos espaciais

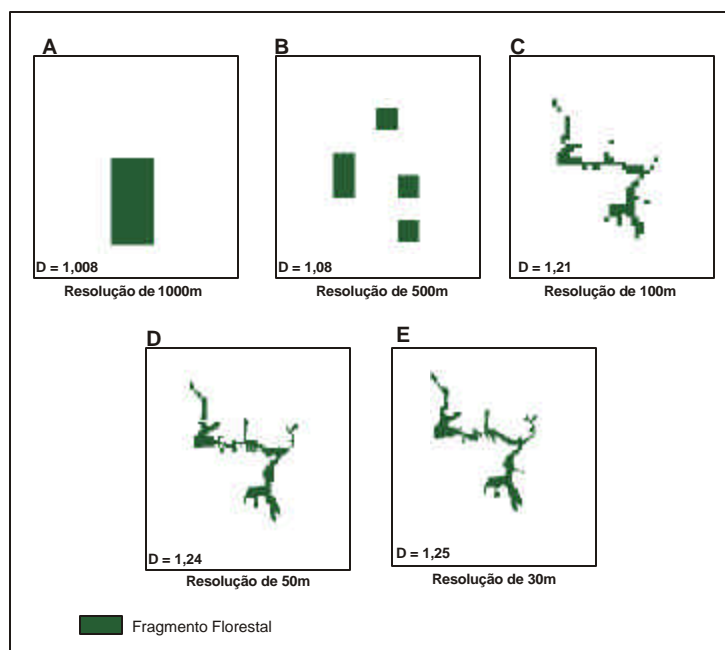
geometricamente regulares (Figura 29 A e 29 B, Figura 30 e Figura 31), como quadrados, hexágonos ou retângulos, assumirem valores de  $D$  próximos a 2,0.



**Figura 30:** Variação da dimensão fractal ( $D$ ) em função da resolução espacial

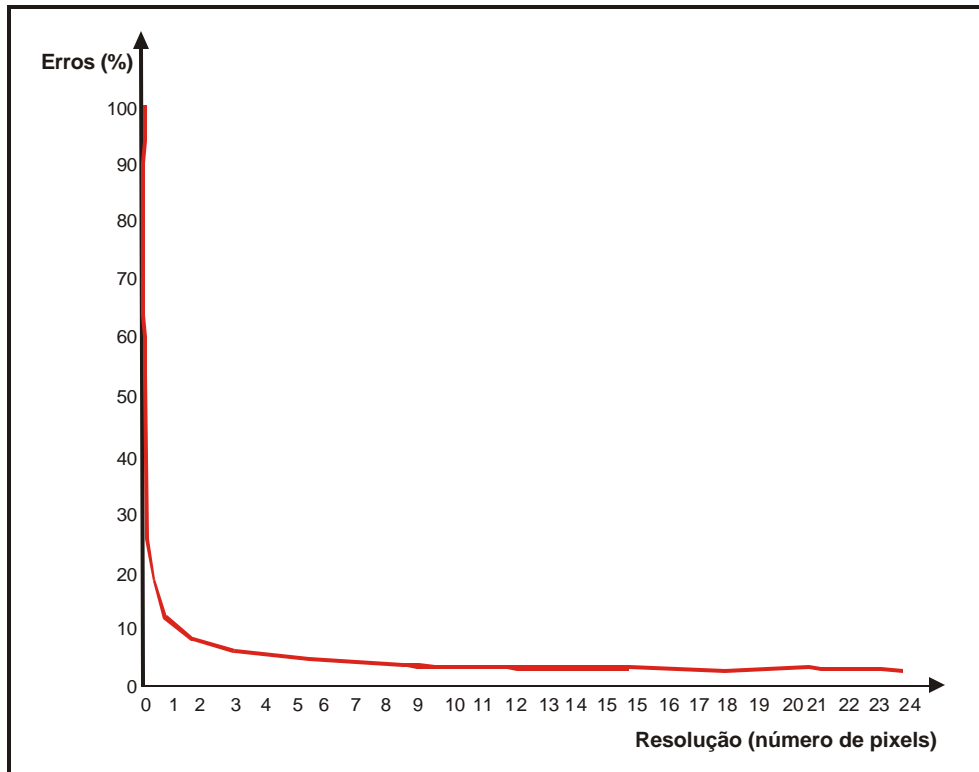
**Fonte:** Adaptado de Benson e Mackenzie (1995)

Estudos efetuados por Leduc et al. (1994), mostraram que os efeitos combinados da variação da resolução podem produzir oscilações de até 10% nos valores de  $D$ . Os nossos resultados indicam que as oscilações para os métodos analisados situam-se entre 8,2 % e 15,7 %, confirmando os dados publicados por estes autores.



**Figura 31:** Variações geométricas de um fragmento de mata ciliar em função da resolução espacial e da dimensão fractal.

Lawrence e Ripple (1996), explicam estas variações geométricas relacionadas à dimensão fractal, afirmando que com o aumento do número de pixels correspondente a um fragmento posicionado na matriz de dados rasterizada. Aumenta-se também o nível de detalhamento dos objetos e por conseguinte, diminuem os erros associados à estimativa do perímetro e da área dos objetos (Figura 32).



**Figura 32:** Relação entre o número de pixels de um fragmento florestal estruturado no formato raster e o erro percentual associado à estimativa do seu perímetro.

**Fonte:** Adaptado de Lawrence e Ripple (1996).

As observações acima comentadas, nos indicam que os índices utilizados para quantificar a estrutura da paisagem, baseados nas proporções de forma, como por exemplo, a dimensão fractal, podem conter informações não confiáveis quando utilizamos mapas ou imagens com baixa resolução espacial. Segundo O'Neill et al. (1996), quando o foco de interesse da pesquisa é o estudo de ecossistemas ripários ou de áreas de transição entre diferentes tipos de habitats, as resoluções mais adequadas para estes estudos são aquelas que apresentam menor grau de incerteza possível.

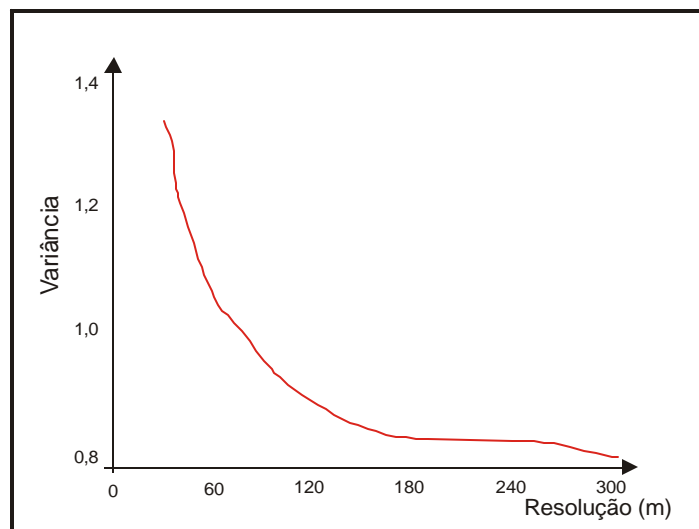
A generalização dos arranjos espaciais consiste na perda de detalhes, ou seja, a generalização nada mais é que a simplificação dos detalhes dos objetos, à medida que diminuimos a resolução (WOODCOCK e STRALER, 1987; MARCEAU et al., 1994).



Neste nível de compreensão, à medida que aumentamos o tamanho do pixel dos fragmentos de matas ciliares, por meio de simulação da resolução em sistemas de informação geográfica, estamos transformando os fragmentos florestais, tornando-os retinizados através da perda da irregularidade (Figura 32).

A Figura 32 também nos mostra que estes efeitos afetam a estimativa da dimensão fractal pelo método de Clark. Segundo Woodcock e Strahler (1987); Moody e Woodcock (1994), a generalização dos objetos através da simplificação de suas formas, reduz o número de pixels da imagem limitando a amplitude da resolução espacial.

Woodcock e Strahler (1987), simularam resoluções espaciais de imagens TM de áreas de florestas localizadas na Califórnia, EUA, comparando-as com a variância dos pixels (Figura 33).



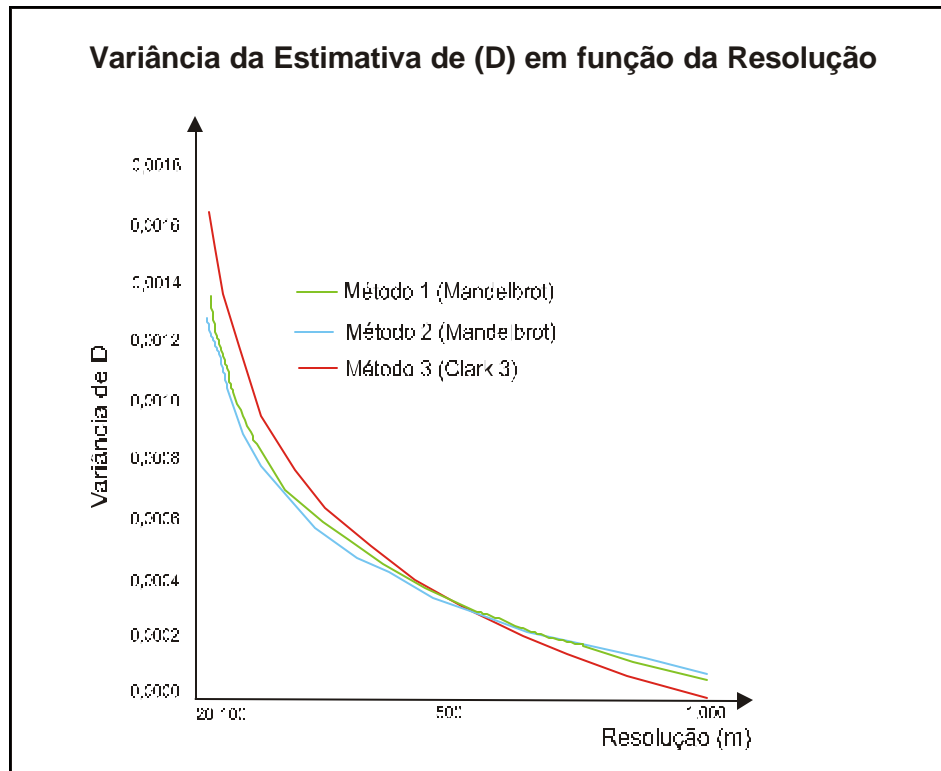
**Figura 33:** Relação entre a variância dos níveis de cinza dos pixels em função da resolução de imagens TM de áreas florestadas.

**Fonte:** Woodcok e Strahler (1987)

Segundo Moody e Woodcock (1994); O'Neill et al. (1996), resoluções simuladas com dimensões maiores que a resolução mínima do sistema imageador, podem provocar super estimação dos índices utilizados em ecologia de paisagem. Para estes autores, há uma região de resolução ótima dentro da

qual podemos estimar os valores dos índices, com menor chance de erro de super ou subestimativa. Esta região ótima, segundo estes autores está entre duas a sete vezes a resolução mínima, na qual, o sistema imageador pode capturar um objeto.

A Figura 34 mostra o pico de amplitude da variância na estimativa da dimensão fractal de paisagens ripárias, obtida na simulação realizada neste capítulo.



**Figura 34:** Variância da dimensão fractal, segundo o método de estimativa de D e a resolução espacial.

Observando a Figura 34, notamos que o pico da variância máxima da dimensão fractal está próximo de 20m, mesmo valor da resolução do sensor SPOT. Com base em nossos resultados e de acordo com a sugestão de O'Neill et al. (1996), constatamos que a resolução adequada para se estimar a dimensão fractal de fragmentos de matas ciliares está situada entre 20 a 140 metros.

Para se verificar a influência da resolução, na estimativa da dimensão fractal, foram levantadas duas hipóteses:

- $H_0$ : as amostras têm variâncias iguais, não existindo diferenças significativas entre elas.
- $H_1$ : as amostras têm variâncias diferentes, existindo diferenças significativas entre elas.

Ao tecer as considerações relativas à análise de variância para os métodos 1, 2 e 3, procurou-se considerar somente a influência da resolução espacial na determinação da dimensão fractal e não dos métodos utilizados para estimá-la.

Através dos resultados desta análise, verificamos que existem diferenças relevantes entre as amostras, pois os valores de F são significativos (Tabela 9). Desta forma rejeitamos a hipótese nula ( $H_0$ ) e aceitamos a hipótese alternativa ( $H_1$ ).

**Tabela 9** - Resultados da Análise de Variância dos valores de D segundo os métodos desenvolvidos por Mandelbrot (métodos 1 e 2) e o método desenvolvido por Clarck (método 3).

<b>Métodos</b>	<b>Valor de F (Calculado) das Amostras</b>	<b>Valor de F (crítico)</b>
<b>Método 1</b>	277,88	7,245
<b>Método 2</b>	184,34	7,246
<b>Método 3</b>	160,51	7,239

Verificadas as diferenças entre as amostras, a próxima etapa baseou-se na identificação das amostras que diferem entre si. Foram aplicados dois testes de comparação de médias: os testes de Tukey e de Scheffé (Tabelas 10, 11 e 12).

**Tabela 10:** Teste de Tukey e Scheffé, para o método 1 (MANDELBROT, 1983)

Resoluções		Teste de Tukey				
		{1}	{2}	{3}	{4}	{5}
		1,395756	1,405128	1,450096	1,626150	1,665248
30	{1}		0,966296971	3,21865E-05	3,2127E-05	3,2127E-05
50	{2}	0,966296971		3,89218E-05	3,2127E-05	3,2127E-05
100	{3}	3,21865E-05	3,89218E-05		3,2127E-05	3,2127E-05
500	{4}	3,21269E-05	3,21269E-05	3,21269E-05		0,00699902
1000	{4}	3,21269E-05	3,21269E-05	3,21269E-05	0,00699902	

Resoluções		Teste Scheffé				
		{1}	{2}	{3}	{4}	{4}
		1,395756	1,405128	1,450096	1,626150	1,665248
30	{1}		0,992748737	1,12745E-05	0	0
50	{2}	0,992748737		0,000690355	0	0
100	{3}	1,12745E-05	0,000690355		0	0
500	{4}	0	0	0		0,07377241
1000	{5}	0	0	0	0,07377241	

**Tabela 11:** Teste de Tukey e Scheffé, para o método 2, (MANDELBROT, 1983)

Resoluções		Teste de Tukey				
		{1}	{2}	{3}	{4}	{5}
		1,333774	1,342526	1,389631	1,529421	1,585539
30	{1}		0,98599482	3,2425E-05	3,21269E-05	3,2127E-05
50	{2}	0,98599482		6,8903E-05	3,21269E-05	3,2127E-05
100	{3}	3,2425E-05	6,8903E-05		3,21269E-05	3,2127E-05
500	{4}	3,2127E-05	3,21269E-05	3,21269E-05		6,00815E-05
1000	{4}	3,2127E-05	3,21269E-05	3,21269E-05	6,00815E-05	

Resoluções		Teste Scheffé				
		{1}	{2}	{3}	{4}	{5}
		1,333774	1,342526	1,389631	1,529421	1,585539
30	{1}		0,9972353	7,7795E-05	0	0
50	{2}	0,9972353		0,002195081	0	0
100	{3}	7,7795E-05	0,002195081		0	0
500	{4}	0	0	0		0,001821126
1000	{5}	0	0	0	0,001821126	

**Tabela 12:** Teste de Tukey e Scheffé, para o método 3 (CLARK, apud McGARIGAL, 1995)

Resoluções		Teste de Tukey				
		{1}	{2}	{3}	{4}	{5}
		1,208784	1,198071	1,450096	3,21269E-05	3,21269E-05
30	{1}		0,953060687	3,85046E-05	3,21269E-05	3,21269E-05
50	{2}	0,953060687		0,001317024	3,21269E-05	3,21269E-05
100	{3}	3,85046E-05	0,001317024		3,21269E-05	3,21269E-05
500	{4}	3,21269E-05	3,21269E-05	3,21269E-05		0,997929633
1000	{4}	3,21269E-05	3,21269E-05	3,21269E-05	0,997929633	

Resoluções		Teste Scheffé				
		{1}	{2}	{3}	{4}	{5}
		1,213483	1,198071	1,159546	1,012560	1,004927
30	{1}		0,989472032	1,12745E-05	0	0
50	{2}	0,989472032		0,024600333	0	0
100	{3}	0,000667192	0,024600333		0	0
500	{4}	0	0	0		0,999635339
1000	{5}	0	0	0	0,999635339	

Os resultados destes testes mostram que, para os três métodos, as resoluções de 30 e 50m, não apresentam diferenças significativas entre si (valores em preto), ou seja, abaixo da resolução de 50m, os valores da dimensão fractal não apresentam mais variabilidade.

Por outro lado, as resoluções de 1000, 500, 100 e 50m, apresentam diferenças significativas na estimação de D. Baseado nestes resultados, a próxima etapa consistiu em identificar a resolução mais adequada. A escolha da resolução mais representativa para a estimativa de D, baseou-se no princípio de que a melhor resolução seria a que apresentasse maior variabilidade de D. Partindo deste princípio, foram calculadas as variâncias de cada amostra (Tabela 13).

**Tabela 13:** Variâncias das amostras segundo o método de cálculo de D e a resolução espacial

Métodos	Variância das Amostras			
	1000m	500m	100m	50m
<b>Método 1</b>	$2,55 \times 10^{-7}$	0,00045531	0,00096696	0,00130071
<b>Método 2</b>	$1,99 \times 10^{-6}$	0,00030726	0,00072448	0,00104586
<b>Método 3</b>	$4,36 \times 10^{-6}$	0,00050778	0,00139968	0,00167502

Pela Tabela 13, constata-se que a resolução de 50m apresenta maior variância para os três métodos. Este resultado permitiu-nos estipular que esta é a resolução mais adequada para se estimar os valores da dimensão fractal.

Com relação ao método 4, a análise de variância não pode ser utilizada, pois este método calcula a dimensão fractal média da paisagem, impossibilitando a realização da análise de variância. Desta forma, utilizamos como base as afirmações de Lam e De Cola (1993), que dizem ser a resolução mais adequada a que apresentar ao mesmo tempo o maior valor da dimensão fractal (D) e o maior valor do coeficiente de determinação ( $R^2$ ) (Tabela 14).

**Tabela 14:** Valores do coeficiente de determinação e do índice de significância, segundo a dimensão fractal (D) e a resolução espacial, com base no método 4.

Resolução	Números de fragmentos	Dimensão Fractal	Coeficiente de Determinação ( $R^2$ )	Índice de significância do $R^2$	Erro tipo II (Beta) de significância
<b>1000m</b>	15	1,1726	92,25 %	8 %	66 %
<b>500m</b>	40	1,6890	80,38 %	28 %	61 %
<b>100m</b>	33	1,7372	84,23 %	56 %	43 %
<b>50m</b>	33	1,7672	79,88 %	63 %	38 %
<b>30m</b>	32	1,7817	77,39 %	63 %	38 %

Analisando-se a Tabela 14 concluímos que a resolução que se ajusta melhor é a de 50 metros, pois apresenta um coeficiente de determinação da ordem de 79,88 %, com índice de significância de 63 % e valor de  $D = 1,7672$ . Os resultados dos testes estatísticos nos mostram que a resolução mais adequada para estimar a dimensão fractal, para os quatro métodos utilizados, para as matas ciliares localizadas na alta bacia do Rio Passa Cinco, é a resolução de 50m.

Em relação ao tamanho da área estudada ("*extent*"), os resultados mostram que as estimativas de dimensão fractal (D) apresentam valores distintos em diferentes janelas amostrais, não evidenciando, ao menos com base no número de amostras utilizadas, qualquer tendência clara do papel da extensão da área na dimensão fractal (Tabela 15).

**Tabela 15:** Valores dos parâmetros da estrutura da paisagem em relação ao "*extent*"

<b>Parâmetros Espaciais</b>	<b>Amostra A</b>	<b>Amostra B</b>	<b>Amostra C</b>
<b>Número de fragmentos</b>	1	8	33
<b>Perímetro (Km)</b>	1,09	3,5	9,6
<b>Área (Km<sup>2</sup>)</b>	22,9	81,3	254,02
<b>D Método 1</b>	1,38	1,41	1,40
<b>D Método 2</b>	1,33	1,35	1,34
<b>D Método 3</b>	1,24	1,19	1,19

Observando a Tabela 15, notamos que com o aumento da área mapeada o número de fragmentos, o perímetro e a área de matas ciliares também aumentaram. Estes resultados estão condizentes às observações apresentadas por Moody e Woodcock (1995), indicando que o aumento da extensão evita os erros derivados do efeito de truncamento.

Para se verificar a influência do tamanho amostral na estimativa da dimensão fractal, baseou-se em duas hipóteses:

- $H_0$ : as amostras têm variâncias iguais, não existindo diferenças significativas entre elas.
- $H_1$ : as amostras têm variâncias diferentes, existindo diferenças significativas entre elas.

Ao tecer as considerações relativas à análise de variância para os métodos 1, 2 e 3, procurou-se levar em consideração somente a influência da amostra de extensão na determinação da dimensão fractal, não levando-se em consideração os métodos utilizados para estimá-la.

Esta análise permitiu verificar que não existem diferenças significativas entre as amostras, pois os valores de F não são significativos (Tabela 16). Desta forma aceitamos a hipótese nula ( $H_0$ ) e rejeitamos a hipótese alternativa ( $H_1$ ).

Observando a Tabela 15, notamos que com o aumento da área mapeada o número de fragmentos, o perímetro e a área de matas ciliares também aumentaram. Estes resultados estão condizentes às observações apresentadas por Moody e Woodcock (1995), indicando que o aumento da extensão evita os erros derivados do efeito de truncamento.

Para se verificar a influência do tamanho amostral na estimativa da dimensão fractal, baseou-se em duas hipóteses:

- $H_0$ : as amostras têm variâncias iguais, não existindo diferenças significativas entre elas.
- $H_1$ : as amostras têm variâncias diferentes, existindo diferenças significativas entre elas.

Ao tecer as considerações relativas à análise de variância para os métodos 1, 2 e 3, procurou-se levar em consideração somente a influência da amostra de extensão na determinação da dimensão fractal, não levando-se em consideração os métodos utilizados para estimá-la.



Esta análise permitiu verificar que não existem diferenças significativas entre as amostras, pois os valores de F não são significativos (Tabela 15). Desta forma aceitamos a hipótese nula ( $H_0$ ) e rejeitamos a hipótese alternativa ( $H_1$ ).

**Tabela 16:** Valores de F e F crítico segundo o método analisado para estimar D em função da extensão da área.

<b>Métodos</b>	<b>Valor de F (Calculado) das Amostras</b>	<b>Valor de F (Crítico)</b>
<b>Método 1</b>	0,50	2,39
<b>Método 2</b>	0,59	2,39
<b>Método 3</b>	0,68	2,39

O fato das amostras 1, 2 e 3 não apresentaram diferenças significativas já era esperado, pois são derivadas de uma mesma população. A amostra 1 está contida na amostra 2, que por sua vez também está contida na amostra 3.

A etapa seguinte baseou-se na verificação do grau de semelhança entre as amostras, efetuando-se a comparação entre as populações. Foram aplicados os testes de comparação de Tukey e de Scheffé, baseados nas médias (Tabela 17).

**Tabela 17:** Teste de Tukey e Scheffé, para os métodos 1 e 2 de Mandelbrot (1983), e pelo método 3 de Clark, apud (McGariagal, 1995).

		Método 1( Mandelbrot, 1983)			Método 2 (Mandelbrot, 1983)			Método 3 (Clark apud McGariagal,1995)		
<b>Teste deTukey</b>										
		{1}	{2}	{3}	{1}	{2}	{3}	{1}	{2}	{3}
		1,384766	1,4116	1,405128	1,331022	1,354943	1,342526	1,244901	1,195633	1,197533
<b>Extent</b>	1 {1}		0,685251355	0,8388257		0,757398009	0,931892574		0,492218256	0,48904109
	2 {2}	0,685251355		0,71568036	0,757398009		0,583749235	0,492218256		0,992316484
	3 {3}	0,838825703	0,715680361		0,931892574	0,583749235		0,48904109	0,992316484	
<b>Teste de Scheffé</b>										
		{1}	{2}	{3}	{1}	{2}	{3}	{1}	{2}	{3}
		1,384766	1,416059	1,405128	1,331022	1,354943	1,342526	1,244901	1,195633	1,197533
<b>Extent</b>	1 {1}		0,709142983	0,85244536		0,776818931	0,937923908		0,524232626	0,521134734
	2 {2}	0,709142983		0,73778009	0,776818931		0,612662017	0,524232626		0,992954552
	3 {3}	0,852445364	0,737780094		0,937923908	0,612662017		0,521134734	0,992954552	

Os resultados mostram, que para os três métodos, as amostras 1, 2 e 3 não apresentam diferenças significativas entre si, ou seja, os valores da dimensão fractal não apresentam variabilidade, pois as populações possuem um alto grau de semelhança entre si.

Esses resultados mostram a impossibilidade da escolha da melhor extensão, permitindo concluir que a dimensão fractal, para o caso dos fragmentos de mata ciliar da área estudada, independe da extensão da mesma.

Para se determinar qual amostra é mais representativa na quantificação da dimensão fractal da paisagem, para os métodos 1, 2 e 3, desenvolvidos por Mandelbrot (1983) e Clark (apud. McGARRIGAL, 1995), foram estipulados os erros padrões das amostras, que relacionam o grau de associação das variáveis (dimensão fractal) com o tamanho da unidade amostral (Tabela 18).

**Tabela 18:** Valores do erro padrão, segundo o método utilizado e a amostra de extensão da área.

Métodos	Erro Padrão da estimativa do "extent"		
	Amostra A	Amostra B	Amostra C
Mandelbrot 1	N/D*	0,0142	0,0063
Mandrelbrot 2	N/D*	0,0123	0,0057
Clark	N/D*	0,0169	0,0072

**N/D\*:** como a amostra não possui um conjunto amostral representativo, estes dados não puderam ser quantificados

Os resultados mostram que a amostra C apresenta os menores valores de erro padrão, o que nos leva a concluir que a mesma, com 17.677 ha é a amostra que melhor representa a estimativa de D, para esses três métodos, atenuando os problemas de superestimação, dos fragmentos de mata ciliar da alta Bacia do Rio Passa Cinco.

Para se verificar a influência da extensão na estimativa da dimensão fractal, para o método 4 desenvolvido por Lovejoy (1982), baseou-se nas afirmações de Lam e De Cola (1993), indicando que a extensão mais adequada é a que se apresenta com o maior valor da dimensão fractal (D) associado ao menor valor de erro padrão (Tabela 19).

**Tabela 19:** Valores da dimensão fractal (D) e erros padrões correspondentes (E)

Resolução	Dimensão Fractal	Erro Padrão da Regressão (E)
Amostra A	1,3310	N/D*
Amostra B	1,9190	0,1223
Amostra C	1,7672	0,0062

**N/D\*:** como a amostra não possui um conjunto amostral representativo, estes dados não puderam ser quantificados

Com base nestes dados, identificamos que o “extent” mais adequado, para a área de estudo, é a amostra C, pois apresenta o melhor ajuste, associado ao menor valor do erro padrão (0,0062) e um valor de D igual a 1,7672.

## **IV- Evolução Espaço Temporal da Dimensão Fractal das Matas Ciliares na Alta Bacia do Rio Passa Cinco**

### **4.1- Introdução**

Os padrões espaciais dos elementos que compõem o mosaico das paisagens podem ser indicadores de perturbações ambientais naturais e antrópicas. Neste caso, a interação entre elementos naturais e antrópicos dão origem a configurações espaciais complexas que geralmente exprimem a dinâmica temporal da paisagem (DUNN et al. 1994; FORMAN, 1995).

A quantificação da dinâmica da paisagem pode ser efetuada, entre outras maneiras, por meio do monitoramento da modificação dos padrões espaciais. Para Forman e Godron (1986), estes padrões podem ser importantes para mensurar a evolução espaço-temporal da paisagem.

A caracterização da dinâmica da paisagem, através da análise espaço-temporal depende das métricas utilizadas para quantificar as alterações no tempo (DUNN et al., 1994; FROHN, 1998).

Nesta fase da pesquisa, utilizamos uma abordagem que busca identificar as perturbações sofridas pelos fragmentos de matas ciliares, durante o período de 1962 a 1995, utilizando a dimensão fractal como um indicador.

## **4.2- A origem da forma geométrica dos arranjos espaciais da paisagem**

Quando observamos a paisagem, notamos que sua composição e sua configuração espacial, que possui forma e tamanho diferente.

Em paisagens agrícolas localizadas em áreas montanhosas, os remanescentes florestais estão localizados nos topos das montanhas, com composições florísticas específicas. Já aquelas localizadas em áreas planas, possuem os remanescentes florestais (quando existentes) localizados no fundo dos vales, com composições florísticas próprias.

A geometria dos fragmentos florestais também apresenta padrões espaciais distintos, pois a geografia destas duas áreas proporcionam configurações espaciais diferentes.

A observação destes padrões espaciais faz com que nos deparemos com duas indagações:

- Como estes padrões espaciais se desenvolveram? ;
- Como estes padrões podem mudar através do tempo? .

Para muitos pesquisadores que enfocam suas pesquisas em ecologia da paisagem, estas perguntas são essenciais para entender os processos ecológicos que ocorrem ou ocorreram, pois a paisagem é composta por configurações espaciais que resultam das interações naturais e antrópicas do ecossistema.

Segundo Levin (1976, apud TURNER et al., 2001) a forma dos arranjos espaciais da paisagem pode ser definida por três fatores:

- a) Características geoambientais (físico e biológicas);
- b) Características da área de transição, definida pela geometria dos arranjos espaciais que compõem a paisagem. Este fator revela como a forma dos padrões espaciais, do ecossistema, respondem às interações antrópicas e naturais;

- c) Fator de dispersão, caracterizado pelas estratégias de “recolonização” da paisagem. Este fator considera como os mecanismos de dispersão e sucessão atuam na reestruturação do mosaico através da expansão e da retração dos arranjos espaciais em uma determinada paisagem.

Os fatores relacionados às interações ecológicas dos organismos, assim como o histórico de sua perturbação, também são responsáveis pela formação dos padrões espaciais da paisagem. Os fragmentos de uma determinada unidade podem ser classificados com relação às suas origens e também com relação aos mecanismos resultantes das interações abióticas e bióticas, diversificando o mosaico de ecossistemas que compõem a paisagem.

#### **4.2.1 - Interações ecológicas**

As interações ecológicas dos animais, tais como competição, predação e sucessão ecológica, podem modificar a estrutura espacial da paisagem, sendo responsáveis pela dinâmica dos fragmentos florestais. Os padrões espaciais resultantes acabam interferindo ou modificando a estrutura das configurações espaciais (TURNER et al., 2001).

O processo de sucessão ecológica pode modificar a estrutura de espécies da comunidade ao longo do tempo. Estas alterações são responsáveis pela mudança das principais características estruturais e funcionais do ecossistema vegetal, por meio da substituição seqüencial de espécies de uma comunidade, desde a colonização de espécies pioneiras até o estabelecimento de espécies clímax (ODUM, 1983).

Nogueira e Nogueira (1991), estudaram a sucessão ecológica de fragmentos florestais de matas ciliares na Estação Ecológica de Bauru - SP. As áreas desmatadas ao longo dos córregos eram cultivadas por hortaliças. Com a criação desta Estação Ecológica em 1961, toda área foi isolada e os cultivos abandonados. Dois anos após, a área desmatada e os aceiros de entorno estavam cobertos por capim-colômbio e capim gordura. Com o objetivo de eliminar o capim, introduziu-se no local o gado bovino, favorecendo a

eliminação gradual do capim e o aparecimento de árvores pioneiras que criaram condições para instalação de outras espécies. Após 30 anos, a área desmatada foi recoberta por floresta secundária, em plena regeneração e rica em espécies.

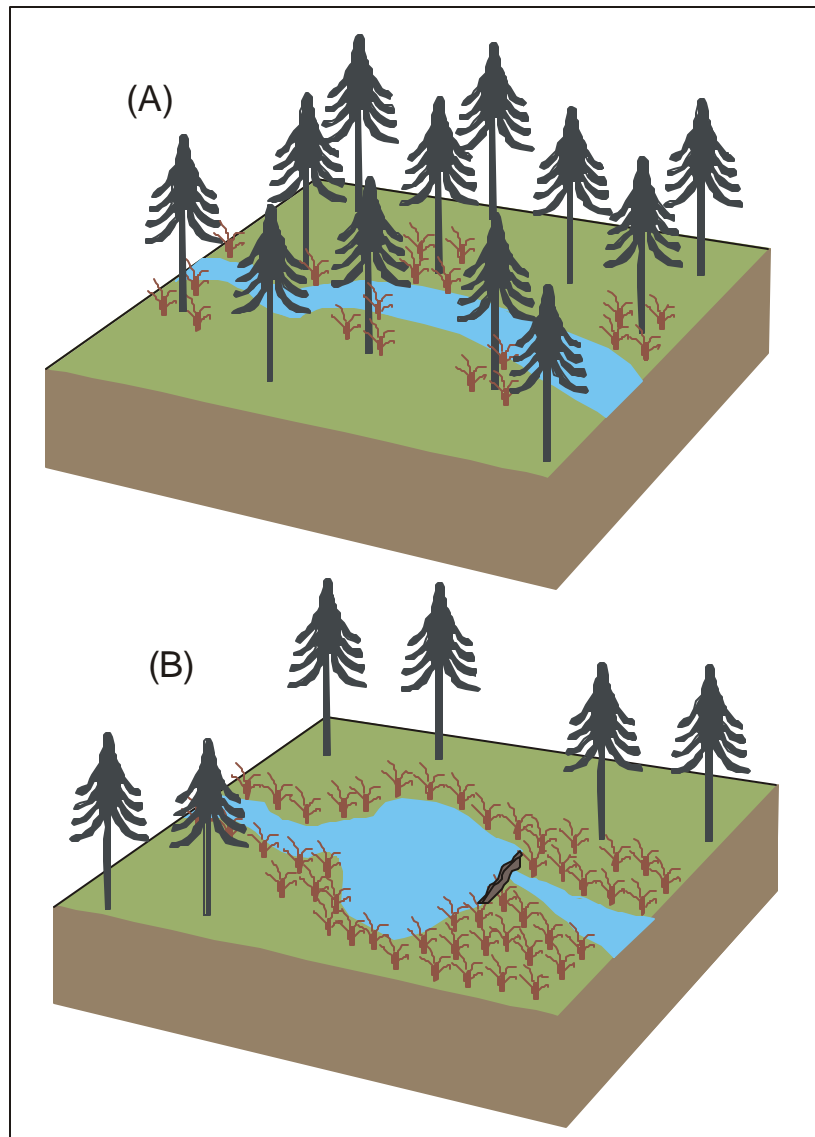
Desta forma, notamos que a regeneração natural da mata ciliar, na Estação Ecológica de Bauru, modificou a configuração espacial da estrutura da paisagem.

As interações de predação podem ser responsáveis pela dispersão de sementes e propágulos, propiciando o estabelecimento de espécies pioneiras e o início do processo de regeneração de fragmentos florestais.

Barella et al. (2000), argumentam que os peixes podem ser um dos vetores de dispersão de sementes. Da mesma forma, salienta Marini (2001), que o forrageamento de pássaros também pode ser um agente dispersor de sementes, e assim, ser responsável pela preservação, conservação e regeneração de fragmentos florestais.

Outros exemplos de modificação da estrutura da paisagem por animais podem ser encontrados em Johnston et al. (1993). Estes pesquisadores estudaram a influência de castores (*Castor canadensis*) e dos alces (*Alces alces*) na estrutura de paisagens de florestas boreais na península de Kabetogema, EUA. Neste estudo foram mapeadas as áreas de vegetação em que ocorreu alteração devido a ação dos castores através do monitoramento dos ecossistemas boreais, utilizando-se fotografias aéreas durante o período de 1940 a 1986. Os resultados mostraram que a paisagem sofreu alteração em 13% na sua estrutura, devido a construção de represas pelos castores, modificando a vegetação através do alagamento das áreas adjacentes à represa (Figura 35).





**Figura 35:** Modificação da estrutura da paisagem pelo castor: (A) Habitat antes do estabelecimento do castor; (B) Habitat após o estabelecimento do castor.

**Fonte:** Adaptado de Johnston et al. (1993)

As alterações das condições edáficas da paisagem originaram manchas de perturbação na floresta boreal, isto é, o alagamento da área florestada, tornando-se imprópria para o estabelecimento de espécies decíduas de florestas (coníferas). Estas áreas, por sua vez, foram invadidas por espécies tolerantes a locais de solo encharcado (Figura 1-B). Com o aparecimento de

gramíneas os alces começaram a pastorear nestas áreas, impedindo o processo de sucessão ecológica de florestas. Conseqüentemente, a paisagem que outrora possuía florestas de coníferas, agora é constituída por gramíneas.

#### **4.2.2- Interações antrópicas**

As interações antrópicas estão relacionadas às perturbações ambientais feitas pelos humanos (TURNER et al., 2001). As alterações geralmente foram provocadas pela necessidade de comida, madeira, estabelecimento de vilas e cidades, indústrias, etc, transformando os ecossistemas naturais.

Uma das primeiras conseqüências da alteração dos ecossistemas naturais pela ação antrópica é a fragmentação das paisagens, que passam a ser compostas por mosaicos de vegetação nativa, áreas agrícolas, cidades, etc. (AZEVEDO e FERREIRA, 1998).

Segundo Krummel et al. (1987), as interações antrópicas modificam a estrutura espacial da paisagem, onde os ecossistemas perturbados apresentam configurações espaciais distintas dos ecossistemas não perturbados.

Segundo Dean (1996), a Mata Atlântica ocupava uma área de 81,8 % da superfície do Estado de São Paulo. Devido a busca por lucros cada vez maiores e pelo declínio da agricultura canavieira, os proprietários de terras começaram a investir em uma nova cultura, o café. Este novo produto altamente lucrativo acelerou a devastação da Mata Atlântica pelo aumento da densidade populacional, principalmente no Estado de São Paulo, através das necessidades de alimentação e pela introdução das ferrovias, que foram responsáveis pelo grande consumo de madeira. Esta devastação ocorreu desde meados do século XIX até o final da Segunda Guerra Mundial, intensificando-se até meados da década de 80 com a industrialização e a urbanização, principalmente na região Sudeste.

Atualmente há apenas 7 % da cobertura vegetal original, restringindo-se ao litoral - Parque Estadual da Serra no Mar, Parque Nacional da Bocaina, Estação Ecológica da Juréia-Itatins, etc e ao extremo sudoeste - Parque Estadual do Morro do Diabo (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA e INPE, 1993).

Os efeitos destas mudanças (devastações) são cruciais para compreendermos a distribuição e a estrutura dos remanescentes de mata atlântica na paisagem.

#### **4.2.3- Interações abióticas**

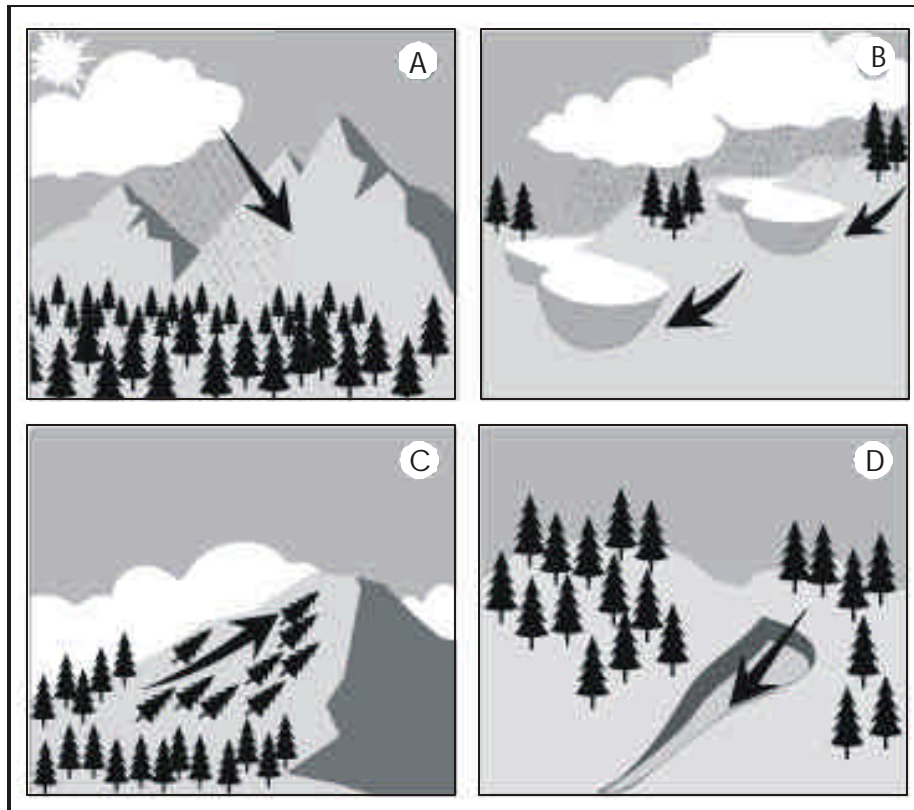
Os fatores abióticos responsáveis pela formação dos padrões espaciais da paisagem são resultados, em parte, da variabilidade climática e topográfica. Os fatores climáticos, segundo Turner et al. (2001), controlam os padrões de distribuição biogeográfica, através da distribuição de energia e umidade. O controle exercido pela variabilidade climática requer um conhecimento da história da paisagem, onde os estudos paleoecológicos providenciam informações sobre os processos de transformação dos habitats.

Estas informações são de extrema importância para compreender a estrutura espacial atual da paisagem. Por exemplo, a fisionomia de fragmentos de matas ciliares, foi um importante refúgio da flora e da fauna, durante as glaciações quaternárias. No período glacial, como o clima era mais frio e seco, as populações de espécies florestais foram mantidas apenas ao longo dos cursos dos maiores rios ou das encostas mais úmidas. Quando o clima tornava-se mais úmido, estas populações voltavam a se expandir, ocupando maior área (CATHARINO, 1989).

Estas implicações mostram que as modificações efetuadas pelo clima, na distribuição da biota e dos padrões espaciais são de extrema importância para os estudos de ecologia da paisagem.

Os fatores topográficos podem apresentar quatro tipos de influências nas configurações espaciais da paisagem (Figura 36).

Na Figura 36a, nota-se que a radiação solar, a altimetria, a declividade e a orientação de vertentes, influenciam na distribuição da temperatura, da umidade e dos nutrientes. As encostas com orientação norte e leste, no Brasil, recebem mais radiação solar que as encostas com orientação sul e oeste. Os resultados destes padrões topográficos resultam em modificações das condições ambientais da encosta, propiciando uma fisionomia diferenciada da vegetação, com grande diversidade de espécies.



**Figura 36:** Exemplos de quatro tipos de influências topográficas na origem de padrões espaciais em paisagens: (A) Influência topográfica da radiação solar; (B) Controle da topografia na quantidade de água nos lagos; (C) Influência da topografia na canalização de ventos e (D) Influência dos processos geomorfológicos na fisionomia da paisagem.

**Fonte:** Turner et al., 2001

Everson e Boucher (1998), verificaram a influência da topografia na riqueza de espécies de matas ciliares do Rio Potomac, no Estado de Maryland, EUA. Os resultados mostraram que os lugares com menor variação de topografia apresentam menor diversidade de espécies, com um acentuado efeito de borda. Segundo estes autores, isto acontece devido às variações topográficas que proporcionam uma variedade de nichos ecológicos que acabam contribuindo, por sua vez, na modificação da estrutura dos fragmentos de vegetação ciliar. A composição mineralógica do solo, o regime de distúrbios, a declividade, a orientação da vertente e a intensidade de radiação solar, são responsáveis pela composição da comunidade ripária.

Na Figura 36b, nota-se que a topografia pode alterar os fluxos de energia e nutrientes da paisagem. O posicionamento de lagos em relação ao escoamento da água superficial pode influenciar as características físicas e biológicas destas áreas, alterando a dinâmica trófica dos lagos, afetando assim a estrutura da paisagem.

A figura 36c exemplifica como a topografia pode afetar a frequência de perturbações causadas pelo vento. Um exemplo pode ser observado nos estudos de Foster & Boose (1992, apud TURNER et al., 2001), na Nova Inglaterra, EUA. Estes autores verificaram que florestas situadas em locais topograficamente expostos são mais suscetíveis à perturbações provocadas por fortes ventos.

A Figura 36d mostra a influência dos processos geomorfológicos no transporte de sedimentos, responsáveis pela alteração da fisionomia da paisagem. Algumas regiões podem ser mais ou menos suscetíveis a deslizamentos, onde os movimentos de massa alteram a estrutura espacial, pois estas ocorrências contribuem significativamente para o desenvolvimento da heterogeneidade espacial em uma paisagem através de modificações na estrutura edáfica, vegetacional e zoológica.

#### **4.3- Geometria dos fragmentos florestais e perturbações do ecossistema**

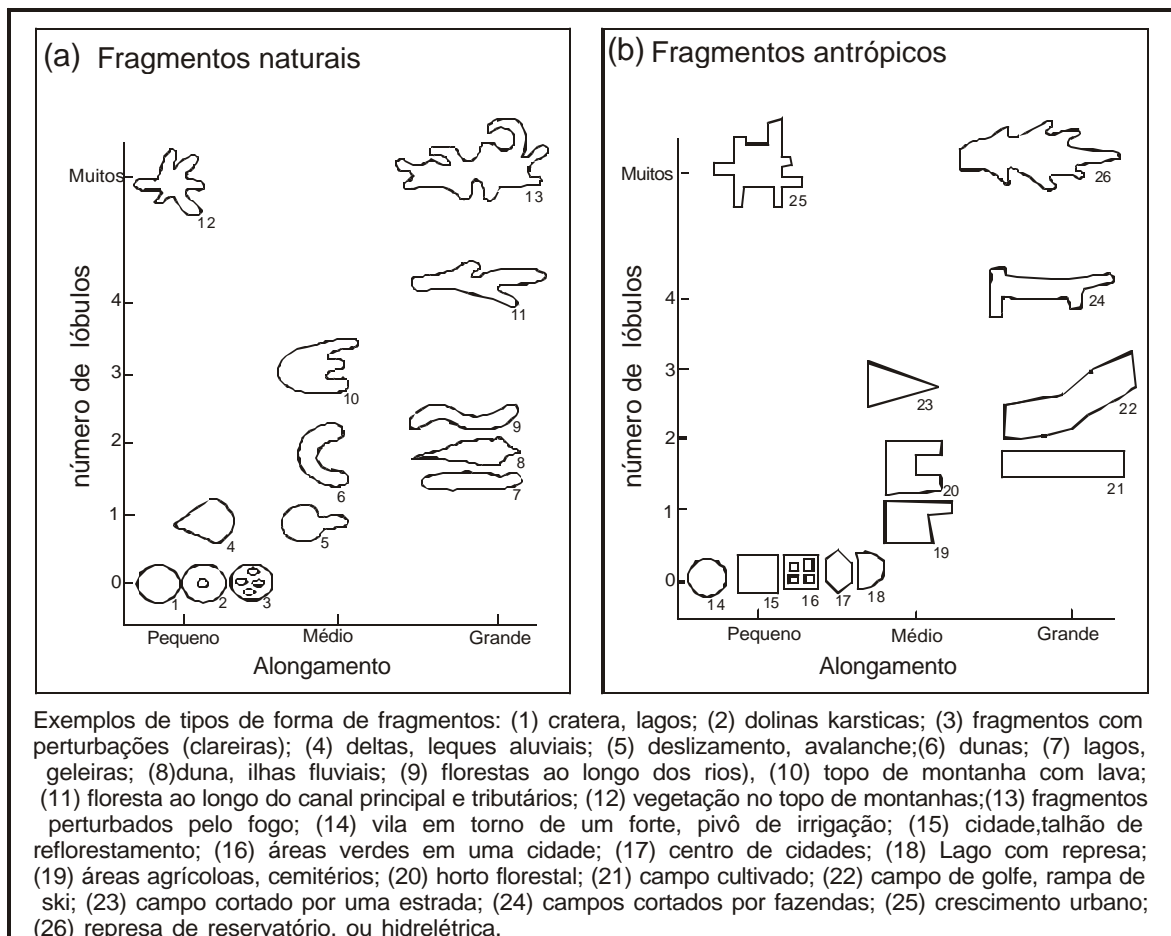
A forma geométrica dos fragmentos que compõem o mosaico da paisagem pode expressar também funções ecológicas (FORMAN, 1995).

Para Forman e Godron (1986); Forman (1995); Pickett e Kevin (1997), a forma geométrica pode ser correlacionada à intensidade de perturbação antrópica na paisagem. Nas áreas onde há ou houve intensa perturbação, os fragmentos possuem formas geométricas mais retilizadas.

Os fragmentos naturais geralmente possuem formas amebóides com lóbulos curvilíneos e dispersos, dividindo-se quanto à geometria em regulares e irregulares, dependendo dos processos responsáveis pela sua origem. Os

fragmentos alongados ou regulares, geralmente estão relacionados à forma meândrica dos rios. Os fragmentos irregulares possuem formas correlacionadas à heterogeneidade espacial e temporal dos processos que os originaram.

Nos fragmentos que sofreram perturbações pelo fogo, sua forma geométrica irregular está relacionada à velocidade e à mudança de direção dos ventos durante um incêndio (FORMAN, 1995). Os fragmentos antrópicos, com intensa perturbação, por sua vez, apresentam-se com formas mais ortogonais, associadas a diques de drenagem, estradas de rodagem e férreas, talhões agrícolas, etc. (Figura 37).



**Figura 37:** Forma dos fragmentos em paisagem agrupados pela origem e forma. (A) fragmentos naturais, (B) fragmentos antrópicos

**Fonte:** Forman (1995)

A Figura 37, ilustra os tipos mais comuns de formas geométricas de fragmentos encontradas na paisagem. As formas amebóides (1 a 13) referem-se a fragmentos naturais; as formas regulares (14 a 26), representam os fragmentos antrópicos. Nesta figura, observamos também que a geometria dos fragmentos possui formas características de processos que os originaram. O fragmento nº 12, por exemplo, possui forma peculiar caracterizada por fragmentos florestais localizados no topo de montanhas. Já o fragmento nº 13, possui uma forma irregular originada por incêndios.

Sendo assim, o conjunto das formas dos fragmentos em paisagens poder ser organizado e classificado, para compreender as funções ecológicas ao nível de paisagem (FORMAN, 1995).

Para Turner et al. (2001), o estudo da forma dos fragmentos implica na observação do comportamento dos respectivos padrões espaciais em intervalos de tempo. O estudo temporal das formas dos fragmentos é efetuado com base na avaliação da relação entre a geometria e as perturbações ambientais ocorridas.

Um dos aspectos mais graves da perturbação antrópica em relação à forma geométrica dos fragmentos florestais é dado pela alteração da estrutura física do fragmento através do efeito de borda.

Para Forman e Godron (1986), o efeito de borda é definido como a alteração na composição e ou na abundância relativa de espécies na parte marginal de um fragmento, através das modificações das condições de luminosidade, de temperatura e de umidade. Segundo Primack e Rodrigues (2001), o efeito de borda é evidente em até 500m para dentro do fragmento florestal, porém, é mais notável nos primeiros 35 metros.

Silva (2002), salienta que o efeito de borda está intimamente relacionado à forma dos fragmentos florestais, pois evidencia seu grau de vulnerabilidade. Valores de baixa densidade de borda estão associados a fragmentos bem definidos, com grande extensão. A densidade de borda em um estágio médio ocorre em fragmentos alongados, e por fim, a alta densidade de borda ocorre em fragmentos pequenos e irregulares.

#### 4.4- Caracterização geomorfológica da alta Bacia do Rio Passa Cinco

Na caracterização das unidades geomorfológicas (Anexo 8) da área de estudo, podem ser observadas as seguintes unidades homogêneas:

- **Vales Fechados:** A unidade vales fechados possui grande extensão geográfica, distribuindo-se aproximadamente por uma área de 11.698ha. Caracteriza-se por áreas de forte declive com vales profundos e encostas retilíneas. Observa-se, também uma frequência média de canais e a presença de depósitos aluvionares, substrato rochoso formado pelas rochas das formações Botucatu e Serra Geral (LOPES, 2000). É nesta unidade que observamos a maior resistência da mata ciliar às perturbações antrópicas (Figura 38).



**Figura 38:** Aspecto geral da unidade vales fechados, mostrando áreas de declive acentuado com vales profundos e encostas retilíneas (Foto de Thiago S. de Azevedo, 09/2002)



- **Colinas:** Esta unidade distribui-se aproximadamente por uma área de 3.411ha. As colinas são caracterizadas por compartimentos de relevo ondulado de declives médios, encostas côncavas e topos aplainados a arredondados, com pequenos vales abertos. Observamos uma baixa frequência de canais, substrato rochoso formado por rochas das formações Botucatu, Serra Geral, Itaqueri, Corumbataí e Pirambóia (LOPES, 2000). Para Penteado (1968), este compartimento apresenta um aspecto de relevo que respondem pela monotonia da paisagem, quando observada em conjunto. A convexidade suave das vertentes, geralmente sem concavidade basal, acabando em vales de fundo chato, é explicada pela evolução por deslizamentos. Estes processos favorecem a decomposição de sedimentos, fazendo com que o material coluvional, predominantemente fino, venha a se depositar nas várzeas. Deste modo, a vertente evolui com perfil de inclinação suave, tendendo para a convexidade do topo à base (PENTEADO, 1968). Esta unidade geomorfológica apresenta-se em uma condição intermediária de resistência da mata ciliar às perturbações antrópicas (Figura 39).



**Figura 39:** Aspecto geral da unidade colinas, mostrando a suavidade das vertentes e a convexidade do topo à base (Foto de Thiago S. de Azevedo, 09/2002)

- **Vales Abertos:** A unidade vales abertos apresenta-se com pequena extensão geográfica, distribuindo-se aproximadamente por uma área de 1.231ha. Os vales abertos são caracterizados por áreas de relevo suave com grandes planícies de inundação e vales pouco profundos, predominando encostas convexas, com meandros abandonados, resultante do ateamento do leito por acúmulo de material depositado e mudança da corrente para níveis mais baixos (PENTEADO, 1968). Esta unidade geomorfológica é constituída por substrato rochoso formado pelas formações Tatuí, Itararé e Corumbataí. Os vales abertos apresentam menor resistência da mata ciliar a perturbações antrópicas (Figura 40).



**Figura 40:** Aspecto geral da unidade de vales abertos, mostrando a ampla planície de inundação (Foto de Thiago S. de Azevedo, 09/2002)

- **Escarpas:** A unidade escarpas também com reduzida extensão, distribui-se aproximadamente por uma área de 1.179ha. Geomorfológicamente é caracterizada por aclives acentuados, localizados nas bordas dos morros testemunhos e das cuevas basálticas. Caracteriza-se por um relevo de paredões abruptos e

dissecados, resultantes de processos erosivos. Esta unidade apresenta substrato rochoso pelas formações Botucatu e Serra Geral (LOPES, 2000). Nas escarpas não foram observados remanescentes de matas ciliares. (Figura 41).



**Figura 41:** Aspecto geral da unidade de escarpas, mostrando o paredão abrupto e dissecado (Foto de Thiago S. de Azevedo, 09/2002)

Em cada unidade geomorfológica, a mata ciliar possui uma distribuição espacial distinta, que está condicionada a topografia. Os valores da área máxima onde potencialmente a mata ciliar deveria ocupar, sem interferência antrópica podem ser observados na Tabela 20.

**Tabela 20:** Área de ocupação esperada das matas ciliares em relação às unidades geomorfológicas

<b>Unidades geomorfológicas</b>	<b>Área (ha) das unidades geomorfológicas</b>	<b>Distância esperada de ocorrência das matas ciliares em relação aos rios</b>	<b>Área (ha) ideal de ocupação das matas ciliares</b>	<b>Porcentagem da área ideal das matas ciliares em relação às unidades geomorfológicas</b>
<b>Vales Fechados</b>	11698,49	60 m	4441,06	37,96
<b>Colinas</b>	3411,61	90 m	1027,40	30,11
<b>Vales Abertos</b>	1231,34	120 m	915,81	74,38
<b>Escarpas</b>	1179,49	0 m	0	0

Na Tabela 20, notamos que na unidade de vales fechados, a mata ciliar deveria ocupar 37,96 %. Na unidade colinas, a mata ciliar, ocuparia apenas 30,11 % da área, possuindo uma largura de 90m. E por fim, nos vales abertos, a área potencial por ocorrência da mata ciliar, ocupa aproximadamente 74 % da área total da unidade, podendo ser observada a uma distância de até 120m da drenagem.

#### 4.5- Evolução espaço-temporal da dimensão fractal da mata ciliar no período de 1962 a 1995

Os resultados da análise estatística da evolução espaço-temporal da dimensão fractal (D) durante o período de 1962 a 1995 são apresentados na Tabela 21.

**Tabela 21:** Estimativa do coeficiente de variação da dimensão fractal para o período de 1962 – 1995

Data	Vales Fechados	Colinas	Vales Abertos	Dimensão Fractal Total das Matas Ciliares	Área (ha) da matas ciliares
<b>Zona Ideal</b>	1,490	1,4091	1,376	1,425	6384,27
<b>1962</b>	1,197	1,134	1,204	1,178	1678,85
<b>1972</b>	1,204	1,144	1,104	1,151	1498,72
<b>1978</b>	1,197	1,154	N/D*	1,176	1072,43
<b>1988</b>	1,190	1,164	1,131	1,161	1480,45
<b>1995</b>	1,199	1,158	1,181	1,179	1524,25
<b>Média dos valores de D durante o período de 1962 - 1995</b>	1,198	1,151	1,155	1,168	
<b>Desvio Padrão</b>	0,005	0,011	0,045	0,020	
<b>CV (%)</b>	0,443	1,018	3,961	1,807	

N/D\*: como a amostra não possui um conjunto amostral representativo, estes dados não puderam ser quantificados.

Na Tabela 21, observamos que o coeficiente de variação (CV) da dimensão fractal (total), das matas ciliares é pequena, apresentando 1,807 %.

Os resultados aqui apresentados estão em concordância com os trabalhos encontrados na literatura. Em estudos realizados na Reserva Nacional de New Jersey Pineland, EUA, Luque et al. (1994), efetuaram comparações entre a dimensão fractal de florestas de pinus, localizadas dentro e fora da reserva florestal, durante o período de 1972 a 1988. Os resultados encontrados por estes pesquisadores mostraram que a variação temporal de D da cobertura vegetal, localizadas no interior e no exterior da reserva, não é significativa.

Frohn (1998), em estudos realizados na região de Ouro Preto, Rondônia – Brasil, avaliou a sensibilidade da dimensão fractal de paisagens amazônicas no período de 1978 a 1995. Os resultados mostraram que o coeficiente de variação da dimensão fractal, para o período estudado, foi de 18,2 %.

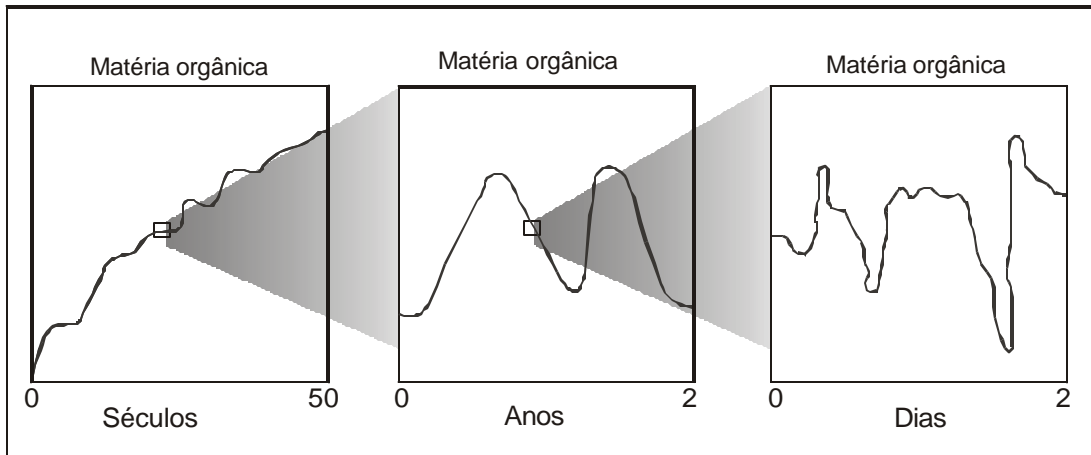
Rex & Malanson (1990), avaliaram a variação da dimensão fractal de matas ciliares nos Rios Cedar e Iowa, EUA, durante o período de 1963 a 1978, e de 1967 a 1973, respectivamente. Os resultados mostraram que não há uma relação significativa entre a dimensão fractal e o desflorestamento das matas ciliares durante esses períodos.

Estes autores salientam que os impactos ambientais responsáveis pela modificação da estrutura da paisagem ripária nem sempre apresentam altos valores de variação, pois a forma dos fragmentos de matas ciliares e conseqüentemente a dimensão fractal, estão correlacionadas a diferentes fatores, como por exemplo, o grau de perturbação antrópica, a topografia, o uso do solo, dentre outros.

A quantificação das configurações espaciais no tempo denotam um conjunto de conceitos que são responsáveis pela detecção das variações espaço-temporais dos fragmentos da paisagem.

Para Pfaltz e Fresch (1994), a representação das variações espaço-temporais não são bem compreendidas. A habilidade de representar a dinâmica temporal de um determinado fenômeno, em contraste aos sistemas estáticos, depende de um conjunto de condições prévias que estão relacionadas à dinâmica dos processos ecológicos.

Segundo Dunn e Sharpe (1994), as variações espaço-temporais dos padrões da paisagem são oriundas da combinação das perturbações antrópicas e naturais. Estas perturbações, por sua vez, podem ser mais significativas somente em uma determinada escala de tempo. Em cada unidade de paisagem, a variação espaço-temporal pode exibir comportamentos distintos diferentes dependendo da escala temporal (Figura 42).



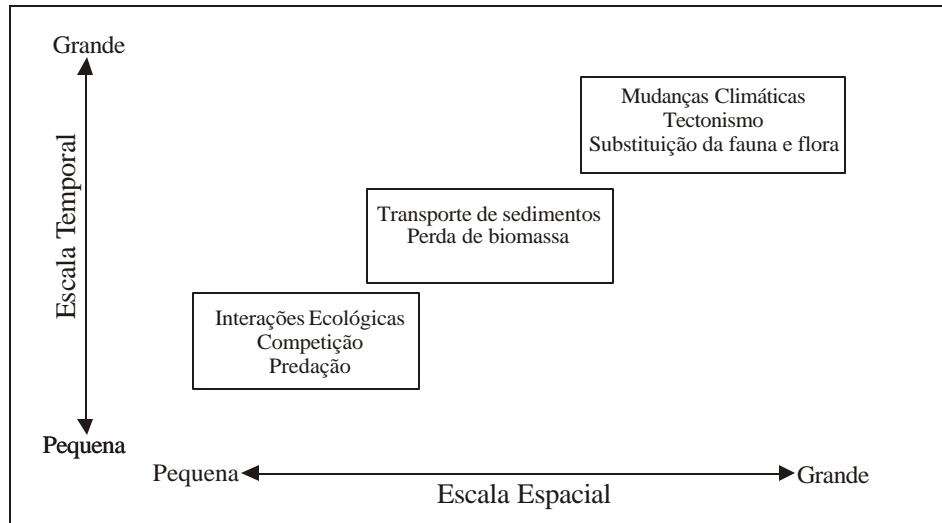
**Figura 42:** Variação da dinâmica da matéria orgânica do solo em diferentes escalas temporais

**Fonte:** Turner et al. (2001)

Na Figura 42, notamos que a variação da escala temporal é responsável por comportamentos distintos à medida que aumentamos o intervalo de tempo de observação. Na escala temporal diária, observamos rápidas flutuações da decomposição da matéria orgânica. Na escala anual, deparamo-nos com os padrões sazonais de decomposição da matéria orgânica, mais lentos. Por fim, na escala secular, observamos apenas a acumulação da matéria orgânica. Segundo Magnuson (1990, apud TURNER et al., 2001), o padrão flutuante da escala temporal pode ser classificado como *"the invisible present"* (o presente invisível), e em muitos casos, pode influenciar a quantificação dos padrões espaciais da paisagem.

Entretanto, Forman e Godron (1983), alertam que os arranjos espaciais podem apresentar determinados padrões espaciais em uma determinada escala temporal, que acabam, por sua vez, por não representar corretamente a dinâmica da paisagem, mascarando assim os processos ecológicos.

Estas afirmações são exemplificadas na Figura 43, onde observamos a hierarquização dos processos ecológicos de acordo com a amplitude da escala espacial e temporal.



**Figura 43:** Escalas temporais e espaciais dos processos ecológicos dos rios

**Fonte:** Naiman et al. (1992)

Assim, Schnider (1994), sugere que as métricas utilizadas para quantificar a dinâmica da paisagem podem operar em diferentes escalas temporais ou espaciais.

Segundo Hupp e Osterkamp (1996), as variações topográficas são responsáveis pelas modificações na declividade, umidade, composição do solo, regime de inundação, entre outras. Estas variações das condições físicas do ambiente, para Malanson (1995), influenciam também os padrões de vegetação ripária. Os cursos de água juntamente com o condicionamento estrutural do embasamento estão entre os principais agentes modeladores da paisagem e sua ação morfogenética.

As influências que têm os cursos d'água sobre as florestas dependem de características geológicas, geomorfológicas, climáticas, edáficas, hidrológicas e hidrográficas, tanto em escalas local e regional (RODRIGUES, 2000; RODRIGUES e SHEPHED, 2000).

A topografia pode influenciar a riqueza e a distribuição das espécies vegetais que compõem o ecossistema ripário e pode influenciar no grau de perturbação dos fragmentos florestais de matas ciliares Everson e Boucher (1998).

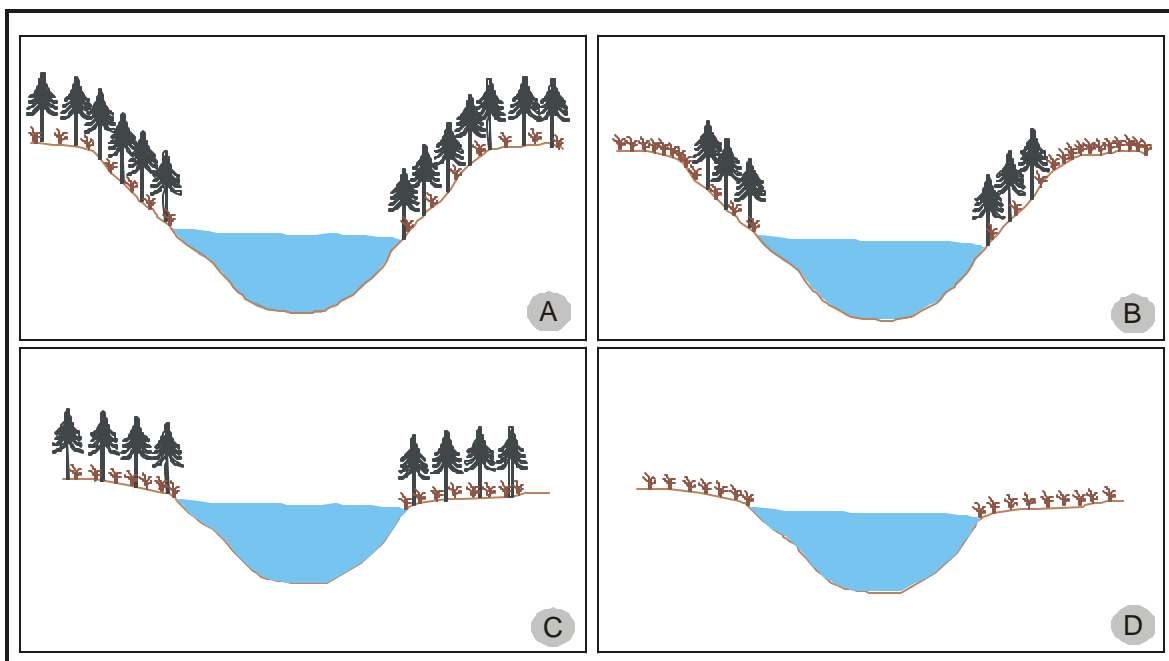


Segundo Malanson (1995), o ecossistema ripário apresenta dois gradientes direcionais de perturbação: o longitudinal e o lateral.

O gradiente longitudinal divide o ecossistema ripário em zonas discretas, em que considera o ecossistema fluvial como um ecossistema contínuo, da nascente a foz, onde os processos ecológicos possuem características distintas dependendo das condições físicas do ambiente (BOON, 1992).

O gradiente lateral é responsável pela manutenção dos ciclos hidrobiológicos e hidrogeomorfológicos dos ecossistemas. Neste sentido, este gradiente pode providenciar a estruturação de novos habitats, assim como na regularização da temperatura, da umidade, do fluxo de nutrientes, na ocorrência de erosão, etc. (BOON, 1992). O gradiente lateral, aliado às condições geomorfológicas da paisagem, pode servir como barreira às perturbações antrópicas.

Desta forma, as matas ciliares localizadas em vales abertos, com ampla planície de inundação, tendem a sofrer mais intensivamente as pressões antrópicas, do que as matas ciliares localizadas em vales fechados e em colinas (Figura 44).

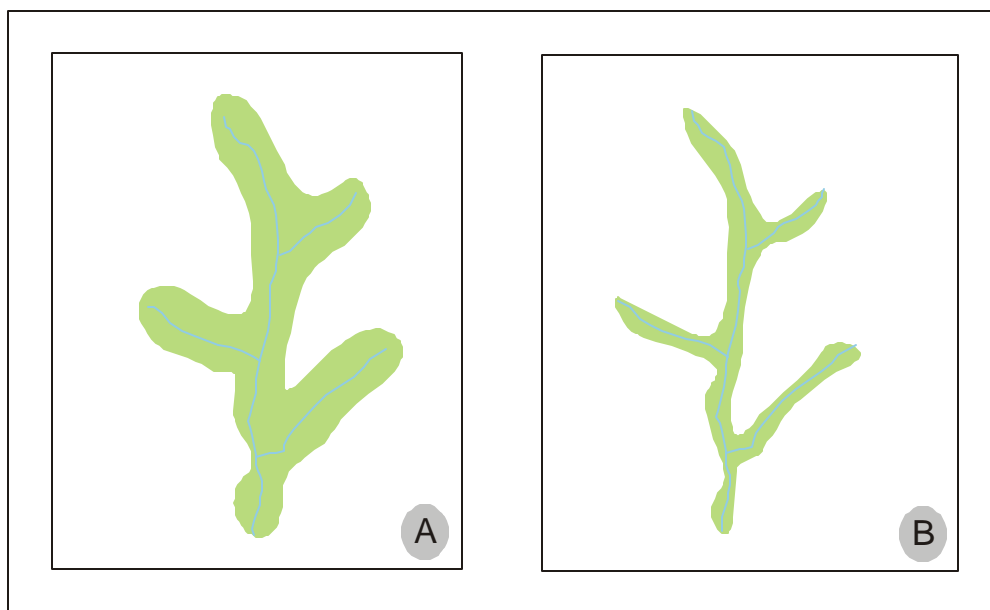


**Figura 44:** Modelo dos tipos de influência da topografia na distribuição das matas ciliares, proposto para Alta Bacia do Rio Passa Cinco

Na Figura 44, observamos que as matas ciliares situadas em vales abertos foram totalmente dizimadas pela ocupação agrícola (44C e 44D). Todavia, este processo de degradação foi menos intenso nas matas ciliares situadas nos vales fechados (44A e 44B), pois a declividade foi como um fator atenuante, dificultando a ocupação antrópica para fins agrícolas.

Este tipo de comportamento da cobertura vegetal é uma particularidade das matas ciliares, pois as florestas de "terra firme", exceto por fator de declividade acentuada, não apresentam esta maior resistência à ação antrópica.

Sendo assim, em estudos de ecologia da paisagem os aspectos topográficos podem influenciar no resultado dos indicadores utilizados para quantificar os padrões espaciais da vegetação. Neste sentido, a geomorfologia pode atuar como um regulador natural da variação da dimensão fractal no tempo.



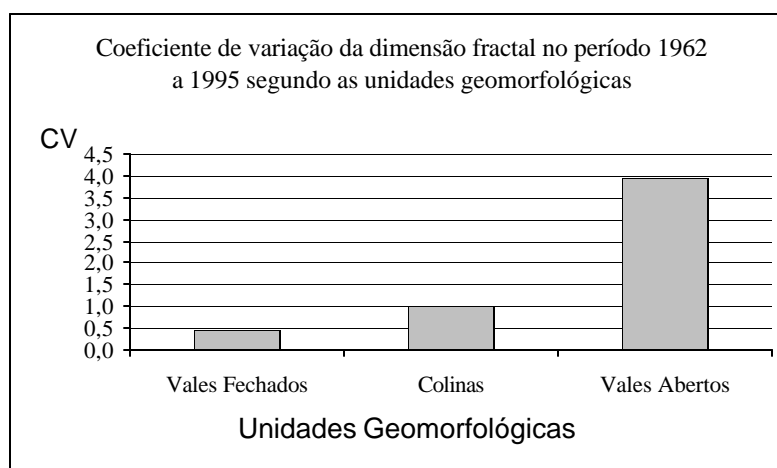
**Figura 45:** Similaridade geométrica entre os padrões de mata ciliar original (A) e degradado (B), presentes na Alta Bacia do Rio Passa Cinco

A Figura 45 A e B, mostra que as fisionomias geométricas da cobertura vegetal de mata ciliar são muito semelhantes. Mesmo ocorrendo relativa diminuição na vegetação, observamos a permanência do mesmo padrão de simetria geométrica.

Este tipo de comportamento, por sua vez, seria o responsável pela pequena variação dos valores de dimensão fractal em escalas temporais antrópicas.

Salientamos também, que a pequena variação geométrica entre a Figura 45 A e B, reflete grande impacto no ecossistema ripário.

Estas constatações podem ser observadas em nosso estudo através do coeficiente de variação da dimensão fractal das matas ciliares, discriminadas em unidades geomorfológicas. Nos vales fechados, nas colinas e nos vales abertos, o coeficiente de variação de D é respectivamente de 0,443; 1,018 e 3,961 % (Tabela 20 e Figura 46).



**Figura 46:** Valores do coeficiente de variação (CV) de D, correspondentes ao período 1962 – 1995, segundo as unidades geomorfológicas

Os vales abertos apresentam os maiores valores do coeficiente de variação de D para as matas ciliares, se comparados às colinas e aos vales fechados. Isto acontece porque os vales abertos apresentam extensas áreas planas que facilitam as atividades agropecuárias, o mesmo não acontecendo com as colinas e os vales fechados onde as declividades são maiores. Estas condições topográficas funcionam como fatores limitantes à atividade agropecuária, preservando os fragmentos de mata ciliar.

Segundo Penteadó (1968), a degradação das matas ciliares é mais contundente nos vales abertos, pois além de possuir áreas extensas com

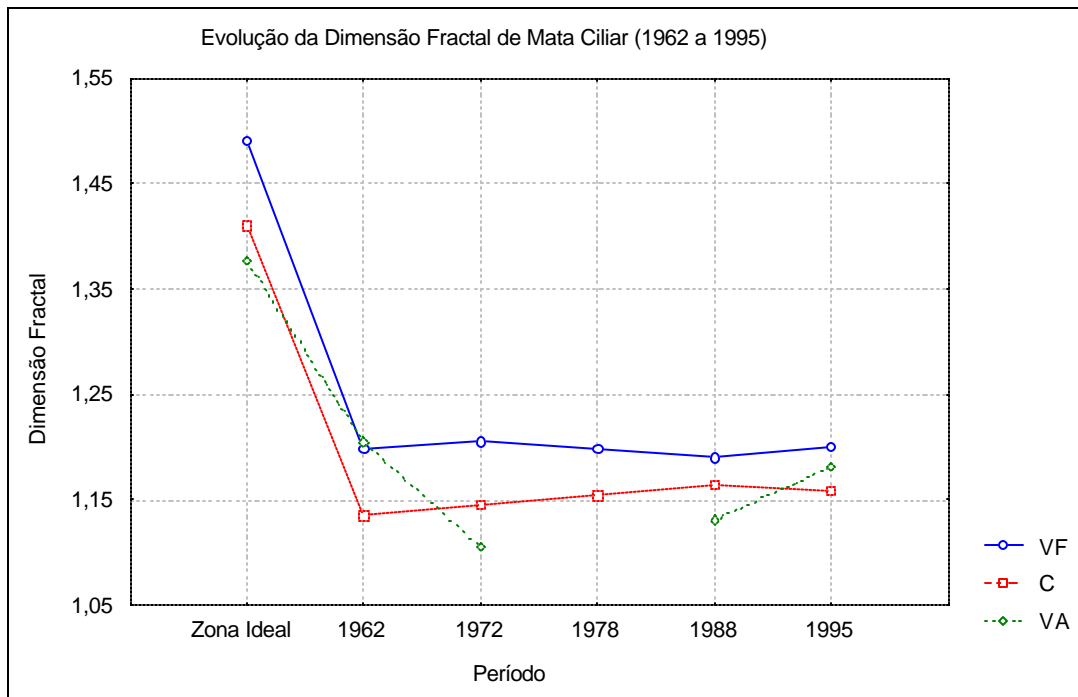
pouco declive, esta unidade geomorfológica possui solos com maior potencialidade agrícola, sendo aproveitados para o cultivo de arroz e de cana-de-açúcar, além das pastagens.

Estas constatações podem ser observadas na Figura 47, onde as curvas da evolução espaço-temporal da dimensão fractal da mata ciliar assume comportamentos diferentes de acordo com a unidade geomorfológica. Nesta figura, notamos também que a diferença dos valores de  $D$ , entre os vales abertos, os vales fechados e as colinas, deve-se também à maior suscetibilidade ao desmatamento nos vales abertos, no início do período estudado.

Nos vales abertos, os valores de  $D$  situam-se entre 1,10 e 1,20; nas colinas estes valores posicionam-se entre 1,13 e 1,16 e por fim, nos vales fechados, os valores de  $D$  variam de 1,19 a 1,20. Estas amplitudes de variação devem-se às características das unidades geomorfológicas que influenciam a morfologia dos canais e conseqüentemente na configuração espacial das matas ciliares.

Os fragmentos florestais com grande influência antrópica possuem formas ortogonais com baixos valores de dimensão fractal. Contudo, nos vales fechados, os valores de  $D$  variam de 1,19 e 1,20, apresentando assim, maior complexidade morfológica, devido à tortuosidade do canal fluvial e à declividade local, se comparados aos fragmentos de matas ciliares localizados nos vales abertos, geralmente com valores de  $D$  inferiores a 1,16.

A unidade colinas, por sua vez, apresenta-se em uma posição intermediária aos vales abertos e fechados. Desta forma os valores de  $D$  para as matas ciliares apresentam fragmentos florestais mais retelinizados, com valores de  $D$  próximos a 1,13, e fragmentos florestais com formas mais complexas, com valores de  $D$  próximos a 1,16.



VF: Vales Fechados C: Colinas VA: Vales Abertos

**Figura 47:** Evolução Espaço Temporal de D de Mata Ciliar: 1962 - 1995

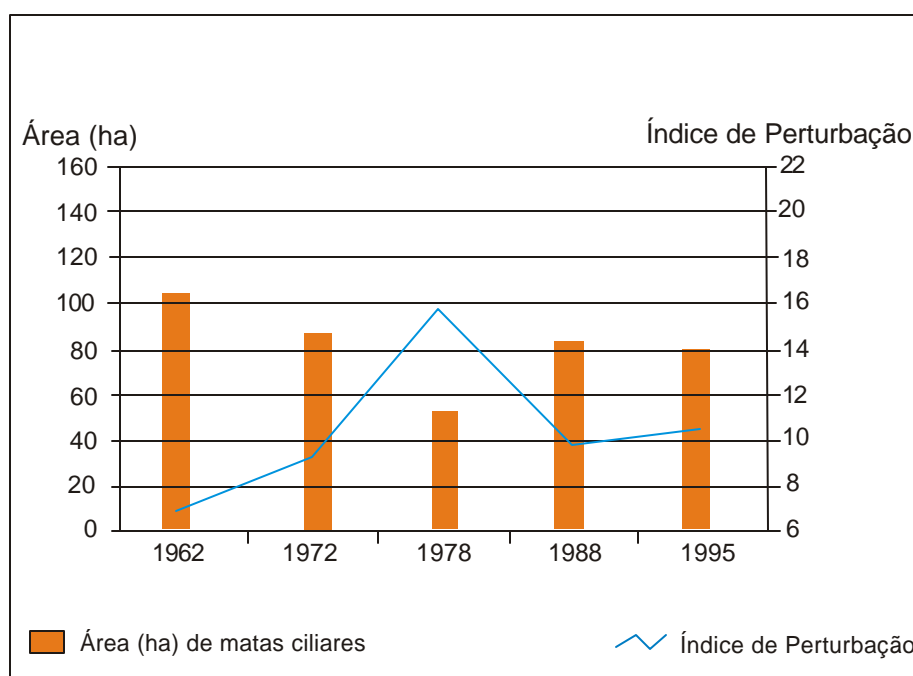
Com base na Figura 47 e na Tabela 20, notamos que nos vales fechados o valor de D teve uma pequena diminuição de 1962 a 1988, porém um pequeno aumento entre 1988 e 1995. As colinas por sua vez, apresentam um comportamento distinto deste, o valor de D aumenta de 1962 a 1988 e diminui no período seguinte, de 1988 a 1995. Nos vales abertos observamos dois comportamentos distintos: durante o período de 1962 a 1972, notamos que os valores de D, dos fragmentos superiores a 10ha, diminuíram chegando a desaparecer completamente em 1978, e voltando a expandirem-no período posterior (1988 a 1995).

Estes resultados mostraram que os vales abertos foram às unidades que mais sofreram intervenções antrópicas durante o período estudado.

A Tabela 22 e as Figuras 48, 49 e 50, relacionamos a degradação da mata ciliar com o índice de perturbação.

**Tabela 22:** Valores do índice de perturbação para o período de 1962 a 1995

Data	Índice de Perturbação		
	Vales Fechados	Vales Abertos	Colinas
1962	2,2	7,6	5,4
1972	2,5	9,4	6,9
1978	3,9	15,4	7,8
1988	2,6	9,6	7,9
1995	2,3	10,3	7,3



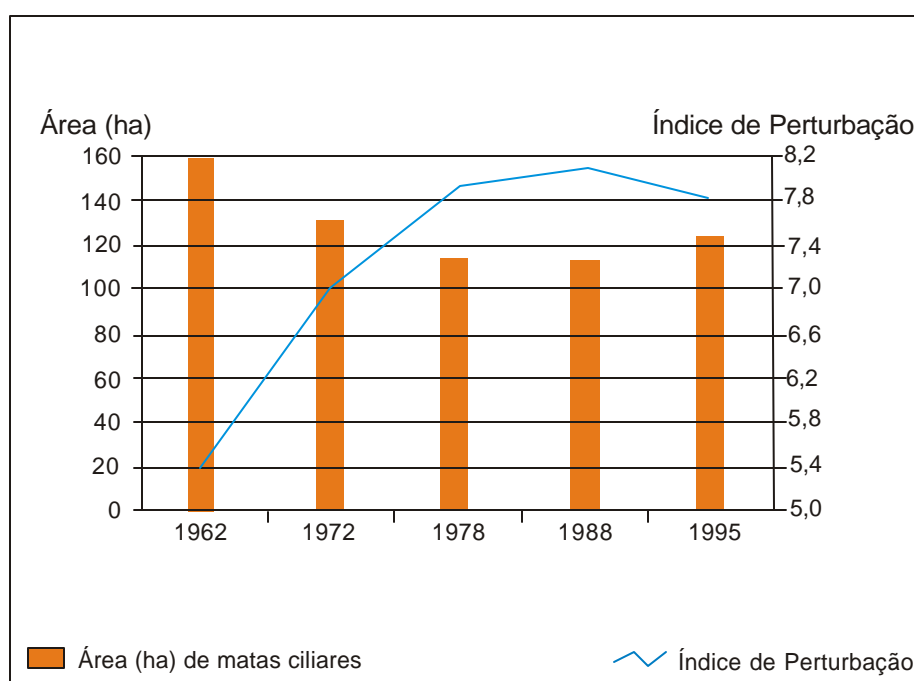
**Figura 48:** Relação entre a evolução dos valores do índice de perturbação e da área dos fragmentos de mata ciliar, no período de 1962 a 1995, na unidade de vales abertos

Na Figura 48 observamos que no período de 1962 a 1978, a mata ciliar sofre degradação passando de 106 ha para 56 ha. Esta degradação é refletida pelo índice de perturbação, uma vez que à medida que ocorre a diminuição das matas ciliares, os valores do índice de perturbação variam de 8 para 15.

No período de 1978 a 1988, notamos que com o aumento da vegetação ciliar de 56 ha para 86 ha, com valor de 9,6. Em 1995, a degradação da matas

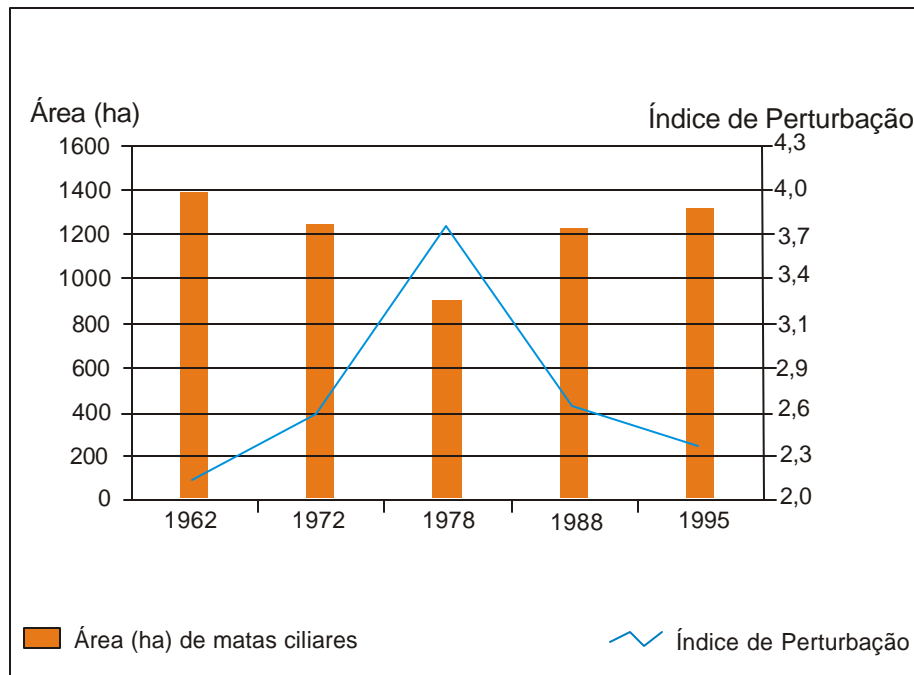
ciliar continuou, passando a 81 ha, onde o índice de perturbação aumentou para 10,3.

Nas colinas (Figura 49) observamos que à medida que ocorre a degradação da mata ciliar, de 1601 ha para 115 ha, no período de 1962 a 1988, o índice de perturbação aumentou, passando de 5,4 a 7,9. No período de 1988 a 1995, notamos que a vegetação ciliar aumentou para 123 ha e o índice de perturbação diminuiu para 7,3.



**Figura 49:** Relação entre a evolução dos valores do índice de perturbação e da área dos fragmentos de mata ciliar, no período de 1962 a 1995, na unidade colinas

Nos vales fechados (Figura 50 e Tabela 22) observamos que à medida que ocorre a degradação da mata ciliar, de 1381 ha para 903 ha, o índice de perturbação aumentou, passando de 2,2 a 3,9. No período de 1988 a 1995, notamos que a vegetação ciliar aumentou para 1307 ha e o índice de perturbação diminuiu para 2,3.



**Figura 50:** Relação entre a evolução dos valores do índice de perturbação e da área dos fragmentos de matas ciliares, no período de 1962 a 1995, na unidade de vales fechados

A Tabela 22 também nos mostra que os maiores valores do índice de perturbação situam-se nos vales abertos e nas colinas, onde a magnitude do índice de perturbação varia de 7,6 a 15,4 nos vales e 5,4 a 7,3 nas colinas respectivamente. Os vales fechados, por sua vez, apresentam menor intensidade de degradação das matas ciliares, apresentando o índice de perturbação com magnitude de 2,2 a 3,9.

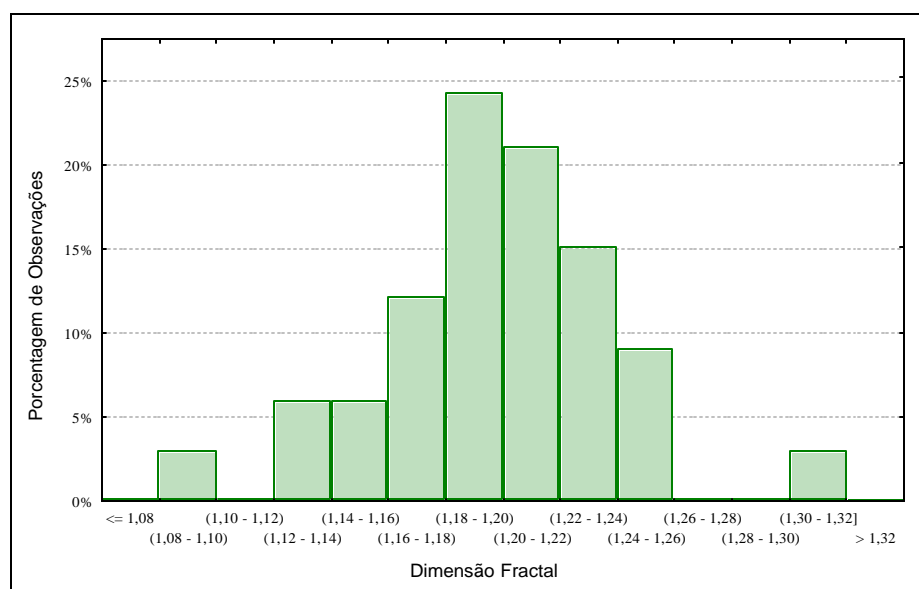
Estes resultados confirmam a hipótese hierárquica de que os vales abertos foram os locais que mais sofreram influência antrópica. As colinas estão em um estado intermediário de degradação e os vales fechados, apresentam-se como local de menor interferência antrópica.



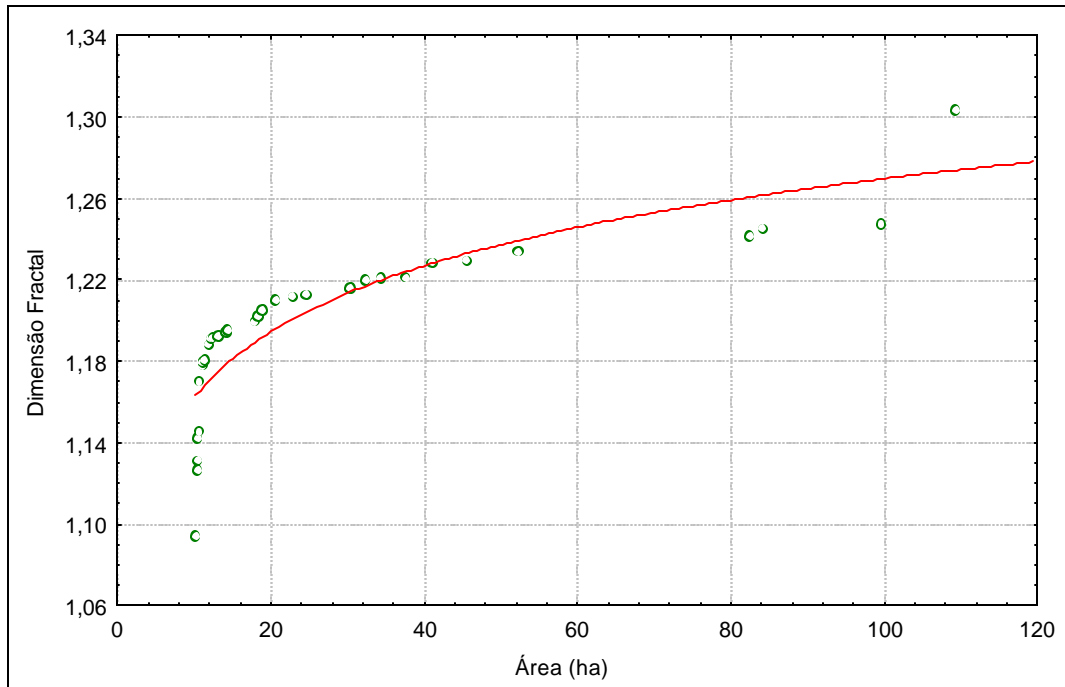
#### 4.6- Avaliação das conseqüências ecológicas da degradação da mata ciliar

O tamanho e a forma dos fragmentos são parâmetros significativos e integradores da avaliação da vulnerabilidade dos fragmentos de matas ciliares em relação às pressões antrópicas. O estudo da relação entre estes parâmetros fornece subsídios que resultam em indicadores da estrutura dos fragmentos de matas ciliares da área de estudo. Para confirmar esta suposição, tomamos como referência os fragmentos de mata ciliar do ano de 1995.

Os fragmentos de matas ciliares apresentam um D máximo de 1,32 e um valor médio próximo a 1,20. Do conjunto de fragmentos, 55% possuem um valor de D abaixo da média (Figura 51).



**Figura 51:** Diagrama de frequência dos valores de D para os fragmentos de matas ciliares no ano de 1995.



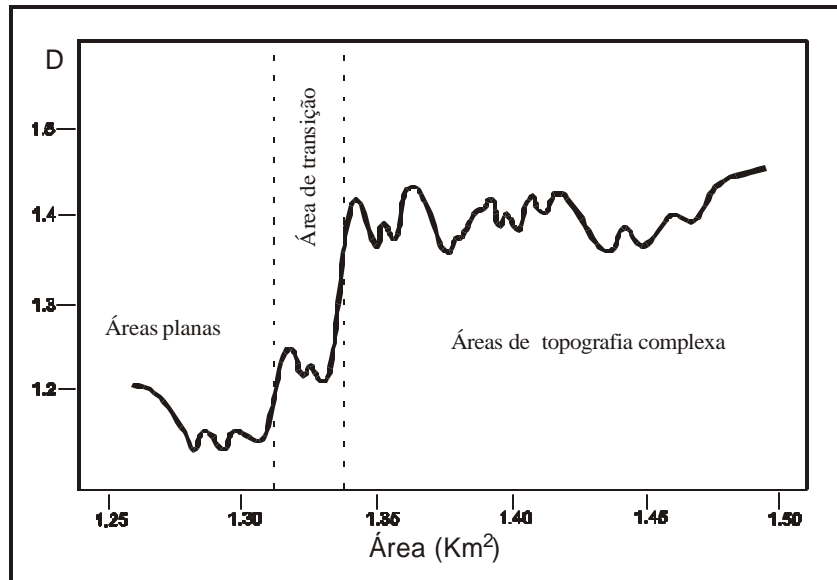
**Figura 52:** Relação entre D e o tamanho dos fragmentos de matas ciliares para a Alta Bacia do Rio Passa Cinco

Na relação entre a área dos fragmentos e a dimensão fractal (Figura 52), nota-se uma tendência positiva. Os fragmentos maiores tendem a possuir os maiores valores de D, os fragmentos menores, por sua vez tendem a apresentar valores menores de D.

As formas mais complexas dos fragmentos de matas ciliares devem-se ao fato de que, estes possuem formas amórficas na classificação de Forman (1995) (Figura 37, nº 11). Os fragmentos assimétricos, se localizam ao longo dos canais principais e de seus afluentes. As formas mais regulares das matas ciliares correspondem a fragmentos retilíneos (Figura 37, nº 7) e simétricos, devido a proximidade do canal principal e dos seus tributários.

Estes resultados estão em concordância com os obtidos por Allen e Hoekstra (1992). Estes autores afirmam que os fragmentos florestais com baixos valores de D, estão associados a áreas com pequenos fragmentos, com formas mais regulares, devido a forte influência antrópica. As áreas que apresentam altos valores de D, possuem fragmentos florestais com formas complexas, localizadas em áreas com grande diversidade topográfica,

característicos de áreas florestadas com menor influencia antrópica (Figura 53).

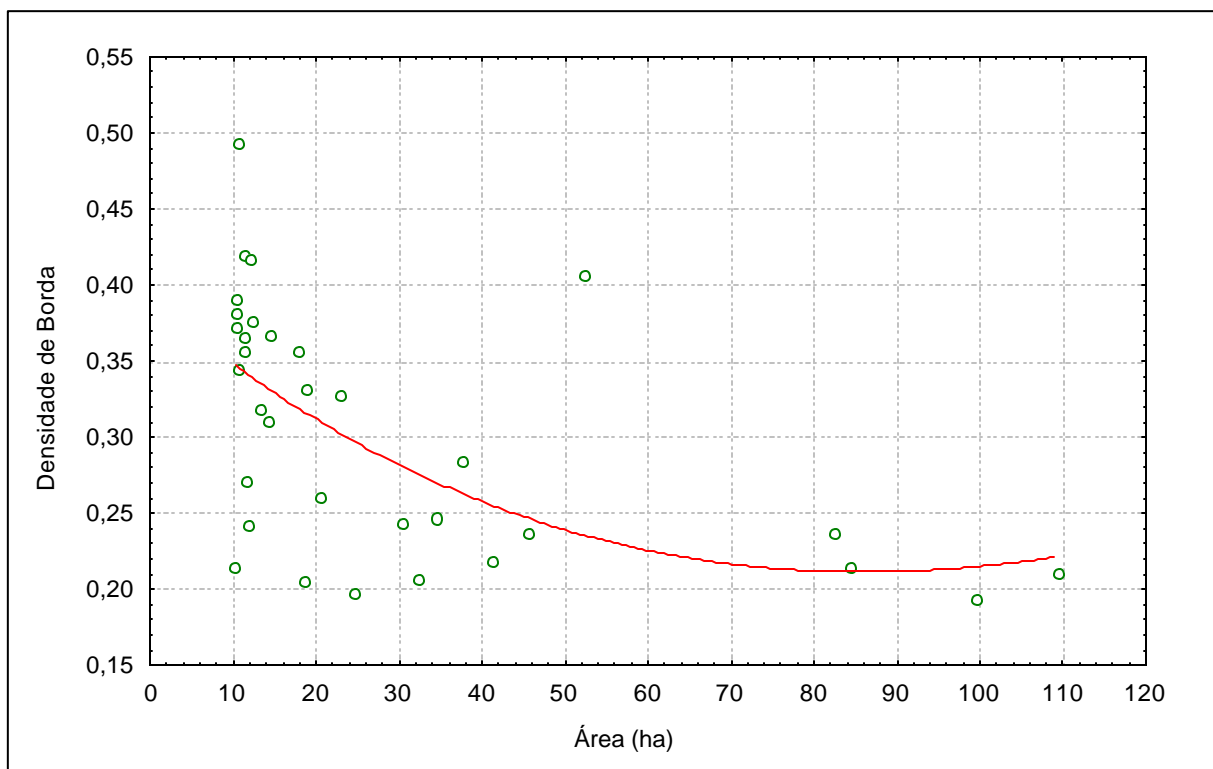


**Figura 53:** Variação de D em relação à área (A) de fragmentos florestais

**Fonte:** Allen e Hoekstra (1992)

A análise da vulnerabilidade dos fragmentos florestais foi efetuada através da avaliação do índice de densidade de borda ( $I_{DB}$ ). Segundo Silva (2002), a densidade de borda evidencia o grau de vulnerabilidade dos fragmentos florestais. Valores de baixa densidade estão associados a fragmentos bem definidos com grande extensão de suas áreas. A densidade média ocorre em fragmentos alongados, e a alta densidade de borda ocorre em fragmentos pequenos.

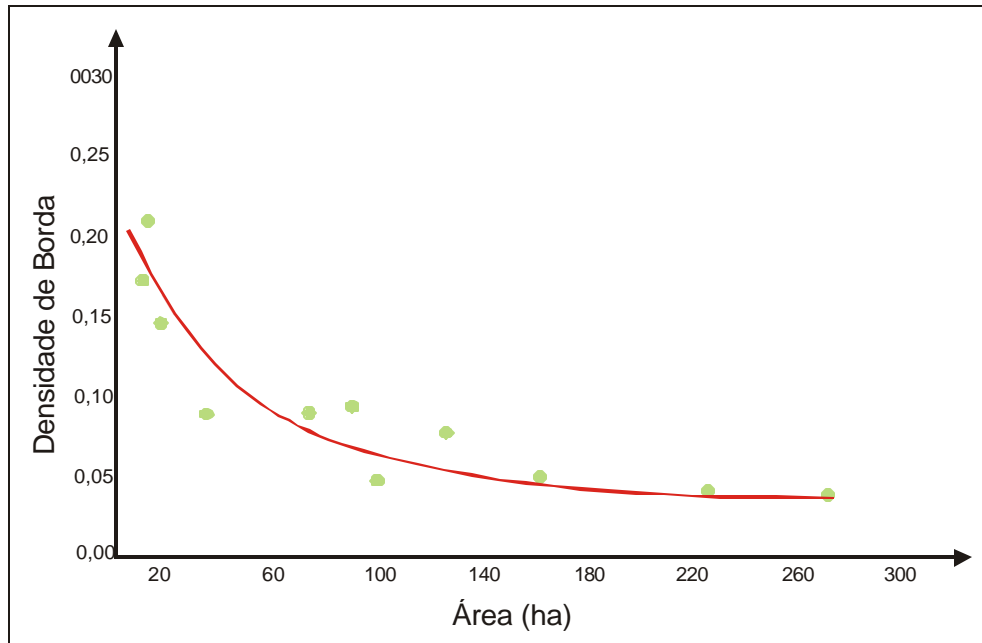
A relação entre a densidade de borda e o tamanho dos fragmentos das matas ciliares apresentam uma amplitude de 0,18 a 0,49 (Figura 54).



**Figura 54:** Relação entre a densidade de borda e o tamanho dos fragmentos de matas ciliares para a Alta Bacia do Rio Passa Cinco

Os fragmentos com área superior a 60 (ha), apresentam valores de densidade de borda abaixo de 0,25. Estes fragmentos apresentam baixa vulnerabilidade a pressões antrópicas. Já os fragmentos com área inferior a 60 ha, possuem valores médios a altos de densidade de borda, tendendo a serem mais vulneráveis a estas perturbações.

Estes resultados são semelhantes aos obtidos por Silva (2002) que mostrou, para fragmentos florestais de mata atlântica, a correspondência entre altos valores de densidade de borda e fragmentos com área inferior a 60 ha, (Figura 55).



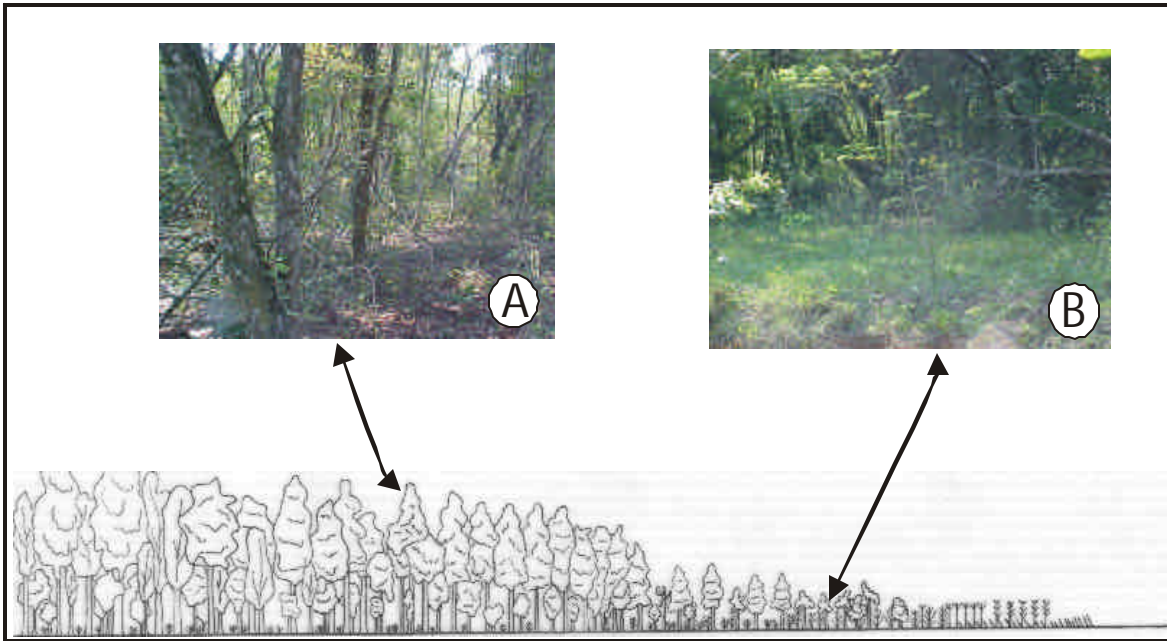
**Figura 55:** Densidade de borda de fragmentos de mata atlântica em relação ao tamanho do fragmento

**Fonte:** Silva (2002)

Segundo Laurence (1991) e Tabarelli et al. (1999), a borda é o local onde se iniciam grande parte dos processos ligados a fragmentação florestal, através de alterações na luminosidade, na temperatura, na velocidade de vento, entre outros. Estas modificações determinam um aumento na densidade de espécies ruderais (*Solanaceae*, *Compositae*, *Leguminosae* e *Euphorbiaceae*).

Para Tabarelli et al. (1999), a espécie ruderal é um bom indicador de perturbações ambientais. Entretanto, o sucesso do estabelecimento destas espécies dependem da intensidade da ação antrópica, devido à atividades agrícolas e à intensidade dos distúrbios naturais como fogo e deslizamentos.

A partir destas constatações e de verificações de campo, propomos para os fragmentos de matas ciliares da Bacia do Rio Passa Cinco (Figura 56), um modelo sucessional do efeito de borda, baseado nos modelos de Laurence (1991) e Tabarelli et al. (1999).



**Figura 56:** Modelo sucessional do efeito de borda de fragmentos de matas ciliares para a Alta Bacia do Rio Passa Cinco

Neste modelo, observamos que a borda do fragmento de mata ciliar apresenta espécies ruderais (Figura 56 B), caracterizadas por possuir um porte arbustivo. Por outro lado, à medida que nos aproximamos do centro do fragmento, notamos que a estrutura da vegetação modifica-se, tendendo a possuir porte arbóreo, sem a presença de espécies ruderais (Figura 56 A).

Na área de estudo, os fragmentos de matas ciliares com área entre 10 a 20 ha, apresentam espécies ruderais de pequeno porte, com valores de densidade de borda entre 0,20 a 0,50. Os fragmentos menores apresentam um estado de conservação ruim, pois possuem grande interferência antrópica.

Nos fragmentos de matas ciliares com área entre 20 a 60 ha notamos a atuação da sucessão secundária envolvendo a fase de transição entre capoeirão e floresta secundária. Nestes fragmentos, notamos que a densidade de borda situa-se entre 0,25 a 0,35. Estes resultados nos permitem concluir que tais fragmentos estão em um estágio intermediário de conservação.

Por fim, os fragmentos florestais com área maior de 60 ha, com densidade de borda em torno de 0,18 a 0,25. Apesar de fisionomicamente apresentarem homogeneidade, possuem variações estruturais e florísticas

marcantes. Nestes fragmentos pode-se detectar que a faixa imediatamente paralela ao curso d'água apresenta características florísticas e estruturais próprias, que as diferenciam das faixas não influenciadas pela ação direta do rio. A seletividade de espécies, em condições de saturação hídrica do solo, está relacionada com a adaptabilidade fisiológica das mesmas a resistir esta condição de estresse, mesmo que por períodos curtos de tempo.

As espécies *Endlicheria paniculata*, *Calyptantes* sp e *Copaifera langdorstii* são exemplos típicos de ocorrência nos fragmentos visitados. Entretanto ocorrem algumas espécies em alguns fragmentos e outros não, evidenciando características florísticas e estruturais entre os mesmos.

A vegetação arbórea é densa, com dossel variando de 15 a 30m, sendo comum à presença de indivíduos emergentes. Embora haja indivíduos arbóreos de diferentes alturas, não é possível distinguir-se uma nítida estratificação.

O estrato herbáceo é conspícuo, constituído, por ervas, de indivíduos jovens nos estratos superiores. Em determinados locais observam-se clareiras ocasionadas por queda de árvores, devido à ação de ventos.

A estrutura da floresta é formada por um dossel composto de poucas espécies emergentes, que podem atingir mais de 20m de altura, como *Enterolobium contortisiliquium*, *Cedrella fissillis* e *Copaifera langsdorstii*; e uma grande quantidade de espécies que constituem o dossel, atingindo altura entre 15 a 20m, como *Croton floribundus*, *Roupala brasiliensis*, *Endrichelia paniculata*, *Syagrus romanzoffiana*, *Zeyera tuberculosa*. entre outras. No sub-bosque, observa-se um número menor de espécies que atingem até 5m de altura como *Esenbeckia febrifuga*, *Randia armata*, *Siparuna guianensis*, *Eugenia umbelliflora*, entre outras.

Os gradientes de umidade e de luminosidade são determinantes na distribuição espacial das espécies sob uma mesma condição de fertilidade do solo. A maioria das espécies tais como: *Esenbeckia febrifuga*, *Cedrella fissillis*, *Bauhinia boungardii*, entre outras. São generalistas e distribuem-se amplamente ao longo destes gradientes. Porém, na floresta podem ser detectados agrupamentos de espécies com ocorrência restrita, composta por

espécies preferenciais de clareiras como: *Cecropia pachystachia*, *Piptadenia gonoacantha*, *Celtis iguanaea*, *Croton floribundus* e *Alchornea glandulosa*.

A partir destas observações, concluímos que os fragmentos florestais visitados apresentam um bom estado de conservação.

Este estado de conservação deve-se à existência de um bom banco de sementes; da ação de agentes de dispersão de sementes, como por exemplo, o vento e os animais, principalmente aves e mamíferos, ou ainda pelo próprio canal fluvial, que pode ter servido como agente dispersor, através do qual as sementes foram transportadas e depositadas nas lagoas marginais e meandros abandonados, ocorrendo germinação, mantendo um bom estado de conservação dos fragmentos de mata ciliar.



## V- Considerações Finais

De maneira geral, através dos resultados da análise temporal das matas ciliares, podemos observar que a tendência de desflorestamento e regeneração das matas de galeria no período de 1962 a 1995 permaneceu, quando comparamos estas constatações com os resultados obtidos no trabalho de Azevedo e Ferreira (1998).

Em relação aos resultados da análise da influência da resolução ("grain") e na estimativa da dimensão fractal, podemos concluir que a dimensão fractal é influenciada pela resolução espacial das imagens orbitais e de mapas, pois dependendo do tamanho do "grain" (maior ou menor nível de detalhe de um conjunto de objetos) a dimensão fractal apresenta valores diferentes.

Quanto ao "extent", concluímos que a dimensão fractal não apresenta variação, não sendo influenciada pelo tamanho da área.

Concluímos, através de análises estatísticas, que os parâmetros espaciais que apresentam menos influência na estimativa da dimensão fractal, dos fragmentos de matas ciliares na alta Bacia do Rio Passa Cinco, deve ter uma resolução ("grain") de 50m e um "extent" de 17.677 ha.

Estes resultados nos alertam para a importância da resolução espacial e da extensão da área estudada em estudos de ecologia da paisagem, pois a utilização de um destes parâmetros, de forma incorreta, desencadearia em uma seqüência de erros que impossibilitariam que estudos relacionados a essa temática apresentasse resultados confiáveis que sucumbiriam em previsões erradas e inadequadas dos processos ecológicos, assim como suas variações espaço temporais.

Com base nos resultados da análise espaço-temporal das matas ciliares, obtidos para toda a área, sem discriminar as unidades geomorfológicas, pode-se afirmar que a variabilidade de D no tempo é pequena, ou seja, a dimensão fractal apresenta baixa variabilidade no período de 1962 – 1995.

Entretanto, quando avaliamos os resultados discriminados segundo unidades geomorfológicas, encontramos resultados distintos. A mata ciliar localizada nos vales fechados são as que menos sofrem interferência antrópica. Em um estado intermediário, as colinas, apresentaram um grau de perturbação médio. Por fim, nos vales abertos, a mata ciliar sofreu a maior perturbação antrópica.

As relações ecológicas da paisagem mostraram que a dimensão fractal possui uma associação positiva com o tamanho dos fragmentos florestais. A medida que os fragmentos de matas ciliares tendem a possuir áreas maiores, maior será a dimensão fractal do fragmento, sendo coerentes e concordantes aos resultados de Krummel (1987).

Em relação ao índice de densidade de borda, os resultados nos permitem concluir que o efeito de borda é mais intenso nos fragmentos de menor área. Os fragmentos de maior área apresentam, por sua vez, os menores índices de densidade de borda.

Os fragmentos menores são os mais vulneráveis a pressões antrópicas, se comparados aos fragmentos maiores. Estas afirmações foram confirmadas por meio de trabalhos de campo, onde foi efetuada a análise florística dos fragmentos de matas ciliares.

Os resultados mostram que os fragmentos maiores que 60 (ha) apresentam um bom estado de preservação e conservação. Os fragmentos com área entre 20 e 60 (ha), possuem um estado razoável de conservação, apresentando um estágio sucessional intermediário entre capoeira alta e mata secundária. E por fim, os fragmentos entre 10 e 20 (ha), que apresentam um estado ruim de conservação e preservação.

Os resultados apresentados e discutidos neste trabalho constituem-se em uma continuação aos estudos a serem desenvolvidos por outros pesquisadores, na área geoecologia da paisagem e teoria dos fractais.

Contudo, gostaria de salientar, que a teoria dos fractais, como qualquer outro modelo matemático apresenta limitações. O sucesso deste tipo de pesquisa depende principalmente da qualidade e da disponibilidade dos dados, pois as fontes de dados, não podem ser suficientes para representar variações

temporais significativas. Não podemos deixar de considerar que a natureza do objeto pode influenciar no resultado das variações temporais e também que, pequenas variações de  $D$ , podem representar mudanças significativas na paisagem, principalmente quando estamos incorporamos dados biológicos. Sendo assim, caberá ao pesquisador ter à mão um bom conhecimento teórico-metodológico para decidir qual será o equilíbrio entre esses extremos.

## VI - Referências Bibliográficas

ALLEN, T. F. H.; STARR, T. B. **Hierarchy**: perspectives for ecological complexity. Chicago: Chicago University Press, 1982. 310p.

AUTODESK, Inc. **AUTOCAD MAP Release 2**: user's guide, EUA. 1998.

AZEVEDO, T. S.; FERREIRA, M. C. **Evolução espaço temporal das matas ciliares na alta bacia do rio Passa Cinco**: uma metodologia baseada em sistema de informação geográfica. Rio Claro: UNESP, 1998. 56p. Relatório de Atividades FAPESP (processo 97/04318-0).

BARELLA, W.; PETRERE Jr. M.; SMITH, W. S.; MONTAG, L. F. A. As relações entre matas ciliares, os rios e os peixes. In: RODRIGUES R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas Ciliares**: conservação e recuperação. São Paulo, Edusp, 2000. p. 187–208.

BENDIX, J. Scale, Direction, and Pattern in Riparian Vegetation - Environment Relationships. **American Geographers**, Oxford, v. 84, n. 4, p. 652–665, 1994.

BENSON, B.; MaCKENZIE M. D. Effects of sensor spatial resolution on landscape structure parameters. **Landscape Ecology**, Hague, v. 10, n. 2, p. 113–120, 1994.

BERUBÉ, D.; JÉBRAK, M. High precision boundary fractal analysis for shape characterization. **Computers & Geosciences**, Oxford, v. 25, p. 1059–1071, 1999.

BOON, P. J. Essential Elements in the case for river conservation. In: BOON, P. J.; CALOW P.; PETTS, G. E. **River Conservation and Management**: New York: Wiley, 1992. p. 1–10

BURROUG, P. A. Fractal dimensions of landscapes and other data. **Nature**, New York, v. 294, n. 5838, p. 240-242, 1981.

CÂMARA, G.; MEDEIROS, J. S. Mapas e suas representações computacionais. In: ASSAD, E. D.; SANO E. E. (Ed.). Brasília: Embrapa, 1999. p. 13–30.

CATHARINO, E. Florística de Matas Ciliares. In: SIMPÓSIO SOBRE MATAS CILIARES, 1.;1989, Campinas. **Anais...** Campinas: Fundação Cargil, 1989. p. 61-70.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. Rio Claro: Edgard Blücher, 1999. 236p.

CHUVIELO, E. Tratamiento digital de imágenes: Correcciones y Realces. In: \_\_\_\_\_ **Fundamentos de Teledetcción Espacial**. Madrid: Rialp, 2000. p. 207–318.

CRESSIE, N. **Statistics for spatial data**. New York: John Wiley & Sons, 1993. 897p.

CROSTA. A. P. **Processamento Digital de Imagens de Sensoriamento Remoto**. Campinas: Editora da Unicamp, 1992. 170p.

D'ALGE, J. C. L. Cartografia para Geoprocessamento. In: CÂMARA, G.; MONTEIRO, A. M.; D'ALGE, J. C. L. (Eds) **Introdução à Ciência da Geoinformação**. São José dos Campos: INPE. 2001. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/cursos/ser300/referências.html>>. Acesso em: 28 jul. 2001.

DEAN, W. **A Ferro e fogo**: a história da devastação da mata atlântica brasileira. São Paulo: Companhia das Letras, 1996. 484p.

DUNN, C. P.; SHARPE, D. M. Methods for analyzing temporal changes in landscape pattern, In: TURNER, M.; GARDNER, R. **Quantitative Methods in Landscape Ecology**: New Yor: Springer Verlag, 1994. p.173–198

EASTMAM, J. R. **Idrisi for Windows**: user's guide. Worcester: Departament of Geography of Clark University, 1999. 2v.

EVERSON, D. A.; BOUCHER, D. H. Tree species-richness and topographic complexity along the riparian edge of the Potomac river. **Forest Ecology and Management**, New York, v. 109, p. 305–314, 1998.

FERREIRA, M. C. Mapeamento de Unidades de Paisagem em Sistemas de Informação Geográfica. **Geografia**, Rio Claro, v. 22, n. 1, p. 23-35, 1997.

FORMAN, R. T. T. **Land Mosaics**: the ecology of landscapes and regions. New York: Cambridge University Press, 1995. p. 43–142.

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

FROHN, R. C.; McGWIRE K. C.; DALE, V. H.; ESTES, J. E. Using satellite remote sensing analysis to evaluate a socio-economic and ecological model of deforestation in Rondônia, Brazil. **International Journal of Remote Sensing**, London, v. 17, n. 16, p. 3233–3255, 1996.

FROHN, R. C. **Remote sensing for landscape ecology**: new metric indicators for monitoring, modeling, and assessment of ecosystems. New York: Lewis Publishers, 1998. 99 p.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados do domínio da Mata Atlântica no período de 1985-1990.** São Paulo, 1993. 46p. Relatório.

GARCIA, L. B. R. **Ocupação e Desenvolvimento Econômico da Bacia do Corumbataí – Século XVII a XX.** Rio Claro: UNESP, 1998. 70p.

GOODCHILD, M.; MARK, D. The fractal nature of geographic phenomena. **Annals of Association of American Geographers**, Washington D C, v. 77, n. 2, p. 265–278, 1987.

HASTINGS, H. M.; SUGIHARA, G. **Fractals: A user's guide for the natural sciences.** New York: Oxford Press, 1993. 235p.

HUPP, C. R.; OSTERKAMP, W.R. Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes. **Geomorphology**, Liverpool, v.14, p. 277–295, 1996.

JAGGI, S.; QUATTROCHI, D. A.; Lam, N. S. Implementation and operation of three fractal measurement algorithms for analysis of remote-sensing data. **Computers & Geosciences**, Oxford, v. 19, n. 6, p. 745–767, 1993.

JOHNSTON, C. A.; PASTOR, J.; NAIMAN R. J. Effects of beaver and moose on boreal forest landscapes. In: Haines-Young, R; Green, D. R. e Cousins, S. **Landscape Ecology and geographic information systems:** Londres: Taylor & Francis, 1993. p. 237–254.

JOHNSTON, C. A. **Geographic information systems in ecology.** Oxford: Blackwell Science, 1998. 239p.

JORGE, L. A. B.; GARCIA, G. J. A study of fragmentation in Southeastern Brazil using remote sensing and geographic information systems (GIS). **Forest Ecology and Management**, New York, v. 98, p.35–47. 1997.

KREBS, C. **Ecological methodology**. Melo Park: Benjamin & Cummings, 1999. 620 p.

KRUMMEL, J. R.; GARDNER, R. H.; SUGIHARA, G.; O'NEILL, R. V.; COLEMAN, P. R. Landscape patterns in a disturbed environment. **Oikos**, Copenhagen, v. 48, p. 321-324, 1987.

LAM, N. S. N Description and measurement of Landsat TM images using fractals. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, Bethesda, v. 56, n. 2, p. 187–198, 1990.

LAM, N. S. N.; DE COLA, L. **Fractals in Geography**. Englewood Cliffs: Prentice-Hall, 1993. 308p.

LANDIM, P. M. B. Análise de dados geológicos. São Paulo: Fundação da Editora da Unesp, 1998. 226p.

LAWRENCE, R.; RIPPLE, W. Determining patch perimeters in raster image processing and geographic information systems. **International Journal of Remote Sensing**, London, v. 17, n. 6, p. 1255–1259, 1996.

LEDUC, A.; PRAIRIE, Y. T.; BERGERON, Y. Fractal dimension estimatives of a fragmented landscape: sources of variability. **Landscape Ecology**, Hauge, v. 9, n. 4, p. 279–286, 1994.

LI, BAI-LAN Fractal geometry applications in description and analysis of patch patterns and patch dynamics. **Ecological Modeling**, Copenhagen, v. 132, p. 33–50, 2000.



LOPES, P. M. **Estudo dos atributos do meio físico como base para o zoneamento geoambiental das Bacias do Rio Passa Cinco e Rio da Cabeça: escala 1:50.000.** 2000. 136f. Dissertação (Mestrado em Geotecnia). Instituto, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos

LOVEJOY, S. Area-perimeter relation for rain and cloud areas. **Science**, Washington DC, v. 216, n. 4542, p. 185–187, 1982.

LUQUE, S. S.; RATHROP, R. G.; BOGNAR, J. A. Temporal and spatial changes in an area of the New Jersey Pine Barrens landscape. **Landscape Ecology**, Haugue, v. 9, n. 4, p. 287–300, 1994.

MACHADO, P. A. L. Legislação das matas ciliares. In: SIMPÓSIO SOBRE MATAS CILIARES, 1., 1989, Campinas. **Anais...** Campinas: Fundação Cargil, 1989. p. 2-10.

MaC NALLY, R.; QUINN, G. P. The importance of scale in ecology. **Australian Journal of Ecology**, Carlton, v. 23, p. 1–7. 1998.

MALANSON, G. P. **Riparian Landscapes.** New York: Cambridge University Press, 1995. 293p.

MANDELBROT, B. B. **The fractal geometry of nature.** San Francisco: Freeman, 1983. 468 p.

MANTOVANI, W. Conceituação e fatores. In: SIMPÓSIO SOBRE MATAS CILIARES, 1., 1989, Campinas. **Anais...** Campinas: Fundação Cargil, 1989.

MARCEAU, D. J.; GRATTON, D. J.; FOURNIER, R. A.; FORTIN, J. P. Remote sensing and the measurement of geographical entities in a forested environment. 2. The optimal spatial resolution. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 49, p. 105–117, 1994.

MARINI, M. A. Effects of forest fragmentation on birds of the cerrado region, Brazil. **Bird Conservation International**, Cambridge, v. 11, p. 13–25, 2001.

McGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **Fragstats**: Spatial pattern analysis program for quantifying structure. Portland: Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995. 122 p.

MEETEMEYER, V.; BOX, E. O. Scale effects in landscape studies. In: TURNER, M. G., (Ed.) **Landscape Heterogeneity and Disturbance**. New York: Springer Verlag, 1987. p. 15–36.

MLADENOFF, D. GERALD, J. N.; MARK, A. W. Effects of changing landscape pattern and U.S.G.S. land cover data variability on ecoregion discrimination across a forest-agriculture gradient. **Landscape Ecology**, Amsterdam, v. 12, p. 379–396, 1997.

MILNE, B. T. Measuring the fractal geometry of landscapes. **Applied Mathematics and Computation**, New York, v. 27, p. 67–79, 1988.

\_\_\_\_\_ Lessons from applying fractal models to landscape patterns. In: TURNER, M.; GAEDNER, R. (Ed.) **Quantitative Methods in Landscape Ecology: The Analysis and Interpretation of Landscape Heterogeneity**. New York: Springer Verlag, 1990. p. 199-235.

MOODY, A.; WOODCOCK, C. E. Scale-Dependence errors in the estimation of land-cover proportions: implications for global land-cover datasets. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, Bethesda, v. 60, n. 5, p. 585–594, 1994.

\_\_\_\_\_ The influence of scale and the spatial characteristics of landscapes on land-cover mapping using remote sensing. **Landscape Ecology**, Amsterdam, v. 10, n. 6, p. 363–379, 1995.

NAIMAM, R. J.; LONZARICH, D. G.; BEECHIE, T. J.; RALPH, S. C. General principles of classification and the assessment of conservation potential in rivers. In: BOON P. J.; CALOW, P.; PETTS, G. E. (Ed.) New York: Wiley, 1992. p. 93–124.

NOGUEIRA, J. C. B.; NOGUEIRA, L. T. Regeneração natural da mata ciliar na estação ecológica de Bauru. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 3, n. 2, p. 157–162, 1991.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1983, 434p.

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

O'NEILL, R. V.; HUNSAKER, C. T.; TIMMINS, S. P.; JACKSON, B. L.; JONES, K. B.; RIITTERS, K. H.; WICKHAM, J. D. Scale problems in reporting landscape pattern at the regional scale. **Landscape Ecology**, Amsterdam, v. 11, n. 3, p. 169–180, 1996.

PEITGEN, H. O. P.; JÜRGENS, H.; SAUPE, D. **Fractals of the Classroom**. Part One: Introduction to Fractals and Chaos. New York: Springer-Verlag, 1992, 450p.

PENTEADO, M. M. **Geomorfologia do Setor Centro-Ocidental da Depressão Periférica Paulista**. 1968. 160p. Tese (Doutorado em Geografia), Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1968.

PEREIRA, J. L. G.; BAISTA, G. T.; THALES, M. C.; ROBERTS, D. A.; VENTURIERI, A. Métricas da Paisagem na Caracterização da evolução da Ocupação da Amazônia. **Geografia**, Rio Claro, v. 26, n. 1, p. 59–90, 2001.

PEREIRA, M. et al. **Cobertura e uso da Terra Através de Sensoriamento Remoto**. São José dos Campos: INPE, 1989. 115p.

PFALTZ, J. L.; FRENCH, J. C. Representing spatial change in environmental databases. **In: Environmental Information Management and Analysis: ecosystem to global scales**. New York: Taylor & Francis, 1994. p. 127-140.

PICKETT, S. T. A.; KEVIN, H. R. Patch dynamics: the transformation of landscape structure and function. In: BISSONETTE, J. A. (Ed.) New York: Springer Verlag, 1997. p.101-128.

QUATTROCHI, D. A.; PELLTIER, R. E. Remote sensing for analysis of landscapes: an introduction In: TURNER, M.; GARDNER, R. (Ed.) **Quantitative Methods in Landscape Ecology: the Analysis and Interpretation of Landscape Heterogeneity**. New York: Springer Verlag. p. 51-76. 1990.

REICHARD, K. Relações água-solo-plantas em mata ciliar. In: SIMPÓSIO SOBRE MATAS CILIARES, 1.; 1989, Campinas. **Anais...** Campinas: Fundação Cargil, 1989. p. 20-24.

REX, K. D.; MALANSON, G. P. The fractal shape of riparian forest patches. **Landscape Ecology**, Hague, v. 4, n. 4, p. 249–258, 1990.

RICOTTA, C.; AVENA, G. C.; OLSEN, E. R.; RAMSEY, R. D.; WINN, D. S. Monitoring the landscape stability of Mediterranean vegetation in relation to fire with a fractal algorithm. **International Journal of Remote Sensing**, London, v. 19, n. 5, p. 871–881, 1998.

RISSER, P. G. Landscape Ecology: state-of-the-art. In: TURNER, M. G. (Ed.) **Landscape Heterogeneity and Disturbance**. New York: Springer Verlag, 1987. p. 3– 4.

RODRIGUES, R. **Análise de um remanescente da vegetação natural as margens do Rio Passa Cinco, Ipeúna- S.P.** 1991. f. 9-25. Tese (Doutorado em Ecologia), Instituto de Biociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1991.

RODRIGUES R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Edusp, 2000. 320 p.

RODRIGUES R. R.; SHEPHERD, G. Fatores condicionantes da vegetação ciliar. In: RODRIGUES R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Edusp, 2000. p. 101–108.

RUSS, J. C. **Fractal Surfaces**. New York: Plenum Press, 1994. 309 p.

SATSOFT INC. **Statistica for Windows: computer program manual**. Tulsa, 1995. Disponível em: <<http://www.statsoft.com>> Acesso em: 15 dez. 2001.

SCHNEIDER, D. C. **Quantitative Ecology**: spatial and temporal scaling. San Diego: Academic Press. 1994. 395 p.

SHELHAS, J.; GREENBERG, R. **Forest Patches in Tropical Landscapes**. Washington D.C.: Islands Press, 1996. p. 151-167.

SILVA, V. V. **Médio Vale do Paraíba do Sul**: fragmentação e vulnerabilidade dos remanescentes da Mata Atlântica. 2002. 109f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais), Instituto de Geociências, Universidade Federal Fluminense, Niteroi, 2002.

STEWART, I. **Será que deus joga dados**: a nova matemática do caos. Rio de Janeiro: Jorge Zahar, 1991. 336 p.

TABANEZ, A. J. A. **Ecologia e manejo de ecounidades em um fragmento florestal na região de Piracicaba, SP**. 1995. 85f., Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais), Instituto, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1985.

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

TILMAN, D.; KAREIVA, P. **Spatial ecology**: The role of space in population dynamics and interspecific interactions. Princenton: Princenton University Press, 1997. 368p.

TROPPEMAIR, H.; MACHADO, M. L. A. Variação da estrutura da mata galeria na bacia do Rio Corumbataí (SP) em relação à água do solo, do tipo de margem e do traçado do rio. **Biogeografia**, São Paulo, v. 8, p. 1-28, 1974.

TURNER, M. G.; O'NEILL, R. V.; GARDNER, R. H.; MILNE, B. T. Effects of changing spatial scale on analysis of landscape pattern. **Landscape Ecology**, Amsterdam, v. 3, p. 153–162, 1989.

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

TURNER, M. G.; Gardner, R. H.; O'NEILL, R. V. **Landscape ecology in theory and practice: pattern on process**. New York: Springer Verlag, 2001. 401p.

TURNER, S. J.; O'NEILL, R. V.; CONLEY, W.; CONLEY, M. R.; HUMPHRIES, H. C. Pattern and Scale: Statistics for Landscape Ecology In: TURNER, M. G.; Gardner, R. H. (Ed.) **Quantitative methods in landscape ecology**, New York: Springer Verlag, 1990. p. 17–49.

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. J. A.; MARTINEZ, J. L. A. Restauração e Manejo de Fragmentos Florestais. **Revista do Instituto Florestal**, Edição Especial. São Paulo, v 3, pt. 3, 1992. p. 400 – 407.

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. J. A.; DIAS, A. S. Conseqüências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto de Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 57, p. 47-60, 1997.

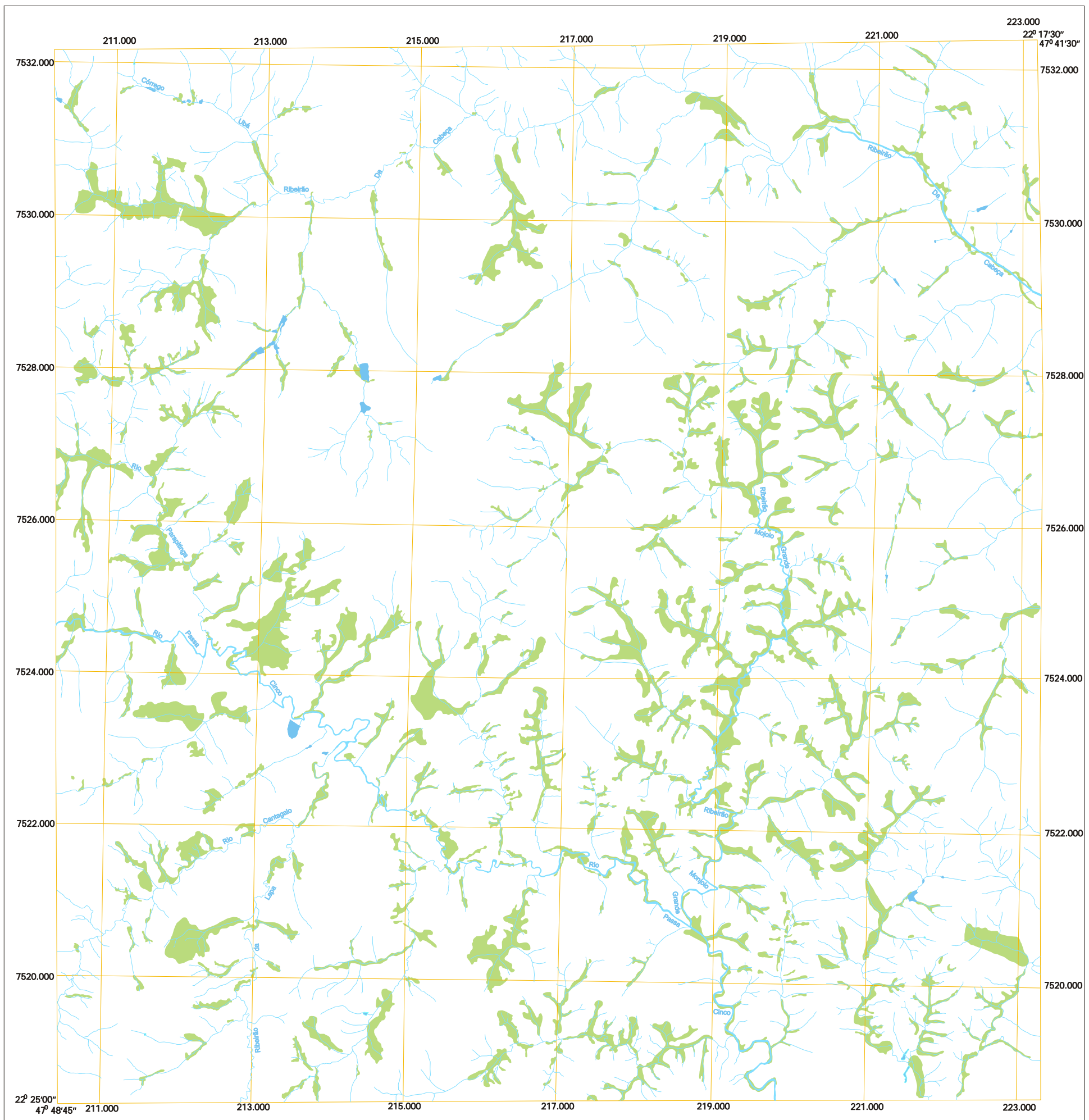
YOUNG, R.; CHOPPING, M. Quantifying landscape structure: a review of landscape indices and their application to forested landscapes. **Progress in Physical Geography**, London, v. 20, n. 4, p. 418–445, 1996.

WOODCOCK, C. E.; STRAHLER, A. H. The factor of scale in remote sensing. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 21, p. 311–332, 1987.

ZAR, J. **Bioestatistical analysis** Upper Saddle River: Prentice Hall, 1999, 663p.



## VII - Anexos



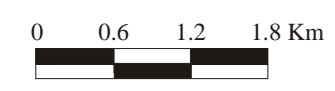
# ANEXO 1

## Matas Ciliares localizadas na Alta Bacia do Rio Passa Cinco no ano de 1962

-  Rios
-  Lagos
-  Matas Ciliares

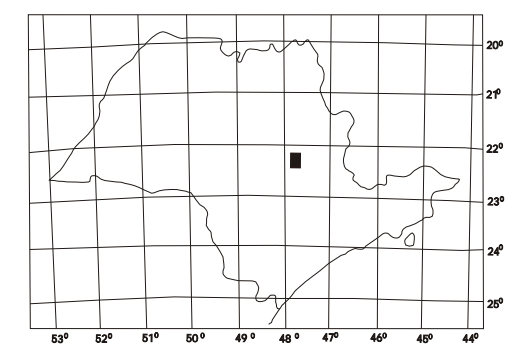
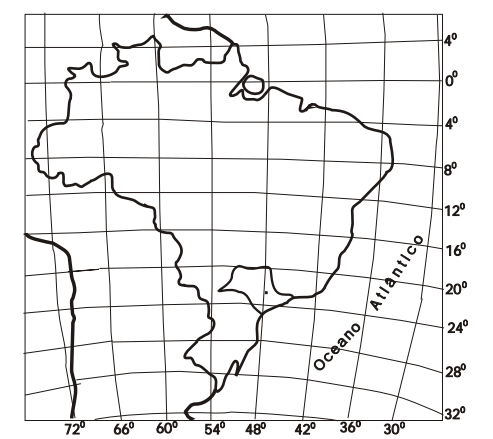


Escala



Projeção Transversa de Mercator

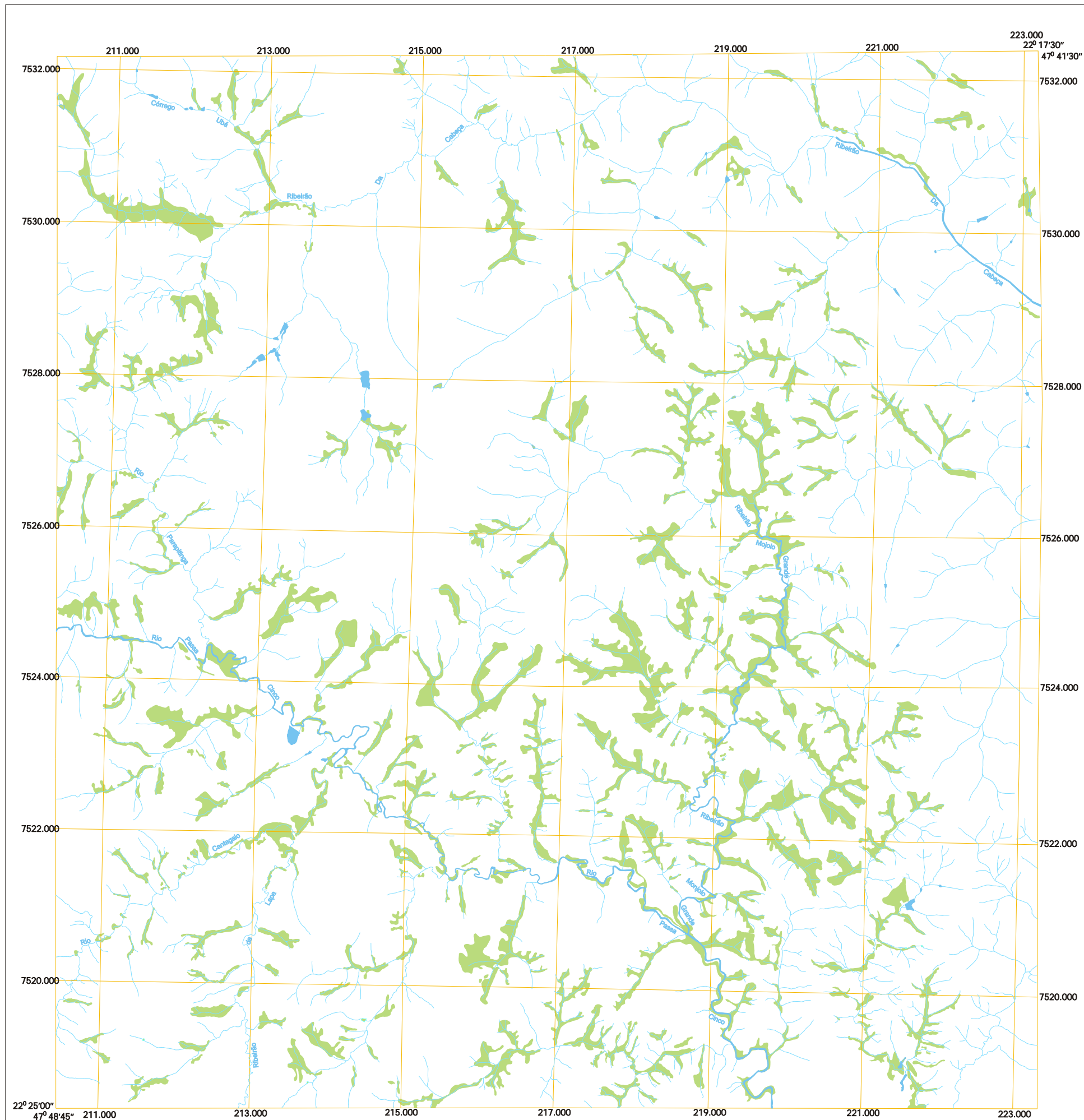
Localização da Área de Estudo



Organização: Thiago Salomão de Azevedo  
Marcos César Ferreira

Apoio Financeiro FAPESP  
Processo nº 00/08517-2

UNESP - Rio Claro  
10/10/2001



## ANEXO 2

### Matas Ciliares localizadas na Alta Bacia do Rio Passa Cinco no ano de 1972

-  Rios
-  Lagos
-  Matas Ciliares

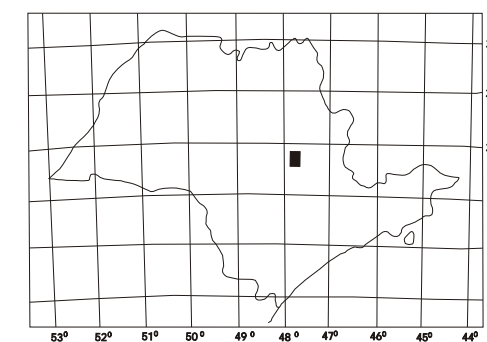
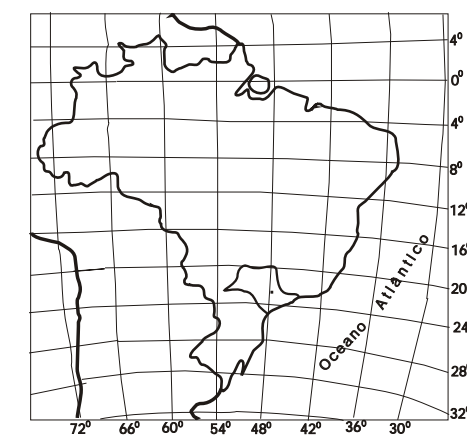


Escala



Projeção Transversa de Mercator

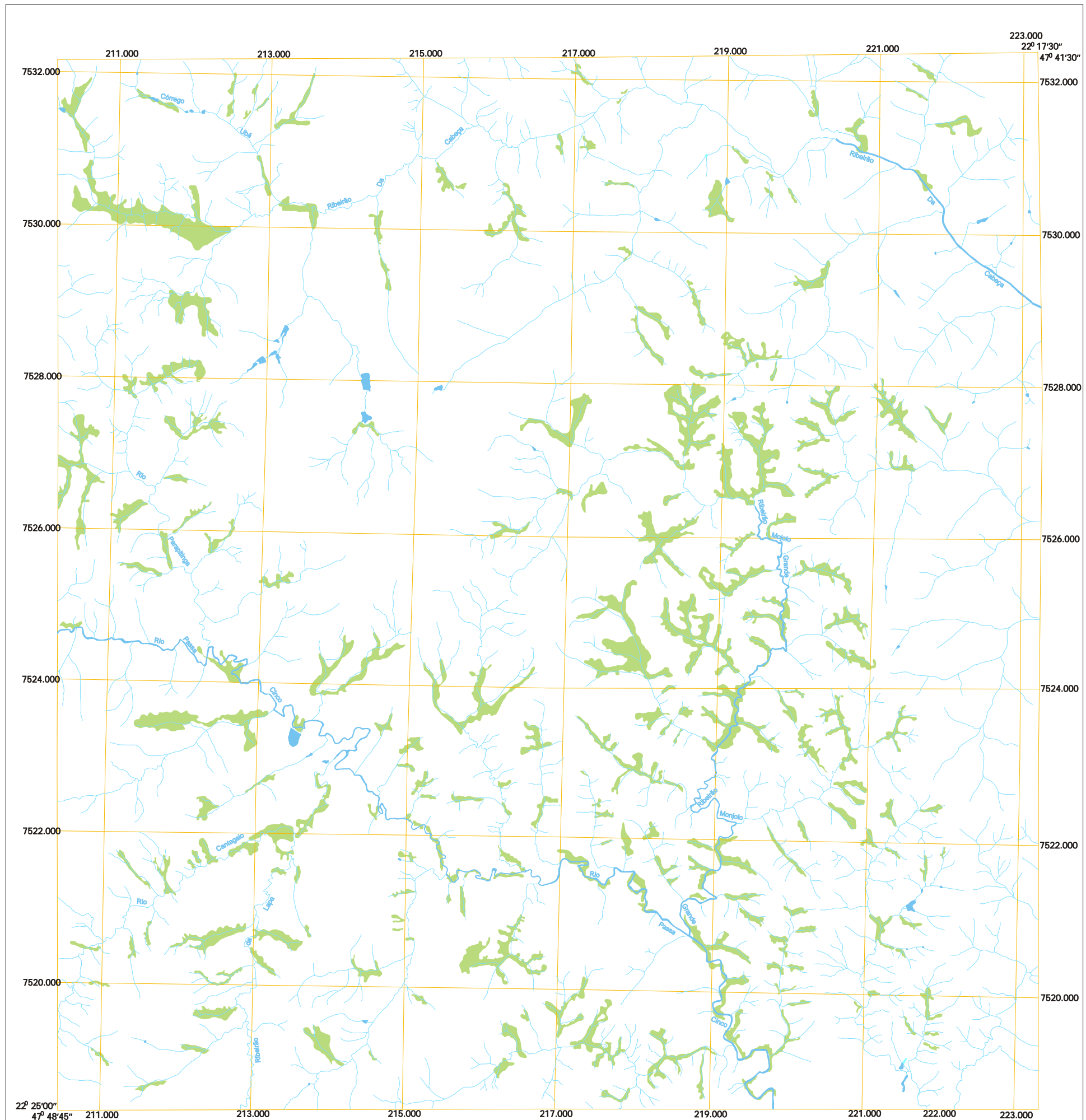
Localização da Área de Estudo



Organização: Thiago Salomão de Azevedo  
Marcos César Ferreira

Apoio Financeiro FAPESP  
Processo nº 00/08517-2

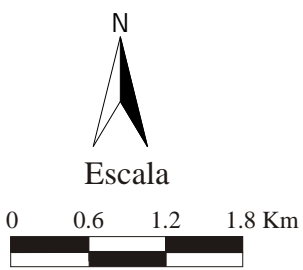
UNESP - Rio Claro  
10/10/2001



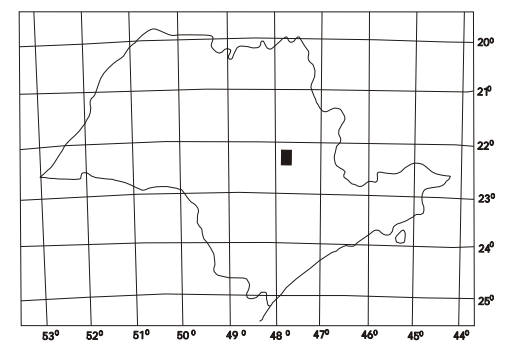
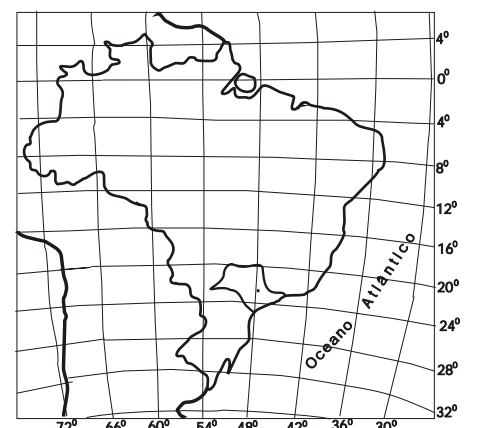
# ANEXO 3

## Matas Ciliares localizadas na Alta Bacia do Rio Passa Cinco no ano de 1978

-  Rios
-  Lagos
-  Matas Ciliares



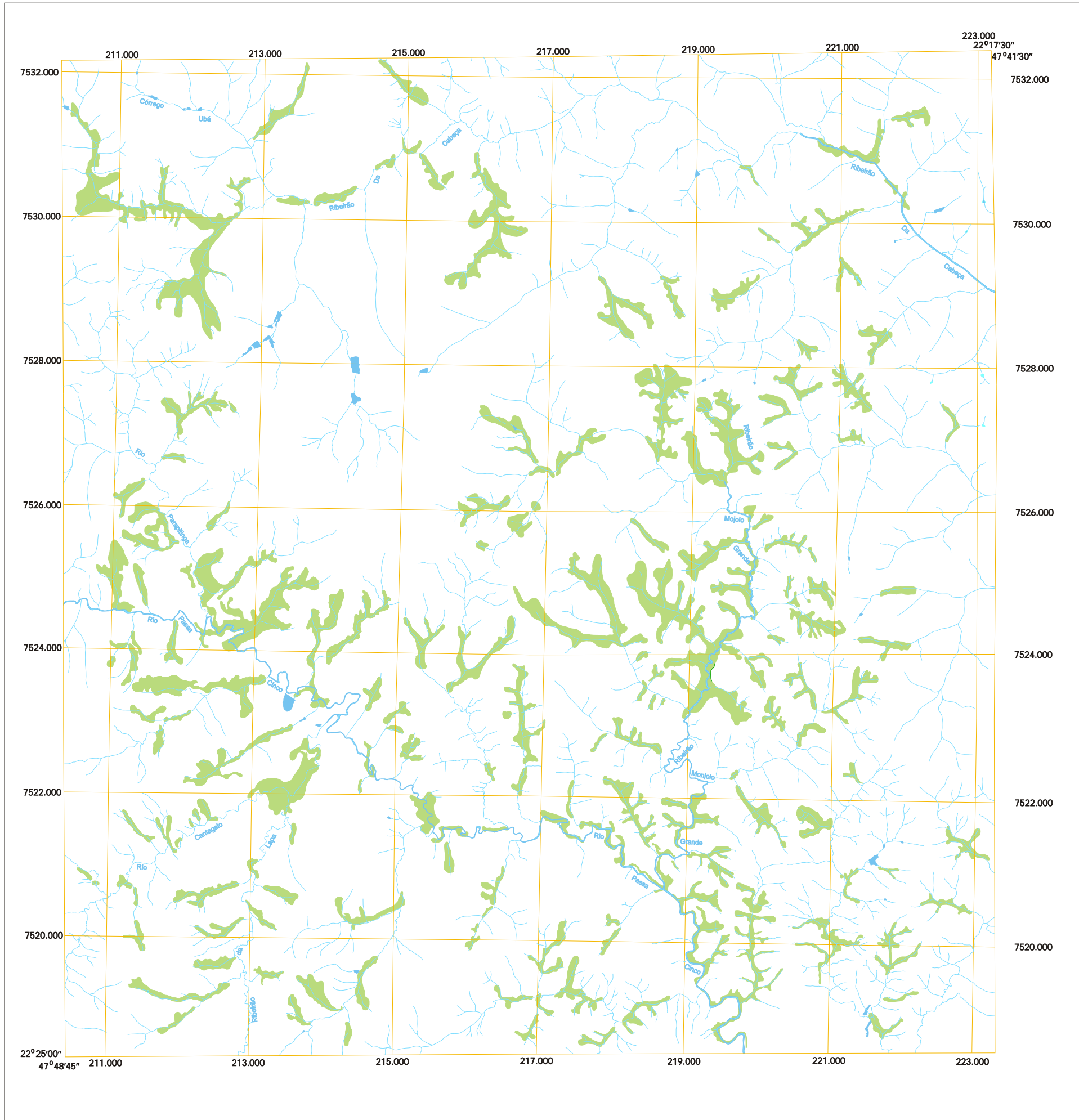
Projeção Transversa de Mercator  
Localização da Área de Estudo



Organização: Thiago Salomão de Azevedo  
Marcos César Ferreira

Apoio Financeiro FAPESP  
Processo nº 00/08517-2

UNESP - Rio Claro  
10/10/2001



# ANEXO 4

## Matas Ciliares localizadas na Alta Bacia do Rio Passa Cinco no ano de 1988

-  Rios
-  Lagos
-  Matas Ciliares

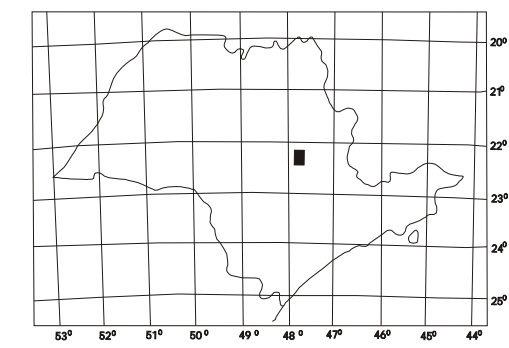
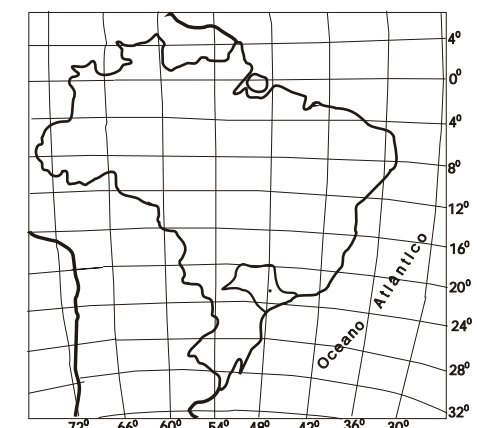


Escala



Projeção Transversa de Mercator

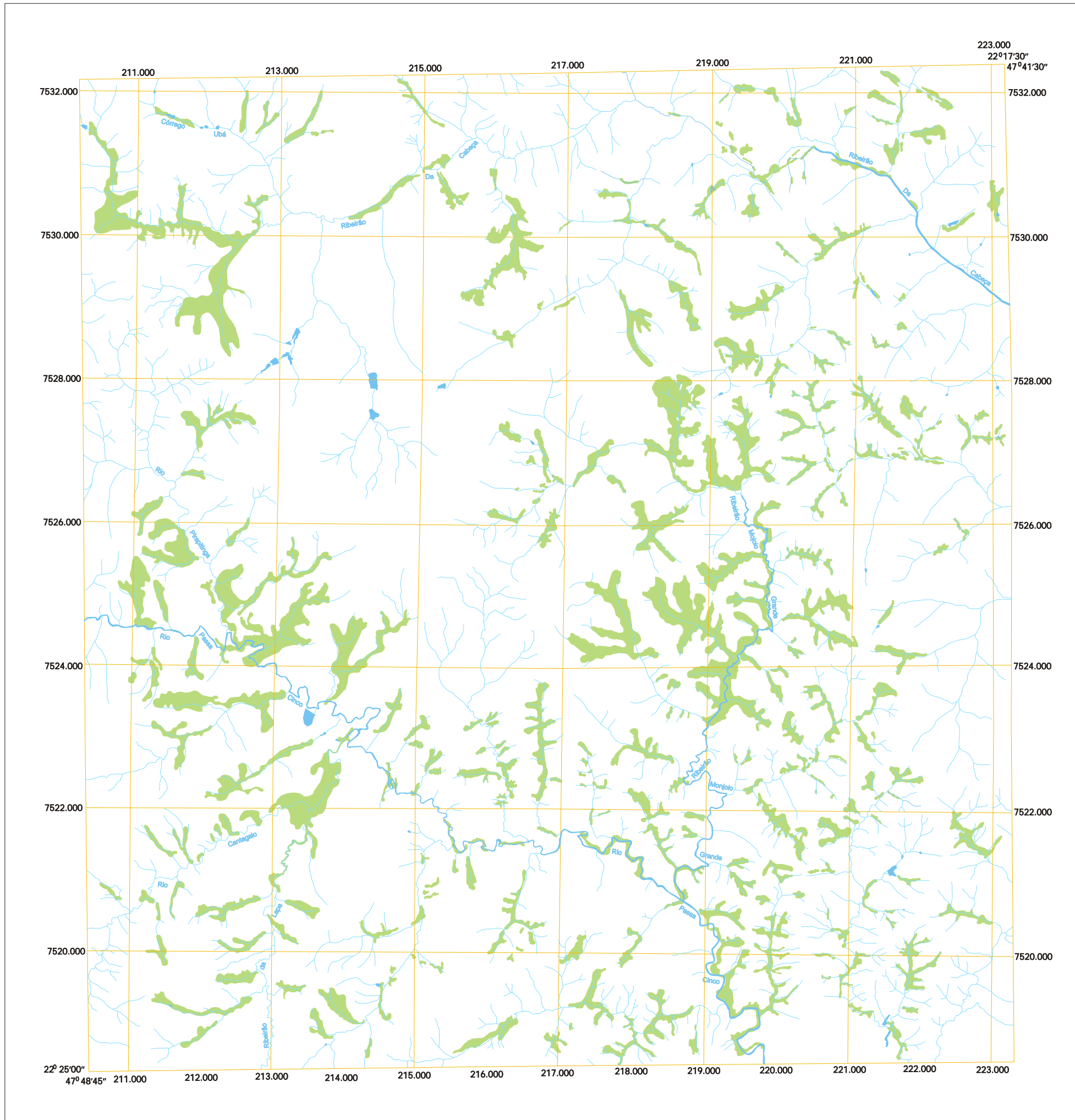
Localização da Área de Estudo



Organização: Thiago Salomão de Azevedo  
Marcos César Ferreira

Apoio Financeiro FAPESP  
Processo nº 00/08517-2

UNESP - Rio Claro  
10/10/2001



# ANEXO 5

## Matas Ciliares localizadas na Alta Bacia do Rio Passa Cinco no ano de 1995

-  Rios
-  Lagos
-  Matas Ciliares

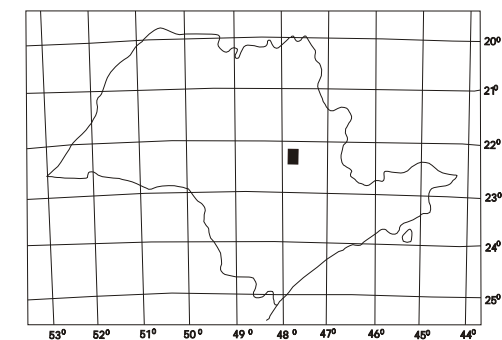
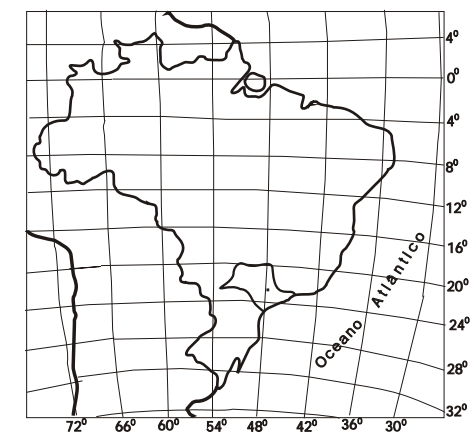


Escala



Projeção Transversa de Mercator

Localização da Área de Estudo



Organização: Thiago Salomão de Azevedo  
Marcos César Ferreira

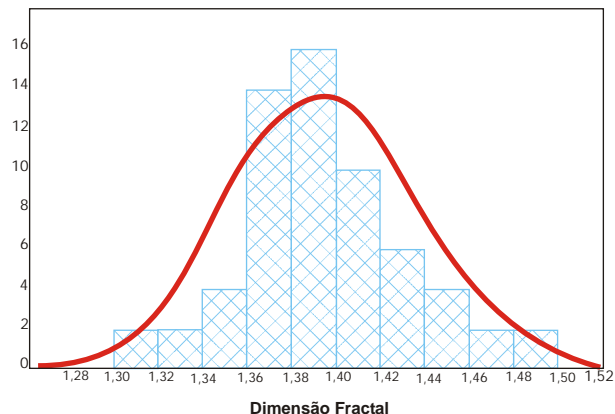
Apoio Financeiro FAPESP  
Processo nº 00/08517-2

UNESP - Rio Claro  
10/10/2001

# Anexo 6

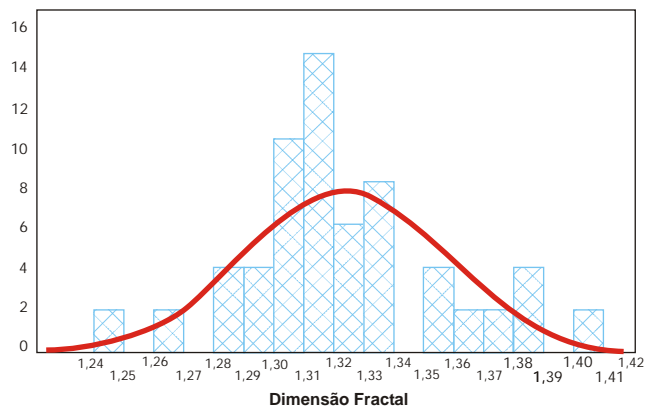
## Teste de Normalidade da Dimensão Fractal (D)

### Distribuição Normal (todas as resoluções) Método 1 (Mandelbrot, 1983)



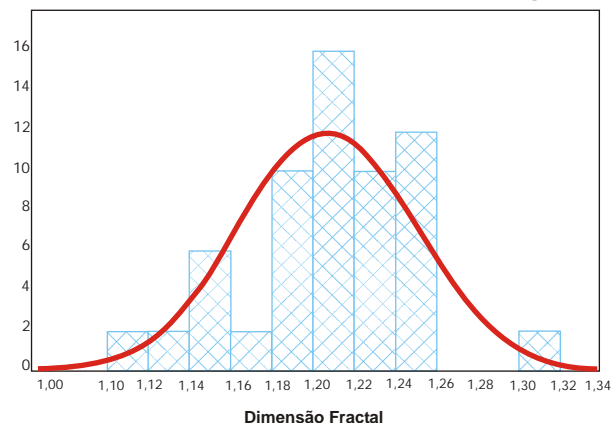
Média	1,495874257
Erro padrão	0,009076185
Mediana	1,449466359
Desvio padrão	0,112632494
Variância da amostra	0,012686079
Curtose	-1,519883395
Assimetria	0,378557345
Número de Amostras	154
Probabilidade da amostra ser normal (Nível de confiança (95 %))	94,85 %

### Distribuição Normal (todas as resoluções) Método 2 (Mandelbrot, 1983)



Média	1,122668958
Erro padrão	0,007588679
Mediana	1,145851122
Desvio padrão	0,094173024
Variância da amostra	0,008868558
Curtose	-1,458704619
Assimetria	-0,18914367
Número de Amostras	154
Probabilidade da amostra ser normal (Nível de confiança (95 %))	84,14 %

### Distribuição Normal (todas as resoluções) Método 3 (Clark, apud McGarigal, 1995)



Média	1,426561479
Erro padrão	0,008398689
Mediana	1,380027502
Desvio padrão	0,104224994
Variância da amostra	0,010862849
Curtose	-1,502389988
Assimetria	0,396159254
Número de Amostras	154
Probabilidade da amostra ser normal (Nível de confiança (95 %))	94,37 %

## Anexo 7

### Teste de Auto-Correlação Espacial da Dimensão Fractal (D)

#### Auto-Correlação Espacial

King's Case (varredura em diagonal)

Número total de células analisadas = 1000000

Média dos valores das células = 0,7588

Desvio Padrão (sigma) dos valores das células = 0,0094

Auto-Correlação Espacial (Método de Moran's I, apud Eastman, 1999) = 0.2220

#### Auto-Correlação Espacial

Rook's Case (varedura na vertical e na horizontal)

Número total de células analisadas = 6381

Média dos valores das células = 0,7588







Desvio Padrão (sigma) dos valores das células = 0,0094

Auto-Correlação Espacial (Método de Moran's I, apud Eastman, 1999) = 0.1532



# ANEXO 8

## Mapa Geomorfológico da Alta Bacia do Rio Passa Cinco - SP

-  Rios
-  Lagos
-  Vales Abertos
-  Vales Fechados
-  Colinas
-  Escarpas

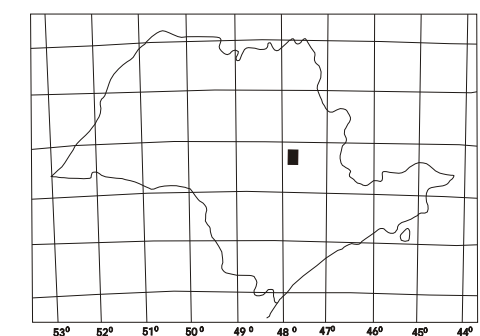


0 0.6 1.2 1.8 Km



Projeção Transversa de Mercator

Localização da Área de Estudo



Organização: Thiago Salomão de Azevedo  
Marcos César Ferreira

Apoio Financeiro FAPESP  
Processo nº 00/08517-2

UNESP - Rio Claro

Fonte: Lopez (2000)

