

ANÁLISE DA ESTRUTURA DA PAISAGEM DA ALTA BACIA DO RIO ARAGUAIA NA SAVANA BRASILEIRA

Christian Dias Cabacinha¹, Selma Simões Castro², Demerval Aparecido Gonçalves³

¹Eng. Florestal, Dr., Prof. Instituto de Ciências Agrárias, UFMG, Jataí, GO, Brasil - christian.cabacinha@gmail.com

²Geógrafa, Ph.D., Prof^a Instituto de Estudos Sócio Ambientais, UFG, Goiânia, GO, Brasil - selma@iesa.ufg.br

³Bacharel em Ciência da Computação, Doutorando ITA, Mineiros, GO, Brasil - demerval@ita.br

Recebido para publicação: 05/11/2009 – Aceito para publicação: 10/02/2010

Resumo

O Centro-Oeste brasileiro era extensivamente coberto por fitofisionomias de Savanas até o final da década de 1970, quando se iniciaram amplas transformações, devido à expansão da fronteira agrícola e modernização da agricultura, que promoveram desmatamento intensivo e rápido. A vegetação que resta hoje se encontra na forma de fragmentos, os quais podem sofrer vários efeitos que podem levar à diminuição ou desaparecimento de espécies. As mudanças ocorridas em uma paisagem podem ser estudadas pelos métodos da Ecologia da Paisagem, por meio da avaliação de índices ou métricas para caracterização quantitativa, permitindo também comparar paisagens, identificar diferenças e determinar relações entre os processos funcionais e os padrões dessas paisagens. O objetivo deste trabalho foi analisar a estrutura da paisagem na alta bacia do rio Araguaia, em cinco épocas (1977, 1989, 1997, 2002 e 2006) para avaliar o seu padrão de fragmentação ao longo do tempo após desmatamento intenso. Os resultados mostram que a metodologia utilizada foi satisfatória, a fragmentação revela notável taxa de conversão das fitofisionomias originais em favor de pastagem e agricultura e as métricas de área, área central, forma e isolamento, mostram que os fragmentos encontram-se sob forte ameaça em relação à sua integridade.

Palavras-chave: Métricas da paisagem; Fragstats; fragmentação; integridade dos fragmentos.

Abstract

Landscape structure analysis of the upper Araguaia river basin in the brazilian savanna. The Central-West region of Brazil was extensively covered by Savanna physiognomies at the end of 1970's, when large transformations, due to expansion of agriculture frontier and agriculture modernization, promoted an intensive and fast deforestation. The vegetation that remains today is in the fragments form, which can suffer several effects that can lead to the decrease or disappearance of species. The changes that occurred in a landscape can be studied through the methods of Landscape Ecology, by evaluating the indices or metrics for quantitative characterization, allowing to compare landscapes, identify differences and determine relationships between the functional processes and the patterns of those landscapes. The objective of this paper was to analyze the structure of the landscape in the upper Araguaia river basin, in five years (1977, 1989, 1997, 2002 and 2006), to evaluate its pattern of fragmentation along the time, after the intensive deforestation. The results showed that the methodology used was satisfactory. The fragmentation revealed notable rate of conversion of the original physiognomies in pasture and agricultural lands and the metrics of the area, core area, shape and isolation of the natural classes showed that the fragments, in relation to its integrity, are under strong threat.

Keywords: Landscape metrics; Fragstats; fragmentation; fragments integrity.

INTRODUÇÃO

O Centro-Oeste brasileiro se apresentava extensamente coberto por fitofisionomias de savanas até a década de 1970. Amplas transformações nas suas paisagens estão relacionadas à expansão da fronteira agrícola e à modernização da agricultura, que se destacaram pela produção de grãos, em especial da soja, e tem ainda hoje grande importância econômica para o Brasil. Porém essas mudanças promoveram, também, impactos sobre a biodiversidade, solos e águas. Em particular, a vegetação original sofreu desmatamento notável e rápido, restando hoje cerca da metade da cobertura daquela década e na

forma de fragmentos remanescentes, na maioria dos casos desconectados entre si e de outros ecossistemas vizinhos (CASTRO *et al.*, 2004).

A preservação de uma dada cobertura vegetal se justifica porque, além de proteger o solo, o relevo, a biodiversidade e o próprio clima, contribui também para a proteção dos mananciais. Sua retirada implica desequilíbrios ambientais sobre o meio físico e biótico, que podem ser graves para a sobrevivência de numerosas espécies dos ecossistemas e comprometedoras para a manutenção do equilíbrio dinâmico de uma paisagem. Assim, a vegetação é um indicador das condições ambientais de uma região (CEMIN *et al.*, 2005).

A alta bacia do rio Araguaia, que nasce na Serra do Caiapó, próximo ao Parque Nacional das Emas, sudoeste de Goiás e sudeste do Mato Grosso, no Brasil Central, é representativa do processo acima exposto. Cabe ressaltar que a bacia do rio Araguaia é inteiramente nacional, banhando cinco estados e integrando a bacia do Tocantins-Araguaia, cujas águas são do tipo multiuso. Essa bacia é objeto de estudo diagnóstico por parte do governo federal, no contexto do Plano Nacional dos Recursos Hídricos, coordenado pela Agência Nacional de Águas (ANA), com vistas à sua revitalização, dadas as ações desordenadas que ao longo das últimas décadas se intensificaram, degradando vários de seus setores e recursos, tanto pela mineração, pesca e turismo predatórios como pela urbanização logística de estradas terrestres e aquáticas, produção de energia, irrigação etc. Convém ainda lembrar que uma das importâncias fundamentais da Serra do Caiapó é que seus aquíferos, entre eles o aquífero Guarani, alimentam várias bacias hidrográficas brasileiras, além do Araguaia, como a do Paraná-Paraguai.

Em estudos relativamente recentes sobre o uso da terra da região das nascentes do rio Araguaia, contemplados até na forma de um atlas geoambiental (CASTRO *et al.*, 2004), chama a atenção o fato de que grande parte da área era coberta por savanas penetradas por matas de galeria preservadas em grande parte dos canais principais e conectadas aos ecossistemas do entorno, na maioria dos canais menores, na década de 1970, situação essa hoje fragmentária na maioria da área (CASTRO *et al.*, 2004; CASTRO, 2005).

Apesar da existência de estudos sobre remanescentes de savana do estado de Goiás, e, em particular, da alta bacia do rio Araguaia (FARIA; CASTRO, 2007), não se tem uma avaliação técnica mais aprofundada desses remanescentes. Na alta bacia do rio Araguaia, em especial em sua área de nascentes, observa-se uma carência de informações, especificamente quanto à integridade da vegetação, para se avaliar sua real capacidade de sobrevivência e recuperação.

Em fragmentos florestais, segundo Forman (1995), os indivíduos remanescentes podem sofrer os efeitos de borda e endogamia, que podem levar à diminuição ou desaparecimento de espécies. De acordo com Valente; Vettorazzi (2002), o entendimento das relações espaciais entre fragmentos, das interações e das mudanças estruturais de uma paisagem, são objetos de estudo da Ecologia da Paisagem. Em diferentes escalas temporais e espaciais, a partir das métricas da paisagem, pode-se fazer o resgate da evolução histórica da fragmentação, indispensável para as ações voltadas à conservação de remanescentes e ou recomposição da vegetação em áreas perturbadas.

A conservação dessas áreas requer, no entanto, o entendimento da estrutura da paisagem e das mudanças nela ocorridas ao longo do tempo. Isso é de fundamental importância para a elaboração de um planejamento voltado à recuperação das áreas perturbadas ou degradadas, pois permite a identificação e avaliação dos ecossistemas naturais preexistentes e um bom diagnóstico quanto à integridade de seus fragmentos remanescentes e sua real capacidade de recuperação, em função de várias métricas utilizadas em Ecologia da Paisagem.

A partir da avaliação de índices ou métricas para caracterização quantitativa, podem-se comparar paisagens, identificar diferenças e determinar relações entre os processos funcionais e os padrões dessas paisagens, uma vez que eles possibilitam a quantificação de sua composição e de sua configuração (TURNER; GARDNER, 1990). A composição da paisagem está relacionada à presença ou ausência dos seus elementos. Já a configuração, chamada por alguns autores, como Metzger (2004), de disposição, está associada à distribuição física desses elementos na paisagem (MCGARIGAL; MARKS, 1995).

O presente trabalho teve por objetivo analisar a estrutura da paisagem na alta bacia do rio Araguaia em cinco épocas (1977, 1989, 1997, 2002 e 2006), para avaliar o seu padrão de fragmentação e elaborar uma avaliação quali-quantitativa ao longo do tempo, a fim de colaborar para discussões que visem a recuperação ambiental da área. Para isso, este estudo buscou avaliar as seguintes hipóteses: $H_{0(1)}$: a conversão do solo para uso agrícola na área estudada foi intensa; $H_{1(1)}$: não $H_{0(1)}$. $H_{0(2)}$: as maiores taxas de conversão do uso do solo ocorreram entre 1977 e 1989; $H_{1(2)}$: não $H_{0(2)}$. $H_{0(3)}$: as áreas de savanas

foram as mais convertidas para uso agrícola; $H_{1(3)}$: não $H_{0(3)}$. $H_{0(4)}$: os remanescentes de vegetação encontram-se com sua integridade comprometida; $H_{1(4)}$: não $H_{0(4)}$.

MATERIAL E MÉTODOS

Caracterização da área de estudo

A área de estudo localiza-se no quadrante formado entre as coordenadas 17°49'12" S/53°15'00" W e 18°03'36" S/52°57'00" W, posicionado no extremo sudoeste do estado de Goiás e sudeste do Mato Grosso. Foi delimitada utilizando-se os divisores de água. De acordo com a classificação climática de Köppen, a região apresenta clima do tipo Aw, caracterizado por ser tropical chuvoso, com verões quentes e invernos secos, com temperaturas médias anuais entre 18 °C e 32 °C (OLIVEIRA *et al.*, 2003) e precipitação anual entre 1.500 mm e 1.650 mm.

Caracteriza-se por apresentar um extenso planalto (> 800 m), conhecido localmente como Serra do Caiapó, que é recortado pelas cabeceiras de drenagem dos tributários do rio Araguaia e seu principal afluente na área, o rio Araguainha, formando uma zona dissecada na forma de escarpas de declives variáveis, porém elevados, que o separam de uma zona rebaixada que o contorna, e cujas altitudes médias estão ao redor de 600–700 metros, podendo ser menores nas margens dos canais fluviais, em torno de 400–500 metros (CASTRO *et al.*, 2004; CASTRO, 2005).

Latossolos Vermelho-Amarelo e Latossolos Vermelhos ocorrem nos topos do planalto ou de seus morros residuais, relacionados com as coberturas detrítico-lateríticas que recobrem rochas areníticas do Grupo Bauru e basálticas da Formação Serra Geral, ambas da Bacia Sedimentar do Paraná, dividindo o predomínio em área com os Neossolos Quartzarênicos, que nos fundos de vale transicionam para os Neossolos Quartzarênicos Hidromórficos e Gleissolos, dominantes na zona rebaixada.

Os Neossolos Quartzarênicos derivam de rochas areníticas de origem desértica (Formação Botucatu) também da Bacia Sedimentar do Paraná, que aloja o sistema aquífero Guarani. Esses solos são frágeis, ácidos e pobres, podendo ser distróficos e mais comumente álicos, além de serem suscetíveis à erosão hídrica, devido sua constituição arenosa com baixa ou nula coesão de partículas (CASTRO, 2005). Na zona escarpada, além dos afloramentos de rochas areníticas e basálticas, dominam Neossolos Litólicos e os Cambissolos relacionados a essas mesmas rochas.

Em geral, a região da alta bacia do rio Araguaia, na década de 1970, estava recoberta por savanas florestais e florestas estacionais, mais próximas às cabeceiras de drenagem, porções convexas e côncavas do relevo, nos topos do planalto e de seus morros residuais (Latossolos Vermelhos e Vermelho-Amarelos distróficos). A savana arborizada ocorria na zona rebaixada, sobre os Neossolos Quartzarênicos, e nos Gleissolos e solos aparentados dos fundos de vale estavam as florestas de galeria.

As áreas ocupadas por savana florestal, savana arborizada e florestas de galeria, em 1976 e em 2003, eram, respectivamente, em torno de 32 %, 9 % e 7 %, e 16 %, 3 % e 5 % (CASTRO *et al.*, 2004).

Descrição quantitativa da estrutura da paisagem na área estudada

A descrição quantitativa da estrutura da paisagem na alta bacia do rio Araguaia foi realizada com o software Fragstats versão 3.3 (MCGARIGAL; MARKS, 1995) e teve por base mapas de uso do solo e da cobertura vegetal, nos anos de 1977, 1989, 1997, 2002 e 2006. O Fragstats é um programa de domínio público que realiza cálculos para estatísticas espaciais. Foi projetado para quantificar a composição, configuração e conectividade dos objetos espaciais a partir de uma imagem raster (MCGARIGAL; MARKS, 1995).

A classificação de cinco imagens de satélite correspondentes a cada período analisado baseou-se apenas em uma composição RGB 3, 4 e 5, respectivamente, de cada imagem. Todas as imagens são de datas situadas na estação seca. Detalhes das imagens podem ser vistos na tabela 1.

A área estudada possui 52.214,70 ha. Para diminuir o esforço de processamento, foi feito um recorte dessa área em cada imagem, a partir de um polígono, cujas extremidades foram determinadas pelas coordenadas UTM zona 22 sul SAD69 em 263354,8/8030341,6 e 289409,8/7998601,6 metros. A correção geométrica das imagens foi feita tendo como base uma imagem CBERS de 26/02/2005 (cena 162/120), cuja correção geométrica foi feita com coordenadas coletadas em campo com auxílio de GPS Garmin eTrex® H. Todas as imagens corrigidas tiveram RMS abaixo de 0,8. Foram utilizados 24 pontos de controle no modelo polinomial de segunda ordem e método de amostragem *nearest neighbourhood* (RAMOS NETO *et al.*, 2004).

Tabela 1. Descrição detalhada das imagens de satélite utilizadas neste estudo.
Table 1. Description of the satellite images used in this study.

Satélite	Sensor	Órbita	Ponto	Resolução espacial (metros)	Data de aquisição
Landsat 2	MSS	240	72	80	10/08/1977
Landsat 5	TM	224	72	30	16/07/1989
Landsat 5	TM	224	72	30	07/08/1997
Landsat 7	ETM+	224	72	30	26/06/2002
Landsat 5	TM	224	72	30	13/07/2006

As imagens de 1989 e 1977 foram classificadas de forma não supervisionada em 100 classes, sendo então filtradas pelo método *nearest neighbourhood* com uma janela de 3x3 (RAMOS NETO *et al.*, 2004). Por fim, tiveram suas classes de uso do solo agrupadas, conforme IBGE (2006), em: Florestal (floresta estacional e savana florestal); Savana (savana arborizada); Campestre (savana parque e savana gramíneo-lenhosa); Corpos d'água e Áreas antrópicas agrícolas (pecuária e lavoura temporária). Como a área de trabalho não era retangular, adotou-se uma classe 0 (*background*), que ocupa as margens da classificação. Alguns *pixels* dessas imagens classificadas foram recodificados para outras classes a partir de inspeção visual.

Realizou-se a digitalização com base em interpretação visual das áreas onde houve transição de vegetação primitiva para agricultura ou pastagem entre os pares de cenas dos períodos de 1977/1989, 1989/1997, 1997/2002 e 2002/2006. A interpretação foi feita numa escala aproximada de 1:20.000, com a resolução de tela do computador em 1024x768. Os polígonos para cada período de transição gerado foram convertidos em raster.

O resultado final da classificação da série temporal foi obtido a partir de álgebra de mapas, de acordo com as regras a seguir:

- 1) A imagem temática da classificação de 1977 foi gerada a partir da imagem classificada de 1989. Os *pixels* com maior resolução espacial substituíram os *pixels* da cena de 1977, não importando os valores que eles tivessem, com exceção dos *pixels* na região onde houve transição indicada pela imagem gerada pela interpretação visual.
- 2) A imagem temática da classificação de 1989 não sofreu alteração.
- 3) As imagens temáticas da classificação de 1997, 2002 e 2006 foram geradas a partir da imagem do período anterior, mantendo os valores dos *pixels* nas regiões onde o mapeamento não indicava transição e alterando os valores para classe áreas antrópicas agrícolas onde o mapeamento indicava transição.

Para que as imagens pudessem ser lidas no software Fragstats, elas foram convertidas para Signed 8-bit com *background* igual a -9. O processamento das imagens foi realizado no programa ERDAS versão 8.7.

Métricas da paisagem analisadas

Na tabela 2 encontram-se as métricas de classe obtidas no programa Fragstats versão 3.3 que foram analisadas para cada período estudado. Maiores detalhes sobre o cálculo, bem como a interpretação de cada métrica, podem ser vistos em McGarigal; Marks (1995).

Comparou-se cada período utilizando-se as distâncias euclidianas como medida de dissimilaridade entre as métricas da paisagem para cada classe de uso do solo. Segundo Brower; Zar (1977), a distância euclidiana é obtida pela seguinte expressão:

$$DE = \sqrt{\sum_{k=1}^p (X_{ik} - X_{jk})^2}$$

Em que: DE: distância euclidiana;

i, j: períodos analisados;

p: número de métricas utilizadas.

No presente trabalho, adaptou-se a distância euclidiana para avaliação dos diferentes períodos analisados. Dessa maneira, distâncias euclidianas foram calculadas entre os resultados das métricas da

paisagem obtidos para cada período e para cada classe de uso do solo. Logo, quanto maior a distância euclidiana, maior a dissimilaridade entre os períodos e, portanto, maiores mudanças na paisagem.

Tabela 2. Descrição de cada métrica calculada para cada período analisado. McGarigal; Marks (1995).
Table 2. Description of each metric for each analyzed period. McGarigal; Marks (1995).

Métrica	Categoria	
CA	Área/densidade/borda	Área de classe é a área (ha) de todos os fragmentos da classe. Maiores valores de CA indicam domínio da matriz.
PLAND	Área/densidade/borda	Percentagem de fragmentos de mesma classe na paisagem. A interpretação de PLAND é a mesma descrita para CA, porém expressa em percentagem.
NP	Área/densidade/borda	Número de fragmentos da classe. Maiores valores de NP indicam maior fragmentação da classe e menores valores indicam união ou extinção de fragmentos de mesma classe. NP deve ser analisado juntamente com a métrica CA e PLAND. Por exemplo: Se NP diminui, porém CA e PLAND aumentam, isso indica que houve união de fragmentos, mas se NP diminui, entretanto CA e PLAND também diminuem, isso indica que fragmentos foram extintos da paisagem.
PD	Área/densidade/borda	Densidade de fragmentos (número de manchas/100 ha) é o número de fragmentos da classe em 100 hectares da paisagem. A interpretação de PD é a mesma descrita para NP.
TE	Área/densidade/borda	Total de bordas (m) é a soma de todas as bordas da classe. Maiores valores de TE indicam maior influência da borda na classe.
ED	Área/densidade/borda	Densidade de bordas (m/ha) é igual à soma de todas as bordas da classe dividida pela área total em hectares. A interpretação de ED é a mesma descrita para TE.
PARA-MN	Forma	Razão perímetro-área média é a média aritmética da razão perímetro-área de todos os fragmentos da classe. PARA-MN é adimensional. Quanto maior o valor de PARA-MN maior a relação perímetro-área, portanto, pior a forma do fragmento.
TCA	Área central	Área central total (ha) é a soma das áreas centrais de toda a classe em hectares. Usou-se uma distância de 30 metros para a borda (RODRIGUES, 1998; PRIMACK; RODRIGUES, 2001; HERMANN <i>et al.</i> , 2005). Maiores valores de TCA indicam maior quantidade de área interior da classe, portanto menor influência da borda na classe.
CPLAND	Área central	Percentual de área central na paisagem (excluídas as bordas) em relação à área total da paisagem. A interpretação de CPLAND é a mesma descrita para TCA, porém expressa em percentagem.
PROX-MN	Isolamento/proximidade	Índice de proximidade médio é a média aritmética do índice de proximidade dos fragmentos da classe que é obtido pela soma de cada área dos fragmentos de mesma classe divididos pela respectiva distância euclidiana borda-a-borda ao quadrado, considerando somente os fragmentos dentro do raio de busca. Consideraram-se 90 metros de raio de busca neste estudo porque o pixel da imagem raster utilizada possuía 30 metros de resolução espacial. Valente (2001) utilizou para cálculo do Índice de Proximidade Média (MPI) um raio de busca de 100 metros. PROX-MN é adimensional e quando é igual a zero indica que a classe não possui vizinhos de mesmo tipo dentro do raio de busca especificado.
COHESION	Conectividade	Coesão é igual a 1 menos a soma do perímetro do fragmento (em termos de números de células da superfície) dividido pela soma do perímetro do fragmento vezes a raiz quadrada de sua área (em termos de número de células) para fragmentos correspondentes à mesma classe, dividido por 1 menos 1 sobre a raiz quadrada da área da paisagem (em termos de número de células), multiplicado por 100 para converter para percentagem. Valores de COHESION próximos de zero indicam que a classe está subdividida e menos conectada fisicamente, enquanto valores próximos de 100% indicam maior agregação e, portanto, menos isolamento dos fragmentos da classe.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Mapas de uso do solo

Nas figuras 1, 2 e 3 estão apresentados os mapas de uso do solo para a área estudada nos anos de 1977, 1989, 1997, 2002 e 2006.

Observa-se que as grandes mudanças no uso do solo ocorreram entre os anos de 1977 e 1989 (Figura 1), quando grande parte das áreas de savana foi substituída por áreas antrópicas agrícolas. Castro *et al.* (2004) e Castro (2005) encontram resultado semelhante, verificando que, no ano de 1976, grande parte da região das nascentes do Araguaia estava coberta por vegetação natural, destacando-se a savana florestal, que se apresentava pouco degradada na área. Já em 1999, os autores verificaram uma diminuição pela metade das áreas de savana arborizada e de florestas de galeria.

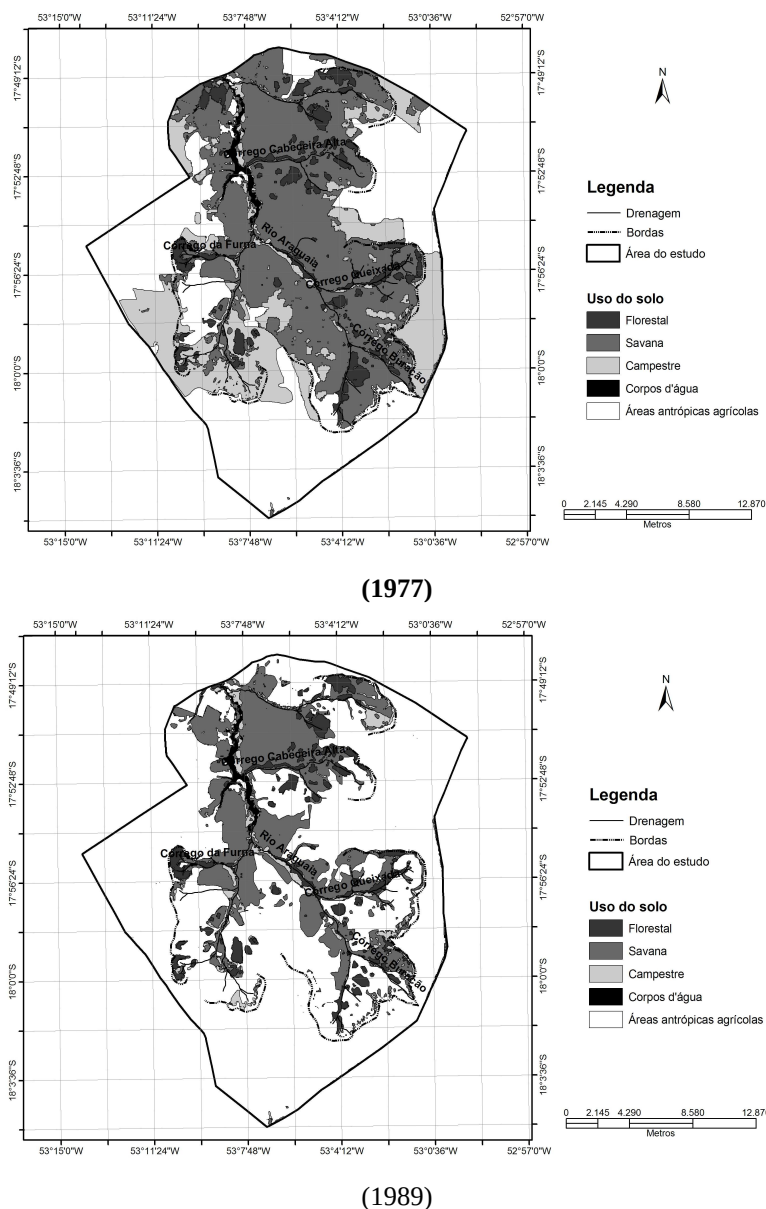
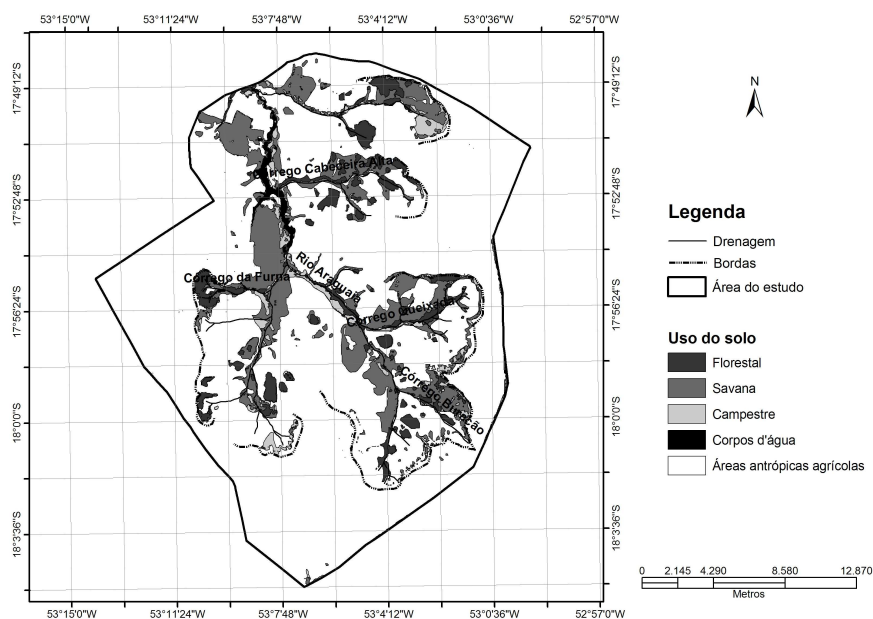
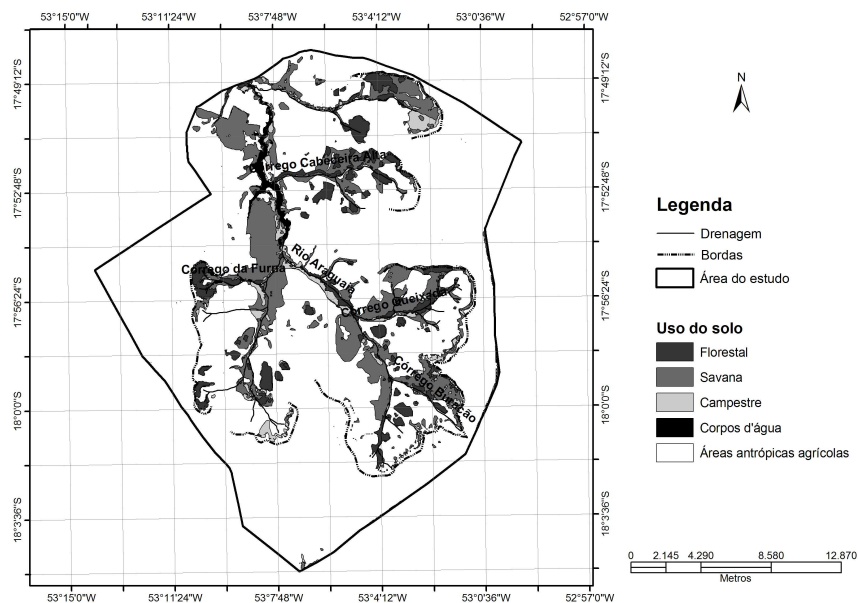


Figura 1. Mapas de uso do solo nos anos de 1977 e 1989. Alta bacia do rio Araguaia, Brasil.
Figure 1. Land use in 1977 and 1989. Upper Araguaia river basin, Brazil.



(1997)

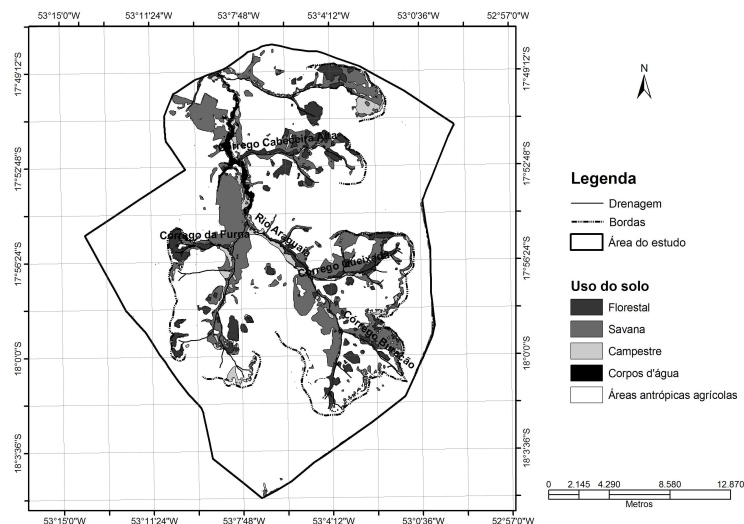


(2002)

Figura 2. Mapas de uso do solo nos anos de 1997 e 2002. Alta bacia do rio Araguaia, Brasil.
Figure 2. Land use in 1997 and 2002. Upper Araguaia river basin, Brazil.

Na tabela 3 está apresentada, para cada classe e período analisado, a área, a conversão ocorrida em área, a taxa de conversão e a conversão anual em área. O sinal negativo indica redução, e o sinal positivo aumento da classe em questão. A figura 4 ilustra essa série de alterações por meio de um gráfico de linha.

Verifica-se pelos resultados apresentados que o período de 1977–1989 foi quando as grandes mudanças na paisagem ocorreram. Nesse período aconteceram as maiores taxas de conversão correntes (CCP) e anuais (CAP) em área para todas as classes estudadas nos períodos avaliados.



(2006)

Figura 3. Mapas de uso do solo no ano de 2006. Alta bacia do rio Araguaia, Brasil.
Figure 3. Land use in 2006. Upper Araguaia river basin, Brazil.

Tabela 3. Descrição das mudanças em cada classe de uso do solo nos períodos analisados.

Table 3. Description of the changes in each land use class in the analyzed periods.

Classes de uso	Período 1977-1989				
	Área 1977 (ha)	Área 1989 (ha)	CCP (ha)	TC (%)	CAP (ha.ano ⁻¹)
Florestal	3.122,30	2.459,39	-662,91	-4,35%	-13,36
Savana	19.846,33	10.572,10	-9.274,23	-37,02%	-489,16
Campestre	10.114,72	1.541,21	-8.573,51	-13,20%	-25,43
Áreas antrópicas agrícolas	18.767,39	37.279,35	18.511,96	11,36%	529,59
	Período 1989-1997				
	Área 1989 (ha)	Área 1997 (ha)	CCP (ha)	TC (%)	CAP (ha.ano ⁻¹)
Florestal	2.459,39	2.352,51	-106,88	0,80%	3,78
Savana	10.572,10	6.658,79	-3.913,31	-2,70%	-35,93
Campestre	1.541,21	1.337,81	-203,4	-0,93%	-2,5
Áreas antrópicas agrícolas	37.279,35	41.516,03	4.236,68	0,42%	34,66
	Período 1997-2002				
	Área 1997 (ha)	Área 2002 (ha)	CCP (ha)	TC (%)	CAP (ha.ano ⁻¹)
Florestal	2.352,51	2.371,39	18,88	-0,02%	-0,11
Savana	6.658,79	6.479,12	-179,67	-0,19%	-3,11
Campestre	1.337,81	1.325,32	-12,49	-0,18%	-0,61
Áreas antrópicas agrícolas	41.516,03	41.689,31	173,28	0,04%	3,91
	Período 2002-2006				
	Área 2002 (ha)	Área 2006 (ha)	CCP (ha)	TC (%)	CAP (ha.ano ⁻¹)
Florestal	2.371,39	2.370,94	-0,45	-0,02%	-0,11
Savana	6.479,12	6.466,68	-12,44	-0,19%	-3,11
Campestre	1.325,32	1.322,87	-2,45	-0,18%	-0,61
Áreas antrópicas agrícolas	41.689,31	41.704,94	15,63	0,04%	3,91

CCP: Conversão corrente para o período; TC: Taxa de conversão; CAP: Conversão anual em área para o período.

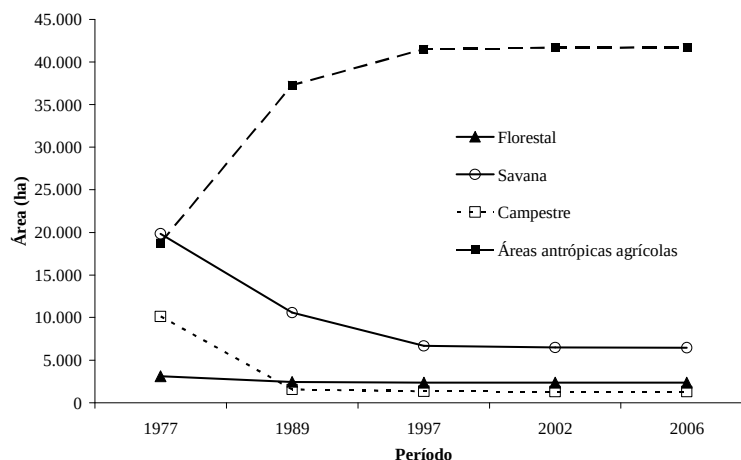


Figura 4. Alteração entre classes no período. Alta bacia do rio Araguaia, Brasil.
Figure 4. Land change in analyzed period. Upper Araguaia river basin, Brazil.

A conversão anual de áreas florestais no período de 1977–1989 foi 4,1 vezes maior que no período de 1989–1997, para as savanas foi 1,6 vezes maior e para áreas campestres foi 28,1 vezes maior no mesmo período.

Esses resultados corroboram os encontrados por Castro *et al.* (2004) para a mesma região, que verificaram altas taxas de desmatamento nas nascentes do rio Araguaia no fim da década de 1970 e início da década de 1980.

De acordo com Klink; Moreira (2002), entre os anos de 1970 e 1975, a taxa anual de desmatamento nas savanas foi 1,8 vezes superior à taxa de desmatamento na Amazônia durante o período de 1978–1988. Segundo Klink; Machado (2005), essas diferenças se devem em parte ao modo como o código florestal trata os diferentes biomas brasileiros: enquanto é exigido que apenas 20% da área dos estabelecimentos agrícolas sejam preservadas como reserva legal nas savanas, nas áreas de floresta tropical na Amazônia esse percentual sobe para 80%.

Métricas da paisagem

A tabela 4 mostra os resultados obtidos para as métricas CA, PLAND, NP, PD, TE, ED, TCA, CPLAND, PARA-MN, PROX-MN e COHESION.

Pela métrica CA, de 1977 até 1989, num período de 12 anos, observa-se uma redução nas áreas de savanas de 19.846,33 ha para 10.572,10 ha, correspondente a uma redução de 46,73%. No mesmo período, para a classe campestre, houve uma redução mais significativa, de 84,76%. Para a classe florestal, a redução foi de 21,23%. Já a classe áreas antrópicas agrícolas passou de 18.767,39 ha para 37.279,35, o que corresponde a um aumento de 98,64% (Tabela 4).

No período de 1989 até 1997, as taxas de conversão das áreas naturais diminuíram notavelmente, mantendo-se praticamente inalteradas até 2006. A única classe que ainda apresentava uma alta redução (37,02%) de área era a classe savana. Em 1977, as classes naturais representavam 64,05% da paisagem. A partir desse período, essas áreas foram sendo convertidas, até que em 2006 representavam apenas 20,12%, portanto a matriz em 1977 era dominada (64,05%) pelas classes naturais (florestas, savanas e campos), e em 1989 a matriz passa a ser dominada (71,40%) pela classe áreas antrópicas agrícolas, que em 2006 representava aproximadamente 80% do uso do solo na área estudada (Tabela 4).

De acordo com as métricas de área (CA, PLAND), observa-se que as áreas de savanas e campos em grande parte foram convertidas para pecuária e lavoura temporária. Acredita-se que esse resultado esteja associado ao domínio dessas fitofisionomias na área de estudo e à topografia favorável à agricultura associada a elas.

As áreas de florestas a partir de 1989 praticamente não sofreram redução. Esse resultado mostra que o processo de formação dos fragmentos florestais que hoje são observados na região do estudo está relacionado a uma mudança de uma matriz natural, representada por formações savânicas e campestres

basicamente, para uma matriz antrópica, representada por pastagens e lavouras, como já mencionado anteriormente.

Tabela 4. Métricas para os diferentes períodos analisados.

Table 4. Metric for the different analyzed periods.

Classes de uso	Métricas	Períodos				
		1977	1989	1997	2002	2006
Florestal	CA	3.122,30	2.459,39	2.352,51	2.371,39	2.370,94
	PLAND	5,97	4,71	4,51	4,54	4,54
	NP	212	245	231	229	229
	PD	0,41	0,47	0,44	0,44	0,44
	TE	371.040	334.365	316.185	317.745	317.655
	ED	7,11	6,40	6,06	6,09	6,08
	TCA	2.300,51	1.768,97	1.700,19	1.714,95	1.714,77
	CPLAND	4,41	3,39	3,26	3,28	3,28
	PARA-MN	560,42	680,91	689,59	686,21	686,77
	PROX-MN	37,45	18,26	17,05	17,17	17,16
	COHESION	97,93	97,32	97,32	97,32	97,32
Savana	CA	19.846,33	10.572,10	6.658,79	6.479,12	6.466,68
	PLAND	38,01	20,25	12,75	12,41	12,38
	NP	327	616	710	715	714
	PD	0,63	1,18	1,36	1,37	1,37
	TE	946.605	921.225	867.765	864.345	865.755
	ED	18,13	17,64	16,62	16,55	16,58
	TCA	17.597,77	8.715,13	4.975,45	4.806,45	4.790,34
	CPLAND	33,71	16,69	9,53	9,21	9,17
	PARA-MN	1.034,51	1.392,05	1.416,53	1.414,11	1.415,91
	PROX-MN	12.441,48	1.453,05	621,93	608,92	605,44
	COHESION	99,89	99,51	99,15	99,14	99,14
Campestre	CA	10.114,72	1.541,21	1.337,81	1.325,32	1.322,87
	PLAND	19,37	2,95	2,56	2,54	2,53
	NP	438	616	601	598	599
	PD	0,84	1,18	1,15	1,15	1,15
	TE	665.430	404.640	371.760	367.260	366.930
	ED	12,75	7,75	7,12	7,03	7,03
	TCA	8.598,24	792,74	660,47	655,99	654,66
	CPLAND	16,47	1,52	1,26	1,26	1,25
	PARA-MN	935,37	1.357,65	1.391,08	1.396,73	1.397,89
	PROX-MN	1.502,08	21,52	22,82	22,02	21,93
	COHESION	99,45	96,08	95,84	95,80	95,80
Áreas antrópicas agrícolas	CA	18.767,39	37.279,35	41.516,03	41.689,31	41.704,94
	PLAND	35,95	71,40	79,51	79,84	79,87
	NP	173	55	50	44	47
	PD	0,33	0,11	0,10	0,08	0,09
	TE	322.605	633.960	673.830	673.740	675.090
	ED	6,18	12,14	12,91	12,90	12,93
	TCA	17.964,29	35.744,65	39.896,96	40.067,24	40.080,83
	CPLAND	34,41	68,46	76,41	76,74	76,76
	PARA-MN	1.124,83	941,42	966,44	951,80	928,44
	PROX-MN	2.051,60	94.953,15	136.272,72	128.143,28	119.989,51
	COHESION	99,77	99,97	99,97	99,98	99,98

As métricas NP e PD para as classes savana e campestre aumentam entre 1977 e 1989, enquanto diminuem para a classe áreas antrópicas agrícolas no mesmo período e mantêm-se praticamente inalteradas para a classe florestal em todos os períodos analisados. Esse resultado indica que áreas de savanas e campos foram convertidas em pastos e lavouras, preferencialmente. A partir de 1989, ainda foi observado um aumento para as métricas NP e PD para a classe savana e uma pequena diminuição para a classe campestre, enquanto na classe áreas antrópicas agrícolas diminuíram em menor proporção. De acordo com Bender *et al.* (1998) *apud* Zang *et al.* (2007), em situações nas quais a fragmentação cria um grande número de fragmentos a partir de um sistema contínuo, as espécies que ocupam o interior do fragmento deverão sofrer um declínio em suas populações, pois estarão atuando em conjunto os efeitos do tamanho do fragmento e da perda de habitats.

Analisando as métricas de borda, TE e ED, e área central, TCA e CPLAND (Tabela 4), verificou-se que na paisagem predominavam bordas e área central das classes savana, campestre e florestal em 1977. A partir de 1989, mais de 60% da área central das manchas na paisagem passam a pertencer à classe áreas antrópicas agrícolas.

A densidade de borda da classe campestre é radicalmente reduzida e as demais classes em relação às métricas de borda quase não se alteraram. A área central de um fragmento é, segundo McGarigal; Marks (1995), um melhor indicativo da sua qualidade do que sua área total. Dessa maneira, um fragmento pode ser largo o suficiente para conter algumas espécies, mas não ter área central suficiente para suportar essas espécies e, sobretudo, manter a integridade de sua estrutura interna (TURNER; GARDNER, 1990).

O estabelecimento de uma estrutura mínima interna está relacionado a uma área mínima, capaz de manter as espécies típicas do tipo de formação vegetal a que o fragmento pertence. Para fragmentos de Floresta Semidecídua, Metzger (1997) afirma que essa área é de aproximadamente 25 ha. Em uma paisagem predominantemente agrícola, Farina (1998) definiu a área nuclear mínima necessária, para Floresta Semidecídua, como sendo de aproximadamente 30 ha.

Em relação à forma das manchas, para cada classe quantificada pela métrica PARA-MN (Tabela 4), observou-se no período de 1977 até 1989 um aumento nas classes naturais e uma diminuição na classe áreas antrópicas agrícolas. A métrica PARA-MN mede a relação perímetro/área das manchas, e quanto maior ela for, pior é a forma do fragmento. Forman; Godron (1986) citam que os fragmentos de floresta com forma mais próxima à circular estão menos sujeitos às intervenções da matriz, enquanto aqueles com formas mais alongadas são os mais sujeitos a essas intervenções. Alguns ecossistemas naturais, como as matas ciliares, por formarem corredores podem apresentar alta relação perímetro/área, o que não significa que sua forma seja prejudicial para as relações ecológicas. Portanto a métrica PARA-MN deve ser interpretada com cautela e associada a outras métricas, como a PROX-MN, que mede o grau de proximidade das manchas, ou a COHESION, que mede a conectividade física das manchas, para que conclusões equivocadas não sejam feitas.

Verificou-se que a métrica PROX-MN (Tabela 4) não apresentou em nenhum dos períodos analisados valores nulos, o que indica que, considerando o raio de busca de 90 metros, todas as classes possuíam vizinhos de mesmo tipo. Sofreu grande diminuição para a classe savana de 1977 para 1989, e desse mesmo ano até 1997. A partir de 1997 manteve-se praticamente invariável. As classes campestre e florestal também sofreram uma diminuição dessa métrica de 1977 para 1989. Essa métrica é fortemente influenciada pela redução em área das classes e pela proximidade (considerando o raio de busca) entre remanescentes de mesma classe na paisagem.

O isolamento dos fragmentos promove uma influência negativa na riqueza de espécies ao diminuir a taxa de migração (METZGER, 1999; 2000; HERMANN *et al.*, 2005). Ao contrário da redução verificada no grau de proximidade das classes naturais, observou-se um grande aumento a partir de 1989 da métrica PROX-MN para a classe áreas antrópicas agrícolas. Em relação à conectividade quantificada pela métrica COHESION (Tabela 4), não foram verificadas alterações nos anos analisados, mostrando que apesar da grande redução nas áreas de savanas e campos, as manchas remanescentes, inclusive as de florestas, ainda possuem uma conectividade física, o que é favorável para a conservação desses remanescentes.

Entretanto essas manchas estão completamente cercadas por pastos e lavouras, expostas a vários agentes de degradação e atualmente estão confinadas no centro da bacia, como pode ser visto na figura 3 para o ano de 2006. Segundo Borges (2000), o tipo de vizinhança pode afetar profundamente a

diversidade biológica e a sustentabilidade dos fragmentos. As áreas vizinhas a um fragmento florestal podem funcionar como barreiras para o trânsito de animais, fonte de propágulos invasores, fonte de poluentes (agrotóxicos, gases tóxicos), fonte de perturbação (fogo, caça, extração de madeira, gado), que foram observados na área durante expedição de campo, e/ou modificadores climáticos (pastagens, indústrias). Para espécies cuja dispersão de propágulos é zoocórica, as limitações à dispersão são maiores que aquelas dispersadas pelo vento (anemocórica), pois os animais dispersores podem estar ausentes, em baixo número nas áreas, ou simplesmente não se deslocam pela matriz (RAMBALDI; OLIVEIRA, 2005).

A figura 5 mostra o resultado das distâncias euclidianas obtidas em relação às métricas da paisagem entre os períodos analisados para cada classe de uso do solo.

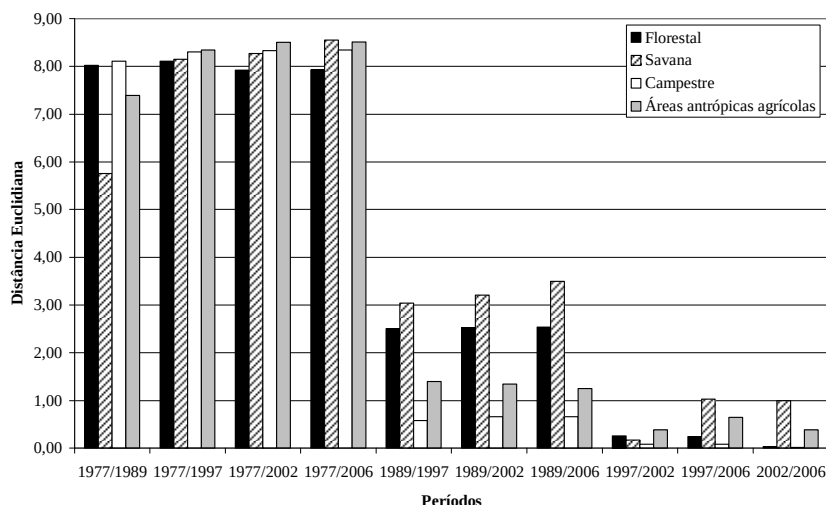


Figura 5. Distância euclidiana entre os períodos analisados.

Figure 5. Euclidian distance between the different analyzed periods.

Verificou-se que a menor distância euclidiana para a classe florestal ocorreu no período 2002/2006 (DE = 0,0277), para a classe savana ocorreu no período 1997/2002 (DE = 0,1712), para a classe campestre no período 2002/2006 (DE = 0,0168) e para a classe áreas antrópicas agrícolas no período 1997/2002 (DE = 0,3798). Esses resultados mostram os períodos em que ocorreram as menores mudanças nas classes quando as métricas são avaliadas em conjunto.

Como esperado, as maiores distâncias euclidianas, isto é, os períodos de maiores mudanças na paisagem, para as classes florestal, savana, campestre e áreas antrópicas agrícolas, ocorreram respectivamente nos períodos 1977/1997 (DE = 8,1075), 1977/2006 (DE = 8,5559), 1977/2006 (DE = 8,3417) e 1977/2006 (DE = 8,5111). Esses resultados mostram que as classes de uso do solo, em todos os períodos analisados, quando comparadas a 1977, sofreram grandes mudanças, com valores crescentes para as distâncias euclidianas calculadas (Figura 5), com exceção da classe florestal, para a qual a partir de 1997 observou-se um decréscimo nos valores. Observando ainda a figura 5, e cada classe separadamente, verifica-se que o período de grandes mudanças na paisagem realmente ocorreu entre 1977 e 1989, como mostraram as demais análises realizadas neste trabalho.

De acordo com os resultados, verificou-se que o processo de fragmentação foi intenso e está relacionado ao processo de ocupação do solo. Observaram-se notáveis taxas de conversão das fitofisnomias originais em favor de agricultura e pastagem entre os anos de 1977 e 1989, sobretudo para as áreas de formações savânicas, mas a fitofisnomia mais desmatada em todos os períodos analisados foi a savana arborizada. O período em que se observaram as maiores taxas de desmatamento (1977) coincide com a chegada da “fronteira agrícola” nessa região, e o processo de ocupação do solo não respeitou a legislação florestal vigente no que diz respeito às áreas de preservação permanente e reserva legal. Observa-se a ausência de vegetação nativa nas bordas das chapadas, fundos de vale e ao longo de

alguns trechos do rio Araguaia. Grande parte das propriedades rurais não possui reserva legal, principalmente na região de “chapada”, onde os solos são mais planos, dentro da área estudada.

As formações florestais, representadas pelas florestas estacionais das cabeceiras de drenagem e associadas a porções concavizadas do relevo, embora entre os anos de 1977 e 1989 tivessem sido desmatadas, ainda encontram-se conservadas e possuem conectividade física. Entretanto estão confinadas no interior da bacia, ao longo do rio Araguaia e seus tributários, completamente cercadas por culturas agrícolas, e as próximas às nascentes por pastagens sem qualquer conectividade com áreas externas à bacia.

Ações de manejo da paisagem da área de estudo deverão ser focadas na diminuição do grau de isolamento e melhoria da conectividade física dos fragmentos, no aumento do tamanho e melhoria da forma e, por fim, na atenuação do efeito de borda nos remanescentes. A formação de ilhas de vegetação, faixas ecológicas e corredores de vegetação para conectar fragmentos e atrair a fauna, sobretudo nas propriedades que não possuem reserva legal, podem melhorar consideravelmente as métricas de isolamento e conectividade. Os fragmentos pequenos podem ser unidos para a formação de um fragmento maior, a partir da recomposição da vegetação. Onde for possível, deve-se eliminar os agentes de degradação, diminuir o grau de isolamento e aumentar a conectividade física. Em relação à forma, quando for possível, devem-se reformar os fragmentos para a formação de áreas mais circulares, onde o efeito de borda é menor, a partir da recomposição da vegetação no entorno desses fragmentos. O efeito de borda não foi avaliado neste estudo, mas a implantação de cortinas de proteção com vegetação nativa pode diminuir seus efeitos nos fragmentos e a contaminação química e biológica dos mesmos diante das atividades agrícolas do entorno. Essas cortinas podem ainda ser manejadas pelos proprietários rurais para a extração de madeira e lenha para a propriedade rural.

CONCLUSÕES

- A fragmentação na área estudada foi intensa e está intrinsecamente relacionada ao processo de uso e ocupação do solo. Os resultados revelaram notável taxa de conversão das fitofisionomias originais em favor de pecuária e lavouras temporárias entre os anos de 1977 e 1989.
- De acordo com as métricas de área, verificou-se que a formação de fragmentos isolados na região está relacionada à conversão de uma matriz de savanas e campos (classes que sofreram as maiores taxas de conversão) para uma matriz antrópica representada por pastos e lavouras. As florestas, apesar de não terem sofrido uma grande redução em área nos períodos analisados, encontram-se confinadas no centro da bacia, cercadas por culturas agrícolas e/ou pastagens, sem conectividade com outras áreas. A formação de corredores de biodiversidade conectando fisicamente a área de estudo com o Parque Nacional de Emas e o Parque Estadual Nascentes do Taquari, unidades de conservação vizinhas à área estudada, pode garantir a conservação dessa vegetação.
- As mudanças nas métricas de área, área central, forma e isolamento das classes naturais indicam que os remanescentes, em relação à sua integridade, encontram-se sob forte ameaça, entretanto medidas que busquem diminuir o grau de isolamento e o efeito de borda, melhorar a forma, aumentar o tamanho e diversidade biológica e eliminar agentes de degradação na área podem promover a recuperação ambiental dos remanescentes.

REFERÊNCIAS

BORGES, L. F. R. **Diagnóstico e proposta de manejo de fragmentos florestais nativos, em Paraopeba, Minas Gerais**. Dissertação de Mestrado. Lavras: UFLA, 2000. 225 p.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field & laboratory methods for general ecology**. 2. ed. Dubuque: Wm. C. Brown Publishers, 1977. 226 p.

CASTRO, S. S. de. Erosão hídrica na alta bacia do rio Araguaia: distribuição, condicionantes, origem e dinâmica atual. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, 17:38-60. 2005.

CASTRO, S. S. de; XAVIER L. S. de; BARBALHO, M. G. S. da (Orgs.). **Atlas geoambiental das nascentes dos rios Araguaia e Araguainha**: condicionantes dos processos erosivos lineares. Goiânia: SEMARH, 2004. 74 p.

CEMIN, G.; PÉRICO, E.; REMPEL, C. Uso de sistemas de informações geográficas para análise de estrutura da paisagem no município de Arvorezinha, RS. In: 12º. Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR), Goiânia. **Anais...** p. 2113-2120, 2005.

FARIA, K. M. S. de; CASTRO, S. S. Uso da terra e sua relação com os remanescentes de cerrado na alta bacia do rio Araguaia (GO, MT e MS). **Geografia**. Associação de Geografia Teorética. Rio Claro. 32:23-35, 2007.

FARINA, A. **Principles and methods in Landscape Ecology**. Londres: Chapman & Hall, 1998. 235 p.

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

FORMAN, R. T. T. **Land Mosaics**: the ecology of landscape and regions. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. 632 p.

HERMANN, B. C.; RODRIGUES, E.; LIMA, A. de. A paisagem como condicionador de bordas de fragmentos florestais. **Floresta**, 35:13-22, 2005.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de Uso da Terra**. nº 7, 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2006. (Série Manuais Técnicos em Geociências).

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. A conservação do cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, 1:149-155, 2005.

KLINK, C. A.; MOREIRA, A. G. Past and current human occupation and land-use. In: OLIVEIRA P. S. & MARQUIS R. J. (Eds.) **The cerrado of Brazil**: ecology and natural history of a neotropical savanna. New York: Columbia University Press, 2002. p. 69-88.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **FRAGSTATS**: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Report PNW-GTR-351, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR, 1995. 122 p.

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

_____. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciência**, 71:445-463, 1999.

_____. Tree functional group richness and landscape structure in Brazilian tropical fragmented landscape. **Ecological Applications**, 10:1147-1161, 2000.

_____. Estrutura da paisagem: uso adequado de métricas. In: CULLEN JR., L.; VALLADARES PÁDUA C., RUDY R. (Orgs.) **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba, Ed. da UFPR; Fundação O Boticário de Proteção a Natureza, 2004. p. 423-453.

OLIVEIRA, V. A.; BORGES, L. C.; CALIL, P. M.; ALMEIDA, L. L. do C.; AZEVEDO, W. R.; NOGUEIRA, S. de A. J.; SILVA, M. T. G. **Diagnóstico agroambiental do entorno do Parque Nacional das Emas**: 1ª. fase – pedologia, aptidão agrícola e uso das terras. Goiânia: Agência Rural, 2003. 227 p. (Documentos, 02/Agência Rural).

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

RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. de (Orgs.). **Fragmentação de ecossistemas**: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. 2. ed. Brasília: MMA/SBF, 2005. 510 p.

RAMOS NETO, M. B.; MACHADO, R. B.; MOREIRA, R. A.; GONÇALVES, D. A.; SANTOS, N. S.; AGUIAR, A. A.; MACHADO, S. J. M. Revisão das áreas prioritárias para a conservação do cerrado –

- Delimitação e banco de dados. In: IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, Curitiba. **Anais...** Fundação O Boticário de Proteção a Natureza. p. 581-590. 2004.
- RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma cerrado. In: SANO S. M.; ALMEIDA S. P. (Eds.). **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1998. p. 89-168.
- RODRIGUES, E. **Edge effects on the regeneration of fragments in south Brazil**. Cambridge: D. Phil. Dissertation – Harvard University, 1998. 172 p.
- TURNER, M. G.; GARDNER, R. H. **Quantitative methods in landscape ecology**: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity. New York: Springer Verlag, 1990. 536 p.
- VALENTE, R. de O. A.; VETTORAZZI, C. A. Análise da estrutura da paisagem na bacia do rio Corumbataí, SP. **Scientia Forestalis**, 62:114-129, 2002.
- VALENTE, R. de O. A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do rio Corumbataí, SP**. Dissertação de Mestrado. Piracicaba: ESALQ, 2001. 144 p.
- ZANG, N.; TONIAL, T. M.; RITTERBUCH, M. A. Análise dos fragmentos da cobertura arbórea na bacia do rio da Várzea utilizando imagens CBERS-2 e Fragstats. In: 13º Simpósio de Sensoriamento Remoto (SBSR), Florianópolis. **Anais...** p. 1219-1225.

