

Transformações da paisagem na microbacia Sepotubinha, Nova Marilândia - MT, entre os anos de 1990 a 2014

Edson Viana Massoli Junior ¹
Thiago Statella ²
Vanderley Severino dos Santos ²
Leticia Nunes Dilelli ¹

¹UNIVAG - Centro Universitário (AC: Ciências Agrárias, Biológicas e Engenharias)
massolijr@hotmail.com ; leticia_juara@hotmail.com

² Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Mato Grosso – IFMT
thiago.statella@cba.ifmt.edu.br; vsantos.ifmt@gmail.com

Abstract. Forest fragmentation is a major factor affecting the sustainability of natural resources, biodiversity and, consequently, the community life quality. Therefore, the purpose of this study was to assess the forest fragmentation in the Sepotubinha drainage basin, in a span time ranging from 1990 to 2014, using landscape metrics. We have performed a mapping of the forest fragments, which was based on a supervised classification of Landsat images. and the results show that there was a 42% reduction of the original vegetation. In addition, there has been a decrease of 39.26% of habitable nuclear area and a significant change in the shape of the fragments, which showed more irregular, and therefore more susceptibility, to edge effects. We recommend that future research should be focused on gathering information about ecological processes taking place at the drainage basin, so that the community may have a better understanding of the evolution of the Sepotubinha basin. Such information is vital for the environment preservation.

Key words: Landscape Ecology, Landscape Metrics, Amazon Rainforest, Forest fragmentation.

1. Introdução

Mato Grosso tem 903.357,908 km² de extensão e é o terceiro maior Estado do país. Atualmente, ocupa a primeira posição do *ranking* brasileiro na criação de bovinos, e plantação de soja, além de ser o principal produtor de algodão herbáceo (IBGE, 2014). O crescimento econômico de Mato Grosso ocorreu primeiramente por intermédio da pecuária e mineração, posteriormente as áreas já degradadas foram aproveitadas para agricultura extensiva levando à fragmentação florestal da paisagem (SANTOS e QUEIROZ, 2014).

Esse processo pode acarretar uma série de mudanças na paisagem, como o distúrbio no regime hídrico das bacias hidrográficas, degradação dos recursos naturais, modificação ou eliminação das relações ecológicas entre espécies e, conseqüentemente, na diminuição da biodiversidade (MORAES et al., 2012). As respostas de cada espécie à fragmentação variam de acordo com diversos fatores, como histórico da fragmentação, o tamanho, a forma e o grau de isolamento dos fragmentos, além do tipo de ocupação do solo e a sensibilidade de cada espécie presente na paisagem (CANTINHO, 2010).

A fragmentação florestal é objeto de estudo da Ecologia de Paisagem, ciência que busca compreender cada vez mais as relações que o ambiente estabelece com ele mesmo e com a sociedade que o modifica (HENKES e BARCELLOS, 2004). O objetivo da ecologia de paisagens não é só descrever paisagens, e sim compreender a relação entre padrão espacial da paisagem e os seus processos ecológicos como dispersão da fauna e flora, além das trocas de matéria e energia entre os elementos que compõem a paisagem (METZGER, 2001). Na busca do entendimento do padrão espacial dos fragmentos florestais, as métricas da paisagem são ferramentas eficazes. Tratam-se de algoritmos que quantificam características espaciais de fragmentos isoladamente ou de todo o mosaico da paisagem (VOLOTÃO, 1998). Tais

ferramentas podem ser aplicadas na análise da degradação de recursos naturais, como no caso da microbacia Sepotubinha, no estado do Mato Grosso.

O processo de ocupação da bacia hidrográfica do rio Sepotuba iniciou-se no ano de 1978 (SERIGATTO et al., 2006). O rio Sepotuba tem como um dos seus principais afluentes o rio Sepotubinha, localizado em uma área de floresta amazônica que tem sofrido degradação oriunda do avanço urbano e agrícola na região.

Estudos de dinâmica temporal da vegetação com a utilização de métricas da paisagem fornecem uma visão estratégica, possibilitando a adoção de medidas de restauração da conectividade da paisagem, favorecendo a conservação da biodiversidade e serviços ecossistêmicos. Considerando isso, o objetivo deste estudo foi avaliar a fragmentação florestal na microbacia Sepotubinha, entre os anos de 1990 e 2014, utilizando as métricas da paisagem a partir de dados obtidos de sensores remotos.

2. Metodologia

2.1 Área de estudo

A microbacia Sepotubinha, definida como área de estudo, é um dos principais afluentes do rio Sepotuba (Figura 1). Possui uma área de 76.343,37 hectares, está localizada entre os municípios de Tangará da Serra, Santo Afonso e Nova Marilândia, no sudeste de Mato Grosso. A altitude média é de 423m (CARIEL, 2011), tendo como bioma, a Floresta Amazônica. Sua geologia é composta de sedimentos argilosos, arenosos e cascalho, solos divididos entre argiloso vermelho-amarelo e latossolo vermelho (IBGE, 2013).

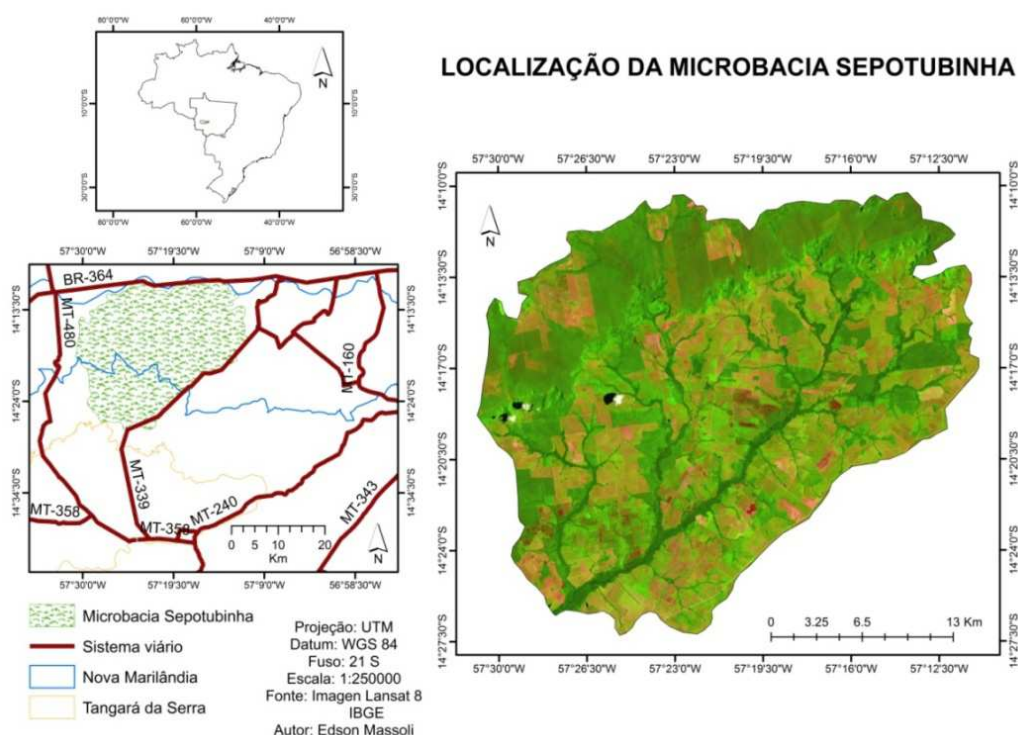


Figura 1. Mapa de localização da microbacia Sepotubinha no Estado de Mato Grosso.

2.2 Bando de dados

Utilizou-se imagens do satélite Landsat5, sensor TM, órbita 227 e ponto 070, do ano de 1990, disponibilizadas pelo INPE, e imagens do Landsat8, sensor OLI, ano 2014 e mesma órbita/ponto. O limite da bacia em estudo foi fornecido pela base de dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Os meses analisados foram julho de 1990 e agosto de 2014, abrangendo o período de seca, onde normalmente há uma menor cobertura de nuvens. Para a análise e comparação das imagens foram utilizadas composições coloridas falsa-cor com as bandas do vermelho (banda 3 do sensor TM e banda 4 do sensor OLI), infravermelho próximo (banda 4 do sensor TM e banda 5 do sensor OLI) e infravermelho médio (banda 5 do sensor TM e banda 6 do sensor OLI), às quais foram atribuídas as cores Azul (B), Verde (G) e Vermelha (R).

O método de classificação utilizado foi o de Máxima Verossimilhança. Foram consideradas três unidades de paisagem, a primeira classe foi a Floresta, que corresponde a áreas de Floresta Estacional Semidecidual. A segunda foi a classe Capoeira, que está representada por fisionomias de Cerrado, porém com áreas de terreno roçado para fins geralmente agropastoris. E a terceira, Solo Exposto, que corresponde aos terrenos com pouca ou nenhuma cobertura vegetal.

Foi realizada uma validação das classificações a partir de 101 pontos de controle distribuídos uniformemente ao longo da microbacia. Em cada ponto de controle, foi determinada a classe da paisagem para as duas imagens consideradas nesse estudo. A determinação das classes foi realizada através de uma interpretação visual das imagens. Posteriormente, os mesmos pontos de controle foram comparados com as classificações dos anos de 1990 e 2014. Os resultados foram expressos em uma matriz de confusão. A qualidade da classificação foi avaliada através do índice Kappa (Congalton e Green 1999), expresso pela equação 1.

$$k = \frac{N \sum_{i=1}^r x_{ii} - \sum_{i=1}^r x_{i+} x_{+i}}{N^2 \sum_{i=1}^r x_{i+} + x_{+i}}$$

Onde:

(1)

K = Índice Kappa; r = Número de classes ; x_{ii} = Número de elementos classificados corretamente ; x_{i+} = Total de elementos classificados para uma categoria i ; x_{+i} = Total de elementos de referência amostrados para uma categoria i ; N = Número total de amostras

Para estudo do padrão espacial dos fragmentos florestais foi considerada apenas a classe Floresta, para a qual foram calculadas as seguintes métricas: 1 - Número de Fragmentos; 2 - Área dos Fragmentos; 3 - Área Core (*Core Area - CA*); 4 - Isolamento (*Euclidean Nearest-Neighbor Distance- ENN*).

A Área Core (CA) foi calculada a partir de um *buffer* negativo (das bordas para o centro) de 50 metros das bordas de cada fragmento para o seu interior. Esse valor é estabelecido para as áreas que sofrem o chamado efeito de borda, onde ocorrem mudanças microclimáticas devido ao seu contato com a matriz da paisagem.

A métrica de isolamento (ENN) oferece a distância euclidiana, em metros, do fragmento florestal de interesse para o seu vizinho mais próximo (MCGARCIAL, 2015). Essa métrica está relacionada a conectividade da paisagem, porque a partir de um determinado grau de isolamento, as populações biológicas dos fragmentos começam a apresentar perdas em termos de fluxo biológico. Almeida (2008) categorizou o isolamento de fragmentos da seguinte maneira: distâncias até 60 metros são consideradas como Baixo Isolamento; entre 60 e 120 metros são considerados de Médio Isolamento; entre 120 e 200 metros considera-se Alto Isolamento; e maior que 200 m são considerados de Muito Alto Isolamento.

3. Resultados e discussão

O resultado da avaliação de qualidade da classificação mostrara uma confiabilidade de 82% para o ano de 1990 e de 62 % para 2014 de acordo com o teste Kappa. Tais percentuais são considerados Excelente e Muito Bom respectivamente, de acordo com a classificação de intervalos de qualidade proposta por Landis e Koch (1977).

Neste estudo, estimou-se que houve uma expressiva conversão de áreas de Floresta nativa em usos antrópicos, conforme análise da Figura 2. A classe Floresta, que no ano de 1990 apresentava 53.983 ha de área, representando 70,60% da microbacia, foi reduzida em 2014 à 21.636 ha, correspondendo a 28,34%. O total desmatado foi de 32.347 ha em 24 anos, conforme dados da Tabela 2. A taxa de desmatamento observada nesse estudo é equivalente à de microbacias localizadas na região Sul do Brasil. Como exemplos, Eger et al. (2013) estudaram a bacia hidrográfica do rio Arroio Candiota, no Rio Grande do Sul, e observaram que no ano de 1970 as áreas de mata ciliar correspondiam a 69% e, no ano de 2009, passaram para 22% da paisagem. Já Sawakuchi e Balester (2009), analisando uma área de ecótono entre Amazônia e Cerrado observaram uma redução menor, já que no ano de 1981 a Floresta e Cerrado correspondiam, respectivamente, a 54% e 35% da área estudada, e no ano de 2000 passaram a ocupar 47% e 24%, com o crescimento de 24% de áreas agropastoris.

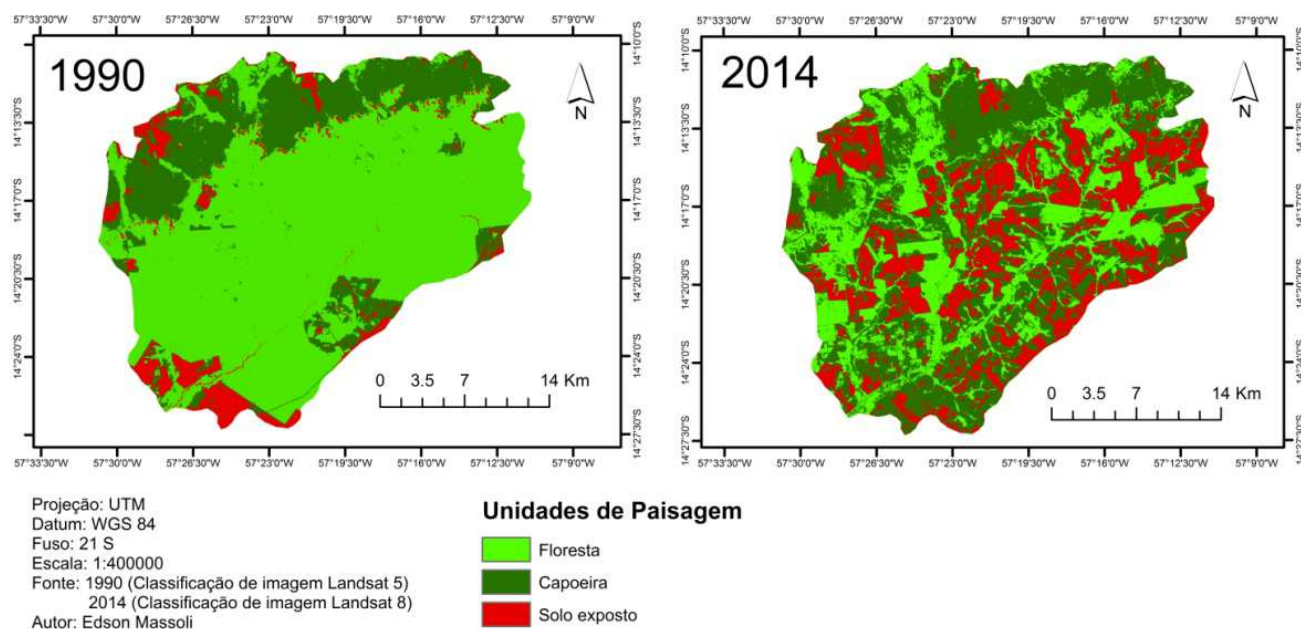


Figura 2. Estrutura da paisagem da microbacia Sepotubinha nos anos 1990 e 2014.

Tabela 1. Transformações na paisagem da microbacia Sepotubinha.

Unidades de Paisagem	1990		2014	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Floresta	53.893,76	70,59	21.634,01	28,34
Capoeira	18.518,35	24,26	35.599,87	46,63
Solo exposto	3.929,55	5,15	19.102,94	25,03
Total	76.341,66		76.341,66	

Observamos que houve um aumento de 51 fragmentos, presentes em 1990, para 840 em 2014. Isso demonstra que os fragmentos grandes presentes em 1990 foram subdivididos em vários de menor tamanho em 2014. O tamanho reflete a capacidade de conter espécies em seu interior, a quantidade de energia armazenada, o fluxo de nutrientes e até a distribuição e riqueza de espécies (BRITALDO, 1998), além de estar diretamente relacionado com a probabilidade de extinção das populações que habitam o seu interior (MACARTHUR e WILSON, 1967). A Tabela 2 apresenta a distribuição de frequência de classes de tamanho dos fragmentos de Floresta que compõem a microbacia Sepotubinha. Em 1990 a classe entre 3 e 30 ha foi a mais representativa com 25 fragmentos que representaram 49% do total. Já no ano de 2014, a classe de área predominante foi de 0 e 3 ha, a qual apresentou 643 fragmentos que representaram 73% do total da microbacia. A maior frequência de fragmentos pequenos revela que a maioria dos fragmentos da paisagem apresentam maior risco de extinção local. No entanto, os pequenos fragmentos dispersos na paisagem exercem a função de pontos de ligação (*stepping stones*) que servem como elementos de conexão entre fragmentos maiores que apresentam-se distantes entre si na paisagem (MATZGER, 1999).

Tabela 2. Classes de tamanhos dos fragmentos florestais identificados na microbacia Sepotubinha.

Classes (ha)	1990		2014	
	Fragmentos	%	Fragmentos	%
0 - 3	7	13,72	643	76,55
3 - 10	25	49,02	118	14,05
10 - 30	11	21,57	37	4,40
30 - 60	2	3,92	17	2,02
60 - 90	2	3,92	8	0,95
90 - 120	0	0,00	6	0,71
120 - 300	1	1,96	3	0,36
300 - 600	1	1,96	2	0,24
600 - 1000	1	1,96	2	0,24
1000 - 1500	0	0,00	1	0,12
1500 - 2000	0	0,00	1	0,12
2000 - 3000	0	0,00	1	0,12
3000 - 3500	0	0,00	1	0,12
3500 - 5000	0	0,00	0	0,00
5000 - 5500	1	1,96	0	0,00
Total	51		840	

Em paisagens altamente fragmentadas o grau de isolamento, ou conectividade da paisagem, influencia a capacidade de movimentação das populações entre os fragmentos, fato que reduz o fluxo gênico e aumenta a probabilidade de extinção local (AVISE, 1996; PERNETTA et al, 2011). Baseado na classificação proposta por Almeida (2008), a maioria dos fragmentos estudados na microbacia do Sepotubinha, tanto em 1990 quanto em 2014, apresentaram isolamentos considerados Altos (entre 60 e 120 m) e Muito Altos (entre 120 e 200 m), conforme dados apresentados na Tabela 3. Awade e Metzger (2008), estudando aves em uma área altamente fragmentada na mata Atlântica, observaram que algumas espécies de aves não conseguiam atravessar distancias maiores que 50 m entre fragmentos. No entanto, pode-se afirmar que não existem limiares precisos para distâncias ideais entre fragmentos, estas variam conforme a capacidade de dispersão das espécies e também a permeabilidade da matriz (GOBEIL e VILLARD, 2002). Em 1990, 54% dos fragmentos da microbacia Sepotubinha tinham distâncias entre 500 e 1.500 m. Já em 2014, a maioria dos fragmentos, (82%) apresentaram distâncias entre 60 e 120 m (Tabela 3). Observa-se que houve uma redução no isolamento médio dos fragmentos, de 275,44 m em 1990, para 95,63 m em 2014. Porém, isso não significa uma melhora para a paisagem porque, mesmo que haja uma menor distância média entre os fragmentos, isso ocorre devido ao retalhamento de fragmentos grandes que estavam presentes em 1990, que deram origem a vários de menor tamanho em 2014. Com o aumento no número de fragmentos nesse período, surgem fragmentos menores e mais próximos entre si, reduzindo a distância média no ano de 2014.

Tabela 3. Frequência de ocorrência dos fragmentos da microbacia Sepotubinha nas classes de distância calculadas pela métrica de isolamento (ENN).

Classes de distância (m)		1990		2014	
		Frequência	%	Frequência	%
0 - 60	(baixo isolamento)	4	8,0	255	30,3
60 - 120	(médio isolamento)	15	30,0	443	52,8
120 - 200	(alto isolamento)	4	8,0	96	11,5
200 - 500	(muito alto isolamento)	20	40,0	44	5,2
500 - 100	(muito alto isolamento)	5	10,0	2	0,2
1000 - 1500	(muito alto isolamento)	3	4,0	0	0,0

Além dos efeitos do isolamento, outro fator que resulta em significativas perdas em área de habitat é o efeito de borda. Este atua em todo o perímetro de fragmentos florestais, é oriundo do efeito do contato da borda do fragmento com a matriz. Isso modifica as condições microclimáticas locais, favorecendo a ocorrência de espécies típicas de borda, e tornando a área inabitável para espécies sensíveis (MURCIA, 1995). A métrica Área Core (AC) quantifica a porção dos fragmentos que não sofrem a ação do efeito de borda (LANG e BLASCHKE, 2009). Nesse estudo, observou-se que em 1990 o total de AC, também conhecidas como área nuclear (sem o efeito de borda), era de 51.347 ha. Já em 2014, passou para 13.075 ha, ou seja, houve uma redução de 38.272 ha de área nuclear de habitat. Tais áreas constituem um habitat essencial para espécies que tem requerimentos ecológicos específicos, além de apresentarem grande dependência de florestas bem preservadas para manutenção de suas populações (METZGER, 2006). Em casos onde boa parte dos fragmentos apresentam formas bastante irregulares, como é o caso deste estudo no ano de 2014, as áreas nucleares ficam restritas a porções bem pequenas no interior dos fragmentos.

4. Considerações finais

Com a análise da paisagem na microbacia Sepotubinha, observou-se uma drástica mudança na paisagem entre os anos de 1990 e 2014, havendo uma conversão de 42% da Floresta original em diferentes usos antrópicos. A análise das métricas da paisagem mostra que houve um aumento do número de fragmentos e uma redução de área média. Isso significa que as populações que habitam esses fragmentos apresentam menor instabilidade populacional devido à competição por recursos em menor espaço, fato que aumenta os riscos de extinção local. O isolamento dos fragmentos foi o aspecto da paisagem menos afetado com o processo de desmatamento, uma vez que o retalhamento dos fragmentos grandes em vários de menor tamanho reduziu a distância média entre eles. No entanto, isso não significa que a paisagem apresenta melhores condições ambientais porque não existem informações que embasem a determinação de distâncias ideais entre fragmentos, porque isso varia de acordo com a espécie em estudo. Observou-se também uma redução de 39,26% de área nuclear de habitat no período estudado, tal transformação afeta diretamente espécies sensíveis que possuem requerimentos ecológicos específicos, como área de mata bem preservada e sem efeito de borda. Sugere-se que estudos futuros produzam informações sobre os processos ecológicos na microbacia Sepotubinha, pois desta forma será possível entender a relação padrão espacial e processos ecológicos, e assim gerar informações de maior valia para gestão ambiental da paisagem.

5. Referências

- ALMEIDA, C. G. **Análise espacial dos fragmentos florestais na área do Parque Nacional dos Campos Gerais, Paraná**. 2008. 72 f. Dissertação (Mestrado em Gestão do Território) - Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2008.
- AWADE, M.; METZGER, J. P. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. **Austral Ecology**, 33, p. 863-871, 2008.
- AVISE, C. G. Introducion: the scope of conservation genetics. In: AVISE, J. C.; HAMRICK, J. L. (Ed.) **Conservation genetic: case histories from nature**. New York. Chapman & Hall, 1996. p 1-9.
- BRITALDO FILHO, S. S. **Análise de paisagem: fragmentação e mudanças**. Belo Horizonte, UFMG, 1998.
- CANTINHO, R. Z. Definição de áreas prioritárias para restauração florestal no vale do Paraíba. In: **SEMINÁRIO DE ATUALIZAÇÃO EM SENSORIAMENTO REMOTO E SISTEMAS DE INFORMAÇÕES GEOGRÁFICAS APLICADOS À ENGENHARIA FLORESTAL**, 9, 2010, Curitiba. *Anais...* Curitiba: INPE, p. 626-633, 2010.
- CARIEL, I. **Projeto águas de Mato Grosso: Rio Sepotuba**. Tangará da Serra, 2011. Disponível em: projeto rio Sepotuba.blogspot.com.br. Acesso em 8 nov. 2014.
- CONGALTON, R.; GREEN, K. **Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices**. CRC Press, Danvers, EUA. 1999.
- EGER, P. M; FORNECK, E. D. HASENAK, H. **Análise da dinâmica da paisagem a partir da vegetação na bacia hidrográfica do rio Arroio Candiota Rio Grande do Sul**. In SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO: 16, 2013, Foz do Iguaçu. *Anais...* Curitiba: INPE, p. 7671-7678, 2013.
- GOBEIL, J. F. ; VILLARD, M. A. Permeability of three boreal forest landscape types to burd movements as determined from experimental translocations. **Oikos** 98: 447-458, 2002.
- HENKES, W. E.; BARCELLOS, C. Ecologia de paisagem da hantavirose no Estado do Rio Grande do Sul. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, Porto Alegre, v.35, n.6, p. 505-507, 2004.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA. **Produção agrícola**. Rio de Janeiro: IBGE, 2014. Disponível em:

[ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Agricola/Levantamento_Sistematico_da_Producao_Agricola_\[mensal\]/Comentarios/lspa_201403comentarios.pdf](ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Agricola/Levantamento_Sistematico_da_Producao_Agricola_[mensal]/Comentarios/lspa_201403comentarios.pdf). Acesso em: 19 jun. 2015.

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

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da Paisagem com SIG**. Tradução: Hermann Kux. São Paulo-SP: Oficina de Textos, 2009. 424 p.

PERNNETA, A. P.; ALLEN, J. A.; BEEBEE, T. J. C.; READING, C. J. Fine-scale population genetic structure and sex-biased dispersal in the smooth snake (*Coronella austriaca*) in southern England. **Heredity**, Edinburgh, v 107, n 3, p. 231-238, 2011.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967. 203p.

MCGARCIAL, K. *fragstats help*. Amherst, 2015. Disponível em: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats.help.4.2.pdf> Acesso em: 03 jun. 2015.

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

METZGER, J. P. O que é Ecologia de Paisagens. **Biota Neotropica**, Campinas, v1, n1/2, ISSN - 1676 - 0611 (2001).

METZGER, J. P. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. **Natureza & Conservação. Ponto de Vista** - vol. 4, n. 2 - Outubro 2006 - pp. 11-23, 2006.

MORAES, M. E. B. et al. Análise da paisagem da bacia hidrográfica do rio Almada (BA) com base na fragmentação da vegetação. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 13, n. 41, p. 159-169, 2012.

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

SANTOS, L. S.; QUEIROZ, T. M. Análise comparativa entre o desmatamento, área plantada, produção e produtividade das culturas agrícolas do Estado de Mato Grosso. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v. 10, n. 18, p. 950, 2014.

SAWAKUCHI, H. O.; BALESTER, M. V. R. Análise temporal da estrutura da paisagem em uma zona de ecótono entre floresta amazônica e cerrado e a importância das unidades de conservação nestas Regiões. In: **SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO**, 14, 2009, Natal. *Anais...* Natal: INPE, p. 6203-6209, 2009.

SERIGATTO, E. M. et al. Dinâmica do Desmatamento na Bacia Hidrográfica do Rio Sepotuba, Mato Grosso, no Período de 1984 a 2004. In: **SIMPÓSIO DE GEOTECNOLOGIAS NO PANTANAL**, 1, 2006, Campo Grande. *Anais...* Campo Grande: INPE, p.530-539, 2006.

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