



Análise temporal da fragmentação florestal na região semiárida de Sergipe

Márcia Rodrigues de Moura FERNANDES¹, Eraldo Aparecido Trondoli MATRICARDI²,
André Quintão de ALMEIDA³, Milton Marques FERNANDES⁴

¹ Departamento de Ciências Florestais e da Madeira, Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, Espírito Santo, Brasil.

² Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, Distrito Federal, Brasil.

³ Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, Sergipe, Brasil.

⁴ Departamento de Ciências Florestais, Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, Sergipe, Brasil.

* E-mail: marciarmfe@gmail.com

Recebido em março/2017; Aceito em julho/2017.

RESUMO: O presente estudo teve como objetivo quantificar as mudanças estruturais na paisagem da vegetação de caatinga no semiárido Sergipano ocorridas entre 1992 e 2013 usando dados de sensores remotos e métricas de paisagem. Imagens do satélite Landsat foram utilizadas para a classificação de *floresta* (vegetação de caatinga) e *não floresta* (outros usos da terra) na área de estudo. As métricas de paisagem foram estimadas com o uso do *software Fragstats*[®]. Os resultados deste estudo indicam um aumento da fragmentação (13,7%) da vegetação de caatinga no período 1992-2003. Além disso, houve uma redução da área central dos fragmentos no período de 2003-2013 (38,1%) e redução de 11,2 e 42,9% da área total de classe *floresta* nos períodos 1992-2003 e 2003-2013, respectivamente. Os remanescentes da vegetação de caatinga devem ser apropriadamente considerados como de alta prioridade para conservação e necessitarão de fortes políticas de comando e controle e aplicação da legislação para evitar mais desmatamento na região de estudo.

Palavras-chave: caatinga, métricas da paisagem, sensoriamento remoto.

Analysis temporal of forest fragmentation in the region of Sergipe semiarid

ABSTRACT: This study aimed to estimate the landscape structural changes of caatinga vegetation in the Sergipe semiarid region occurred between 1992 and 2013 by using remotely sensed data and landscape metrics. Landsat satellite images were used to classify forest (caatinga vegetation) and non-forest (other land uses) in the study area. The landscape metrics were estimated using the *Fragstats*[®] software. This study results estimated an increase of fragmentation (13.7%) of the caatinga vegetation during the time-period of 1992-2003. Additionally, we estimated a decrease of the central patch area of caatinga during the time-period of 2003-2013 (38.1%) and a decrease of 11.2 and 42.9% of the total area of forest class during the time-periods of 1992-2003 and 2003-2013, respectively. The remaining patches of caatinga vegetation must be appropriately considered as a high priority for conservation and it will require strong command and control policies and environmental law enforcement to avoid further deforestation and caatinga fragmentation in the study region.

Keywords: caatinga, landscape metrics, remote sensing.

1. INTRODUÇÃO

Diversos fatores estão diretamente ligados à fragmentação florestal, podendo influenciar a disponibilidade e a qualidade dos recursos naturais, além de afetar a biodiversidade em grandes áreas (MENDOZA et al., 2011). Uma dessas causas é a exploração intensa de áreas pela agricultura e pecuária de subsistência, muito comum na região semiárida do nordeste brasileiro. Esse tipo de atividade pode provocar degradação ambiental, resultando principalmente em perda da biodiversidade, queda na fertilidade do solo e intensificação de processos erosivos (VANZELA et al., 2010). A caatinga sergipana não foge a essa regra, pois desde o início da sua ocupação vem sofrendo constante processo de fragmentação

florestal oriundos dos diferentes usos da terra (SERGIPE, 2014).

Uma maneira de compreender as mudanças da paisagem é por meio do método da quantificação de sua estrutura, comumente baseado em métricas da paisagem (ZARAGOZÍ et al., 2012). Nestas métricas são aplicados índices para descrever o nível de uniformidade ou fragmentação espacial de uma paisagem, com cálculo baseado especialmente na área total, forma, borda, área do núcleo, proximidade, isolamento, contraste, contágio e diversidade (MCGARIGAL; MARKS, 1995). As métricas da paisagem são reconhecidas atualmente como bons indicadores de biodiversidade e são usadas em diferentes etapas do planejamento em conservação (SCHINDLER et al., 2013).

Vários trabalhos já foram realizados aplicando métricas da paisagem para quantificar a fragmentação da paisagem (MIDHA; MATHUR, 2010; PANG et al., 2010; PHAM et al., 2011; SILVA et al., 2013; COELHO et al., 2014). Por exemplo, Silva et al. (2013) aplicaram métricas da paisagem na análise do entorno do Monumento Natural Grota do Angico (Alto Sertão de Sergipe) para identificar possíveis ameaças e assim a subsidiar estratégias de conservação da biodiversidade local. De forma similar, Coelho et al. (2014) realizaram uma análise detalhada da dinâmica do uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do riacho São Paulo, localizada na região semiárida do estado de Pernambuco, entre os anos de 1991 e 2010, utilizando métricas da paisagem. Os resultados demonstraram que junto com o rápido crescimento da classe pastagem/agricultura, a paisagem predominante de vegetação nativa foi sendo substituída por uma paisagem cada vez mais devastada, heterogênea e fragmentada.

Nesse sentido, justifica-se o uso de métricas de ecologia da paisagem para estudar a fragmentação na região semiárida de Sergipe, visando subsidiar ações para a manutenção da estrutura dos fragmentos estudados. A análise dessas métricas permite auxiliar na definição de estratégias que visam à conservação e manutenção da biodiversidade do semiárido de Sergipe. Sendo assim, o presente trabalho teve como objetivo analisar e quantificar, por meio das métricas da paisagem, a ocorrência das mudanças estruturais da paisagem nos anos de 1992, 2003 e 2013, na região semiárida de Sergipe.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A área de estudo compreende toda a região semiárida do estado de Sergipe, com uma dimensão aproximada de 11.176,65 km² (SERGIPE, 2014). Localizada entre as coordenadas 9° 31' 11" S e 11° 18' 36" S, e 36° 39' 10" W e 38° 13' 13" W, fazendo fronteira com os estados da Bahia e Alagoas (Figura 1). A altitude da região varia entre 25 e 750 m (IBGE, 2008).

O clima na região é Semiárido do tipo "BSh" segundo a classificação de Köppen, com baixa incidência pluviométrica, variando entre 250 e 900 mm. ano⁻¹ e temperaturas médias anuais entre 26 °C a 29 °C (ALVES, 2007). A vegetação é do tipo caatinga, apresentando uma flora endêmica própria dos climas semiáridos a áridos, com plantas espinhosas e decíduais.

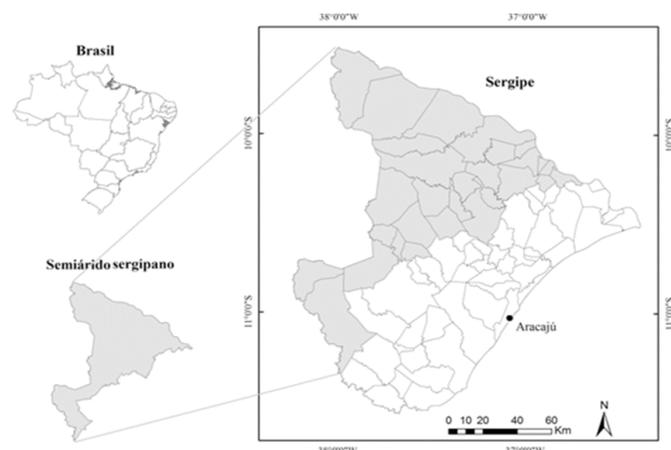


Figura 1. Localização da área de estudo.
Figure 1. Location of the study area.

2.2. Base de dados

Para o desenvolvimento do trabalho foram adquiridas imagens do satélite Landsat com resolução espacial de 30 metros para toda a área de estudo, sendo duas do sensor *Thematic Mapper (TM)* dos anos de 1992 e 2003 e uma do sensor *Operational Land Imager (OLI)*, do ano de 2013. Todas as cenas foram identificadas pela órbita (*Path*) 215, com pontos (*Row*) 67 e 68, e datadas de 22 de maio de 1992, 05 de janeiro de 2003 e 14 de abril de 2013, compreendendo os meses do período chuvoso.

Os demais dados utilizados neste trabalho foram obtidos por meio da Superintendência de Recursos Hídricos do Estado de Sergipe (SRH) (SERGIPE, 2014). Para validação da classificação foi utilizada imagem SPOT 5 (2004) cedida pela mesma superintendência.

2.3. Processamento das imagens e avaliação da acurácia

As imagens Landsat foram processadas no *software* Erdas Imagine® versão 11. As imagens do Landsat-5 TM foram georreferenciadas utilizando o sistema de coordenadas UTM, Zona 24 Sul, *Datum* WGS-84. Para o processo de georreferenciamento foi utilizada como referência geométrica uma imagem SPOT 5 (resolução espacial de 5 m) de 2004. Aplicou-se uma transformação polinomial de primeiro grau, e alcançaram-se erros médios quadráticos (RMS) inferiores a 1 *pixel* (< 30 m).

As imagens foram submetidas à classificação supervisionada por máxima verossimilhança. A classificação automática foi realizada no *software* Erdas Imagine® versão 11, onde foi possível identificar duas classes: *floresta* (vegetação de caatinga) e *não floresta* (pastagem, cultivo agrícola, corpos d'água, solo exposto, área urbana) de acordo com Fernandes et al. (2015).

Foram definidas e coletadas 80 amostras de treinamento para cada classe. Para a definição das classes mapeadas, teve-se um conhecimento prévio da área representada da imagem, feito durante visitas a campo nos meses de janeiro e maio de 2014, e utilização da imagem SPOT 5 como referência na identificação das classes de uso e cobertura da terra. As visitas em campo durante meses de estações climáticas distintas buscou a observação de maior variação sazonal da vegetação e dos usos da terra nas imagens.

Com a finalidade de avaliar a qualidade da classificação do mapa gerado, foi realizada uma avaliação da acurácia com a utilização de 200 pontos aleatórios checados na imagem SPOT de alta resolução espacial, utilizada como referência, e no mapa de uso da terra classificado. Os resultados dos pontos aleatórios foram inseridos numa matriz de confusão para estimar a acurácia do mapeamento. Foi utilizada a imagem Landsat adquirida em 2003 e a imagem SPOT adquirida em 2004 devido a maior proximidade temporal e disponibilidade de imagens para a área de estudo. A partir da matriz de confusão, foram estimados os índices *Kappa*, exatidão global, acurácia do usuário e do produtor. Como referência para os resultados de *Kappa*, foi utilizada a classificação sugerida por Landis; Koch (1977).

2.4. Métricas da paisagem

Para descrever o nível de fragmentação na paisagem da caatinga sergipana, foi utilizado o *software* Fragstats® versão 4.2 (MCGARIGAL, 2013). Para o cálculo do índice de área central utilizou-se uma distância de 30 m de borda e um raio de busca de 100 m para o cálculo do índice de proximidade.

Para o cálculo das métricas da paisagem (Tabela 1), foram selecionados índices que possibilitaram quantificar os elementos da paisagem, estimando assim a área, densidade, borda, área central, forma, proximidade e isolamento e contágio e dispersão (MCGARIGAL, 2013).

3. RESULTADOS

Na avaliação do desempenho do algoritmo de classificação em *floresta* e *não floresta* utilizando a classificação supervisionada e o algoritmo máxima verossimilhança, o índice de concordância *Kappa* geral foi 0,628 (62,8%) para o ano de 2003. Este resultado indica, segundo a categorização de Landis; Koch, (1977), que a classificação foi considerada como muito boa. Já a exatidão global estimada foi de 84,3% para o ano de 2003 indicando também um bom resultado da classificação. A acurácia do produtor e do usuário para a classe *floresta* foi de 51,8% e 93,8%, e para *não floresta* 99,3% e 92,4%, respectivamente. Na Figura 2, são apresentados os mapas gerados a partir da classificação das imagens Landsat para os anos de 1992, 2003 e 2013.

Na Tabela 2, são apresentados os valores das métricas da paisagem para a área e períodos analisados. A análise dos índices de toda a paisagem da região semiárida de Sergipe indica que

ocorreram mudanças substanciais na estrutura da paisagem durante o período de estudo (1992 a 2013).

O número de fragmentos e sua respectiva porcentagem para cada ano analisado estão apresentados na Tabela 3. A área do fragmento é, em geral, o parâmetro mais importante para explicar as variações de riqueza de espécies (PIROVANI et al., 2014). O mapeamento possibilitou contabilizar 12.412 fragmentos florestais para o ano de 1992; 13.778 fragmentos florestais para o ano de 2003 e 21.064 fragmentos florestais para o ano de 2013 em toda a área representativa da região semiárida. O aumento do número de fragmentos foi maior entre os anos de 2003 a 2013, sendo que a maior parte dos remanescentes de caatinga encontra-se em fragmentos pequenos (menor que 5 ha).

4. DISCUSSÃO

Com base nos resultados do mapeamento das áreas observou-se que no ano de 1992 a classe *floresta* e *não floresta* correspondia a 45,3% e 54,7%, respectivamente, em 2003 a classe *floresta* e *não floresta* apresentou respectivamente, 37,9% e 62,1%, e em 2013 a classe *floresta* e *não floresta* foi representada por 17,2% e 82,8%, respectivamente. Entretanto, a conversão de *floresta* em *não floresta* ocorreu mais intensamente

Tabela 1. Métricas espaciais utilizadas na quantificação da estrutura da paisagem na região semiárida de Sergipe.
Table 1. Spatial metrics used to quantify landscape structure in the semiarid region of Sergipe.

Métrica	Sigla e intervalo (unidade)	Grupo
Número de fragmentos	NP ≥ 1 (adimensional)	
Porcentagem de fragmentos de mesma classe	0 < PLAND ≤ 100 (%)	
Área de classe	CA > 0 (ha)	Área, densidade e borda
Total de bordas	TE ≥ 0 (ha)	
Área média dos fragmentos	AREA_MN > 0 (ha)	
Densidade de bordas	ED ≥ 0 (m.ha ⁻¹)	
Índice de forma médio	SHAPE_MN ≥ 1 (adimensional)	Forma
Total da área central (ha)	TCA ≥ 0 (ha)	Área central
Número de áreas centrais disjuntas	NDCA ≥ 0 (adimensional)	
Índice de área central médio	0 ≤ CAI_MN ≤ 100 (%)	
Proximidade média entre classes	PROX_MN ≥ 0 (adimensional)	Proximidade e isolamento
Conectividade	0 < COHESION < 100 (%)	Contágio e dispersão

NP: Número de fragmentos da classe; PLAND: Porcentagem de fragmentos de mesma classe na paisagem; CA: Área de classe é a área (ha) de todos os fragmentos da classe; TE: Total de bordas (m) é a soma de todas as bordas da classe; AREA_MN: É a média das áreas dos fragmentos de uma determinada classe; ED: Densidade de bordas (m/ha) é igual à soma de todas as bordas da classe dividida pela área total em hectares; SHAPE_MN: Valor médio do índice de forma dos fragmentos da classe; TCA: Área central total (ha) é a soma das áreas centrais de toda a classe em hectares; NDCA: Número total de áreas centrais disjuntas da referida classe; CAI_MN: Porcentagem média da classe que é área central; PROX_MN: 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; COHESION: 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.

Tabela 2. Métricas da paisagem para as classes *floresta* (FL) e *não floresta* (NF) na região semiárida de Sergipe nos anos de 1992, 2003 e 2013.

Métrica	1992		2003		2013	
	FL	NF	FL	NF	FL	NF
PLAND	37,32	62,67	33,08	66,92	14,91	85,09
CA	317192	755727	281809	791110	161025	911894
AREA_MN	22,26	71,17	23,73	35,16	10,34	142,19
TE	2317839	4202148	4250625	4782045	4787746	3827946
ED	207,40	375,90	380,30	427,80	419,40	342,50
SHAPE_MN	1,36	1,34	1,30	1,26	1,29	1,19
TCA	284576,6	653039,8	323802,860	8123,2	123392,2	904380,6
NDCA	18446	11815	20065	13941	13529	2545,0
CAI_MN	28,56	28,69	14,38	15,69	11,44	19,44
PROX_MN	2859,4	96975	41514,1	119989	3014,6	392939,1
COHESION	99,69	99,96	99,87	99,95	99,14	99,98

Tabela 3. Número de fragmentos (NP) em 1992, 2003 e 2013, distribuídos por classes de tamanho de área na região semiárida de Sergipe.

Classe de tamanho	1992		2003		2013	
	NP	%	NP	%	NP	%
Pequeno (< 5 ha)	8.997	72,49	10.752	78,04	18.095	85,90
Médio (5 – 50 ha)	2.901	23,37	2.539	18,43	2.512	11,93
Grande (>50 ha)	514	4,14	487	3,53	457	2,17
Todos	12.412	100	13.778	100	21.064	100

no período de 2003 a 2013, resultando em uma maior fragmentação da paisagem (Figura 2).

As áreas mais afetadas pela perda da vegetação de caatinga foram a região do Agreste Central e Centro Sul, em que a maior parte da cobertura vegetal nativa foi convertida para atividades de agropecuária, de acordo com Fernandes et al. (2015) em que observaram em relação ao uso e ocupação da terra para o ano de 1992, aproximadamente a metade (48,9%) da área da região de estudo estava coberta por pastagem e 37,2% estavam cobertos por *floresta*. Em 2003, os resultados apontaram para um aumento na área de pastagem (55,0%) e cultivo agrícola (1,3%) e uma redução na área de caatinga (33,6%). Em 2013, as áreas ocupadas com pastagens aumentaram 17,2% quando comparada ao ano de 2003, tendência inversa ocorrida nas áreas de caatinga, que diminuíram 18,6% no mesmo período.

A classe *floresta* encontra-se fragmentada e dispersa por toda a região semiárida no período de estudo. No ano

de 1992, os fragmentos estavam presentes por toda a região. A partir de 2003, os fragmentos foram se adensando e se tornando mais agrupados na região nordeste, o que facilita o estabelecimento de corredores ecológicos entre os fragmentos florestais. De acordo com Fernandes et al. (2015), entre os anos de 1992 a 2003 houve um aumento de 15,9% de regeneração da caatinga, devido ao abandono de áreas de pastagens.

Em 2013 os fragmentos concentram-se, principalmente, na porção noroeste e norte da região semiárida, sendo a região mais distante da capital do estado de Sergipe. O aumento das áreas de pastagem na região semiárida de Sergipe em 2013 está relacionado à tendência de expansão da pecuária em Sergipe, pois a maior parte (68,0%) das propriedades rurais está voltada à formação de pastagem e produção pecuária (SERGIPE, 2014).

A área total da classe (CA) indicou uma progressiva diminuição na classe *floresta* para os anos de 1992 a 2003

em 35383,0 ha (11,15%), de 2003 a 2013 em 120.784,0 ha (42,86%). Esta redução na classe *floresta* pode ser explicada pelo aumento das áreas de pastagens e o não cumprimento da legislação ambiental. Situação semelhante foi observada por Cabacinha et al. (2010) no extremo sudoeste do estado de Goiás e sudeste do Mato Grosso, onde a fragmentação revelou aumento na área de conversão das classes *floresta* e *savanas* originais em pastagem e agricultura.

A porcentagem de fragmentos da mesma classe (PLAND) em *floresta* e *não floresta* nos anos de 1992 a 2003 não sofreram grandes mudanças, mas nos anos de 2003 a 2013 houve aumento para a classe *não floresta* e redução da porcentagem de fragmentos para a classe *floresta* (Tabela 2). Esse resultado de acordo com Cabacinha et al. (2010) demonstra que o processo de formação dos fragmentos florestais na região do estudo está relacionado a uma mudança de uma matriz natural, representada por *floresta* basicamente, para uma matriz antrópica.

O tamanho médio dos fragmentos (AREA_MN) de vegetação nativa aumentou de 22,26 ha em 1992 para 23,73 ha em 2003. No período seguinte, o tamanho médio dos fragmentos de caatinga foi reduzido de 23,73 ha em 2003 para 10,34 ha em 2013, indicando um aumento no grau de fragmentação (Tabela 2). O pequeno aumento da AREA_MN entre 1992 a 2003 foi ocasionado pelo aumento da regeneração florestal de áreas de pastagens abandonadas (FERNANDES et al., 2015). Resultado semelhante foi encontrado por Pirovani et al. (2014), analisando fragmentos florestais na bacia do rio Itapemirim, ES, os resultados mostraram que todas as classes de tamanho dos fragmentos conjuntamente, possuíam valor de 8,61 ha. Em relação a classe *não floresta* nos anos de 1992 a 2003 ocorreu uma redução de 49,4% da AREA_MN, no entanto, entre os anos de 2003 a 2013 observou-se um expressivo aumento da AREA_MN em 304,41%.

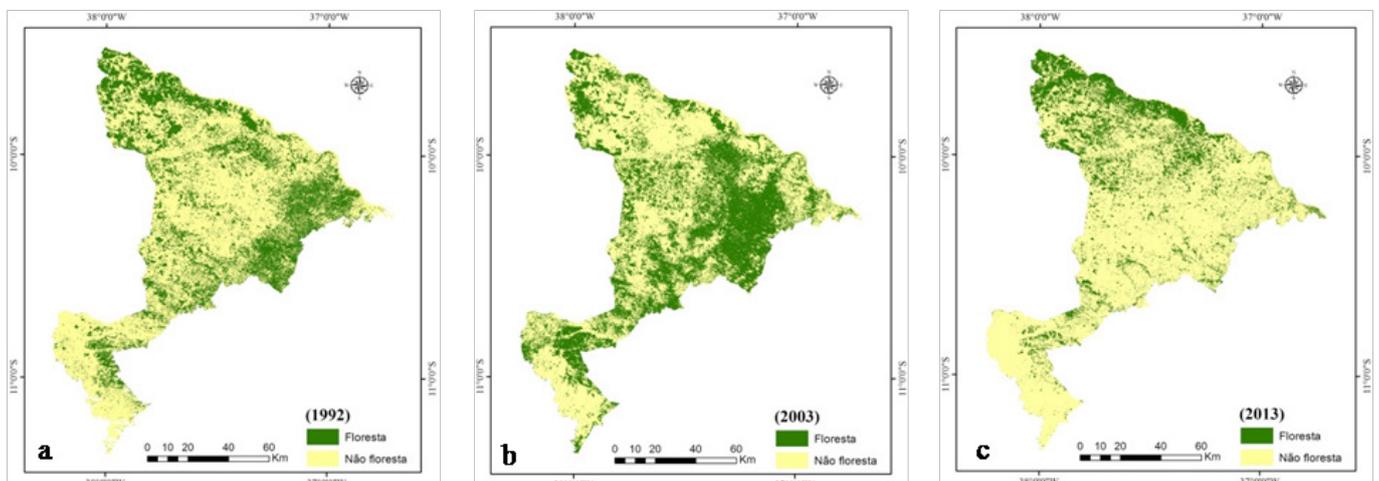


Figura 2. Classificação das áreas de *floresta* e *não floresta*: 1992, 2003 e 2013.

Figure 2. Classification of forests and non-forest areas: 1992, 2003 and 2013.

Houve aumento do número de bordas na paisagem expresso pelo total de bordas (TE) e densidade de bordas (ED) (Tabela 2). Em 1992, havia 207,4 m de borda para cada hectare da paisagem, valor que saltou para 419,4 m em 2013, contudo, o CAI_MN apresentou tendência de redução dentro do período analisado, tanto para a classe *floresta* de 28,56% em 1992 para 11,44% em 2013 (Tabela 2). Essa redução não foi só decorrente da maior influência do efeito de borda, mas, também, à fragmentação das áreas anteriormente maiores, evidenciada pelo aumento do número de fragmentos (PIROVANI et al., 2015) potencializando o efeito de borda pelo menor valor do índice de área central médio. Calegari et al. (2010) verificaram também uma tendência de redução dentro do período avaliado (de 33,8% para 30,2%), indicando que, com o passar dos anos, a menor porcentagem dos fragmentos são áreas centrais, ou maior porcentagem dos fragmentos são áreas de bordas.

A classe dos fragmentos grandes diminuiu de 514 para 487 entre os anos de 1992 a 2003, respectivamente, e de 2003 a 2013 seguiu a mesma tendência de redução, passando de 487 para 457, respectivamente. O total de fragmentos médios também diminuiu entre os anos de 1992 a 2003 e também de 2003 a 2013. Já os fragmentos pequenos aumentaram de 8.997 para 10.752 nos anos de 1992 a 2003, respectivamente, o mesmo foi verificado entre os anos de 2003 a 2013.

Durante todo o período de análise, os fragmentos pequenos foram superiores a 70%. Porém, a forma mais acentuada do processo de fragmentação ocorreu entre 2003 e 2013 (ver Tabela 3), o que é considerado um alto grau de fragmentação da vegetação nativa na área de estudo. Nesse caso, as paisagens com os menores tamanhos médios de fragmento devem ser consideradas mais fragmentadas (MCGARIGAL et al., 2002).

Diversos trabalhos apontam a ocorrência de grande quantidade de pequenos fragmentos florestais. Silva et al. (2014) analisando a dinâmica do uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica do semiárido brasileiro, constataram que o número de fragmentos aumentou consideravelmente (28,3%) entre os anos de 2000 a 2010, devido à fragmentação das classes de caatinga densa pela classe de caatinga aberta.

Juvanol et al. (2011) avaliando a fragmentação florestal na Mata Atlântica, entre os parques estaduais de Forno Grande e Pedra Azul, ES, observaram que os fragmentos pequenos menor que 5 ha eram em torno de 83% do número de fragmentos, demonstrando que a maior parte da paisagem encontrava-se fragmentada.

Segundo Forman e Godron (1986), os grandes fragmentos são importantes para a manutenção da biodiversidade e de processos ecológicos em larga escala. No entanto, os pequenos fragmentos também cumprem funções relevantes ao longo da paisagem, podendo funcionar como elementos de ligação, trampolins ecológicos (*stepping stones*) entre grandes áreas, promover aumento no nível de heterogeneidade da matriz e atuar como refúgio para espécies que requerem ambientes particulares que só ocorrem nessas áreas.

A redução do tamanho dos fragmentos fez com que o número de áreas centrais disjuntas (NDCA) diminuísse. Na classe *floresta* foi observada uma diminuição de 26,66% no período analisado (Tabela 2), o que é ruim para a qualidade da paisagem, uma vez que é o número de áreas que possuem habitat preservado dentro dos fragmentos. Resultado semelhante foi encontrado por Cabacinha et al. (2010), onde 60% da área central das manchas na paisagem pertenciam à classe áreas

antrópicas agrícolas. O aumento do número de áreas centrais significa aumento da fragmentação florestal (CALEGARI et al., 2010), pois significa que um fragmento maior dividiu-se em dois menores aumentando o NDCA.

Na área central total (TCA) houve um aumento entre os anos de 1992 a 2003 na classe *floresta* (13,78%) e uma redução na classe *não floresta* (6,88%), apresentando posterior diminuição da classe *floresta* (38,11%), e aumento da classe *não floresta* (48,72%), no período de 2003 a 2013. Esse aumento e redução dos valores de TCA são devido ao aumento e diminuição da NDCA (Tabela 2). A área central, nuclear ou *core* de um fragmento é o melhor indicativo da qualidade dos fragmentos do que sua área total (MCGARIGAL et al., 2002).

O total de área central (TCA) e o número de fragmentos com áreas centrais disjuntas (NDCA) são parâmetros importantes para a manutenção da fauna (CEMIN et al., 2009). A redução das áreas de floresta prejudica o avanço do processo sucessional, bem como a sua colonização por espécies animais; consequentemente, processos ecológicos que deveriam ser desempenhados pela fauna, como dispersão e polinização, passam a não ser efetivos para a recuperação desses habitats (VIDOLIN et al., 2011).

O índice de área central média (CAI_MN) indica que a média percentual da área de cada fragmento, correspondente à área central foi reduzida, havendo mais área sobre o efeito de borda em 2013. De acordo com Cemin et al. (2009), com o aumento do efeito de borda, há redução na área central, ocorrendo maior interação com a matriz, o que, com o tempo, influenciará a qualidade da estrutura desses ecossistemas.

De forma geral os valores do índice de forma médio variaram entre 1,29 a 1,36 na classe *floresta*, indicando semelhança com um retângulo com lados L e 2L tendo SHAPE = 1,06 (MCGARIGAL et al., 2002) e a classe *não floresta* apresentou SHAPE_MN de 1,19 a 1,34 (Tabela 2), entre os anos de 1992 e 2013 praticamente não houve uma diferenciação entre a classe *floresta* e a classe *não floresta*.

De forma geral, entre os anos de 1992 e 2003, os valores de proximidade média (PROX_MN) entre as classes *floresta* foram inferiores à classe *não floresta*. Observa-se um aumento expressivo do PROX_MN para a classe *floresta* do ano de 1992 a 2003, provavelmente em virtude do aumento do NP, o que numericamente aumenta a chance de ter a mesma classe em um raio de 100 m da métrica PROX_MN (Tabelas 2 e 3).

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 da classe *floresta*, observou-se um grande aumento a partir do ano de 2003 da métrica PROX-MN para a classe *não floresta*, o que promove um isolamento dos remanescentes da classe *floresta*. Gomig; Jimenez-Rueda, (2013), analisando as métricas da paisagem para determinar o histórico de desmatamento na Bacia do rio Sete de Setembro, MT, verificaram que o PROX_MN também aumentou de 16.962 para 25.422 na classe de uso antrópico durante os anos de 1984 a 2010, aumentando o isolamento dos fragmentos florestais.

A conectividade (COHESION) na classe *não floresta* foi de aproximadamente 100%. Ao longo do período avaliado a classe *floresta* apresentou pouca variação de 99,69% a 99,14% os fragmentos florestais conseguiram manter uma conectividade física, visto que a conectividade permaneceu praticamente inalterada (Tabela 2).

Valores idênticos a este trabalho foram encontrados por Gomig; Jimenéz-Rueda, (2013) em que a conectividade variou de 99,97% a 99,94% em remanescentes florestais. Resultado semelhante foi encontrado por Cabacinha et al. (2010), analisando a estrutura da paisagem na bacia do rio Araguaia de 1977 a 2006 não verificaram alterações da conectividade nos anos analisados, mostrando que apesar da grande redução nas áreas de savanas, as manchas remanescentes, inclusive as de florestas, ainda possuíam uma conectividade física de 99,89% a 99,14% o que é favorável para a conservação desses remanescentes.

5. CONCLUSÕES

A fragmentação da vegetação de caatinga aumentou substancialmente entre 1992 e 2013 na região de caatinga no estado de Sergipe. A alta fragmentação observada ao final do período de análise está relacionada ao intenso processo de mudanças de uso e cobertura da terra ocorridas na região, onde grande parte da cobertura de vegetação nativa foi convertida para outros usos da terra (*não floresta*), com destaque para os anos de 2003 a 2013.

Também em 2003 e 2013 foram observados os maiores impactos nas bordas, com a conseqüente redução das áreas centrais dos fragmentos de caatinga. Tais resultados revelam que houve grande perda em área e qualidade dos remanescentes de caatinga na região de estudo. Por isso, tais fragmentos de vegetação nativa na região da caatinga do estado de Sergipe devem objeto de alta prioridade e medidas urgentes para sua conservação.

6. REFERÊNCIAS

- ALVES, D. S. Science and technology and sustainable development in Brazilian Amazon. In: TSCHARNTKE, T.; LEUSCHNER, C.; ZELLER, M.; GUHARDJA, E.; BIDIN, A. (Eds.). **The stability of tropical rainforest margins**. Berlin: Springer, 2007, p. 493-512.
- CABACINHA, C. D.; CASTRO, S. S.; GONÇALVES, D. A. Análise da estrutura da paisagem da alta bacia do Rio Araguaia na savana brasileira. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 40, n. 4, p. 675-690, 2010. <http://dx.doi.org/10.5380/RF.v40i4.20318>
- CALEGARI, L.; MARTINS, S. V.; GLERIANI, J. M.; SILVA, E.; BUSATO, L. C. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 5, p. 871-880, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622010000500012>
- CEMIN, G.; PERICO, E.; REMPEL, C. Composição e configuração da paisagem da sub-bacia do Arroio Jacaré, Vale do Taquari, RS, com ênfase nas áreas de florestas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 33, n. 4, p. 705-711, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622009000400013>
- COELHO, V. H. R.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; ALMEIDA, C. N.; LIMA, E. R. V.; NETO, A. R.; MOURA, G. S. S. Dinâmica do uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica do semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 1, p. 64-72, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662014000100009>
- FERNANDES, M. R. M.; MATRICARDI, E. A. T.; ALMEIDA, A. Q.; FERNANDES, M. M. Mudanças do Uso e de Cobertura da Terra na Região Semiárida de Sergipe. **Revista Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 22, n. 4, p. 472-482, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.121514>
- FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. 1.ed. Hoboken: John Wiley & Sons, 1986. 620p.
- GOMIG, E. G.; JIMENÉZ-RUEDA, J. R. Métricas de ecologia da paisagem para determinar o histórico de desmatamento na Bacia do rio Sete de Setembro, Mato Grosso, Brasil. **Revista de la asociación Argentina de ecología de Paisajes**, Santiago del estero, v. 4, n. 2, p. 190-198, 2013.
- HERMANN, B. C.; RODRIGUES, E.; LIMA, A. A paisagem como condicionadora de bordas de fragmentos florestais. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 35, n. 1, p. 13-22, 2005. <http://dx.doi.org/10.5380/RF.v35i1.2427>
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística Divisão Territorial do Brasil e Limites Territoriais. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2008. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em 20 jul. 2016.
- JUVANHOL, R. S.; FIEDLER, N. C.; SANTOS, A. R. S.; PIROVANI, D. B.; LOUZADA, F. L. R. O.; DIAS, H. M.; TEBALDI, A. L. C. Análise Espacial de Fragmentos Florestais: Caso dos Parques Estaduais de Forno Grande e Pedra Azul, estado do Espírito Santo. **Revista Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 18, n. 4, p. 353-364, 2011. <http://dx.doi.org/10.4322/FLORAM.2011.054>
- LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Revista Biometrics**, Arlington, v. 33, n. 1, p. 159-174, 1977. <http://dx.doi.org/10.2307/2529310>
- MCGARIGAL, K. **Fragstats: Fragstats help - versão 4.2. Computer software program produced by the author at the University of Massachusetts**, 1.ed, Amherst: University of Massachusetts, 2013. 182p.
- MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; NEEL, M. C.; ENE, E. **Fragstats: Spatial pattern analysis program for categorical maps - version 3.3 build 5. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts**, 2002. Disponível em: <<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>>. Acesso: 27 fev 2017.
- MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **Fragstats: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. 1.ed. Portland: USDA Forest Service - Pacific Northwest Research Station, 1995. 122p.
- MENDOZA, M. E.; GRANADOS, E. L.; GENELETTI, D.; PÉREZ-SALICRUP, D. R.; SALINAS, V. Analysing land cover and land use change process at watershed level: A multitemporal study in the Lake Cuitzeo Watershed, Mexico (1975-2003). **Revista Applied Geography**, v. 31, n. 1, p. 237-350, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.05.010>
- METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, São Paulo, v. 71, n. 3, p. 445-463, 1999.
- METZGER, J. P. Tree functional group richness and landscape structure in Brazilian tropical fragmented landscape. **Revista Ecological Applications**, Washington, v. 10, n. 1, p. 1147-1161, 2000. <https://doi.org/10.1890/1051-0761>
- MIDHA, N.; MATHUR, P. K. Assessment of forest fragmentation in the conservation priority Dudhwa landscape, India using FRAGSTATS computed class level metrics. **Journal of the Indian Society of Remote Sensing**, Uttarakhand, v. 38, n. 1, p. 487-500, 2010.
- PANG, A.; LI, C.; WANG, X.; HU, J. Land use/cover change in response to driving forces of Zoige County, China. **Procedia Environmental Sciences**, Hong Kong, v. 2, n. 1, p. 1074-1082, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.119>

- PHAM, H. M.; YAMAGUCHI, Y.; BUI, T. Q. A case study on the relation between city planning and urban growth using remote sensing and spatial metrics. **Landscape and Urban Planning**, Michigan, v. 100, n. 1, p. 223-230, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.12.009>
- PIROVANI, D. B.; SILVA, A. G.; SANTOS, A. R.; CECÍLIO, R. A.; GLERIANI, J. M.; MARTINS, S. V. Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 38, n. 2, p. 271-281, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622014000200007>
- PIROVANI, D. B.; SILVA, A. G.; SANTOS, A. R. Análise da paisagem e mudanças no uso da terra no entorno da RPPN Cafundó, ES. **Revista Cerne**, Lavras, n. 21, n. 1, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/01047760201521011182SC>
- INDLER, S.; WEHRDEN, H. V.; POIRAZIDIS, K.; WRBKA, T.; KATI, V. Multiscale performance of landscape metrics as indicators of species richness of plants, insects and vertebrates. **Ecological Indicators**, Porto, v. 31, n. 1, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.04.012>
- SERGIPE. **Diagnóstico florestal de Sergipe**. 1 ed. Aracaju, SE: Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos, 2014. 200p.
- SILVA, A. C. C.; PRATA, A. P. N.; SOUTO, L. S.; MELLO, A. A. Aspectos de ecologia de paisagem e ameaças à biodiversidade em uma unidade de conservação na caatinga, em Sergipe. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 37, n. 1, p. 479-490 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622013000300011>
- SILVA, R. M. P.; LIMA, J. R.; MENDONÇA, I. F. C. Alteração da cobertura vegetal na Sub-Bacia do Rio Espinharas de 2000 a 2010. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 18, n. 2, p. 202-209, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662014000200011>
- VANZELA, L. S.; HERNANDEZ, F. B.; FRANCO, R. A. M. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 1, p. 55-64, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662010000100008>
- VIDOLIN, G. P.; BIONDI, D.; WANDEMBRUCK, A. Análise da estrutura da paisagem de um remanescente de floresta com araucária, Paraná, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 35, n. 3, p. 515-525, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622011000300014>
- ZARAGOZÍ, B.; BELDA, A.; LINARES, J.; MARTÍNEZ-PÉREZ, J. E.; NAVARRO, J. T.; ESPARZA, J. A free and open source programming library for landscape metrics calculations. **Environmental Modelling & Software**, Colorado, v. 31, n. 1, p. 131-140, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.10.009>