



Dinâmica do uso e ocupação do solo em uma bacia hidrográfica do semiárido brasileiro

Victor H. R. Coelho¹, Suzana M. G. L. Montenegro², Cristiano das N. Almeida³,
Eduardo R. V. de Lima⁴, Alfredo Ribeiro Neto⁵ & Glawbber S. S. de Moura⁶

¹ PPGEC/UFPE, Recife, PE. E-mail: victor-coelho@hotmail.com. Bolsista FACEPE (Autor correspondente)

² DEC/UFPE, Recife, PE. E-mail: suzanam@ufpe.br. Bolsista PQ

³ DECA/UFPE, João Pessoa, PB. E-mail: almeida74br@yahoo.com.br. Bolsista PQ

⁴ Departamento de Geociências/UFPE, João Pessoa, PB. E-mail: eduvianalima@gmail.com. Bolsista de Pós-doutorado no exterior do CNPq

⁵ DEC/UFPE, Recife, PE. E-mail: alfredoribeiro@ufpe.br

⁶ Laboratório de Hidráulica/UFPE, Recife, PE. E-mail: glawbber@yahoo.com.br. Bolsista

Palavras-chave:

sensoriamento remoto
métricas da paisagem
região semiárida

RESUMO

As mudanças no uso e na ocupação do solo, provocadas pelas ações antrópicas, têm gerado grandes impactos nas paisagens. Esses impactos podem ser mitigados através do monitoramento do uso e da cobertura do solo utilizando-se informações espaço-temporais das modificações ocorridas na paisagem. Este trabalho apresenta uma análise espaço-temporal 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. Partindo da classificação de três imagens de satélite dos anos de 1991, 2000 e 2010, foram utilizadas matrizes de transição, associadas à álgebra de mapas e métricas da paisagem. Os resultados mostraram que durante o período estudado as classes de uso e ocupação do solo passaram por uma grande transição, com a substituição progressiva das áreas de vegetação de caatinga aberta por áreas com pastagem/agricultura. 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, como mostraram os índices das métricas da paisagem.

Key words:

remote sensing
landscape metrics
semiarid region

Dynamic of land use/cover change processes in a Brazilian semiarid watershed

ABSTRACT

The changes in the use and occupation of land, caused by human actions, have created major impacts on the landscapes. These impacts can be mitigated by monitoring the use and land cover, using spatial and temporal information of the changes occurring in the landscape. This paper presents a detailed analysis of spatial and temporal dynamics of land use and occupation of the stream São Paulo watershed, located in the semiarid region of Pernambuco State, during the period from 1991 to 2010. Based on the classification of three satellite images for the years 1991, 2000 and 2010, transition matrices were used associated with the algebra of maps, and landscape metrics. The results showed that during the studied period, the classes of land use and occupation went through a major transition, with the gradual replacement of sparse area of 'caatinga' vegetation by grazing areas/agriculture. Along with the rapid growth of the grazing areas/agriculture class, the predominant landscape of native vegetation has been replaced by a landscape increasingly devastated, fragmented and heterogeneous, as shown by the index of landscape metrics.

INTRODUÇÃO

As ações antrópicas têm gerado grandes impactos nas paisagens através do intenso processo de substituição das áreas naturais por diversos tipos de uso do solo e da fragmentação das áreas com cobertura florestal (Matsushita et al., 2006). Diversos fatores estão diretamente ligados a este processo, podendo influenciar a disponibilidade e a qualidade dos recursos naturais, além de afetar a biodiversidade em grandes áreas do planeta (Mendoza et al., 2011). Uma dessas causas é a exploração intensa de áreas com agricultura e pecuária familiares, muito

comum na região semiárida do nordeste brasileiro. Esse tipo de atividade pode provocar perda da biodiversidade, queda na fertilidade do solo e a intensificação dos processos erosivos (Vanzela et al., 2010).

Para mitigar esses problemas e fomentar o desenvolvimento de políticas públicas para uma gestão sustentável dos recursos naturais, torna-se imprescindível o monitoramento do Uso e da Cobertura do Solo (UCS), através de informações espaço-temporais detalhadas das modificações ocorridas na paisagem (Jansen & Di Gregório, 2004; Southworth et al., 2004; Mendoza

et al., 2011). Só assim é possível construir conhecimento das capacidades e limitações de uma região. Ressalta-se, no entanto, a necessidade de uma atualização constante desses registros, para que as tendências sejam detectadas (Lago et al., 2012).

A melhor maneira de monitorar essas mudanças é através da utilização de produtos multi-temporais de sensoriamento remoto (Gao et al., 2001; Lopes et al., 2010), que fornecem dados importantes sobre as características ambientais. Quando utilizadas concomitantemente com Sistemas de Informações Geográficas (SIG's), proporcionam informações valiosas sobre os mecanismos de degradação (Ghosh, 1993) e auxiliam no diagnóstico dos tipos de UCS.

Com esses dados, metodologias podem ser utilizadas para detectar e quantificar as modificações ocorridas na paisagem. Um método convencional utilizado para avaliar essas mudanças, envolve a utilização de matrizes de transição obtidas a partir da comparação de mapas bitemporais (Braumoh, 2006; Romero-Ruiz et al., 2012). A análise detalhada dos vários componentes dessas matrizes pode oferecer uma visão sobre os prováveis processos que determinam os padrões de uma paisagem, revelando: permutas, ganhos, perdas e persistências (Braumoh, 2006). Estudos com resultados satisfatórios utilizando esta metodologia foram aplicados para detalhar as transformações ocorridas na paisagem de diversas regiões de vários países (Braumoh, 2006; Long et al., 2007; Shalaby & Tateishi, 2007; Du et al., 2010; Käyhkö et al., 2011; Romero-Ruiz et al., 2012).

Dentre esses estudos se destaca o de Braimoh (2006), que utilizou as matrizes de transição para detectar as mudanças dominantes da paisagem na porção norte de Gana entre os anos de 1984 e 1999. Os resultados apresentados indicaram que a maior transição sistemática envolveu a conversão de pastagem em terras de cultivo (12%), seguida da degradação da floresta fechada em floresta aberta (11%).

Outra maneira de compreender as mudanças da paisagem é através da quantificação de sua estrutura, que pode ser realizada a partir de mapas categóricos, comumente denominados métricas da paisagem (Pang et al., 2010; Zaragoza et al., 2012). Nas métricas da paisagem, largamente utilizadas por ecologistas, são aplicados índices para descrever o nível de uniformidade ou fragmentação espacial de uma paisagem (McGarigal et al., 1995). O cálculo desses índices pode ser realizado a partir de métricas de área, forma, borda, área do núcleo, proximidade, isolamento, contraste, contágio e diversidade, entre outros (McGarigal et al., 1995). Vários trabalhos também já foram realizados aplicando essas métricas para diversas finalidades (Raines, 2002; Southworth et al., 2004; Liu et al., 2009; Midha & Mathur, 2010; Pang et al., 2010; Pham et al., 2011). Pham et al. (2011) aplicaram técnicas de sensoriamento remoto e métricas da paisagem para monitorar a urbanização entre os anos de 1975 e 2003, em quatro cidades do Vietnã, Japão, Estados Unidos e China. Os resultados apresentados mostraram que a abordagem combinada de sensoriamento remoto e métricas da paisagem fornecem informações valiosas para melhorar os impactos das políticas de planejamento em áreas urbanas.

Ante o exposto procurou-se realizar, neste trabalho, uma análise espaço-temporal detalhada da dinâmica do UCS da bacia hidrográfica do riacho São Paulo (BHRSP), localizada na região semiárida brasileira. Objetivou-se melhorar a compreensão dos efeitos provocados nessa bacia hidrográfica pelas ações antrópicas. Para tanto, utilizou-se o período de 1991 a 2010. Partindo da classificação de imagem de satélite foram utilizadas matrizes de transição associadas à álgebra de mapas e métricas da paisagem, semelhantes aos trabalhos desenvolvidos por Deng et al. (2009) e Lu et al. (2003) na China, e Matsushita et al. (2006) no Japão, todos com resultados satisfatórios.

MATERIAL E MÉTODOS

Os procedimentos utilizados para analisar as modificações ocorridas na BHRSP consistiram na elaboração e interpretação de mapas temáticos do UCS e cálculos da métrica da paisagem. A Figura 1 ilustra a abordagem global da investigação, através do fluxograma metodológico.

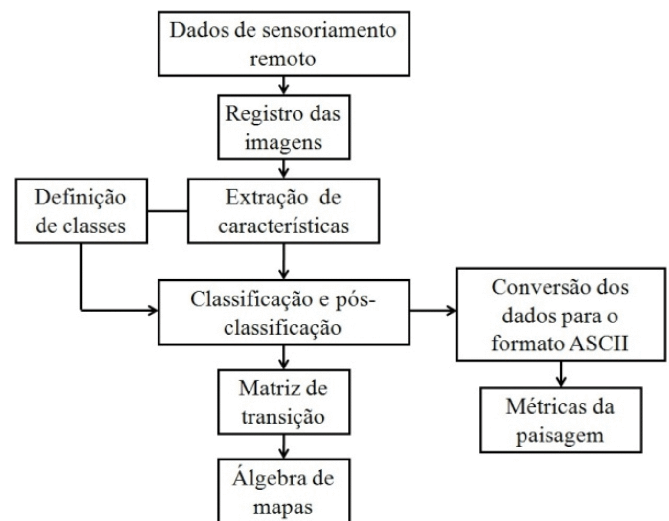


Figura 1. Fluxograma metodológico para a elaboração dos mapas temáticos do uso e cobertura do solo e cálculos da métrica da paisagem

A bacia hidrográfica do riacho São Paulo (BHRSP) está localizada na região semiárida do Estado de Pernambuco, mais especificamente na microrregião do Pajeú, entre as coordenadas UTM 9.118.734 e 9.130.181 mN e 563.910 e 571.813 mE (Zona 24S) (Figura 2). Possui uma área aproximada de 47 km² e está totalmente inserida no município de Serra Talhada. A classificação climática de Köppen indica um clima tropical semiárido para a região, com temperaturas elevadas o ano inteiro e precipitação predominante no verão (dezembro-abril), com média anual de 431 mm (CPRM, 2005). Sua vegetação é classificada como savana estépica, típica da região de caatinga, composta por plantas xerófitas, que possuem mecanismos para sobreviver em ambientes com pouca chuva e baixa umidade.

As imagens de satélite utilizadas para a classificação do uso e ocupação do solo foram do Landsat-5, sensor TM (Thematic Mapper) de sete bandas espectrais. Essas imagens,

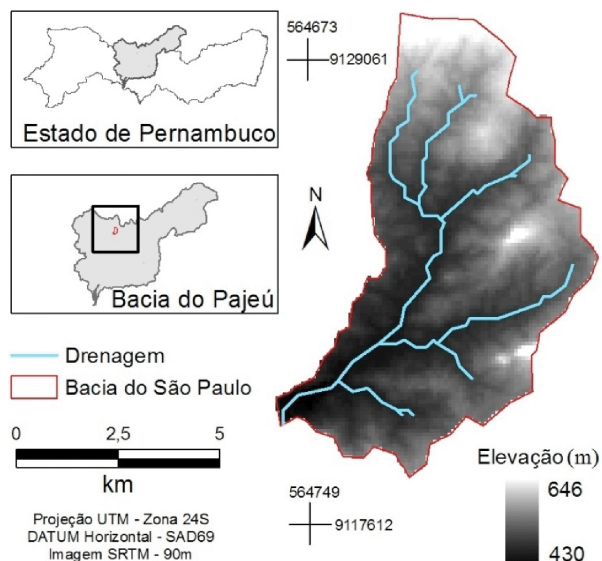


Figura 2. Localização da bacia hidrográfica do riacho São Paulo

disponibilizadas pelo INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais), são da órbita 216/65, com resolução espacial de 30 m. As datas de passagem das cenas do satélite foram: 18 de outubro de 1991, 24 de setembro de 2000 e 06 de outubro de 2010. Para este trabalho foi adotada a mesma época do ano para todas as imagens, haja vista que o índice foliar pode apresentar diferentes respostas espectrais para períodos de precipitação distintos. Esta série de imagens corresponde ao fim da estação seca, época em que o pousio das terras agrícolas pode ser mais bem distinguido da vegetação de caatinga. Imagens de períodos semelhantes, correspondentes também à estação seca, foram utilizadas por Liu et al. (2009) para região com índice pluviométrico parecido em Honduras. Nos três anos escolhidos para este estudo o acumulado das precipitações entre os meses de janeiro a outubro foi semelhante, com índices de 465, 456 e 475 mm para os anos de 1991, 2000 e 2010, respectivamente.

Os erros geométricos das três imagens foram avaliados e corrigidos no SPRING versão 5.1.8 a partir de uma imagem ortoretificada do Landsat-5, com passagem do dia 05 de abril de 2007, disponível no CSR (Centro de Sensoriamento Remoto) do IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). Foram selecionados pontos de controle bem distribuídos na imagem que abrangia a área de estudo. A amostragem foi realizada através de uma função polinomial de segundo grau. No total, foram utilizados 8 pontos de controle para as imagens de 1991 e 2010 e 7 pontos de controle para a imagem de 2000, gerando um erro quadrático médio de 0,56, 0,18 e 0,43 pixels, respectivamente. Neste trabalho foram utilizados o sistema de projeção UTM (Universal Transverse Mercator) e o Datum SAD69.

A classificação das imagens para a geração do mapa de UCS foi realizada no SPRING 5.1.8 através de treinamento supervisionado. Os elementos presentes nas imagens foram identificados e associados utilizando-se a composição 5R, 4G e 3B. O algoritmo escolhido foi o da máxima verossimilhança, que

avalia a variância e a covariância das categorias de padrões de resposta espectral quando classifica um pixel desconhecido. Para isto se assume que a distribuição da nuvem de pontos que forma a categoria dos dados de treinamento é Gaussiana. Através desta suposição a distribuição de um padrão de resposta espectral da categoria pode ser descrita por um valor de média e matriz de covariância. A partir desses parâmetros é possível calcular a probabilidade estatística de um valor de pixel pertencente a uma classe particular. Para garantir a precisão e refinar a classificação também foi realizada uma pós-classificação. Foram criadas 5 classes temáticas baseadas no conhecimento das características locais do UCS da BHRSP. Os nomes das classes de UCS e suas respectivas descrições são apresentados na Tabela 1. Os índices Kappa das classificações estão acima de 0,90 para as imagens de 1991 e 2000. Para a imagem de 2010 o índice Kappa ficou próximo de 0,80. Esses resultados indicam precisões aceitáveis para análises de UCS, como mencionaram Yu et al. (2011).

Tabela 1. Descrição das classes de uso e da cobertura do solo (UCS) criadas para a bacia em estudo

Nome da classe	Descrição
Caatinga densa	Corresponde às áreas com substrato arbóreo-arbustivo fechado, cuja cobertura florestada densa alta predomina.
Caatinga aberta	Áreas com substrato arbustivo espaçado, com presença de vegetação herbácea e solo exposto, muitas vezes associada à presença de solos rasos com afloramentos rochosos.
Pastagem /Agricultura	Inclui áreas com solo exposto e vegetação herbácea que foram devastadas para a produção de lenha e carvão vegetal, e que são destinadas ao cultivo de culturas eventualmente irrigadas, pousio e pastagens extensivas de rebanhos bovino, caprino, ovino e equino.
Mata ciliar	Classe de vegetação nas margens dos cursos d'água cuja resposta espectral das imagens foi diferente das áreas de caatinga aberta e densa.
Água	Pequenas áreas com corpos hídricos presentes na bacia.

Análises detalhadas das matrizes de transição são necessárias para obtenção de uma visão dos processos que impulsionam prováveis padrões de mudanças do UCS (Romero-Ruiz et al., 2012). As análises de transições do UCS foram realizadas para comparar os três mapas; para tanto utilizou-se a ferramenta LEGAL (Linguagem Espacial para Geoprocessamento Algébrico) do SPRING versão 5.1.8. As categorias que apresentaram mudanças limitadas durante o período analisado foram removidas desta avaliação caso em que foram realizados cruzamentos de informações entre as classes de caatinga densa, caatinga aberta e pastagem/agricultura. Foram geradas, assim, duas matrizes entre os dados das imagens de 1991-2000 e 2000-2010. Os ganhos, as perdas e a persistência das classes durante todo o período estudado (1991-2010) também são apresentados. Este método permite uma comparação pixel a pixel das perdas e ganhos das classes de UCS, com a vantagem de produzir informações detalhadas, como mencionaram e aplicaram Braimoh (2006),

Deng et al. (2009), Hui-mei & Zhi-yuan (2009), Du et al. (2010) e Romero-Ruiz et al. (2012).

Na Tabela 2 se observa uma matriz de transição com classes hipotéticas, cujas linhas mostram as proporções das cinco classes para o ano de 1991 enquanto as colunas exibem as proporções para o ano de 2000. Assim, a notação A_{ij} (sendo $i \neq j$) indica a proporção da paisagem que passou por uma transição da classe i para a classe j entre os anos de 1991 e 2000; já os principais elementos diagonais, com a notação A_{jj} , indicam as proporções das classes que apresentaram persistência da classe j ; a proporção da paisagem A_{i+} que é ocupada pela classe i em 1991, é dada por (Eq. 1):

$$A_{i+} = \sum_{j=1}^n A_{ij} \quad (1)$$

sendo:

n - número total de classes

A proporção da paisagem A_{+j} que é ocupada pela classe j em 2000, é dada por (Eq. 2):

$$A_{+j} = \sum_{i=1}^n A_{ij} \quad (2)$$

Ainda na Tabela 2 a coluna de perda mostra a proporção da paisagem que experimentou perda bruta da classe i entre os anos de 1991 e 2000 enquanto a linha de ganho mostra a proporção da paisagem que experimentou ganho bruto da classe j entre os anos de 1991 e 2000. Com os dados de ganhos e perdas, o cálculo de permuta pode então ser realizado através do emparelhamento de cada pixel que perde com um pixel que ganha. A quantidade de troca entre a classe j (sj) pode ser obtida através da seguinte fórmula (Eq. 3):

$$sj = 2 \cdot \text{mínimo}(A_{j+} - A_{jj}, A_{+j} - A_{jj}) \quad (3)$$

Caso o ganho seja igual à perda, a permuta é o dobro da perda ou do ganho bruto.

Para uma visualização melhor das mudanças, os dados das intersecções entre as principais classes foram apresentados na forma de gráficos. A espacialização das intersecções entre as classes que apresentaram maiores mudanças foi realizada através da álgebra de mapas.

Os cálculos da métrica da paisagem foram realizados através do programa FRAGSTATS versão 3.3, que utiliza índices

distribuídos em diversas categorias para descrever o nível de uniformidade ou fragmentação espacial de uma paisagem (McGarigal et al., 1995). Trata-se de um programa com um conjunto de funções estatísticas espaciais, que objetiva facilitar a comparação das paisagens e a avaliação dos processos que nelas ocorrem. Informações mais detalhadas sobre as funções estatísticas do programa FRAGSTATS podem ser adquiridas em McGarigal et al. (1995) e Zaragozí et al. (2012).

Para este estudo foram selecionadas seis métricas espaciais, também utilizadas por Deng et al. (2009) em estudo similar para mostrar a dinâmica das mudanças do UCS em resposta à rápida urbanização em uma cidade da costa leste da China. Essas métricas são descritas a seguir:

(a) Número de fragmentos (NP) (Eq. 4):

$$NP = ni \quad (4)$$

em que:

ni - número total de fragmentos da classe

(b) Densidade de fragmentos (PD) (Eq. 5):

$$PD = \frac{ni}{A} \times (10.000) \times (100) \quad (5)$$

donde:

ni - número de fragmentos da classe e A é a área total da paisagem, m^2

(c) Densidade da borda (ED) (Eq. 6):

$$ED = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{A} \times (10.000) \quad (6)$$

sendo:

e_{ik} - tamanho total da borda entre tipos de manchas i e k , m
 A - área total da paisagem, m^2

(d) Índice de forma da paisagem (LSI) (Eq. 7):

$$LSI = \frac{0,25E^*}{\sqrt{A}} \quad (7)$$

donde:

E^* - comprimento total da borda, m
 A - área total da paisagem, m^2

Tabela 2. Matriz de transição 5 x 5 hipotética

1991	2000					Total 1991	Perda
	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5		
Classe 1	A_{11}	A_{12}	A_{13}	A_{14}	A_{15}	A_{+1}	$A_{1+} - A_{11}$
Classe 2	A_{21}	A_{22}	A_{23}	A_{24}	A_{25}	A_{+2}	$A_{2+} - A_{22}$
Classe 3	A_{31}	A_{32}	A_{33}	A_{34}	A_{35}	A_{+3}	$A_{3+} - A_{33}$
Classe 4	A_{41}	A_{42}	A_{43}	A_{44}	A_{45}	A_{+4}	$A_{4+} - A_{44}$
Classe 5	A_{51}	A_{52}	A_{53}	A_{54}	A_{55}	A_{+5}	$A_{5+} - A_{55}$
Total 2000	A_{+1}	A_{+2}	A_{+3}	A_{+4}	A_{+5}	1	
Ganho	$A_{+1} - A_{11}$	$A_{+2} - A_{22}$	$A_{+3} - A_{33}$	$A_{+4} - A_{44}$	$A_{+5} - A_{55}$		

(e) Índice de diversidade de Shannon's (SHDI) (Eq. 8):

$$SHDI = - \sum_{i=1}^m (p_i \ln p_i) \quad (8)$$

em que:

p_i - proporção da paisagem ocupada por um tipo de mancha i

(f) Índice de uniformidade de Shannon's (SHEI) (Eq. 9):

$$SHEI = \frac{- \sum_{i=1}^m p_i \ln (p_i)}{\ln m} \quad (9)$$

sendo:

p_i - proporção da paisagem ocupada por um tipo de mancha i

m - número de manchas diferentes

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após o processamento das imagens do sensor TM-Landsat-5, foram realizadas três classificações supervisionadas e pós-classificações do UCS da BHRSP para os anos de 1991, 2000 e 2010 (Figura 3). Percebe-se, de acordo com a Figura 3, que no ano de 1991 predominavam, na área, as classes de caatinga densa e caatinga aberta. Observa-se, na transição entre os mapas de 1991 e 2010, uma dinâmica acelerada no comportamento da cobertura vegetal com a substituição progressiva das áreas de caatinga aberta e caatinga densa, pelas de pastagem/agricultura.

A partir desses mapas temáticos foram gerados os dados contidos na Figura 4 que quantificam, em termos percentuais, cada classe de UCS na BHRSP durante os anos de 1991, 2000 e 2010. No ano de 1991 predominava, na bacia hidrográfica, a caatinga aberta, com 47% da superfície da BHRSP; em seguida, com valores próximos, estavam as áreas de caatinga densa ocupando 45% da BHRSP; a classe representada pelas atividades agropecuárias e agrícolas ocupava em 1991 apenas 7% da BHRSP e as classes de mata ciliar e água representavam, juntas, apenas 1% da área da bacia hidrográfica.

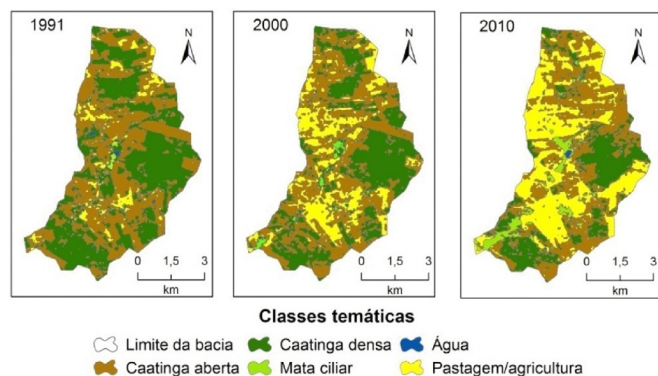


Figura 3. Mudanças do uso e da cobertura do solo (UCS) na bacia hidrográfica do riacho São Paulo (BHRSP) entre os anos de 1991 e 2010

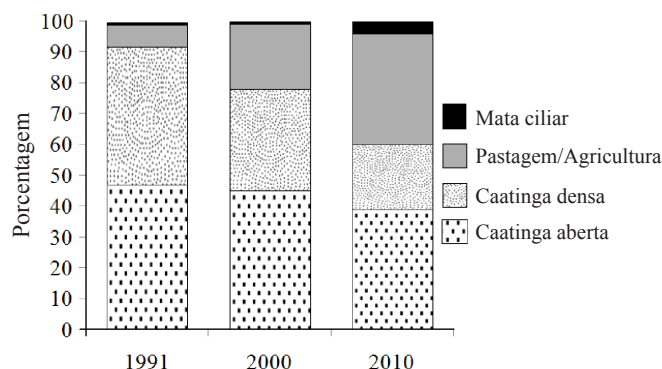


Figura 4. Dinâmica do padrão do uso e da cobertura do solo (UCS) na bacia hidrográfica do riacho São Paulo (BHRSP)

No ano de 2000 a classe de caatinga densa apresentou decréscimo de 12% de sua área, passando de 45% para 33% enquanto que a classe de caatinga aberta para o mesmo ano, se manteve quase inalterada reduzindo apenas 2% da sua área; as áreas de pastagem/agricultura da BHRSP experimentaram, no ano 2000, um crescimento de 14% em relação à imagem anterior passando de 7 para 21%; para este ano as classes de mata ciliar e água se mantiveram inalteradas; em 2010 a classe representada pelas atividades agropecuárias e agrícolas continuou crescendo em área, chegando a ocupar 36% da bacia hidrográfica enquanto, por sua vez, as áreas de caatinga aberta e densa foram reduzidas para 39 e 21% da BHRSP, respectivamente; as áreas de mata ciliar e água, por outro lado, aumentaram 4% chegando a atingir 5% da área da BHRSP em 2010; mesmo assim, este crescimento de 4% foi maior para a classe de mata ciliar, provocado pelo aumento da vegetação de algaroba (*Prosopis juliflora* (sw.) DC), introduzida no semiárido nordestino no início da década de 1940 e difundida como alternativa econômica promissora (Andrade et al., 2010); entretanto, a falta de manejo adequado, a adaptação da espécie e a facilidade de dispersão promovida pelos rebanhos, dentre outros fatores, transformaram em problema o que se pretendia ser solução. Os sítios preferenciais desta invasora são justamente as áreas de matas ciliares, as manchas de Neossolos Flúvicos e as baixadas sedimentares, que já formam maciços populacionais de alta densidade (Pegado et al., 2006).

Transições entre os fragmentos de UCS

As transições entre os fragmentos ocorridas entre 1991-2000, 2000-2010 e 1991-2010 são apresentadas na Figura 5 para as classes de caatinga densa, caatinga aberta e pastagem/agricultura. As outras classes que não apresentaram mudanças significativas do UCS foram descartadas desta análise, como já referido. Essas transições indicam a perda bruta representada pela primeira classe da intersecção; o ganho, representado pela segunda classe da intersecção e a persistência quando as intersecções são da mesma classe; as distribuições espaciais dessas transições e persistências podem ser visualizadas na Figura 6.

Entre os anos de 1991 e 2000 a área que sofreu mudança foi de 18,4 km², representando 39,2% da área total a uma taxa

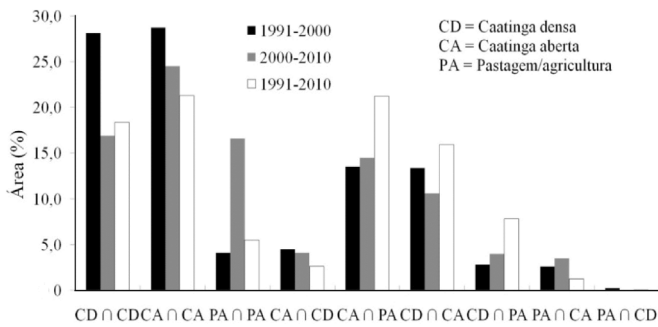


Figura 5. Transições e persistências entre as principais classes de uso e da cobertura do solo (UCS) na bacia hidrográfica do riacho São Paulo (BHRSP)

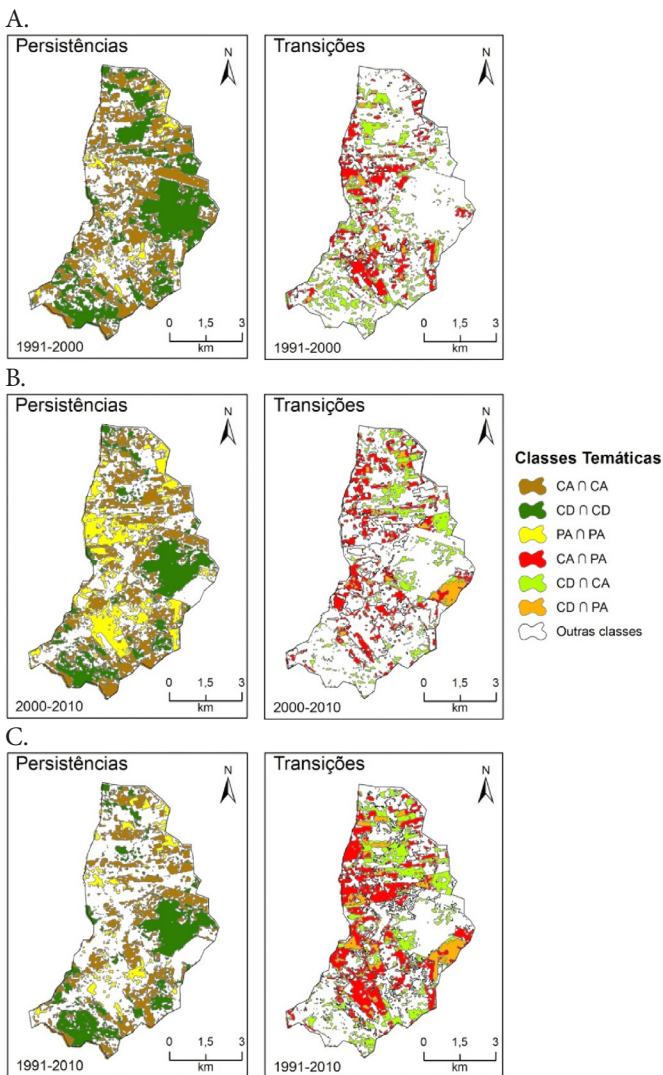


Figura 6. Distribuição espacial das principais persistências e transições entre as classes de uso e da cobertura do solo (UCS) durante os anos de 1991-2000 (A), 2000-2010 (B) e 1991-2010 (C)

anual de 4,4%. Durante esses nove anos as classes de caatinga densa, caatinga aberta e pastagem/agricultura, apresentaram persistência de 28,1, 28,7 e 4,1%, respectivamente. As áreas de caatinga aberta substituídas por caatinga densa (4,5%) foram menores que aquelas substituídas por pastagem/agricultura

(13,5%); os fragmentos de caatinga densa que sofreram transição para caatinga aberta, foram de 13,4%, bem maiores do que os 2,8% da caatinga densa transformada em pastagem/agricultura. A substituição das classes de pastagem/agricultura pelas de caatinga foi da ordem de 2,8%, considerada insignificante entre os anos de 1991 e 2000, já que este valor engloba duas classes.

Entre os anos de 2000 e 2010 houve mudança em 19,6 km² da área da bacia; este valor representa 41,8% da área total, com crescimento anual de 4,2%. Durante esses dez anos as persistências foram de 16,9% (caatinga densa), 24,5% (caatinga aberta) e 16,6% (pastagem/agricultura) representando uma diminuição na permanência das classes de caatinga e um aumento na permanência da classe representada pelas atividades agropecuárias, quando comparadas com as duas transições entre 1991 e 2000 e entre 2000 e 2010. Tal como aconteceu entre 1991 e 2000, os fragmentos de caatinga densa e caatinga aberta foram substituídos, em sua maioria, pelos fragmentos de caatinga aberta (10,6%) e pastagem/agricultura (14,5%), respectivamente, durante os dez anos entre 2000 e 2010; dentre as intersecções entre caatinga aberta e caatinga densa (4,1%), caatinga densa e pastagem/agricultura (4%), pastagem/agricultura e caatinga aberta (3,5%) e pastagem/agricultura e caatinga densa (0,0%) cada uma representa baixos valores percentuais.

Na análise dos dezanove anos de estudo (1991-2010), ganha destaque a substituição das coberturas de caatinga aberta e densa, pelas áreas de pastagem/agricultura (21,2%) e caatinga aberta (15,9%), respectivamente, como mostra a Figura 5. Esses valores apresentados mostram que o desmatamento da caatinga para a utilização dessas áreas como pastagem e agricultura acontece, na maioria, a partir da caatinga aberta devido à facilidade no processo de desflorestamento. Ainda entre os anos de 1991 e 2010 as persistências das três classes foram de apenas 45,2%, representando um elevado dinamismo do UCS da BHRSP.

Batista & Santos (2011) também identificaram constantes mudanças do UCS entre os anos de 1994 e 2008 na região semiárida do Brasil, mais especificamente em Teofilândia, no estado da Bahia. As alterações mais significativas ocorreram com as classes de pastagem e caatinga, modificadas principalmente para a classe de solo exposto. Para uma região de savana na Colômbia, Romero-Ruiz et al. (2012) mostraram que 23% da área de estudo passaram por alterações do UCS entre os anos de 1987 e 2007, associadas principalmente com a gestão das terras e o desenvolvimento de novas atividades econômicas.

Fragmentação da paisagem

O programa estatístico FRAGSTATS, utilizado para os cálculos das métricas da paisagem, foi executado de forma totalmente integrada ao SIG. Essa integração torna fácil sua aplicação em mapas digitais, como destaca Raines (2002). Trata-se do programa mais popular para esses tipos de cálculo, sendo capaz de fornecer mais de 100 índices métricos (Zaragozí et al., 2012). Apesar de calcular uma gama de índices, Lu et al. (2003)

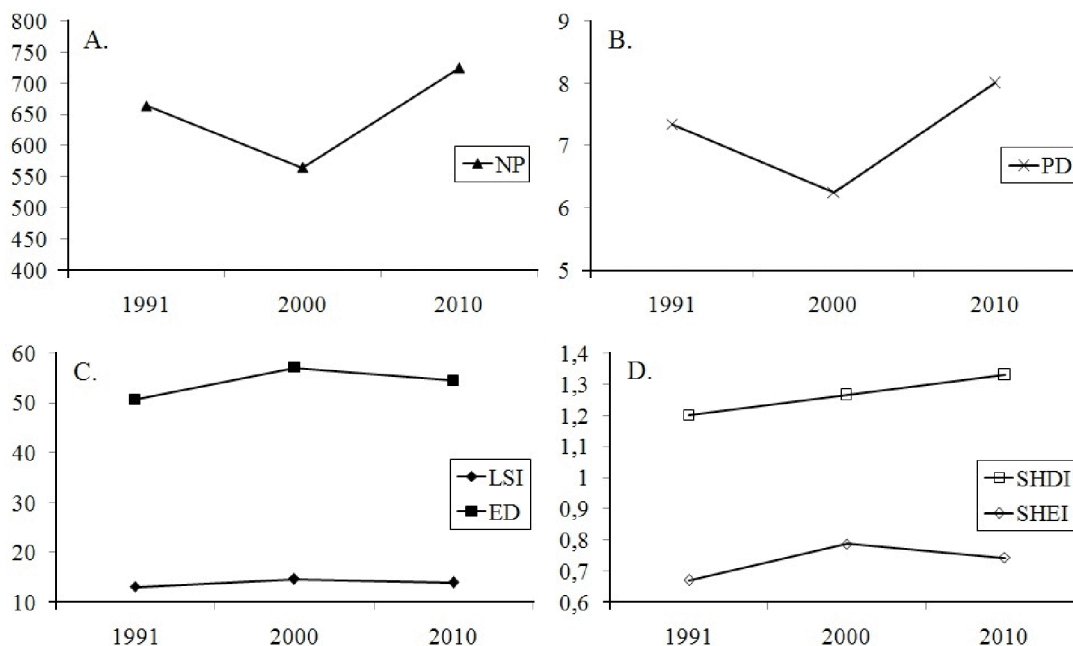


Figura 7. Mudanças nas métricas espaciais NP - Número de fragmentos (A); PD - Densidade de fragmentos (B); LSI - Índice de forma da paisagem; ED - Densidade da borda (C); SHDI - Índice de diversidade de Shannon; e SHEI - Índice de uniformidade de Shannon (D)

destacam a necessidade de sua seleção, a fim de evitar cálculos desnecessários. Esta seleção deve ser realizada de acordo com o objetivo a ser alcançado buscando-se evitar também a seleção de parâmetros altamente correlacionados.

A mudança no uso da terra, estimulada pela devastação da vegetação do bioma caatinga, resultou em uma transformação fundamental do padrão da paisagem na BHRSP. De 1991 a 2010 as 6 métricas calculadas pelo FRAGSTATS foram se modificando constantemente. Os índices NP (Número de Fragmentos) e PD (Densidade de Fragmentos) (Figura 7), por exemplo, apresentaram decréscimo de -14,9 e -10,9% (Tabela 3) respectivamente, entre os anos de 1991-2000, caracterizado principalmente pela redução mais compacta das manchas de caatinga aberta e caatinga densa. O oposto aconteceu entre os anos de 2000-2010, quando o número de fragmentos aumentou consideravelmente (28,3%) devido, sem dúvida, à fragmentação das classes de caatinga densa pela classe de caatinga aberta. Para este ano a densidade dos fragmentos também aumentou (28,4%) em razão da maior concentração das áreas de pastagem/agricultura. No ano de 2010 os valores dos índices NP e PD chegaram a ultrapassar os valores do ano de 1991, como mostra a Figura 7.

A diversidade métrica entre os anos de 1991-2010 apresentou um aumento constante indicando que a composição da paisagem e os tipos de UCS foram mais igualmente distribuídos, o que foi confirmado pelo aumento do SHEI (Índice de Uniformidade de Shannon 's) entre os anos de 1991-2000 (Figura 7). Apesar do decréscimo da uniformidade entre os anos 2000-2010, o valor referente a esse índice foi, no último ano de estudo, maior que no primeiro, como mostram a Figura 7 e a Tabela 3.

Junto com o rápido crescimento da classe pastagem/agricultura, a paisagem predominante de vegetação nativa

Tabela 3. Variações dos índices da métrica da paisagem calculados

Índices	Variação (%)		
	1991-2000	2000-2010	1991-2010
Número de fragmentos (NP)	-14,9	28,3	9,2
Densidade de fragmentos (PD)	-10,9	28,4	14,4
Índice de forma da paisagem (LSI)	11,6	-4,3	6,8
Densidade da borda (ED)	12,6	-4,6	7,4
Índice de diversidade de Shannon 's (SHDI)	5,5	5,1	10,9
Índice de uniformidade de Shannon 's (SHEI)	17,5	-5,5	10,9

foi progressivamente substituída por uma paisagem cada vez mais devastada, criando uma paisagem mais heterogênea, como evidenciado pelo aumento dos índices SHDI (índice de diversidade de Shannon 's) e LSI (índice de forma da paisagem) apresentados nas Figura 7 e Tabela 3. Esta mudança foi provocada, certamente, pelo aumento das classes de pastagem/agricultura sobre as maiores manchas de caatinga aberta e sobretudo de caatinga densa.

O índice ED (densidade da borda) atingiu o valor de pico no ano 2000 com um aumento de 12,6%, quando ocorreu uma queda abrupta nos NP e PD (Figura 7 e Tabela 3) o que pode ser explicado pelo fato de que a substituição entre as classes provocou um crescimento, juntamente com os núcleos, para formar manchas maiores mas neste mesmo período também foram produzidas muitas manchas pequenas e fragmentadas, especialmente as manchas de caatinga. Concomitante com o rápido processo de substituição das classes de caatinga densa por caatinga aberta e caatinga aberta por pastagem/agricultura, os espaços entre os fragmentos foram aumentando, juntamente com o aumento do NP, até 2010 (Figura 7).

CONCLUSÕES

1. As classes de uso e da cobertura do solo (UCS) da bacia passaram por uma grande transição entre os anos de 1991 e 2010, com a progressiva substituição das áreas de caatinga pelas de pastagem/agricultura.
2. As transições entre os fragmentos sinalizaram que o desmatamento das áreas de caatinga em substituição por áreas com pastagem/agricultura se dá, na maioria das vezes, a partir da caatinga aberta.
3. Junto com o rápido crescimento da classe pastagem/agricultura a paisagem predominante de vegetação nativa foi progressivamente substituída por uma paisagem cada vez mais devastada, heterogênea e fragmentada.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão das bolsas de estudo. Agradecem também à Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP) pelo suporte financeiro ao projeto FINEP 1830/2010.

LITERATURA CITADA

- Andrade, L. A.; Fabricante, J. R.; Oliveira, F. X. Impactos da invasão de *Prosopis juliflora* (sw.) DC. (Fabaceae) sobre o estrato arbustivo-arbóreo em áreas de Caatinga no Estado da Paraíba, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v.32, p.249-255, 2010.
- Batista, J. L. O.; Santos, R. L. Análise da dinâmica do uso e ocupação da terra em pequenos municípios baianos do semi-árido brasileiro: o caso de Teofilândia. *Revista de Geografia Norte Grande*, v.49, p.139-155, 2011.
- Braimoh, A. K. Random and systematic land-cover transitions in northern Ghana. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v.113, p.254-263, 2006.
- CPRM - Serviço Geológico do Brasil. Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea. Diagnóstico do município de Serra Talhada, Estado de Pernambuco. Recife: CPRM/PRODEEM, 2005. 12p.
- Deng, J. S.; Wang, K.; Hong, Y.; Qi, J. G. Spatio-temporal dynamics and evolution of land use change and landscape pattern in response to rapid urbanization. *Landscape and Urban Planning*, v.92, p.187-198, 2009.
- Du, P.; Li, X.; Cao, W.; Luo, Y.; Zhang, H. Monitoring urban land cover and vegetation change by multi-temporal remote sensing information. *Mining Science and Technology*, v.20, p.922-932, 2010.
- Gao, J.; Zha, Y.; Ni, S. Assessment of the effectiveness of desertification rehabilitation measures in Yulin, north-western China using remote sensing. *International Journal of Remote Sensing*, v.22, p.3783-3795, 2001.
- Ghosh, T. K. Environmental impacts analysis of desertification through remote sensing and land based information system. *Journal of Arid Environments*, v.25, p.141-150, 1993.
- Hui-mei, H.; Zhi-Yuan, R. Land use/land cover change (LUCC) and eco-environment response to LUCC in farming-pastoral zone, China. *Agricultural Sciences in China*, v.8, p.91-97, 2009.
- Jansen, L. J. M.; Di Gregorio, A. Obtaining land-use information from a remotely sensed land cover map: results from a case study in Lebanon. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, v.5, p.141-157, 2004.
- Käykhö, N.; Fagerholm, N.; Asseid, B. S.; Mzee, A. J. Dynamic land use and land cover changes and their effect on forest resources in a coastal village of Matemwe, Zanzibar, Tanzania. *Land Use Policy*, v.28, p.26-37, 2011.
- Lago, W. N. M.; Lacerda, M. P. C.; Neumann, M. R. B.; Borges, T. D. Ocupação e adequação do uso das terras na microbacia do Ribeirão Extrema, Distrito Federal - Parte I. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.16, p.289-296, 2012.
- Liu, H.; Zhao, W. Z.; Chang, X. L.; Zhang, L. J.; He, Z. B. Characterizing landscape dynamics of a small catchment under ecological rehabilitation interventions in Northwestern China. *Landscape and Urban Planning*, v.93, p.201-209, 2009.
- Long, H.; Heilig, G. K.; Li, X.; Zhang, M. Socio-economic development and land-use change: Analysis of rural housing land transitions in the Transect of Yangtse River, China. *Land Use Policy*, v.24, p.141-153, 2007.
- Lopes, F.; Mielniczuk, J.; Oliveira, E. S.; Tornquist, C. G. Evolução do uso do solo em uma área piloto da região de Vacaria, RS. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.14, p.1038-1044, 2010.
- Lu, L.; Li, X.; Cheng, G. Landscape evolution in the middle Heihe River Basin of north-west China during the last decade. *Journal of Arid Environments*, v.53, p.395-408, 2003.
- Matsushita, B.; Xu, M.; Fukushima, T. Characterizing the changes in landscape structure in the Lake Kasumigaura, Japan using a high-quality GIS dataset. *Landscape and Urban Planning*, v.78, p.241-250, 2006.
- McGarigal, K.; Marks, B. J. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying categorical maps. *Forest Science Department, Oregon State University, Corvallis*, 1995, 112p.
- 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). *Applied Geography*, v.31, p.237-350, 2011.
- 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*, v.38, 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*, v.2, p.1074-1082, 2010.

- Pegado, C. M. A.; Andrade, L. A.; Félix, L. P.; Pereira, I. M. Efeitos da invasão biológica de algaroba - *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. sobre a composição e a estrutura do estrato arbustivo-arbóreo da caatinga no município de Monteiro, PB, Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, v.20, p.887-898, 2006.
- 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*, v.100, p.223-230, 2011.
- Raines, G. L. Description and comparison of geologic maps with FRAGSTATS-a spatial statistics program. *Computers & Geosciences*, v.28, p.169-177, 2002.
- Romero-Ruiz, M. H.; Flantua, S. G. A.; Tansey, K.; Berrio, J. C. Landscape transformation in savannas of northern South America: Land use/cover changes since 1987 in the Llanos Orientales of Colombia. *Applied Geography*, v.32, p.766-776, 2012.
- Shalaby, A.; Tateishi, R. Remote sensing and GIS for mapping and monitoring land cover and land-use changes in the Northwest coastal zone of Egypt. *Applied Geography*, v.27, p.28-41, 2007.
- Southworth, J.; Munroe, D.; Nagendra, H. Land cover and landscape fragmentation-comparing the utility of continuous and discrete analyses for a western Honduras region. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v.101, p.185-205, 2004.
- Vanzela, L. S.; Hernandez, F. B.; Franco, R. A. M. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Corrégo Três Barras, Marinópolis. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.14, p.55-64, 2010.
- Yu, W.; Zang, S.; Liu, W.; Na, X. Analyzing and modeling land use land cover (LUCC) in the Daqing City, China. *Applied Geography*, v.31, p.600-608, 2011.
- 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*, v.31, p.131-140, 2012.