



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
MESTRADO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO**

STEFANNY MARTINS DE SOUZA

**COBERTURA E REGENERAÇÃO VEGETAL COMO PREDITORES DO PROCESSO DE
DESERTIFICAÇÃO NA CAATINGA**

**CAMPINA GRANDE
2020**

STEFANNY MARTINS DE SOUZA

**COBERTURA E REGENERAÇÃO VEGETAL COMO PREDITORES DO
PROCESSO DE DESERTIFICAÇÃO NA CAATINGA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Área de concentração: Ecologia Vegetal.

Orientador: Prof. Dr. Sérgio de Faria Lopes

**CAMPINA GRANDE
2020**

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

S719c Souza, Stefanny Martins de.
Cobertura e regeneração vegetal como preditores do processo de desertificação na Caatinga [manuscrito] / Stefanny Martins de Souza. - 2020.
35 p. : il. colorido.
Digitado.
Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa, 2020.
"Orientação : Prof. Dr. Sérgio de Faria Lopes ,
Coordenação do Curso de Ciências Biológicas - CCBSA."
1. Florestas secas. 2. Cobertura vegetal. 3. Perturbação antrópica crônica. 4. Caatinga. I. Título
21. ed. CDD 577.3

STEFANNY MARTINS DE SOUZA

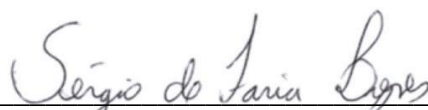
**COBERTURA E REGENERAÇÃO VEGETAL COMO PREDITORES DO
PROCESSO DE DESERTIFICAÇÃO NA CAATINGA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

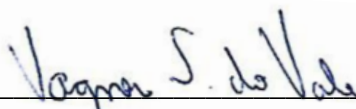
Área de concentração: Ecologia Vegetal.

Aprovada em: 28/02/2020

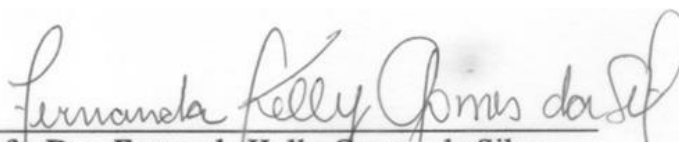
BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Sérgio de Faria Lopes (Orientador)
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof. Dr. Vagner Santiago do Vale
Universidade Estadual de Goiás (UEG)



Profª. Dra. Fernanda Kelly Gomes da Silva
Universidade Federal do Ceará (UFC)

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me conceder a graça de viver isso, foi a realização de um sonho! Por me sustentar durante toda a caminhada que foi árdua, não apenas profissionalmente, mas principalmente, pessoalmente. No entanto, Ele em sua perfeita bondade, me acalmou diante de toda a tempestade, e facilitou tudo colocando em minha vida pessoas que tornaram tudo melhor e mais bonito, sem as quais eu não teria obtido os mesmos resultados. A Ele, toda glória e todo louvor.

A toda minha família, por todo amor, admiração e apoio, especialmente aos meus amados pais, Carla e Josinaldo, e à minha irmã, Deborah, por darem a melhor base familiar que eu poderia ter, por tanto amor, pela educação e criação que recebi, a qual me transformou na pessoa que sou hoje, por todas as lutas enfrentadas para me darem oportunidades como a que tenho agora, por cada palavra de incentivo que me impulsionou ir adiante, tudo que sou e que tenho eu devo a vocês; e ao meu amor, Jossanio, por ser sempre tão incrível, por tanto amor, carinho, compreensão e companheirismo em todos os momentos, por acreditar tanto em mim, ser meu grande admirador e me impulsionar a crescer sempre mais, por estar verdadeiramente comigo.

Ao meu orientador, Sérgio, a quem devo maior parte do meu conhecimento na área, por despertar minha paixão por ecologia desde a graduação, por me acolher tão bem desde sempre, por ser tão presente, dedicado e prestativo em todos os momentos. Ter um orientador como você facilita a vida de qualquer discente, agrega muitos valores e digo sem dúvidas, não se encontra em qualquer lugar, é um privilégio de poucos! Agradeço também ao professor JJ por todas as suas colaborações e por nos ser sempre tão solícito. Cada conversa e sugestão foi muito enriquecedora para o meu trabalho.

As melhores parceiras que eu poderia ter, Graci, Maiara e Sonaly. Vocês foram os maiores presentes que Deus me deu nessa jornada, tudo deu tão certo e fluiu também porque estávamos juntas em todos os aspectos, profissionalmente e emocionalmente. Não foi (nem será) apenas uma parceria de trabalho, foi de vida, uma irmandade. Obrigada por tudo e por tanto. E também a toda a equipe do Ecotropics (Talía, Renaly, Dávila, Anderson, Kamila, Gilbervan, Fernanda, Brenna, Tamyres, Rubenice, Wendel e Wilson), por tudo compartilhado, por todas as dicas e colaborações. Vocês foram maravilhosos em todas as horas, no trabalho e no dia a dia, o convívio com vocês fez tudo mais agradável, as conversas e risadas tornaram meus dias melhores.

Aos meus amores mais antigos da UEPB (que não são mais só da UEPB, e sim da vida), minha “Família Real”, Mamis Fernanda, Papis Anderson e minha irmãzinha Sabrina. Não posso imaginar como seria viver isso sem vocês ao meu lado, vocês são luz, são uma grande alegria em minha vida, parceiros nos piores e melhores momentos. Nossas brincadeiras, risadas, viagens e até as tardes comuns na universidade estão eternizadas em meu coração. Mas que muitas outras venham!

Aos meus velhos e eternos amigos, Tereza, Mariana, Whinter, Catarina, Joyce, Júlia, Johanna e Grazi, que apesar de não terem vivenciado a realização deste trabalho, sempre estiveram comigo, se fizeram presentes mesmo com a distância, sempre interessados em meu progresso e torcendo pelo meu sucesso. Isso só comprova o quão verdadeira é a nossa amizade.

À Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), por todos os recursos que foram necessários e oferecidos para a realização deste trabalho, e muitos de seus funcionários, como Júlio, Macelly, Robson, Elimar, Edilma, Dona Mari, Valberto, Josy, André, Ethan, Iranildo, todos os motoristas que nos acompanharam no campo, entre outros, por tudo o que foi oferecido, desde o trabalho à vivência, a conversa, a ideia trocada no dia a dia, que além de enriquecedora, também rendeu muitas risadas.

AGRADECIMENTOS ESPECIAIS

Agradecemos o financiamento recebido para este estudo pelos projetos do CNPq no Processo 42 490/2018-6, e PROPESC 2017 no Processo 2.05.03.00-8-375/2017-1. À bolsa de apoio recebida pela CAPES no período de 2018 a 2020. À equipe do Laboratório de Ecologia & Conservação de Florestas Secas pelo apoio dado em campo e pelas revisões e contribuições com a escrita do manuscrito.

Dedico ao meu esposo, meus pais e minha
irmã, por toda força, incentivo e
compreensão. Vocês são incríveis!

RESUMO

A Caatinga é uma das mais diversas florestas secas do planeta. Metade de sua cobertura original está degradada e atualmente é identificada como uma das principais áreas do processo de desertificação. O processo de regeneração natural depende das condições climáticas, edáficas e dos estratos adultos presentes em uma área. Apesar de importante, esse processo é pouco conhecido na Caatinga. Nosso objetivo é analisar os estratos de regeneração e os indicadores de desertificação sob diferentes níveis de cobertura vegetal na região semiárida brasileira. Nosso estudo foi realizado na região mais seca do Brasil. Classificamos nossas áreas estudadas em Área I (menos cobertura vegetal) e Área II (maior cobertura). Seis parcelas de 50 x 20 m foram delimitadas para amostragem dos estratos adultos, regenerativos e do solo em cada área. Nossos resultados mostram interações entre características do solo e estratos adulto e regenerativo. A Área II apresentou maior diversidade e maior número de espécies exclusivas; em contraste, na Área I, observou-se a dominância de espécies mais resistentes a condições limitantes, como *Aspidosperma pyriforme* Mart. & Zucc. O conteúdo de C e N no solo indicou correlação positiva e significativa com a diversidade dos estratos regenerativos. Os dados revelaram que a área com menor cobertura vegetal, riqueza e diversidade apresentava indícios do processo de desertificação.

Palavras-chave: Clima semiárido. Florestas secas. Cobertura vegetal. Perturbação antrópica crônica.

ABSTRACT

The Caatinga is one of the most diverse dry forests on the planet. Half of its original coverage is degraded, and it is currently identified as one of the main areas in the process of desertification. The process of natural regeneration depends on climatic, edaphic conditions and the adult stratum present in an area. Despite its importance, this process is little known in the Caatinga. We aim to analyze the regeneration stratum and indicators of desertification under different levels of vegetation cover in the Brazilian semiarid region. Our study was executed in the driest region of Brazil. We classify our studied areas into Area I (less vegetation cover) and Area II (greater coverage). Six plots of 50 x 20 m were delimited for sampling the adult stratum, the regenerative stratum and soil in each area. Our results show interactions between soil characteristics and adult and regenerative stratum. The Area II showed greater diversity and a greater number of exclusive species; in contrast, in Area I, the dominance of species more resistant to limiting conditions was observed, such as *Aspidosperma pyriforme* Mart. & Zucc. The contents of C and N in the soil indicated a positive and significant correlation with the diversity of the regenerative stratum. The data revealed that the area with less vegetation cover, richness and diversity presented indications of the desertification process.

Keywords: Semiarid climate. Dry forests. Vegetation cover. Chronic Anthropic Disturbance.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Bioma de floresta seca no Brasil (a), localização da área de estudo (b) e locais amostrados na área de estudo de acordo com o NDVI (c).. 11

Figura 2: Grupos florísticos do estrato regenerante correspondente a áreas com diferentes coberturas vegetais, na região semiárida do Brasil. As amostras (plotagens) são ordenadas para cada uma das duas dimensões produzidas por uma ordenação não-métrica de Dimensionamento Multidimensional (NMDS) realizada usando uma matriz de similaridade e altitude Bray-Curtis com base em abundância e cobertura vegetal (consulte Métodos para obter detalhes). Os círculos pretos representam as parcelas da Área I e os círculos em cinza, as parcelas da Área II..... **Erro! Indicador não definido.**8

Figura 3: Regressões lineares estatisticamente significantes em $p < 0,05$21

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Famílias e espécies da área de estudo de acordo com diferentes níveis de cobertura vegetal..... 15

Tabela 2: Média (desvio padrão) das variáveis da comunidade em regeneração..... 18

Tabela 3: Valores médios (desvio padrão) de propriedades do solo por horizonte na área de estudo..... 19

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	10
2. METODOLOGIA	12
2.1 <i>Seleção das áreas de estudo</i>	12
2.2 <i>Amostragem da vegetação</i>	13
2.3 <i>Distúrbios antropogênicos</i>	14
2.4 <i>Coleta e análises de solo</i>	15
2.5 <i>Análises estatísticas</i>	16
3. RESULTADOS	17
4. DISCUSSÃO	24
4.1 <i>Indicativos de desertificação</i>	27
5. CONCLUSÕES	30
REFERÊNCIAS	31

1. INTRODUÇÃO

O aumento da população humana e a demanda por recursos naturais foram identificados como as principais causas da perda de biodiversidade global e mudanças na estrutura das florestas em todo o mundo. A fragmentação do habitat (Ribeiro et al., 2015) e as alterações na qualidade do solo (Ferreira et al., 2018), derivadas da pressão antrópica, reduzem a riqueza de espécies e alteram parâmetros estruturais, como diâmetro do caule e área basal (Sobrinho et al., 2016). Tais mudanças ao longo do tempo podem moldar o processo de desertificação nas áreas menos resilientes (Alves et al., 2009). A desertificação é definida como redução ou perda da produtividade biológica das terras áridas, sua complexidade ecológica e, ou, seus valores humanos, manifestados pela provisão reduzida da soma dos serviços ecossistêmicos das terras secas (Verstraete et al., 2009; Safriel et al., 2005; Scholes, 2009).

O processo de regeneração natural das florestas antropizadas varia de acordo com as características abióticas e bióticas do ambiente. O estabelecimento de mudas está relacionado às condições climáticas do ambiente, como precipitação, temperatura e sazonalidade, riqueza e composição da comunidade e histórico de uso da terra (Ribeiro et al., 2015; Sobrinho et al., 2016). Dessa forma, ambientes mais degradados e secos terão menores taxas de regeneração (Alves et al., 2010; Marinho et al., 2016; Sobrinho et al., 2016).

Ecossistemas áridos e semi-áridos são menos tolerantes a distúrbios antropogênicos e mais vulneráveis à desertificação (Ferreira et al., 2018). As florestas tropicais sazonalmente secas (SDTF) são atualmente um dos ecossistemas mais ameaçados do mundo, com 97% de seu território em risco (Miles et al., 2006). As florestas secas são caracterizadas por alta sazonalidade, longos períodos de seca e precipitação variando de 240 mm a 1.500 mm por ano (Sfair et al., 2018). Esses ambientes abrigam grande biodiversidade e são conhecidos por serem grandes centros de endemismo, com espécies marcadas por seus mecanismos de adaptação morfofisiológicos desenvolvidos para tolerar as condições climáticas locais (Murphy e Lugo, 1986).

A Caatinga consiste em uma das mais diversas e maiores florestas secas do mundo (Costa et al., 2015; Prado et al., 2015), estendendo-se por 800.000 km² (Alves et al., 2010; Moro et al., 2016). Aproximadamente 46% da vegetação nativa da Caatinga foi desmatada devido a técnicas convencionais de agricultura e pecuária (Ribeiro et al., 2015; Marinho et al., 2016; Sfair et al., 2018) desde o início da colonização portuguesa em o continente americano.

Apesar de sua extensão e importância ecológica, estudos sobre o processo de regeneração da Caatinga são raros. Pouco se sabe sobre a influência das condições climáticas, antrópicas e edáficas na sucessão ecológica (Mirzabaev et al., 2019). Assim, objetivamos analisar as taxas de regeneração e indicativas do processo de desertificação na Caatinga, a partir da análise dos efeitos de distúrbios antrópicos crônicos nas propriedades do solo e na riqueza e estrutura das comunidades vegetais em regeneração em diferentes níveis de cobertura vegetal. Esperamos que as áreas com menor cobertura vegetal apresentem sinais de desertificação, uma vez que a menor disponibilidade hídrica, juntamente com o estresse imposto pelos distúrbios antrópicos afetam a cobertura vegetal, tornando os solos mais degradados e conseqüentemente, limitando a comunidade regenerante em termos de riqueza e estrutura.

2. METODOLOGIA

A área de estudo abarca a região conhecida como Cariri Paraibano, no nordeste brasileiro. A região está localizada no Planalto da Borborema, entre 354 e 563 m de altitude. Essa região se estende por 11.192 km², dividida em 29 municípios. De acordo com censo do IBGE (2010), a região comporta uma população de 185.235 habitantes.

O Cariri paraibano é uma das regiões mais secas do Brasil. O clima é do tipo BSh - semiárido quente, de acordo com a classificação de Köppen (Alvares et al., 2013), sendo observados os menores regimes pluviométricos do país, onde a média anual varia entre 300 e 600 mm. As chuvas normalmente são concentradas em meses consecutivos, resultando em longos períodos de seca que duram até oito meses (Silva et al., 2018). A temperatura média anual é de 27° C, com mínima de 23° C e máxima de 41° C. Esse conjunto de características faz com que a evapotranspiração potencial seja até quatro vezes superior a precipitação e predomine na região um acentuado déficit hídrico (Souza et al., 2015b).

A vegetação é caracterizada por Caatinga arbustiva aberta à Caatinga arbórea fechada, com espécies dotadas de mecanismos de adaptação às condições áridas a que estão expostas, como por exemplo, folhas pequenas, caducifólias e modificadas em espinhos (Alves, 2009). Desde o início da ocupação portuguesa, no início do século XVI, a economia regional pautou-se em agricultura e pecuária extensiva, principalmente o plantio de algodão e criação de caprinos e ovinos (Alves, 2009; Souza et al., 2015b). O uso excessivo da cobertura vegetal e dos solos nessa região constitui uma grande ameaça e tem intensificado o processo de desertificação (Souza et al., 2015a).

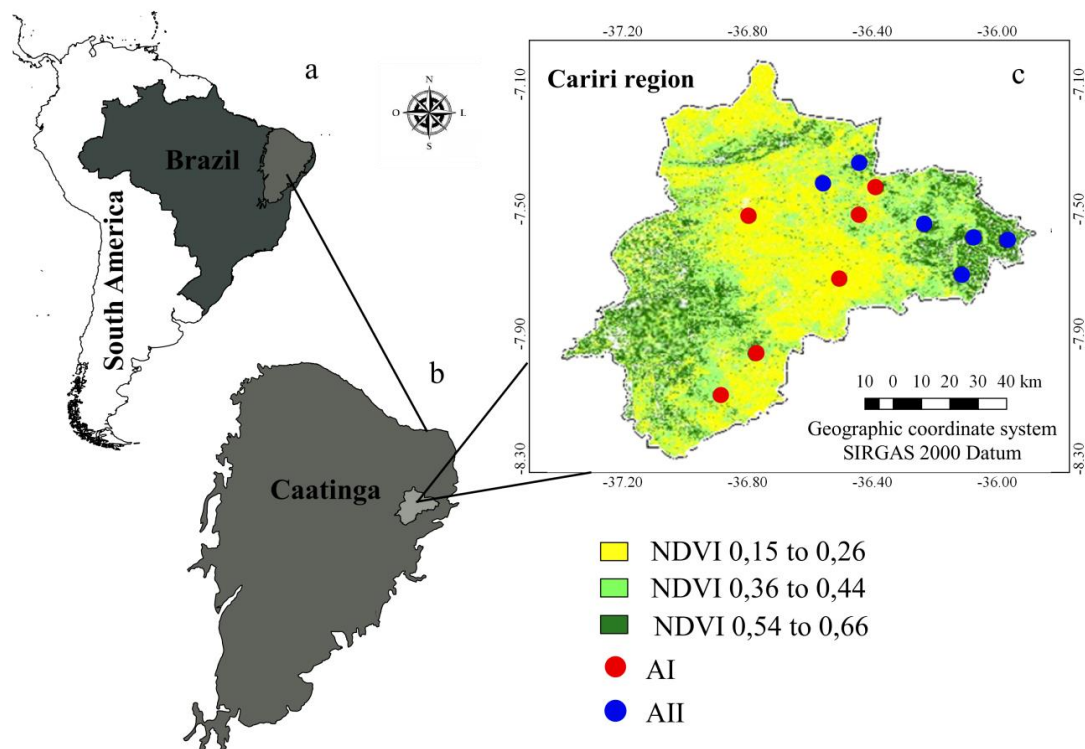
O intemperismo dos minerais é incipiente devido ao clima semiárido. Luvisolos (40,9% da área total), Leptosolos (35,6%) e Regosolos (3,9%) dominam o Cariri (Araújo Filho et al., 2017). Esses solos são predominantemente loâmicos, rasos (<1 m de profundidade), eutróficos e possuem baixa capacidade de retenção de água (Ferreira et al., 2018; Giongo et al., 2011; Menezes et al., 2012; Rückamp et al., 2010).

2.1 Seleção das áreas de estudo

A seleção das áreas foi baseada no índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI), que tem como proxy estimar a biomassa e produtividade da vegetação, através do cálculo: $NDVI = (\text{Infravermelho} - \text{Vermelho}) / (\text{Infravermelho} + \text{Vermelho})$, utilizando o software ArcGis 10.2. Utilizamos imagens do satélite Landsat-8, da região no ano de 2017,

período de setembro a outubro (earthexplorer.usgs.gov). Este período foi escolhido por ser o período de estiagem, visto que em períodos chuvosos as imagens de cobertura vegetal podem sofrer alterações em decorrência do extrato herbáceo estabelecido nesta época. As imagens foram processadas utilizando as bandas 4 e 5 do satélite, que evidenciam aspectos da vegetação de forma satisfatória. Posteriormente, reclassificamos o raster, e definimos as classes de valores (0,15 a 0,66) obtendo um mapa de NDVI do cariri paraibano. Por fim, foram estabelecidas doze parcelas divididas em duas áreas: seis parcelas com valores de NDVI entre 0,15 e 0,37, denominadas daqui para frente como Área I, que corresponde a menor cobertura vegetal; e seis parcelas com valores de NDVI entre 0,44 a 0,66, denominadas daqui para frente como Área II, que compreende ambientes com maiores níveis de cobertura vegetal (Figura 1). Identificamos todos os pontos de coletas primeiramente através das imagens de satélite e posteriormente, realizamos visitas para o reconhecimento da área. Todas as coletas foram realizadas no período de novembro/2018 a julho/2019.

Fig. 1 - Bioma de floresta seca no Brasil (a), localização da área de estudo (b) e locais amostrados na área de estudo de acordo com o NDVI (c).



2.2 Amostragem da vegetação

Foram delimitadas 12 parcelas de 50 x 20 m (1.000 m²) para amostragem do estrato adulto, totalizando uma área amostral de 1,2 ha. Cada parcela foi subdividida em 10 subparcelas

de 10 x 10 m (100 m²), sendo escolhidas aleatoriamente quatro subparcelas para amostragem do estrato regenerativo. Para determinação da estrutura, riqueza e composição das comunidades, foram mensurados os dados de altura (m) e diâmetro dos indivíduos (cm), e estes foram identificados ainda em campo. Para aqueles não identificados, foram feitas anotações de suas principais características e coletadas amostras para posterior determinação taxonômica em laboratório, realizada com auxílio de bibliografia especializada e consultas a bancos de dados de bases digitalizadas e herbários, e classificados de acordo com o *Angiosperm Phylogeny Group IV* (APG IV, 2016). Dentro de cada parcela foram identificados como indivíduos adultos todos os indivíduos vivos que possuem altura ≥ 1 m e diâmetro ao nível do solo (DNS) ≥ 3 cm (Rodal et al., 2013). Foram identificados como regenerantes os indivíduos vivos com altura menor que 1 m e com DNS entre 0,5 e 2,9 (Farias et al., 2016).

Foram utilizados números de Hill de ordem 0, 1 e 2 para quantificação da diversidade. A diversidade de ordem 0 (D0) diz respeito à riqueza de espécies, não sendo sensível a abundância; D1 leva em consideração a abundância de cada espécie e seu peso na comunidade é dado de acordo com esta. Dessa forma, é interpretado como o número de espécies comuns na comunidade; D2 também é sensível a abundância e favorece as espécies de maior número, sendo interpretado como o número de espécies dominantes na comunidade (Jost, 2006). Os cálculos foram realizados através do site <https://chao.shinyapps.io/iNEXTOnline/>.

2.3 Distúrbios antropogênicos

Em cada uma das doze parcelas, três subparcelas foram escolhidas aleatoriamente para mensuração da pressão antropogênica. Foram mensurados: a) distância em linha reta da fazenda mais próxima; b) densidade de casas no entorno da parcela (em um raio de 2 km); c) distância em linha reta da cidade (km); d) presença de animais domésticos (caprinos, ovinos, bovinos e equinos) (Ribeiro et al., 2015), e; e) massa de pelotas fecais. As distâncias entre as áreas de estudo e as fontes antrópicas foram estimadas com base nas imagens de satélite através do software Google Earth Pro (Google Earth, 2018).

A partir desses dados foram calculados dois índices de impacto antrópico, ao qual chamamos de CAD (*Chronic Anthropogenic Disturbance*), um relacionado aos impactos causados por herbívoros, chamado de Pressão por herbivoria, e o segundo, com base nos dados relacionados às fontes antrópicas diretas, chamado de Pressão humana. Ambos índices

variam de 0 (sem pressão de animais ou humanos na parcela) a 100 (pressão máxima de animais ou humanos na parcela). Realizamos o cálculo através da seguinte fórmula, proposta por Sfair et al. (2018):

$$I = \sum_{i=1}^n \frac{(y_i - y_{min}) / (y_{max} - y_{min})}{n} \times 100$$

Onde, I = índice de pressão global (Pressão por Herbivoria ou Pressão Humana);

y_i = o valor observado para a métrica de perturbação na parcela;

y_{min} = valor mínimo apresentado pela métrica de perturbação entre todas as parcelas;

y_{max} = o valor máximo apresentado pela métrica entre todas as parcelas;

n = número de métricas individuais de perturbação consideradas no índice.

2.4 Coleta e análises de solo

Em cada parcela vegetal, um perfil do solo foi aberto, descrito e classificado. Os perfis foram classificados de acordo com a Base de Referência Mundial para recursos do solo (FAO, 2014). Nos doze perfis de solo, as amostras foram coletadas nos horizontes superficial e mais profundo. Estas amostras foram secas ao ar, moídas e peneiradas em uma peneira de 2 mm antes da análise. Os teores de areia grossa, areia fina, silte e argila foram determinados após agitação lenta com NaOH 0,1 M pelo método da peneira-pipeta (Donagema et al., 2011). O pH do solo foi determinado em água desionizada (1: 2,5). O conteúdo de Al, Ca e Mg foi determinado por extração de KCl 1 M. K⁺, Na⁺ e P foram determinados após extração de Mehlich-1. A acidez potencial (H + Al) foi determinada por acetato de cálcio a pH 7,0. O teor de carbono orgânico do solo foi determinado por digestão ácida, segundo o método de Walkey-Black (Silva e Mendonça, 2007). O teor total de nitrogênio foi determinado pelo método de Kjeldahl. A partir dessas análises, calculou-se a soma das bases (SB), capacidade de troca catiônica (CEC), saturação das bases (V) e razão C / N.

Amostras indeformadas foram coletadas na superfície do solo através do método do anel volumétrico (Donagema et al., 2011). Foram determinadas a densidade do solo, densidade de partículas e a curva de retenção de água no solo nas tensões: 0, -6, -10, -30, -100, -1500 kPa. A partir desses dados foram calculados a porosidade total, a capacidade de

campo (CC), ponto de murcha permanente (PMP), a água sujeita a drenagem, a água disponível e água não disponível.

2.5 Análises estatísticas

A biomassa foi calculada com base no DNS dos indivíduos, através da equação $Biomass = 0,173 \text{ DNScm}^{2,295}$ (Amorim et al., 2005). Atendendo aos pressupostos estatísticos, testamos a normalidade dos dados através do teste de Shapiro Wilk e a homogeneidade por meio do teste de Bartlett's (Crawley, 2013).

Foram comparadas as médias dos parâmetros vegetais (riqueza, abundância, composição, altura, diâmetro e biomassa) do estrato em regeneração nas diferentes áreas, bem como de todos os dados químicos e físicos do solo analisado. Realizamos a comparação das médias usando os testes Student T e Wilcoxon para dados paramétricos e não paramétricos, respectivamente.

Para elucidar as relações entre as variáveis de vegetação e solo, realizamos análises de correlação de Pearson. Regressões lineares simples foram realizadas entre as variáveis de maior correlação, estabelecendo o modelo que melhor descreve os resultados encontrados. Os estratos adulto e regenerativo também foram correlacionados. Posteriormente geramos gráficos apenas para as variáveis que apresentaram coeficientes de regressão significativos, utilizando a função plot do software estatístico R (R Core Team, 2018).

Para observar possíveis ordenações na composição de espécies do estrato regenerante entre as diferentes áreas fizemos uma análise NMDS (Nonmetric Multidimensional Scaling), utilizando a função metaMDS do pacote de software vegan, além de ser analisada a similaridade entre os ambientes através do teste ANOSIM (Oksanen et al., 2018). Todas as análises foram feitas no software estatístico R Studio 3.5.0. (R Core Team, 2018).

3. RESULTADOS

Foram amostrados um total de 3.436 indivíduos, 2.519 desses no estrato adulto, distribuídos em 41 espécies e 17 famílias (Tabela 1). Dentre os 917 indivíduos do estrato regenerativo foram identificadas 29 espécies distribuídas em 15 famílias. A espécie *Aspidosperma pyriforme* Mart (Apocynaceae) foi a mais frequente nos estratos arbóreo e regenerativo. As famílias mais frequentes foram Fabaceae (10 espécies) e Euphorbiaceae (seis espécies), nos estratos adulto e regenerativo, respectivamente.

Dos indivíduos adultos amostrados, 1.053 estavam na Área I distribuídos em 24 espécies e 10 famílias, enquanto a Área II apresentou 1.466 indivíduos em 36 espécies e 16 famílias. Cinco espécies e uma família foram exclusivas da Área I, e 17 espécies e sete famílias foram exclusivas da Área II. A Área I apresentou 526 indivíduos do estrato regenerativo, distribuídos em 11 espécies e seis famílias, enquanto na Área II foram registrados 391 indivíduos de 27 espécies em 15 famílias. Duas espécies foram exclusivas da primeira área, enquanto 18 espécies e nove famílias foram exclusivas da segunda.

Tabela 1. Famílias e espécies da área de estudo de acordo com diferentes níveis de cobertura vegetal.

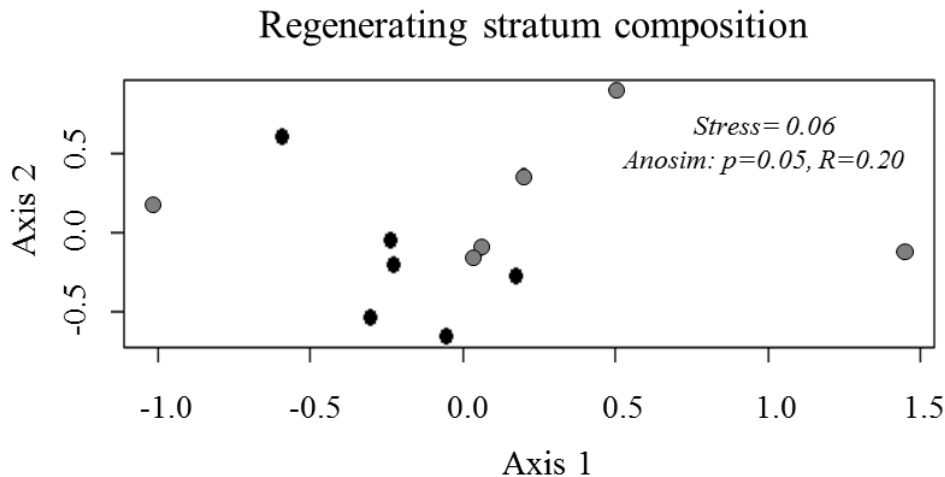
Famílias/espécies	Regenerantes		Adultos	
	Área I	Área II	Área I	Área II
Anacardiaceae				
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	0	1	2	23
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	0	3	1	10
<i>Spondias tuberosa</i> Arruda	0	0	1	0
Apocynaceae				
<i>Aspidosperma pyriforme</i> Mart.	245	40	337	404
Bignoniaceae				
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	0	1	0	6
Bixaceae				
<i>Cochlospermum vitifolium</i> (Willd.) Spreng.	0	0	0	13
Boraginaceae				

<i>Varronia leucocephala</i> (Moric.) J.S.Mill.	0	4	0	3
Burseraceae				
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B.Gillett	1	13	4	30
Cactaceae				
<i>Cereus jamacaru</i> D.C.	0	0	0	3
<i>Pilosocereus gounellei</i> (F.A.C.Weber) Byles e Rowley	4	4	61	2
<i>Pilosocereus pachycladus</i> F.Ritter	0	6	0	22
<i>Tacinga palmadora</i> (Britton e Rose) N.P.Taylor e Stuppy	53	94	38	61
Capparaceae				
<i>Capparis flexuosa</i> (L.) L.	0	9	0	0
<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	0	0	1	9
Celastraceae				
<i>Maytenus rígida</i> Mart.	0	1	0	0
Combretaceae				
<i>Combretum leprosum</i> Mart.	0	0	2	0
<i>Combretum sp.</i>	0	3	0	12
Euphorbiaceae				
<i>Cnidoscolus quercifolius</i> Pohl	0	0	2	0
<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	5	52	58	181
<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth	0	1	2	84
<i>Jatropha molissima</i> (Pohl) Baill.	55	28	161	26
<i>Jatropha sp.</i>	25	0	7	2
<i>Manihot carthagenensis</i> (Jacq.) Müll.Arg.	0	3	7	27
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	0	2	2	18
<i>Sebastiania macrocarpa</i> Müll.Arg.	0	0	0	3
Fabaceae				
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	0	0	2	10

<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud	0	19	2	54
<i>Cenostigma pyramidale</i> (Tul.) E. Gagnon e G.P. Lewis	78	45	290	281
<i>Chloroleucon foliolosum</i> (Benth.) G.P.Lewis	0	0	0	2
<i>Erythrina velutina</i> Willd.	0	0	0	4
<i>Luetzelburgia auriculata</i> (Allemão) Ducke	0	0	2	0
<i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. ex Benth.	51	30	42	113
<i>Mimosa</i> sp.	0	0	0	1
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	0	0	2	1
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	0	0	1	24
Malvaceae				
<i>Ceiba glaziovii</i> (Kuntze) K.Schum.	0	0	0	1
<i>Pseudobombax marginatum</i> (A.St.-Hil., Juss. e Cambess.) A.Robyns	0	6	0	23
Não identificado				
Morfoespécie 1	2	9	0	0
Morfoespécie 2	0	1	0	0
Morfoespécie 3	0	1	0	0
Morfoespécie 4	7	0	0	0
Morfoespécie 5	0	3	0	0
Morfoespécie 6	0	0	0	4
Morfoespécie 7	0	0	3	0
Morfoespécie 8	0	0	0	1
Rhamanaceae				
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	0	5	0	2
Sapotaceae				
<i>Sideroxylon obtusifolium</i> (Roem. & Schult.) T.D.Penn.	0	7	0	3
Solanaceae				
Morfoespécie 9	0	0	0	3
Verbenaceae				
<i>Lantana camara</i> L.	0	0	25	0

A ordenação NMDS apresentou baixo valor de stress (stress = 0,06) e a análise de similaridade mostrou diferenças significativas entre as áreas com relação a composição e abundância das espécies presentes no estrato regenerante (ANOSIM, $r = 0,20$; $P=0,03$) (Figura 2).

Fig. 2 – Grupos florísticos do estrato regenerante correspondente a áreas com diferentes coberturas vegetais, na região semiárida do Brasil. As amostras (plotagens) são ordenadas para cada uma das duas dimensões produzidas por uma ordenação não-métrica de Dimensionamento Multidimensional (NMDS) realizada usando uma matriz de similaridade e altitude Bray-Curtis com base em abundância e cobertura vegetal (consulte Métodos para obter detalhes). Os círculos pretos representam as parcelas da Área I e os círculos em cinza, as parcelas da Área II



Os testes de comparação de médias entre as áreas mostram diferenças significativas para o diâmetro dos indivíduos regenerantes e diversidades. A Área I possui maior diâmetro médio dos indivíduos regenerantes e a Área II possui maior diversidade média de ordem 1 e 2 (Tabela 2).

Tabela 2. Média (desvio padrão) das variáveis da comunidade em regeneração.

Variáveis da comunidade	Área I	Área II	p value	t / w
Famílias	6	15	-	-
Riqueza observada	11	27	-	-
Abundância (Ind.)	87.66 (45.72)	65.16 (37.45)	0.37	0.9324
Diâmetro (cm)	1.6 (0.65)	1.0 (0.61)	0.00	139770
Altura (m)	0.49 (21.20)	0.50 (26.24)	0.91	103260
Biomassa (mg/m ²)	50.08 (42.03)	16.87 (19.60)	0.17	27
Div. de ordem 0	6.50 (1.72)	11.47 (6.73)	0.33	11.5

Div. de ordem 1	3.91 (0.96)	5.94 (3.20)	0.04	5
Div. de ordem 2	2.75 (0.84)	4.84 (2.00)	0.05	-2.3569
Equabilidade	0.39 (0.10)	0.51 (0.19)	0.22	-1.3175

Os Cambissolos foram a classe dominante, com seis perfis. Foram descritos também três Luvisolos, um perfil de Gleissolo, Neossolo e Planossolo. Todas as propriedades do solo possuem valores de desvio-padrão elevados, indicando elevada heterogeneidade dentro dos grupos Área I e Área II (Tabela 3). Ambas Áreas I e II possuem textura franco argiloso arenosa e teores médios de saturação por base acima de 80%, indicando dominância de solos hipereutróficos. Em geral, a média do teor de bases trocáveis aumentou com aumento da profundidade nas duas áreas, não sendo diferente estatisticamente entre as mesmas.

Os teores médios de C, N e P decrescem com o aumento da profundidade, indicando influência da matéria orgânica na disponibilidade desses nutrientes. Apenas os teores médios de C e N no horizonte superficial foram significativamente diferentes entre as áreas, com maiores médias na Área II.

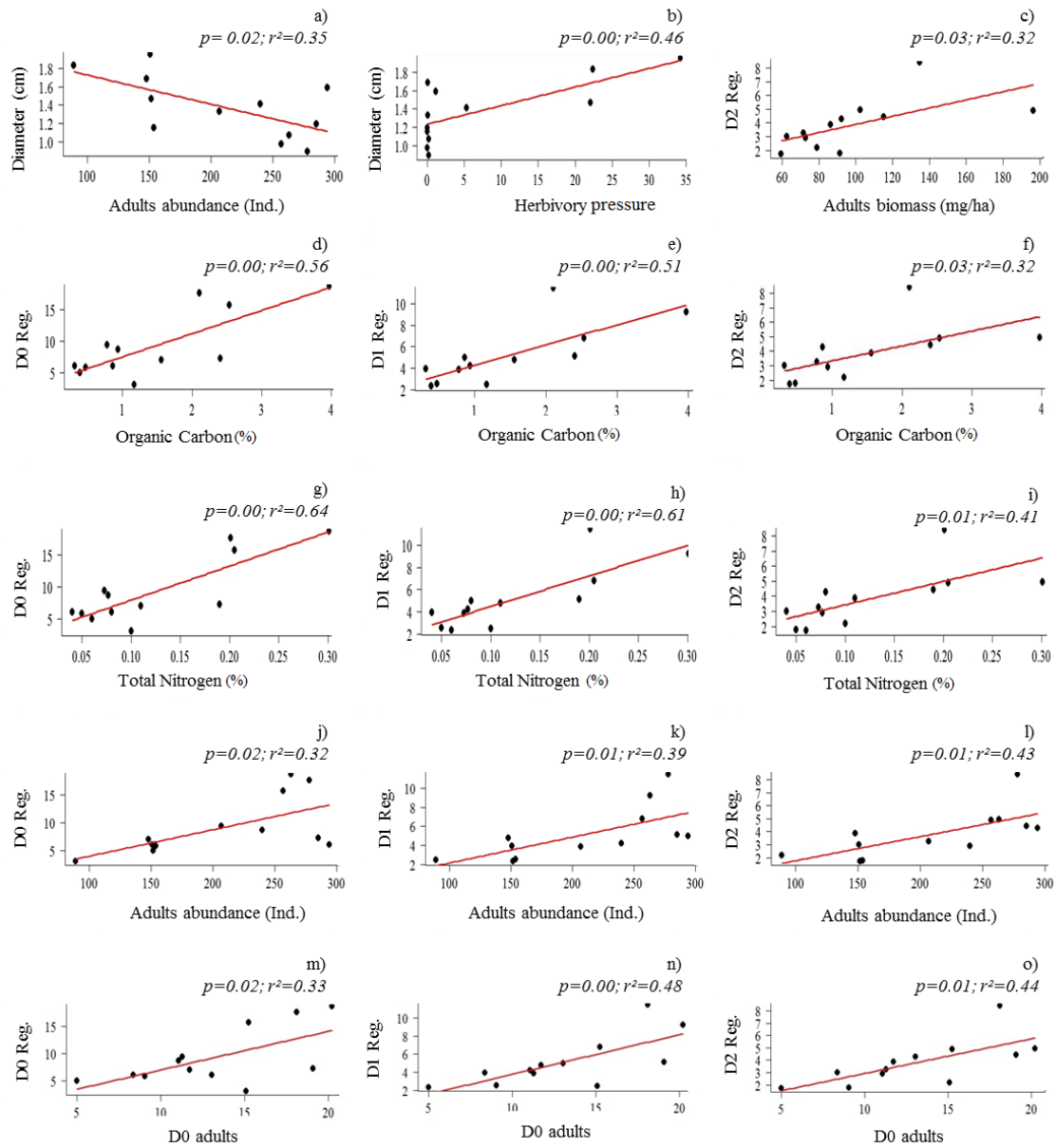
Tabela 3. Valores médios (desvio padrão) de propriedades do solo por horizonte na área de estudo.

Variáveis do solo	Área I	Área II	p value*	t / x
Horizonte superficial				
Carbono orgânico (%)	0.79 (0.50)	1.93 (1.20)	0.05	-2.2473
Nitrogênio Total (%)	0.07 (0.02)	0.16 (0.08)	0.03	-2.5265
Razão C/N	10.38 (3.21)	11.54 (1.43)	0.48	-0.7540
Ca ²⁺ (cmolc /dm ³)	10.86 (4.33)	10.30 (9.39)	0.89	0.1399
Mg ²⁺ (cmolc /dm ³)	1.60 (3.20)	1.93 (1.52)	0.87	19
Na ⁺ (mg /dm ³)	24.93 (36.43)	16.81 (59.99)	0.51	22
K ⁺ (mg /dm ³)	153.60 (80.63)	237.71 (113.72)	0.16	-1.4991
P (mg / L)	23.2 (159.74)	25.9 (51.13)	0.75	15
Saturação de base (%)	88.44 (8.94)	80.64 (11.94)	0.22	1.2926
Areia grossa (%)	34 (0.04)	33 (0.10)	0.94	0.071049
Areia fina (%)	27 (0.14)	28 (0.12)	0.88	-0.1491
Silte (%)	18 (0.07)	16 (0.05)	0.59	0.55141
Teor de argila (%)	21 (9)	15 (14)	0.20	26
Água disponível (m ³ /m ³)	0.11 (0.37)	0.10 (0.38)	0.07	-2.019
Água n. disp. (m ³ /m ³)	0.07 (0.43)	0.07 (0.40)	0.56	-0.59631
Porosidade total (m ³ /m ³)	0.42 (1.43)	0.43 (1.69)	0.08	-1.9079
PMP (m ³ /m ³)	0.07 (0.43)	0.07 (0.40)	0.56	-0.59631
Horizonte profundo				
Carbono orgânico (%)	0.32 (0.30)	0.39 (0.12)	0.59	-0.5539
Nitrogênio Total (%)	0.03 (0.02)	0.04 (0.21)	0.30	11
Razão C/N	7.43 (3.31)	6.81 (3.08)	0.74	0.3332

Ca ²⁺ (cmolc /dm ³)	9.97 (6.14)	13.56 (10.72)	0.48	13
Mg ²⁺ (cmolc /dm ³)	4.22 (3.33)	4.46 (1.17)	0.87	-0.1661
Na ⁺ (mg /dm ³)		190.58		
	65.51 (91.63)	(1345.2)	0.29	11
K ⁺ (mg /dm ³)	52 (84.99)	47 (43.84)	0.87	16.5
P (mg / L)	17.75 (49.23)	6.65 (14.53)	0.57	22
Saturação de base (%)	87.13 (8.28)	92.18 (5.56)	0.24	-1.2391
Areia grossa (%)	35 (0.07)	32 (0.11)	0.60	0.5392
Areia fina (%)	20 (0.05)	20 (0.07)	0.89	-0.1296
Silte (%)	21 (0.08)	15 (0.09)	0.27	1.1533
Teor de argila (%)	23 (7)	32 (8)	0.09	-1.8503

*/ Valores de p em negrito representam diferenças significativas.

A diversidade e biomassa do estrato regenerante são correlacionadas com propriedades do solo, bem como correlacionadas entre si (Figura 3). O índice de pressão por herbivoria é correlacionado positivamente com a biomassa e o diâmetro ao nível do solo de regenerantes (DNS). A diversidade do estrato regenerante também é positivamente correlacionada com a biomassa de indivíduos adultos e diversidade do estrato adulto. O DNS do estrato regenerante é inversamente correlacionado com a abundância e biomassa do estrato adulto. A abundância de indivíduos regenerantes também é inversamente correlacionada com a altura do estrato adultos.

Fig. 3 - Regressões lineares estatisticamente significantes em $p < 0,05$.

4. DISCUSSÃO

Em nosso estudo observamos diferenças significativas de diversidade, DNS, composição florística do estrato regenerante e teores de C e N no solo entre áreas de diferente cobertura vegetal. Na Área I houve predominância de espécies mais resistentes ao estresse hídrico e antrópico e comuns em áreas degradadas, como *A. pyrifolium*, *C. pyramidales* e *T. palmadora* (Meiado, 2012; Souza et al., 2015a, 2015b). A Área II além de apresentar mais que o dobro do número de espécies da primeira área, mostra também 18 espécies exclusivas. Complementar a isso, as riquezas D1 e D2 também apresentaram maiores médias na área de maior cobertura, indicando um maior número de espécies comuns e dominantes na mesma, e conseqüentemente, uma distribuição mais uniforme nas abundâncias de cada espécie.

De acordo com Rito et al. (2017), a distribuição das espécies está relacionada à sua capacidade adaptativa, à palatabilidade e ao seu potencial de uso para os humanos, podendo estes argumentos explicar a grande representatividade de espécies com estas características e da família Euphorbiaceae em nossa área de estudo, visto que a mesma é marcada por espécies bem adaptadas às condições limitantes da Caatinga, e em alguns casos, responde de forma positiva aos distúrbios antrópicos crônicos (Ribeiro et al., 2015). A dominância de *A. pyrifolium*, especialmente na Área I, é atribuída a sua alta resistência à seca e ao fato de ser impalatável para alguns herbívoros. Tais propriedades são conferidas pela sua cera epicuticular, que além de garantir maior eficiência no uso da água, tem composição rica em compostos tóxicos, apresentando assim vantagem competitiva diante de espécies mais sensíveis à essas situações (Medeiros et al., 2017). Além disso, a pressão antrópica sobre essa espécie é pequena uma vez que sua madeira apresenta pouco valor utilitário. *T. palmadora*, a segunda espécie mais abundante em nosso estudo, é morfofisiologicamente adaptada e resistente ao estresse hídrico, impalatável aos animais por sua grande quantidade de espinhos, além da alta taxa reprodutiva, podendo se propagar assexuadamente através dos seus ramos e frutos mesmo sob condições limitantes (Meiado, 2012). *C. pyramidales* apresenta resistência a déficits hídricos, altas concentrações salinas e altas temperaturas, sendo largamente encontrada em áreas degradadas (Matias et al., 2018). Por fim, espécies do gênero *Jatropha* também apresentam características como baixa densidade de madeira e alta reserva de água, o que a torna pouco utilitária para o uso humano, e garante sua sobrevivência e sucesso reprodutivo (Ribeiro et al., 2015; Silva et al., 2004).

A ausência de diferença estatística do teor de bases trocáveis e textura entre as Áreas I e II pode ser atribuída a: a) afinidade dos solos com o material parental, e; b) relativa homogeneidade de litologias amostradas. O clima semiárido no Nordeste brasileiro favorece baixo intemperismo químico de minerais e incipiente pedogênese (Araújo et al., 2017). Conseqüentemente, os solos expressam características associadas aos seus materiais parentais, em especial os Cambissolos e Neossolos (FAO, 2016). O incremento do teor médio de bases trocáveis com aumento de profundidade nas duas áreas reforça essa ideia e sugere influência do material parental dos solos na sua fertilidade natural. Uma vez que o gnaíse é a principal litologia do Cariri Paraibano (Ministério de Minas e Energia, 2012), é esperado que os solos possuam características similares. Por outro lado, a diferença estatística dos teores de C e N entre as Áreas I e II indicam ambientes com diferentes aportes de resíduos vegetais ao solo e, ou, de diferentes níveis de preservação.

As condições ambientais proporcionadas pela maior abundância, biomassa e diversidade de adultos observadas na Área II favorecem as taxas de regeneração e o estabelecimento de um estrato regenerativo mais diverso ao: a) garantir maior banco de sementes na comunidade (Chazdon, 2014); b) atrair agentes dispersores e polinizadores (Guevara et al., 1986); c) facilitar a germinação e estabelecimento das plântulas, e; d) e conferir uma maior proteção às plântulas. Áreas com estrato adulto de maior biomassa protegem o estrato regenerativo contra predação e pisoteio por herbívoros (Derroire et al., 2016b; Marinho et al., 2016), uma vez que estes animais forrageiam preferencialmente ambientes mais abertos, devido a maior acessibilidade e a palatabilidade do estrato herbáceo estabelecido (Skarpe et al., 2007).

Além disso, sob maiores níveis de cobertura vegetal as condições microclimáticas são mais amenas, pois em ambientes com maior quantidade de árvores estabelecidas, a sombra fornecida reduz as taxas de transpiração dos indivíduos regenerantes ao diminuir sua exposição aos altos níveis de luz e temperatura, além de reter maior umidade no solo e fornecer maior quantidade de resíduos orgânicos ao solo (Derroire et al., 2016a; Lebrija-Trejos et al., 2011).

As correlações positivas entre diversidade do estrato regenerativo com teores de C e N no solo indicam a importância do teor de matéria orgânica do solo na sucessão ecológica de áreas. O aporte de resíduos vegetais e sua incorporação no solo garante a ciclagem de nutrientes (Menezes et al., 2012; Sousa et al., 2012). Uma vez que os solos do semiárido são majoritariamente eutróficos, a disponibilidade de nutrientes derivados do intemperismo de

minerais, tais como Ca, Mg e K, não é um fator limitante ao crescimento das plantas. Por sua vez, C e N são macronutrientes primários derivados da decomposição da matéria orgânica do solo (Six et al., 2004), e, portanto, intimamente ligados ao teor e qualidade da matéria orgânica do solo (Ostrowska and Porębska, 2015). Além disso, maiores teores de matéria orgânica do solo favorecem a formação de agregados, reduzindo a densidade do solo e aumentando a porosidade e infiltração de água (Ferreira et al., 2018; Silva e Mendonça, 2007).

A relação negativa entre a abundância dos regenerantes e a altura do estrato adulto pode ser atribuída ao estabelecimento de um dossel mais estruturado em condições florestais, em comparação com áreas abertas. Áreas com árvores mais altas garantem condições ambientais mais favoráveis ao crescimento vegetal (Lebrija-Trejos et al., 2011), propiciando um maior equilíbrio na comunidade, em oposição à proliferação de espécies mais resistentes observadas em ambientes mais perturbados como a Área I (Rito et al., 2017). O maior número de espécies exclusivas e sensíveis a degradação na Área II reforça essa hipótese (Barbosa et al., 2007, Souza et al., 2015a).

Com relação aos parâmetros estruturais, apenas o diâmetro dos regenerantes respondeu à cobertura vegetal, sendo observada maior média na Área I e estando o mesmo relacionado de forma negativa com a abundância e biomassa de adultos, e de forma positiva com a pressão por herbivoria, resultados contrários ao esperado. Outros estudos realizados em florestas secas mostram resultados semelhantes (Mclaren e Mcdonald, 2003) e os autores afirmam que os maiores valores de diâmetros em áreas mais abertas são atribuídos à diminuição da competição por luz. Entretanto, apesar do maior sombreamento enfrentado pelas plântulas na Área II, sabe-se que a luz não é um dos recursos mais limitantes na Caatinga (Sampaio, 2003), então, este fator por si só não explica totalmente nossos resultados.

Especulamos que os efeitos da pressão por herbivoria sobre o diâmetro sejam indiretos, e que este maior crescimento secundário na Área I esteja relacionado a adaptações fisiológicas da planta ao estresse hídrico ao qual está submetida. Em um modo geral, a pressão por herbivoria apresenta efeitos negativos sobre as comunidades vegetais, causando a degradação do habitat, afetando a composição taxonômica e limitando o crescimento de indivíduos (Sfair et al., 2018; Souza et al., 2015a). Um aumento na pressão de herbívoros indica também uma menor quantidade de serapilheira devolvida ao solo, e conseqüentemente, maior exposição e ressecamento do mesmo.

Em ambientes áridos e semiáridos, o crescimento de algumas espécies vegetais está limitado à temporada de disponibilidade hídrica, passando por pulsos de crescimento durante a estação chuvosa e dormência durante os meses mais secos (García-Cervigón et al., 2017). Essa limitação faz com que as plantas respondam rapidamente aos eventos de precipitação, aplicando grande investimento no crescimento durante esses períodos. A distribuição irregular de chuvas observada no semiárido brasileiro, havendo eventos esporádicos de precipitação nos meses secos, pode estimular diversos pulsos de crescimento durante o ano (Aragão et al., 2019). Um fator complementar a isso, é que a distribuição dos fotoassimilados pela planta varia de acordo com a disponibilidade de recursos, e em condições limitantes, o crescimento das raízes e o secundário se tornam prioritários em relação ao crescimento primário (Mattos, 1999). Dessa forma, o maior diâmetro médio observado na Área I pode ser atribuído a tais fatores, porém, estudos fisiológicos complementares são necessários para confirmar tal ideia, visto que estas respostas variam entre diferentes espécies (Aragão et al., 2019).

4.1 Indicativos de desertificação

Foi observada em nosso estudo a predominância de espécies adaptadas às condições limitantes da Caatinga de baixo regime hídrico e altas temperaturas, e resistentes a impactos antrópicos. Entretanto, a área de maior cobertura mostrou uma taxa de regeneração natural significativamente maior, com maiores índices de diversidade, diferenças significativas na composição de espécies, distribuição mais uniforme em suas abundâncias e um considerável número de espécies exclusivas, fatores que indicam que a área esteja em um estágio mais avançado de sucessão secundária. Os maiores teores de C e N no solo também apoiam esta ideia, indicando solos mais saudáveis, e confirmam nossa hipótese de que as áreas de menor cobertura vegetal apresentariam taxas de regeneração mais baixas e, portanto, maiores indicativos de desertificação.

A cobertura por si só não explica nossos dados. As condições climáticas, localização das áreas, histórico de uso, acesso de animais domésticos (caprinos, ovinos, bovinos) ao local, são todos fatores que atuam em conjunto, determinando a dinâmica ecológica do ambiente (Farias et al., 2016; Sousa et al., 2012). Nossos índices de impacto não mostraram diferenças significativas entre as áreas, mostrando que ambas estão sob regimes de perturbação, entretanto, a maior cobertura estabelecida na Área II já indica um estado mais avançado de sucessão, e todos as condições propiciadas por ela e já mencionadas aqui, suavizam os efeitos

dos impactos sobre o estrato regenerante e indicam um melhor processo de recuperação na área.

Apesar dos resultados positivos observados na Área II é importante salientar os efeitos do CAD imposto na Caatinga e o aumento dos indicativos de desertificação em seu território. A baixa diversidade e notável dominância de *A. pyrifolium* observadas na Área I podem ser interpretadas como uma homogeneização biótica induzida pelas perturbações antrópicas, que tem afetado a diversidade de espécies em ambientes degradados, limitando a ocorrência de espécies mais sensíveis às alterações ambientais e promovendo o aumento na abundância das espécies mais resistentes (Ribeiro-Neto et al., 2016).

Estes resultados são consequência do regime de degradação imposto à Caatinga desde a sua colonização, com a inserção das atividades de agropecuária (Travassos e Souza, 2014) e que cresce acentuadamente nas últimas décadas, através do desmatamento, do uso inadequado da terra nas áreas agricultáveis, comprometendo a produtividade, e da atividade pecuária desenvolvida acima da capacidade suporte da área (Leal et al., 2005; Sousa et al., 2012; Sfair et al., 2018). Com isso, mais de 99.000 km² da região semiárida está em estágio avançado de desertificação. É fato que as zonas áridas e semiáridas são naturalmente susceptíveis ao processo de desertificação, porém, o sistema socioeconômico desenvolvido tem acentuado gravemente esse processo, dificultando também a regeneração natural nestas áreas (Costa et al., 2016; Marinho et al., 2016). O estudo de Sobrinho et al. (2016) mostra que áreas em regeneração na Caatinga após 15 anos de abandono ainda não estão totalmente recuperadas, apresentando um baixo número de espécies em relação a floresta de crescimento antigo.

O estado da Paraíba é apontado pela Organização Não Governamental Internacional Greenpeace como o estado brasileiro mais desertificado, sendo encontradas as maiores evidências na microrregião do Cariri (Alves et al., 2009; Souza et al., 2011). Isso pode estar relacionado principalmente às atividades pecuárias, especialmente a caprinocultura, visto que é uma prática bastante disseminada na área, onde os animais são criados livremente para alimentar-se da vegetação nativa (Leal et al., 2005), sendo apontada como um dos principais motivos pela perda de cobertura vegetal em terras secas e forte impulsionador do processo de desertificação (Marinho et al., 2016).

Os caprinos são animais bastante generalistas, se alimentando de grande parte da vegetação nativa durante todo o ano, sendo ainda relatado que preferem os indivíduos mais jovens, por serem mais palatáveis. Além disso, ao consumirem os frutos em muitos casos trituram as sementes, impedindo a reprodução das plantas. Este conjunto de fatores representa

grandes ameaças à regeneração natural dos locais acessados (Leal et al., 2005; Marinho et al., 2016; Souza et al., 2015b).

5. CONCLUSÕES

Nossos resultados confirmam os efeitos da cobertura vegetal sobre a regeneração natural de comunidades vegetais no semiárido brasileiro. Maiores biomassa e diversidade do estrato arbóreo somadas a maior teor de C e N no solo na Área II propiciaram o estabelecimento de um maior número de espécies, observando-se ainda maior equidade.

Há evidências de um estabelecimento do processo desertificação na região e o sobrepastoreio é apontado como uma das principais ameaças e impulsionadores deste processo, destacando-se a importância da implementação de técnicas de manejo no uso dessas áreas de modo a garantir a manutenção das comunidades vegetais e diversidade biológica. Uma das práticas de manejo da terra mais eficiente é o pousio, que consiste no isolamento da terra permitindo que a mesma se recupere através da sua própria resiliência, o que promove recuperação da fertilidade do solo, capacidade de armazenamento de água e das comunidades de plantas. No entanto, tratando-se da região do semiárido brasileiro, por questões sociais e econômicas esta prática não se torna realista, sendo então indicado o desenvolvimento de políticas públicas de conscientização e incentivo para a prática de um desenvolvimento mais sustentável, podendo ser iniciada, por exemplo, através de uma melhor gestão da pecuária, com a criação dos pastadores presos, evitando a remoção contínua da vegetação nativa e permitindo o reestabelecimento da mesma através da regeneração natural.

REFERÊNCIAS

- ALVARES, C. A., et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, p. 711-728, 2013.
- ALVES, J. J. A. Caatinga do Cariri Paraibano. **Geonomos**, v. 17, n. 1, p. 19 - 25, 2009.
- ALVES, J. J. A.; NASCIMENTO, S. S.; SOUZA, E. N. Núcleos de desertificação no estado da Paraíba. **Raega - O Espaço Geográfico em Análise**, v. 17, 2009.
- ALVES, L. S. et al. Regeneração natural em uma área de Caatinga situada no Município de Pombal - PB – Brasil. **Revista Verde**, v. 5, n. 2, p. 152 – 168, 2010.
- AMORIM, I. L., SAMPAIO, E. V. S. B.; ARAÚJO, E. L. Flora e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea de uma área de caatinga do Seridó, RN, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, p 615-623, 2005.
- Angiosperm Phylogeny Group (APG). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*, v. 181, p. 1-20, 2016.
- ARAGÃO, J. R. V.; GROENENDIJK, P.; LISI, C. S.. Dendrochronological potential of four neotropical dry-forest tree species: Climate-growth correlations in northeast Brazil. **Dendrochronologia**, v. 53, p. 5-16, 2019.
- ARAÚJO FILHO, J. C. et al. Solos da Caatinga. In: **Pedologia: solos dos biomas brasileiros**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2017.
- BARBOSA, M. R. V. Vegetação e flora no Cariri Paraibano. **Oecologia brasiliensis**, v. 11, n. 3, p. 313-322, 2007.
- CHAZDON, R. L. *Second growth - the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation*. Illinois: Univ. of Chicago Press, 2014.
- COSTA, A. R. S. et al. Desertification in semi-arid northeast of Brazil. **Revista Geama**, v. 2, n. 4, p. 427-445, 2016.
- COSTA, D. P.; PERALTA, D. F. Bryophytes diversity in Brazil. **Rodriguésia**, v. 66, n. 4, p. 1063-1071, 2015.
- CRAWLEY, Michael J. **The R book, second edition**. John Wiley e Sons, 2013.
- DERROIRE, G. et al. Resilience of tropical dry forests—a metaanalysis of changes in species diversity and composition during secondary succession. **Oikos**, v. 125, n. 10, p. 1386-1397, 2016b.
- DERROIRE, G. et al. The effects of established trees on woody regeneration during secondary succession in tropical dry forests. **Biotropica**, v. 48, n. 3, p. 290-300, 2016a.

DONAGEMA, G. K. et al. **Manual de métodos de análise de solos** - Dados eletrônicos. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 230 p. 2011.

FARIAS, S. G. G. et al. Fisionomia e estrutura de vegetação de Caatinga em diferentes ambientes em Serra Talhada – Pernambuco. **Ciência Florestal**, v. 26, n. 2, p. 435-448, 2016.

FERREIRA, C. R. P. C. et al. Soil CO₂ efflux measurements by alkali absorption and infrared gas analyzer in the Brazilian semiarid region. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 42, 2018.

FERREIRA, M. P. S. et al. Changes in attributes of soils subjected to fallow in desertification hotspot. **Revista Ciência Agronômica**, v. 49, n. 1, p. 22-31, 2018.

GARCÍA-CERVIGÓN, A. I.; CAMARERO, J. J.; ESPINOSA, C. I. Intra-annual stem increment patterns and climatic responses in five tree species from an Ecuadorian tropical dry forest. **Trees**, v. 31, n. 3, p. 1057-1067, 2017.

GIONGO, V. et al. Carbono no sistema solo-planta no Semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 6, p. 1233-1253, 2011.

Google Earth Pro 7.3. Microrregião do Cariri paraibano, PB. Visualização: Maio de 2019. Data da imagem: 13 Dez. de 2015.

IBGE 2010- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Contagem da população 2010. Disponível em: < <https://cidades.ibge.gov.br/> >.

IUSS Working Group WRB. World Reference Base for Soil Resources 2014, International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps, update 2015. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome, 2015.

JOST, L. Entropy and diversity. **Oikos**, v. 113, n. 2, p. 363-375, 2006.

LEAL, I.R. et al. Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of Northeastern Brazil. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 701-706, 2005.

LEBRIJA-TREJOS, E. et al. Environmental changes during secondary succession in a tropical dry forest in Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, v. 27, n. 5, p. 477-489, 2011.

MARINHO, F. P. et al. Effects of past and present land use on vegetation cover and regeneration in a tropical dryland forest. **Journal of Arid Environments**, v. 132, p. 26-33, 2016.

MATIAS, J. R. et al. Germinação de sementes de *Cenostigma pyramidale* sob diferentes temperaturas e salinidades. **Informativo Abrates**, v. 24, n.1, 2018.

MATTOS, P. P. Identificação de anéis anuais de crescimento e estimativa de idade e incremento anual em diâmetro de espécies nativas do Pantanal da Nhecolândia, MS. 116 f. Tese (Doutorado) Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Universidade Federal do Paraná, 1999.

MCLAREN, K. P.; MCDONALD, M. A. The effects of moisture and shade on seed germination and seedling survival in a tropical dry forest in Jamaica. **Forest ecology and management**, v. 183, n. 1-3, p. 61-75, 2003.

MEDEIROS, C. D. et al. Leaf epicuticular wax content changes under different rainfall regimes, and its removal affects the leaf chlorophyll content and gas exchanges of *Aspidosperma pyriformium* in a seasonally dry tropical forest. **South African Journal of Botany**, v. 111, p. 267-274, 2017.

MEIADO, M. V.. Propagação sexual e assexual estruturando populações de *Tacinga palmadora* (Britton & Rose) NP Taylor & Stuppy, um cacto endêmico da Caatinga. **Revista de Biologia Neotropical**, v. 9, n. 2, p. 6-13, 2012.

MENEZES, R. S. C. et al. Biogeochemical cycling in terrestrial ecosystems of the Caatinga Biome. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 3, p. 643-653, 2012.

MIRZABAEV, A. et al. Desertification. In: **Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems**. In press, p. 249-343, 2019.

MILES, L. et al. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 3, p. 491-505, 2006.

MORO, M. F. et al. A Phylogeographical Metaanalysis of the Semiarid Caatinga Domain in Brazil. **Botanical Review**, v. 82, n. 2, p. 91-148, 2016.

MURPHY, P. G.; LUGO, A. E. Ecology of tropical dry forest. **Annual review of ecology and systematics**, v. 17, n. 1, p. 67-88, 1986.

OKSANEN, F. J. et al. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.4-4. 2017.

OSTROWSKA, A.; POREBSKA, G. Assessment of the C/N ratio as an indicator of the decomposability of organic matter in forest soils. **Ecological Indicators**, v. 49, p. 104-109, 2015.

PRADO, J. et al. Diversity of ferns and lycophytes in Brazil. **Rodriguésia**, v. 66, n. 4, p. 1073-1083, 2015.

R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL< <https://www.R-project.org/>>, 2018.

RIBEIRO, E.M. S. et al. Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, n. 3, p. 611-620, jun. 2015.

- RIBEIRO-NETO, J. D. et al. Chronic anthropogenic disturbance causes homogenization of plant and ant communities in the Brazilian Caatinga. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 5, p. 943-956, 2016.
- RITO, K. F.; TABARELLI, M.; LEAL, I. R. Euphorbiaceae responses to chronic anthropogenic disturbances in Caatinga vegetation: from species proliferation to biotic homogenization. **Plant Ecology**, v. 218, n. 6, p. 749-759, 2017.
- RODAL, M. J. N.; SAMPAIO, E.V. S. B.; FIGUEIREDO, M. A. **Manual sobre métodos de estudo florístico e fitossociológico – Ecossistema Caatinga**. 1º ed. Brasília: Sociedade de Botânica, 24 p., 2013.
- RÜCKAMP, D. et al. Phosphorus forms in Brazilian termite nests and soils: relevance of feeding guild and ecosystems. **Geoderma**, v. 155, n. 3-4, p. 269-279, 2010.
- SAFRIEL, U. N. et al. **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. Island Press, Washington, DC: Millennium Ecosystem Assessment, 2005.
- SAMPAIO, E.V.S.B. Caracterização da caatinga e fatores ambientais que afetam a ecologia das plantas lenhosas. In: **Ecossistemas brasileiros: manejo e conservação**. Expressão Gráfica e Editora, Fortaleza, pp. 129-142, 2003.
- SANTOS, H. G. et al., **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Embrapa, 3 ed., 2013.
- SANTOS, E. J. et al. **Geologia e recursos minerais do Estado da Paraíba**. Ministério de Minas e Energia, Secretaria de Minas e Metalurgia CPRM - Serviço Geológico Do Brasil. Recife, 2002.
- SCHOLES, R. J. Syndromes of dryland degradation in southern Africa. **African Journal of Range & Forage Science**, v. 26, n. 3, p. 113-125, 2009.
- SFAIR, J. C. et al. Chronic human disturbance affects plant trait distribution in a seasonally dry tropical forest. **Environ. Res. Lett.** v. 13, p. 1-12, 2018.
- SILVA, E. C. et al. Aspectos ecofisiológicos de dez espécies em uma área de caatinga no município de Cabaceiras, Paraíba, Brasil. **Iheringia. Série Botânica**, v. 59, n. 2, p. 201-206, 2004.
- SILVA, G.S. et al. Análise da Precipitação da Microrregião do Cariri Oriental Paraibano. **REGNE**, v. 4, n. 1, 2018.
- SILVA, I. R.; MENDONÇA, E. S. Matéria Orgânica do Solo. In: NOVAIS, R. F. et al. (Eds) **Fertilidade do Solo**, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBCS). Viçosa-MG, 2007.
- SIX, J. et al. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. **Soil and Tillage Research**, v. 79, n. 1, p. 7-31, 2004.
- SKARPE, C. et al. Browsing by goats on three spatial scales in a semi-arid savanna. **Journal of Arid Environments**, v. 68, n. 3, p. 480-491, 2007.

SOBRINHO, M. S. et al. Land use, fallow period and the recovery of a Caatinga forest. **Biotropica**, v. 0, n. 0, p. 1–12, 2016.

SOUSA, F. P. et al. Carbon and nitrogen in degraded Brazilian semi-arid soils undergoing desertification. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 148, p. 11–21, 2012.

SOUZA, B. I.; ARTIGAS, R. A.; LIMA, E. R. V. Caatinga e desertificação. **Mercator**, v. 14, n. 1, p. 131-150, 2015b.

SOUZA, B. I.; SUERTEGARAY, D. M. A.; LIMA, E. R. V. Evolução da desertificação no Cariri paraibano a partir da análise das modificações na vegetação. **Geografia**, v. 36, n. 1, p. 193-205, 2011.

SOUZA, B.; MENEZES, R.; CÁMARA ARTIGAS, R. Efeitos da desertificação na composição de espécies do bioma Caatinga, Paraíba/Brasil. **Investigaciones geográficas**, n. 88, p. 45-59, 2015a.

SOUZA, D. C; OYAMA, M. D. Climatic consequences of gradual desertification in the semi-arid area of Northeast Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 103, n. 3–4 , pp. 345–357, 2011.

TRAVASSOS, I. S.; SOUZA, B. I. Os negócios da lenha: indústria, desmatamento e desertificação no Cariri paraibano. **GEOUSP – Espaço e Tempo** (Online), v. 18, n. 2, p. 329-340, 2014.

VERSTRAETE, M. M.; SCHOLES, R. J.; SMITH, M. S. Climate and desertification: looking at an old problem through new lenses. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 7, n. 8, p. 421-428, 2009.