



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CAMPUS II – AREIA - PB
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
CURSO DE BACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

ANA CAROLINA FLORES ALVES

**RESPOSTA DA PRODUTIVIDADE EM DIFERENTES PAISAGENS NA CAATINGA
FRENTE A DISTÚRBIOS CLIMÁTICOS**

AREIA

2020

ANA CAROLINA FLORES ALVES

**RESPOSTA DA PRODUTIVIDADE EM DIFERENTES PAISAGENS NA CAATINGA
FRENTE A DISTÚRBIOS CLIMÁTICOS**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentada
à Universidade Federal da Paraíba como
requisito parcial para a obtenção do título de
Bacharel em Ciências Biológicas.

Orientadores: Prof. Dr. Helder Farias Pereira De Araujo

Prof. Dr^a. Célia Cristina Clemente Machado

AREIA

2020

Catálogo na publicação
Seção de Catálogo e Classificação

A474r Alves, Ana Carolina Flores.

Resposta da produtividade em diferentes paisagens na caatinga frente a distúrbios climáticos / Ana Carolina Flores Alves. - Areia:UFPB/CCA, 2020.

31 f. : il.

Orientação: Helder Farias Pereira de Araujo.
Coorientação: Célia Cristina Clemente Machado.
TCC (Graduação) - UFPB/CCA.

1. Caatinga. 2. Mudanças climáticas. 3. Resiliência. 4. Sensoriamento remoto. 5. Sustentabilidade. I. Araujo, Helder Farias Pereira de. II. Machado, Célia Cristina Clemente. III. Título.

UFPB/CCA-AREIA

CDU 573(02)

ANA CAROLINA FLORES ALVES

**RESPOSTA DA PRODUTIVIDADE EM DIFERENTES PAISAGENS NA CAATINGA
FRENTE A DISTÚRBIOS CLIMÁTICOS**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentada
à Universidade Federal da Paraíba como
requisito parcial para a obtenção do título de
Bacharel em Ciências Biológicas.

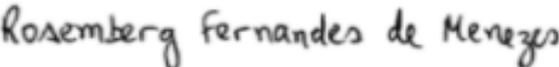
Aprovado em 02 de dezembro de 2020

BANCA EXAMINADORA


Prof. Dr. Helder Farias Pereira De Araujo
Orientador – CCA/UEPB


Prof. Dr^a. Célia Cristina Clemente Machado
Orientadora – UEPB


Prof. Dr. Daniel Duarte Pereira
Examinador – CCA/UEPB


Prof. Dr. Rosemberg Fernandes de Menezes
Examinador – CCA/UEPB

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, aos meus pais por tudo, por acreditarem em mim e nos meus sonhos, pelo apoio e incentivo de sempre, e por me lembrar de nunca desistir.

A Isabela, amiga-irmã que a vida me deu, obrigada por sempre me escutar, por ser a calma e a comicidade no meio dos meus surtos, por estar presente em todos os momentos, mesmo que de longe.

Ao meu trio Jayene, Nayla e Mayara por toda ajuda no meio das crises, por tantas risadas, por me ajudarem a tomar todas as decisões quando eu colocava culpa no signo, por todas as vezes que me mostraram que ser racional e aceitar a realidade é melhor do que sofrer por antecedência, por acreditarem em mim quando eu não acredito. A Mônica, que chegou na reta final, mas foi de extrema importância, me explicando com toda calma possível as estatísticas que eu quase nunca entendia. A minha dupla de sempre, Taynne, por compartilhar as angústias, raivas e desesperos durante as disciplinas.

As amigadas que fiz durante o curso, ao Laboratório de Vertebrados e Paleontologia pelo suporte.

A todos os professores com quem eu tive o prazer e a oportunidade de aprender durante esses quatro anos de curso, meu muito obrigada.

Aos meus orientadores, Prof. Célia, por todo ensino e paciência comigo nesses dois anos, Prof. Hélder, por aceitar essa forasteira do Cerrado, pelos conselhos, paciência, puxões de orelha, pela zoação de sempre, e por acreditar em mim.

A banca examinadora, por aceitar o convite em contribuir com este trabalho.

RESUMO

Modelos sugerem que os eventos de seca induzidos por mudanças climáticas levam as regiões áridas e semiáridas a ultrapassar seus limiares biofísicos, causando uma queda de longo prazo na capacidade produtiva. Como a estrutura da paisagem influencia sua capacidade de produção e resiliência sob perturbações climáticas, testamos a hipótese de que paisagens com complexidade intermediária podem reorganizar sua capacidade produtiva após perturbações climáticas melhor do que paisagens com baixa complexidade. Paisagens de complexidade intermediária mantêm a cobertura agrícola e natural, enquanto paisagens simples são cobertas por monocultura ou pastagens. Usamos dados dos últimos dez anos (2010-2019), oriundos do Cariri Paraibano, uma sub-região da Caatinga, a maior área seca da América do Sul. Esse período abrange anos antes, durante e depois de um dos piores distúrbios de seca na região. Diferente do esperado, nossos resultados mostram que todas as paisagens com complexidades estruturais distintas podem reorganizar sua capacidade produtiva após perturbações climáticas na região semiárida da Caatinga. No entanto, o impacto na capacidade produtiva durante as perturbações climáticas é influenciado pela complexidade da paisagem e a capacidade produtiva total também depende da estrutura da paisagem. Paisagens mais complexas têm três vezes mais capacidade de produção de biomassa do que paisagens simples, ainda, a diferença na produtividade é exacerbada durante os períodos de perturbação da seca. Ao contrário de outras regiões, as paisagens simples parecem não fornecer uma quantidade maior de serviços de provisão, como alimentos, no semiárido. Portanto, manter paisagens com complexidade intermediária integrando terras naturais e sistemas agrícolas sustentáveis contribui para a segurança alimentar em regiões de terras secas. Isso mostra a urgência de planejamentos da paisagem com serviços ecossistêmicos para gerar paisagens produtivas, sustentáveis e resilientes em áreas secas tropicais.

Palavras-chave: Caatinga. Mudanças climáticas. Resiliência. Sensoriamento remoto. Sustentabilidade.

ABSTRACT

Models suggest that climate change-induced drought events push dryland regions to cross biophysical thresholds, and it causes a long-term drop in the productive capacity. Since the landscape structure influences their production capacity and resilience under climate disturbances, we tested the hypothesis that landscapes with intermediate complexity can re-organize their productive capacity after climate disturbance better than landscapes with low complexity. In our study, landscapes with intermediate complexity keep agricultural and natural cover, while simple landscapes are covered by monoculture or pastures. We used data from Cariri paraibano in the Caatinga region, South America's largest dryland, for ten years (2010-2019), covering periods before, during, and after of one of the worst drought disturbances. Different from expected, our findings show that all landscapes with distinct structural complexities can re-organize their productive capacity after climate disturbance in Caatinga semiarid region. However, the impact in productive capacity during climate disturbance is influenced by landscape complexity, and the total productive capacity also depends on landscape structure. More complex landscapes have three times more production capacity of biomass than simple landscapes, and the difference on the productivity is exacerbated during drought disturbance periods. Contrasting from other regions, simple landscapes do not seem to provide a greater amount of provisioning services like food in drylands. Therefore, keeping landscapes with intermediate complexity integrating natural land and sustainable agricultural systems demonstrate to cope with drought and contribute to food security in dryland regions. So, landscape planning with ecosystem services is urgent to lead productive, sustainable, and resilient landscapes in tropical drylands.

Keywords: Caatinga. Climate change. Remote sensing. Resilience. Sustainability.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	7
2. MATERIAL E MÉTODOS	9
2.1 Área de estudo.....	9
2.2 Distúrbio climático	9
2.3 Seleção de paisagens e calibração da complexidade estrutural.....	10
2.4 Estimativa de produtividade.....	12
2.5 Produção de biomassa	12
2.6 Análise estatística.....	12
3. RESULTADOS	13
4. DISCUSSÃO	14
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	16
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	17
LEGENDAS DAS FIGURAS	25
TABELAS.....	26
FIGURAS	27
APÊNDICE	31

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, as mudanças climáticas evoluíram de apenas mais um problema de questão ambiental para uma questão mais complexa relacionada ao desenvolvimento da sociedade atual (HUANG et al., 2017). Isso ocorre especialmente em regiões áridas e semiáridas no mundo, que vem a ser as áreas mais vulneráveis às mudanças climáticas (HUANG et al., 2016). As regiões de terra seca (drylands) sempre sofreram com flutuações das condições climáticas e, de modo geral, a sociedade que convive nesses locais teve que lidar com essas flutuações (MAESTRE et al., 2012; REED & STRINGER, 2015). No entanto, essas regiões têm sido historicamente o foco de degradação do solo devido ao uso inadequado da terra (CASTRO et al., 2018) e, com isso, os distúrbios climáticos têm aumentado sua incidência devido ao estresse causado pela pressão antrópica, redefinindo os padrões de variação climática, e forçando novas estratégias de adaptação e sobrevivência no ambiente natural (MAESTRE et al., 2012). Os modelos sugerem que os eventos de seca induzida pelas mudanças climáticas empurram os sistemas em terras secas além dos limites biofísicos, causando uma queda na capacidade produtiva desses sistemas a longo prazo (FRASER et al., 2011; JOUBERT et al., 2008).

A capacidade produtiva de uma paisagem é definida pelos limites biofísicos para a provisão de serviços ecossistêmicos, que estão sob constante ameaça devido ao uso inadequado da terra (BUG, 2019). Os serviços do ecossistema podem ser definidos como contribuições da natureza para as pessoas (DÍAZ et al., 2018; von HAAREN et al., 2019) e são essenciais para o planejamento de paisagens sustentáveis e produtivas a longo prazo (LANDIS, 2017; von HAAREN et al., 2019). Paisagens sustentáveis precisam ser produtivas e resilientes, e a resiliência está associada ao reconhecimento de ameaças aos serviços ecossistêmicos, vulnerabilidades e à capacidade de resistir e responder após distúrbios (ARTS et al., 2017; SAYER et al., 2013; SILVA & BARBOSA, 2018). Os efeitos das mudanças climáticas ameaçam os serviços ecossistêmicos fundamentais de paisagens em terras secas (CASTRO et al., 2018) e, portanto, distúrbios climáticos podem afetar sua resiliência e capacidade produtiva.

A teoria da resiliência considera que uma paisagem natural dentro da dinâmica do ecossistema mantém a estabilidade por longos períodos, mesmo sob mudanças ambientais (JOHNSTONE et al., 2010). O conceito de resiliência está relacionado à capacidade de um ecossistema retornar ao estado de referência após uma perturbação temporária, recuperando-se rapidamente (GRIMM & WISSEL, 1997; WALKER et al., 2004). Portanto, a resiliência de

paisagens está relacionada a sua complexidade estrutural (DUARTE et al., 2018; TSCHARNTKE et al., 2012) e à magnitude do distúrbio que pode ser tolerado pelo sistema, ao quanto ele pode absorver, e à volta do mesmo estado de condições de antes do distúrbio (CARPENTER et al., 2001; CUMMIN, 2011).

Embora as paisagens de baixa complexidade estrutural, como aquelas dominadas por áreas de monocultura, ofereçam grandes quantidades de alguns serviços de provisionamento (por exemplo, alimentos), elas também fornecem baixas quantidades de serviços ecossistêmicos de suporte e regulação, que são fundamentais para a resiliência da paisagem (TSCHARNTKE et al. 2012). Em contraste, paisagens com alta complexidade, como as dominadas por florestas e bosques, fornecem grandes quantidades de serviços de suporte e regulação (por exemplo, produtividade primária, controle das taxas de erosão), mas geralmente fornecem quantidades limitadas de serviços de provisionamento (LANDIS, 2017). Sob tais premissas, a hipótese de complexidade intermediária da paisagem sugere que paisagens que combinam elementos de baixa e alta complexidade fornecem segurança espacial e temporal (por exemplo, alta resiliência e estabilidade de processos ecológicos em ambientes em mudança), mantendo uma boa capacidade de produção (TSCHARNTKE et al., 2012). No entanto, essa hipótese precisa ser avaliada com dados empíricos, principalmente associados às mudanças climáticas.

Nós testamos a hipótese de que paisagens com complexidade intermediária podem reorganizar sua capacidade produtiva após distúrbios climáticos causados pela última seca de longo prazo na Caatinga, o maior núcleo de terras secas da América do Sul. Utilizamos dados empíricos de paisagens para avaliar a variação da produtividade em dez anos (2010-2019), cobrindo períodos antes, durante e após o distúrbio da seca. Semelhante às previsões da hipótese da complexidade intermediária da paisagem (TSCHARNTKE et al., 2012), esperamos que: 1) a produtividade diminua durante a perturbação climática em todos os níveis de complexidade da paisagem, mas o impacto seja maior em paisagens de baixa complexidade; 2) exceto em paisagens de baixa complexidade, a produtividade retorna ao nível inicial após perturbação nas outras paisagens; 3) a produtividade retorna ao nível inicial após perturbações mais rapidamente em paisagens de alta complexidade (Figura 1).

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

As paisagens selecionadas neste estudo concentram-se nas localidades do Cariri Paraibano, região que possui um dos menores índices pluviométricos da Caatinga (ALVARES et al, 2013), com uma pluviosidade anual que varia entre 350 e 800 mm (Figura 2). O período chuvoso concentra entre os meses de fevereiro ao início de maio, correspondendo ao período com maior porcentagem da precipitação anual. A temperatura média anual varia entre 22°C e 26°C (BECKER et al, 2011).

O Cariri Paraibano foi coberto por matas, matas ciliares e afloramentos rochosos até o século 18 (BARBOSA et al., 2007; SOUZA & SOUZA, 2016). Do final do século 19 até a década de 1970, a maior parte da vegetação original foi substituída por campos de algodão. A produção de algodão criou uma economia vibrante no Cariri Paraibano, mas essa atividade diminuiu drasticamente a partir da década de 1950 devido à competição com a fibra sintética, má gestão da terra e pragas agrícolas (BELTRÃO, 2003; COSTA & BUENO, 2004; SEABRA, 2014). Atualmente, a região apresenta grande variação ambiental devido ao solo, topografia e uso do solo onde: 1) poucas áreas mantêm uma alta complexidade estrutural com ocorrência de vegetação natural cobrindo suas paisagens; 2) algumas áreas abrigam paisagens compostas por mosaicos de vegetação natural e terras agrícolas; 3) a maior parte da região apresenta baixa complexidade estrutural, pois abrange principalmente terras degradadas e poucos campos de monocultura. Nessas áreas, a vegetação nativa foi retirada, a caprinocultura extensiva ocorreu por mais de 40 anos. Atualmente, algumas dessas áreas são consideradas parte de um núcleo de desertificação no Nordeste do Brasil (PEREZ-MARIN et al., 2012; TRAVASSOS & SOUSA, 2014).

2.2 Distúrbio climático

Secas são eventos climáticos naturais em regiões semiáridas e são caracterizadas por um período de chuvas deficientes, altas temperaturas e baixa umidade relativa (MARENGO et al., 2013). A Caatinga sofreu uma das piores secas entre 2012 e 2017 (MARENGO et al., 2018, 2017). Embora a área de estudo tenha passado por esse período de seca, os dois primeiros anos tiveram precipitações inferiores ao valor histórico mínimo (cerca de 400 mm) (ALVARES et al., 2013) (Figura 3). Portanto, adotamos esse período (2012-2013) como a duração de uma perturbação climática.

2.3 Seleção de paisagens e calibração da complexidade estrutural

De 96 paisagens exploradas inicialmente, selecionamos 33 paisagens com 225 hectares cada (1500 x 1500 m). Essas paisagens foram selecionadas considerando as limitações impostas pela cobertura de nuvens durante a estação chuvosa entre 2010 e 2019.

Embora existam muitas definições de complexidade, podemos resumir que sistemas mais complexos precisam de mais informações para descrever qualquer estado desses sistemas (NEWMAN et al., 2019). Portanto, para definir as complexidades das paisagens, criamos um índice de complexidade (IC) com base em amostragens de campo em 21 parcelas (300 x 300m) e encontramos uma variável espectral correlacionada para aumentar para a escala de paisagem. Mapeamos os habitats em cada parcela e estimamos a riqueza de espécies de plantas (média) em amostras de 10 x 10m. Os habitats registrados foram: 1- floresta associada a rios e afloramentos rochosos (média 10,5 espécies / amostra); 2- vegetação arbórea, tipo de vegetação natural mais comum, mas encontrado em poucas fazendas (7,6 espécies); 3- vegetação arbustiva, primeira sucessão ecológica local ou estados estáveis alternativos devido ao desmatamento a longo prazo (4,5 espécies); 4- terras cultiváveis, caracterizadas por culturas com práticas agrícolas de irrigação ou de sequeiro (1 espécie por tipo de cultura, por exemplo, tomate, batata doce, milho, sorgo); 5- solo exposto, solo sem vegetação que pode estar em processo de desertificação (0 espécies). O IC de cada parcela é a soma da riqueza de espécies de cada habitat ponderada pela respectiva área proporcional em cada parcela. Por exemplo, uma parcela com 20% de floresta, 30% de floresta, 40% de milho e 10% de tomate mostra um IC = 4,9 ($0,2 \times 10,5 + 0,3 \times 7,6 + 0,4 \times 1 + 0,1 \times 1$); outra parcela com 20% de vegetação arbustiva e 80% de sorgo mostra um IC = 1,7 ($0,2 \times 4,5 + 0,8 \times 1$). Nesse exemplo, a primeira parcela é mais complexa que a segunda.

Para encontrar uma variável espectral correlacionada e aumentar os indicadores de complexidade para escala de paisagem, usamos imagens do Sentinel-2 do Global Visualization Viewer (GloVis) (de 07 de dezembro de 2017). Usamos essas imagens devido à melhor resolução (10m) para análises à nível de habitat. A média da banda espectral do infravermelho médio (MIR) explicou 80% de variação do IC ($R^2 = 0,80$) (Apêndice 1). Portanto, usamos o MIR para representar as complexidades das 33 paisagens. A relação entre MIR e IC é negativa ($r = -0,89$), ou seja, os valores baixos de MIR indicam paisagens com alta complexidade. No entanto, MIR = 0 indica uma superfície da água e, portanto, evitamos paisagens com reservatórios de água. Foi registrada alta complexidade em 12 paisagens com MIR variando entre 0,24 e 0,29, 11 paisagens de complexidade intermediária MIR variaram de 0,31 a 0,35, e

10 paisagens mostraram baixa complexidade com MIR variando entre 0,34 e 0,39. 2.4 Aquisição, seleção e processamento das imagens.

Selecionamos imagens dos sensores TM (Thematic Mapper), ETM+ (Enhance Thematic Mapper plus) e OLI (Operational Land Imager) dos satélites Landsat 5, 7 e 8, respectivamente; obtidas da USGS (United State Geological Survey) Global Visualization Viewer (GloVis), devido seu extenso banco de dados, resolução espectral e espacial (30 m), e por se mostrar um artefato adequado à estudos de análise ambiental (NAGENDRA et al, 2010). A data das imagens selecionadas variou entre os anos (2010 a 2019) considerando o período da estação chuvosa (de L5 - 24 de maio de 2010; de L7 - 01 de abril de 2011, 05 de maio de 2012; de L8 - 14 de abril de 2013, de 20 de junho de 2014, de 06 de maio de 2015, 08 de maio de 2016; 12 de junho 2017, 14 de maio 2018, 02 de junho 2019).

Para o pré-processamento, as imagens passaram pelo tratamento de conversão dos números digitais dos pixels em valores físicos espectrais de radiância. O número digital do pixel (DN) das imagens dos sensores Landsat-5 TM e Landsat-7 ETM + foi convertido para radiância espectral monocromática usando a equação proposta por (MARKHAM & BARKER, 1987). A conversão de DNs para radiância no sensor é uma transformação linear usando coeficientes armazenados em metadados de cena (CHANDER et al., 2009). Obtivemos a refletância planetária que é dada pela razão entre a integração hemisférica da radiância monocromática e a irradiância solar monocromática incidente em uma superfície horizontal. Para as imagens do sensor TM e ETM +, utilizamos a equação proposta por (NASA, 1998):

$$\rho_{\lambda_i} = \frac{\pi \cdot L_{\lambda_i} \cdot d_s^2}{ESUN_{\lambda} \cdot \cos\theta}$$

onde L_{λ_i} é a radiância espectral de cada banda; $ESUN_{\lambda}$ é a irradiância solar exo-atmosférica de cada banda ($W m^{-2} \mu m^{-1}$) (CHANDER et al., 2009); θ é o ângulo do zênite solar; e d_s é a distância Terra-Sol em unidades astronômicas.

Para as imagens do sensor Landsat 8 OLI, como a distância Terra-Sol e os dados ESUN já haviam sido integrados ao número digital de cada pixel, calculamos a refletância diretamente da imagem bruta. Usamos os fatores de escala multiplicativos e aditivos e a equação:

$$\rho_{\lambda_i} = \frac{M_L \cdot DN + A_L}{\cos\theta}$$

onde M_L é o fator de conversão multiplicativo e A_L é o fator de conversão aditivo específico para cada banda, disponível no arquivo de metadados da imagem.

2.4 Estimativa de produtividade

Imagens de satélite e índices de vegetação são ferramentas bastante utilizadas em estudos de monitoramento e avaliação do estado e produtividade da paisagem (GOULD, 2010; PARVIAINEN et al., 2010). O Índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) tem sido proposto como um meio de estimar padrões de produtividade, uma vez que está fortemente relacionado a atividade fotossintética da planta (BASTIN et al., 1996; PETERSON, 2002). O NDVI tem sido amplamente utilizado para estimar a produtividade agrícola (HILL & DONALD, 2003), a produtividade de pastagens (GU et al., 2013) e a variação temporal da produtividade primária (GAMON et al., 2013) em diferentes escalas e partes do mundo. Nesse estudo, nós usamos NDVI com estimador de produtividade das paisagens de cada ano avaliado. Utilizamos a seguinte equação para cálculo do NDVI (ROUSE et al., 1974):

$$\text{NDVI} = \frac{\rho_{\text{NIR}} - \rho_{\text{RED}}}{\rho_{\text{NIR}} + \rho_{\text{RED}}}$$

onde: ρ_{NIR} é a reflectância do infra-vermelho próximo e ρ_{RED} corresponde banda espectral do vermelho. O NDVI varia de -1 a 1, valores q tendem ao negativo representam áreas com menor quantidade de vegetação, e valores mais próximos a 1, representam áreas com maior quantidade de vegetação ativa (BRAZ et al., 2015).

2.5 Produção de biomassa

Para estimar a produção relativa de biomassa em cada paisagem, usamos um raster de 30 m de resolução de biomassa acima do solo, disponível em climate.globalforestwatch.org (ZARIN et al., 2016). Utilizamos a capacidade de produção por hectare de cada paisagem estimando essa produção de biomassa (Mg.ha⁻¹). Uma avaliação recente mostra que este produto de satélite foi capaz de identificar consistentemente a ampla gama de biomassa na região da Caatinga e apoia a grande utilidade desse banco de dados para entender o efeito climático na densidade de biomassa acima do solo (CASTANHO et al., 2020).

2.6 Análise estatística

Para entender a influência das chuvas acumuladas na produtividade, regressamos os dados das chuvas de 90, 60 e 30 dias antes da data das imagens de satélite, que foram utilizados para a estimativa do NDVI, visto que a precipitação é uma das variáveis mais importantes quando associada ao bioma Caatinga, já que influencia diretamente no padrão de distribuição espacial e temporal dos seus tipos de vegetação (BECKER et al, 2011; MARENGO et al, 2018).

Nós comparamos a produtividade temporal entre os anos (média da complexidade estrutural das paisagens X média do NDVI de cada ano) usando análises de variância (ANOVA) e teste post hoc de Tukey entre paisagens de cada nível de complexidade estrutural. Para entender a capacidade de produção entre os níveis de complexidade da paisagem, comparamos os dados de produção de biomassa da paisagem (ANOVA), bem como relacionamos o valor MIR (indicador de complexidade da paisagem) e os dados de biomassa, através do teste de correlação de *pearson*.

3. RESULTADOS

A precipitação acumulada de 90 dias e 60 dias antes da data de captura da imagem explicou melhor ($R^2 = 0,80$ e $R^2 = 0,72$, respectivamente) a variação de produtividade (NDVI) do que a precipitação acumulada em 30 dias antes ($R^2 = 0,52$). Como mais de 60% da precipitação está concentrada em três meses, nós estamos seguros em usar a precipitação anual para verificar a sua influência na variação interanual da produtividade.

A produtividade (NDVI) variou entre os anos em todos os níveis de complexidade da paisagem, alta ($df = 9$, $F = 23,3$, $p < 0,001$), intermediária ($n = 9$, $F = 22,2$, $p < 0,001$) ou baixa complexidade paisagens ($df = 9$, $F = 26,3$, $p < 0,001$) (Figura 4). Isso mostra que apesar da vegetação da Caatinga ser adaptada a períodos de estresse hídrico, a produtividade em ambientes semiáridos depende da variação de precipitação.

Todos os níveis da paisagem apresentaram valores de produtividade semelhantes após a perturbação climática, quando comparados às suas próprias produtividades antes da perturbação (Figura 4). No entanto, diferenças significativas na produtividade entre os níveis da paisagem foram observadas em todos os períodos (Tabela 1). Paisagens de alta complexidade apresentaram a maior produtividade antes, durante e após o distúrbio climático, quando comparadas às paisagens de baixa complexidade (Tabela 1). Inversamente, as paisagens de baixa complexidade apresentaram os menores valores de produtividade (Tabela 1). A produtividade das paisagens de complexidade intermediária foi significativamente semelhante à das paisagens de alta complexidade antes das perturbações climáticas, mas foi menor durante a perturbação climática (Tabela 1).

A biomassa variou entre os níveis da paisagem ($df = 2$, $F = 14,5$, $p < 0,0001$), com a produção de biomassa ($Mg \cdot ha^{-1}$) de paisagens de complexidade intermediária, suportando cerca de 70% da biomassa de paisagens de alta complexidade e paisagens de baixa complexidade que sustentam cerca de 34% da biomassa de paisagens de alta complexidade

(Figura 5). A complexidade da paisagem (MIR) tem uma relação significativa com produção de biomassa da paisagem ($r = - 0,75$; $p < 0,001$). Podemos observar que paisagens mais complexas têm três vezes mais capacidade de produção de biomassa, em média, do que paisagens simples, e essa diferença é exacerbada durante os períodos de seca (Figura 5).

4. DISCUSSÃO

Diferente do esperado, esse resultado mostra que todas as paisagens com complexidades estruturais distintas podem reorganizar sua capacidade produtiva após perturbações climáticas, na Caatinga. Portanto, nossos resultados não sustentam a hipótese de que paisagens mais complexas são resilientes à perturbação climática em áreas secas, enquanto paisagens simples não são. No entanto, o impacto na capacidade produtiva durante as perturbações climáticas é influenciado pela complexidade da paisagem, e a capacidade produtiva total também depende da estrutura da paisagem. Paisagens mais complexas têm capacidade produtiva significativamente maior do que paisagens simples, e essa diferença é exacerbada durante os períodos de seca. A diferença da capacidade produtiva entre as paisagens pode estar associada à maior capacidade de retenção da umidade em paisagens mais complexas, pois a retenção de água no solo impulsiona diversos processos ecológicos associados à capacidade de produção em terras secas (COLLINS et al., 2014).

Todas as paisagens foram resilientes ao distúrbio climático analisado, mas quando observada a produtividade e a capacidade de produção de biomassa dessas paisagens, vemos que paisagens mais simples são significativamente menos produtivas. Isso implica que a simplificação da paisagem em monoculturas, por exemplo, vem falhando na conservação de funções ecossistêmicas-chave, o que nos leva a entender que o fato ser resiliente em relação à resposta à precipitação não significa que elas são sustentáveis (LANDIS, 2017). Paisagens sustentáveis devem adotar práticas para melhorar a produtividade, protegendo a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos (SAYER et al., 2013; SILVA & BARBOSA, 2018). As mudanças ambientais e a perda de biodiversidade causadas pela simplificação da paisagem ameaçam serviços fornecidos pelos ecossistemas dos quais a agricultura depende (ADHIKARI et al., 2019; RUSCH et al., 2016). No entanto, embora as mudanças climáticas e as mudanças no uso da terra interajam para impactar questões ambientais e socioeconômicas, os impactos negativos das mudanças climáticas podem ser reduzidos por meio de um planejamento e gerenciamento adequado da terra (OLIVER & MORECROFT, 2014).

Nossos resultados estão de acordo com o estudo recente sobre a sensibilidade vegetação-chuva em terras secas tropicais (ABEL et al., 2020). Este estudo mostra que as mudanças na cobertura vegetal associadas a um ganho na vegetação se traduzem em tendências positivas na sensibilidade da vegetação às chuvas. Realmente, o manejo adequado da terra para paisagens agrícolas sustentáveis em áreas secas requer sistemas que otimizem o uso da água gerada pelas chuvas, aumentem o armazenamento de água no solo, promovam um uso eficiente da água e evitem a degradação do solo (PETERSON et al., 2006; STEWART, 2016). De fato, a capacidade produtiva em terras secas depende da proteção e manutenção da umidade do solo, mas a simplificação da paisagem aumenta as taxas de erosão e diminuem a capacidade de infiltração nos solos (ALBUQUERQUE et al., 2001; LEITE et al., 2018; TURETTA et al., 2016). Assim, duas estratégias simples são importantes para manter a umidade do solo nas paisagens agrícolas de terras áridas: 1) manter o máximo possível de terras naturais; 2) aplicação de manejos agrícolas como rotação de culturas e sistemas de cultivo e pecuária por meio da agricultura mista (BAUMHARDT & ANDERSON, 2006; DEGANI et al., 2019). No entanto, mudanças no uso do solo causadas pelo aumento da população correspondem ao principal impulsionador da resposta negativa da sensibilidade vegetação-chuva em terras secas tropicais (ABEL et al., 2020), por isso, muitas áreas estão atualmente degradadas e ações de restauração são necessárias.

Ao contrário de outras regiões, as paisagens simples no semiárido parecem não fornecer uma quantidade maior de serviços de provisionamento, do que as paisagens intermediárias. A perda de estruturas de suporte biofísico no solo em paisagens simples afeta sua capacidade produtiva, e isso tem sido um problema histórico para sistemas agrícolas em áreas secas ao redor do mundo (PETERSON et al., 2006; UNGER et al., 2006). Dados locais na região da Caatinga mostram que a capacidade de produção de biomassa para pastagem é de cerca de 4 Mg.ha⁻¹ em paisagens simples (ANDRADE et al., 2010; ARAÚJO FILHO et al., 2002; PEREIRA FILHO et al., 2013). Por outro lado, as paisagens com complexidade intermediária podem produzir mais de 30 Mg.ha⁻¹ de sorgo para pastagens e atingir altos rendimentos de outras culturas, se utilizar práticas agrícolas adequadas e manter cerca de 50% da cobertura natural (ARAUJO et al., 2021). Complementarmente, nossos resultados mostraram que a produtividade foi reduzida significativamente em paisagens simples mais do que em outras paisagens durante distúrbios de seca. Portanto, manter paisagens com complexidade intermediária em sistemas agrícolas integrados demonstra contribuir para a segurança alimentar nas condições associadas às terras secas (SOLH & GINKEL, 2014).

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O planejamento da paisagem com serviços ecossistêmicos é urgente para gerar paisagens produtivas, sustentáveis e resilientes em áreas secas tropicais. Nas próximas décadas, as projeções climáticas indicam um aumento na frequência e intensidade dos eventos de seca em regiões áridas e semiáridas tropicais, com estações secas mais prolongadas (FENG & FU, 2013; IPCC, 2014; CHADWICK et al., 2016). Além dos nossos resultados sobre a influência do clima na produtividade, outro modelo de fluxos de biomassa no nível da fazenda mostra o papel da cobertura natural na melhoria da capacidade do sistema agrícola em lidar com os riscos ambientais e de produção na Caatinga (ANDRIEU & NOGUEIRA, 2010). Portanto, fornecer maneiras de construir paisagens agrícolas sustentáveis em áreas secas é uma oportunidade para aumentar a produtividade em um mundo em mudança.

Nossos resultados evidenciam que paisagens menos complexas não conseguem manter a produtividade como em paisagens mais complexas, sugerindo que o aumento da heterogeneidade da paisagem promove um sistema resiliente, produtivo e sustentável (TURETTA et al., 2016). São necessárias mais pesquisas associadas à sustentabilidade de paisagem nas regiões semiáridas e o desenvolvimento de práticas agrícolas relacionadas a esse modelo. Entre os maiores desafios, está atingir a conservação dos sistemas que compõem as paisagens para gerar compensações dos serviços ecossistêmicos e, conseqüentemente, contribuir de forma harmônica para o crescimento econômico, social e ambiental de maneira sustentável.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABEL, C., HORION, S., TAGESSON, T., DE KEERSMAECKER, W., SEDDON, A.W.R., ABDI, A.M., FENSHOLT, R., 2020. The human–environment nexus and vegetation–rainfall sensitivity in tropical drylands. *Nat. Sustain.* <https://doi.org/10.1038/s41893-020-00597-z>
- ADHIKARI, S., ADHIKARI, A., WEAVER, D.K., BEKKERMAN, A., MENALLED, F.D. 2019. Impacts of Agricultural Management Systems on Biodiversity and Ecosystem Services in Highly Simplified Dryland Landscapes. *Sustainability* 11, 1–16.
- ALBUQUERQUE, A.W., LOMBARDI NETO, F., SRINIVASAN, V.S., 2001. Efeito do desmatamento da caatinga sobre as perdas de solo e água de um luvisolo em Sumé (PB). *Rev. Bras. Ciência do Solo* 25, 121–128.
- ALVARES, C.A., STAPE, J.L., SENTELHAS, P.C., DE MORAES GONÇALVES, J.L., SPAROVEK, G., 2013. Köppen’s climate classification map for Brazil. *Meteorol. Zeitschrift* 22, 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- ANDRADE, A.P. DE, COSTA, R.G., SANTOS, E.M., SILVA, D.S. DA, 2010. Produção animal no semiárido: o desafio de disponibilizar forragem, em quantidade e com qualidade, na estação seca. *Tecnol. Ciência Agropecuária* 4, 01–14.
- ANDRIEU, N., NOGUEIRA, D.M., 2010. Modeling biomass flows at the farm level: a discussion support tool for farmers. *Agron. Sustain. Dev.* 30, 505–513. <https://doi.org/10.1051/agro/2009047>
- ARAÚJO FILHO, J.A., Carvalho, F.C. de, Garcia, R., Sousa, R.A. de, 2002. Efeitos da Manipulação da Vegetação Lenhosa sobre a Produção e Compartimentalização da Fitomassa Pastável de uma Caatinga Sucessional. *Rev. Bras. Zootec.* 31, 11–19.
- ARAUJO, HELDER F.P. DE; MACHADO, CÉLIA C.C.; PAREYN, FRANS G.C.; NASCIMENTO, NAYSA F.F. DO; ARAÚJO, LENYNEVES D.A.; BORGES, LAÍS A. DE A.P.; SANTOS, BRÁULIO A.; BEIRIGO, RAPHAEL M.; VASCONCELLOS, ALEXANDRE; DIAS, BRUNO DE O.; ALVARADO, FREDY; SILVA, JOSÉ MARIA CARDOSO DA. A sustainable agricultural landscape model for tropical drylands. *LAND USE POLICY*, v. 100, p. 104913-online_first, 2021.
- ARTS, B., BUIZER, M., HORLINGS, L., INGRAM, V., VAN OOSTEN, C., OPDAM, P., 2017. Landscape Approaches: A State-of-the-Art Review. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 42, 439–463. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102016-060932>

BARBOSA, M.R. DE V., LIMA, I.B., LIMA, J.R., CUNHA, J.P., AGRA, M. DE F., THOMAS, W.W., 2007. Vegetação do Cariri Paraibano. *Oecologia Bras.* 11, 313–322.

BASTIN, G. N. et al. Estimating landscape resilience from satellite data and its application to pastoral land management. *The Rangeland Journal*, v. 18, n. 1, p. 118-135, 1996.

BECKER, CARMEM TEREZINHA et al. Caracterização climática das regiões pluviometricamente homogêneas do estado da Paraíba. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 4, n. 2, p. 286-299, 2011.

BRAZ, ADALTO MOREIRA; DE ANDRADE ÁGUAS, THIAGO; GARCIA, PATRICIA HELENA MIRANDOLA. Análise de índices de vegetação NDVI e SAVI e Índice de Área Folear (IAF) para a comparação da cobertura vegetal na bacia hidrográfica do córrego ribeirãozinho, município de Selvíria–MS. *Revista Percurso*, v. 7, n. 2, p. 5-22, 2015.

BUG, J., 2019. Assessing Productive Capacities of Agro-Ecosystems, in: von HAAREN, C., LOVETT, A.A., ALBERT, C. (Eds.), *Landscape Planning with Ecosystem Services: Theories and Methods for Application in Europe*. Springer, Dordrecht, pp. 137–152. https://doi.org/10.1007/978-94-024-1681-7_10

CARPENTER, S., WALKER, B., ANDERIES, J. et al. From Metaphor to Measurement: Resilience of What to What?. *Ecosystems* 4, 765–781 (2001). <https://doi.org/10.1007/s10021-001-0045-9>

CASTANHO, A.D.A., COE, M., ANDRADE, E.M., WALKER, W., BACCINI, A., CAMPOS, D.A., FARINA, M., 2020. A close look at above ground biomass of a large and heterogeneous Seasonally Dry Tropical Forest - Caatinga in North East of Brazil. *An. Acad. Bras. Cienc.* 92. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202020190282>

CASTRO, ANTONIO J.; QUINTAS-SORIANO, CRISTINA; EGOH, BENIS N. Ecosystem services in dryland systems of the world. *J. Arid Environ*, v. 159, p. 1-3, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2018.09.006>

CHADWICK, R., GOOD, P., MARTIN, G., ROWELL, D.P., 2016. Large rainfall changes consistently projected over substantial areas of tropical land. *Nat. Clim. Chang.* 6, 177–181. <https://doi.org/10.1038/nclimate2805>

CHANDER, G., MARKHAM, B.L., HELDER, D.L., 2009. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. *Remote Sens.*

Environ. 113, 893–903. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.01.007>

COLLINS, S.L., BELNAP, J., GRIMM, N.B., RUDGERS, J.A., DAHM, C.N., D'ODORICO, P., LITVAK, M., NATVIG, D.O., PETERS, D.C., POCKMAN, W.T., SINSABAUGH, R.L., WOLF, B.O., 2014. 3. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 45, 397–419. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091650>

CUMMING, G.S. Spatial resilience: integrating landscape ecology, resilience, and sustainability. *Landscape Ecol* 26, 899–909 (2011). <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9623-1>

DÍAZ, S., PASCUAL, U., STENSEKE, M., MARTÍN-LÓPEZ, B., WATSON, R.T., MOLNÁR, Z., HILL, R., CHAN, K.M.A., BASTE, I.A., BRAUMAN, K.A., POLASKY, S., CHURCH, A., LONSDALE, M., LARIGAUDERIE, A., LEADLEY, P.W., VAN OUDENHOVEN, A.P.E., VAN DER PLAAT, F., SCHRÖTER, M., LAVOREL, S., AUMEERUDDY-THOMAS, Y., BUKVAREVA, E., DAVIES, K., DEMISSEW, S., ERPUL, G., FAILLER, P., GUERRA, C.A., HEWITT, C.L., KEUNE, H., LINDLEY, S., SHIRAYAMA, Y., 2018. Assessing nature's contributions to people. *Science* (80-.). 359, 270–272. <https://doi.org/10.1126/science.aap8826>

DUARTE, G.T., SANTOS, P.M., CORNELISSEN, T.G., RIBEIRO, M.C., PAGLIA, A.P., 2018. The effects of landscape patterns on ecosystem services: meta-analyses of landscape services. *Landsc. Ecol.* 33, 1247–1257. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0673-5>

FENG, S., FU, Q., 2013. Expansion of global drylands under a warming climate. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.* 13, 14637–14665. <https://doi.org/10.5194/acpd-13-14637-2013>

FRANCISCO, PAULO ROBERTO MEGNA; SANTOS, DJAIL. *Climatologia do estado da Paraíba*. Campina Grande: EDUFPG, p. 79, 2017.

FRASER, E.D.G., DOUGILL, A.J., HUBACEK, K., QUINN, C.H., SENDZIMIR, J., TERMANSEN, M., 2011. Assessing Vulnerability to Climate Change in Dryland Livelihood Systems: Conceptual Challenges and Interdisciplinary Solutions. *Ecol. Soc.* 16, art3. <https://doi.org/10.5751/ES-03402-160303>

GAMON, J.A., HUENNERICH, K.F., STONE, R.S., TWEEDIE, C.E., 2013. Spatial and temporal variation in primary productivity (NDVI) of coastal Alaskan tundra: Decreased vegetation growth following earlier snowmelt. *Remote Sens. Environ.* 129, 144–153. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.10.030>

- GOULD, WILLIAM. Remote sensing of vegetation, plant species richness, and regional biodiversity hotspots. *Ecological applications*, v. 10, n. 6, p. 1861-1870, 2000.
- GRIMM, V., WISSEL, C., 1997. Babel, or the ecological stability discussions: an inventory and analysis of terminology and a guide for avoiding confusion. *Oecologia* 109, 323–334.
- GU, Y., WYLIE, B.K., BLISS, N.B., 2013. Mapping grassland productivity with 250-m eMODIS NDVI and SSURGO database over the Greater Platte River Basin, USA. *Ecol. Indic.* 24, 31–36. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.05.024>
- HILL, M.J., DONALD, G.E., 2003. Estimating spatio-temporal patterns of agricultural productivity in fragmented landscapes using AVHRR NDVI time series. *Remote Sens. Environ.* 84, 367–384. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00128-1](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00128-1)
- HUANG, J., et al. (2017), Dryland climate change: Recent progress and challenges, *Rev. Geophys.*, 55, 719– 778, doi:10.1002/2016RG000550.
- HUANG, J., YU, H., GUAN, X. et al. Accelerated dryland expansion under climate change. *Nature Clim Change* 6, 166–171 (2016). <https://doi.org/10.1038/nclimate2837>
- IPCC, 2014. *Climate Change 2013 - The Physical Science Basis*. Cambridge University Press, Cambridge. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324>
- JOHNSTONE, JILL F. et al. A sensitive slope: estimating landscape patterns of forest resilience in a changing climate. *Ecosphere*, v. 1, n. 6, p. 1-21, 2010.
- JOUBERT, D.F., ROTHAUGE, A., SMIT, G.N., 2008. A conceptual model of vegetation dynamics in the semiarid Highland savanna of Namibia, with particular reference to bush thickening by *Acacia mellifera*. *J. Arid Environ.* 72, 2201–2210. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2008.07.004>
- LANDIS, D.A., 2017. Designing agricultural landscapes for biodiversity-based ecosystem services. *Basic Appl. Ecol.* 18, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2016.07.005>
- LEITE, P.A.M., DE SOUZA, E.S., DOS SANTOS, E.S., GOMES, R.J., CANTALICE, J.R., WILCOX, B.P., 2018. The influence of forest regrowth on soil hydraulic properties and erosion in a semiarid region of Brazil. *Ecohydrology* 11, e1910. <https://doi.org/10.1002/eco.1910>

- MAESTRE, FERNANDO T.; SALGUERO-GOMEZ, ROBERTO; QUERO, JOSE L. It is getting hotter in here: determining and projecting the impacts of global environmental change on drylands. 2012.
- MARENGO, J.A., ALVES, L.M., ALVALA, R.C., CUNHA, A.P., BRITO, S., MORAES, O.L.L., 2018. Climatic characteristics of the 2010-2016 drought in the semiarid Northeast Brazil region. *An. Acad. Bras. Cienc.* 90, 1973–1985. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201720170206>
- MARENGO, J.A., ALVES, L.M., SOARES, W.R., RODRIGUEZ, D.A., CAMARGO, H., RIVEROS, M.P., PABLÓ, A.D., 2013. Two Contrasting Severe Seasonal Extremes in Tropical South America in 2012: Flood in Amazonia and Drought in Northeast Brazil. *J. Clim.* 26, 9137–9154. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-12-00642.1>
- MARENGO, J.A., TORRES, R.R., ALVES, L.M., 2017. Drought in Northeast Brazil—past, present, and future. *Theor. Appl. Climatol.* 129, 1189–1200. <https://doi.org/10.1007/s00704-016-1840-8>
- MARKHAM, B.L., BARKER, J.L., 1987. Thematic Mapper band pass solar atmospheric irradiances. *Int. J. Remote Sens.* 8, 517–523.
- NAGENDRA, H., ROCCHINI, D., GHATE, R., SHARMA, B., PAREETH, S., 2010. Assessing Plant Diversity in a Dry Tropical Forest: Comparing the Utility of Landsat and Ikonos Satellite Images. *Remote Sens.* 2, 478–496.
- NASA, 1998. *Landsat 7 Science Data Users Handbook*, NASA, USA.
- NEWMAN, E.A., KENNEDY, M.C., FALK, D.A., MCKENZIE, D., 2019. Scaling and Complexity in Landscape Ecology. *Front. Ecol. Evol.* 7. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00293>
- OLIVER, T.H., MORECROFT, M.D., 2014. Interactions between climate change and land use change on biodiversity: attribution problems, risks, and opportunities. *WIREs Clim Chang.* 5, 317–335. <https://doi.org/10.1002/wcc.271>
- PARVIAINEN, MIIA; LUOTO, MISKA; HEIKKINEN, RISTO K. NDVI-based productivity and heterogeneity as indicators of plant-species richness in boreal landscapes. 2010.

PEREIRA FILHO, J.M., SILVA, A.M. DE A., CÉZAR, M.F., 2013. Manejo da Caatinga para produção de caprinos e ovinos. *Rev. Bras. Saúde e Produção Anim.* 14, 77–90. <https://doi.org/10.1590/S1519-99402013000100010>

PEREZ-MARIN, A., CAVALCANTE, A.M.B., MEDEIROS, S., TINÔCO, L., SALCEDO, I.H., 2012. Núcleos de desertificação no semiárido brasileiro: Ocorrência natural ou antrópica? *Parcerias Estratégicas* 17, 106.

PETERSON, G.A., UNGER, P.W., PAYNE, W.A., ANDERSON, R.L., BAUMHARDT, R.L., 2006. Dryland Agriculture Research Issues, in: Peterson, G.A., Unger, P.W., Payne, W.A. (Eds.), *Agronomy Monograph, Dryland Agriculture*. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America, pp. 901–907. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr23.2ed.c22>

PETERSON, GARRY D. Estimating Resilience Across Landscapes. *Conservation Ecology*, vol. 6, no. 1, 2002. JSTOR, www.jstor.org/stable/26271853.

REED, MARK; STRINGER, LINDSAY C. Climate change and desertification: Anticipating, assessing & adapting to future change in drylands. *Agropolis International*, 2015.

ROUSE, J.W., HAAS, R.H., SCHELL, J.A., DEERING, D.H., HARLAN, J.C., 1974. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS., in: *Proceedings of 2013 IEEE 3rd Earth Resource Technology Satellite (ERTS) Symposium*. pp. 48–62.

RUFINO, IANA ALEXANDRA ALVES; SILVA, SIMONE TAVARES DA. Análise das relações entre dinâmica populacional, clima e vetores de mudança no semiárido brasileiro: uma abordagem metodológica. *Bol. Ciênc. Geod.*, Curitiba, v. 23, n. 1, p. 166-181, Mar. 2017.

RUSCH, A., CHAPLIN-KRAMER, R., GARDINER, M.M., HAWRO, V., HOLLAND, J., LANDIS, D., THIES, C., TSCHARNTKE, T., WEISSER, W.W., WINQVIST, C., WOLTZ, M., BOMMARCO, R., 2016. Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 221, 198–204. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.039>

SALIMON, CLEBER; ANDERSON, LIANA. How strong is the relationship between rainfall variability and Caatinga productivity? A case study under a changing climate. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 90, n. 2, p. 2121-2127, 2018.

SANTANA, MARCOS OLIVEIRA. Atlas das áreas susceptíveis à desertificação do Brasil. Brasília: MMA/SRH/UFPB, 2007.

SAYER, J., SUNDERLAND, T., GHAZOUL, J., PFUND, J.-L., SHEIL, D., MEIJAARD, E., VENTER, M., BOEDHIHARTONO, A.K., DAY, M., GARCIA, C., VAN OOSTEN, C., BUCK, L.E., 2013. Ten principles for a landscape approach to reconciling agriculture, conservation, and other competing land uses. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 110, 8349–8356. <https://doi.org/10.1073/pnas.1210595110>

SILVA, J.M.C. DA, BARBOSA, L.C.F., 2018. Sustainable Agriculture Landscapes for Production of Biofuels in Brazil, in: BAGLEY, B., LUFTUS, S., KASSAB, H.S., MOULIOUKOVA, D. (Eds.), *Energy Security, Sustainable Development, and the Environment*. Lexington Books, Lanham, Boulder, New York, London, pp. 95–109.

SOLH, M., GINKEL, M. VAN, 2014. Drought preparedness and drought mitigation in the developing world's drylands. *Weather Clim. Extrem.* 3, 62–66. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.wace.2014.03.003>

STEWART, B.A., 2016. Dryland Farming, in: *Reference Module in Food Science*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-100596-5.02937-1>

TRAVASSOS, I.S., SOUSA, B.I., 2014. Desmatamento e Desertificação no Cariri Paraibano. *Bras. Geogr. Fis.* 7, 103–116.

TSCHARNTKE, T., TYLIANAKIS, J.M., RAND, T.A., DIDHAM, R.K., FAHRIG, L., BATÁRY, P., BENGTSSON, J., CLOUGH, Y., CRIST, T.O., DORMANN, C.F., EWERS, R.M., FRÜND, J., HOLT, R.D., HOLZSCHUH, A., KLEIN, A.M., KLEIJN, D., KREMEN, C., LANDIS, D.A., LAURANCE, W., LINDENMAYER, D., SCHERBER, C., SODHI, N., STEFFAN-DEWENTER, I., THIES, C., VAN DER PUTTEN, W.H., WESTPHAL, C., 2012. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biol. Rev.* 87, 661–685. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x>

TURETTA, ANA PAULA DIAS et al. An approach to assess the potential of agroecosystems in providing environmental services. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 51, n. 9, p. 1051-1060, 2016.

UNGER, P.W., W. FRYREAR, D., LINDSTROM, M.J., 2006. Soil Conservation, IN: PETERSON, G.A., UNGER, P.W., PAYNE, W.A. (Eds.), *Agronomy Monograph, Dryland Agriculture*. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science

Society of America, pp. 87–112. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr23.2ed.c4>

VERRELST, JOCHEM et al. Machine learning regression algorithms for biophysical parameter retrieval: Opportunities for Sentinel-2 and-3. *Remote Sensing of Environment*, v. 118, p. 127-139, 2012.

VIEIRA, ANDERSON TAVARES; DE MAGALHÃES, MARIANA FERNANDES; DA SILVA, MARCUS VINÍCIUS CHAGAS. Uso da terra como facilitador da degradação ambiental no município de Santa Quitéria, Ceará. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 10, n. 04, p. 1329-1345, 2017.

von HAAREN, C., LOVETT, A.A., ALBERT, C., 2019. Landscape Planning and Ecosystem Services: The Sum is More than the Parts, in: HAAREN, C.VON, LOVETT, A.A., ALBERT, C. (Eds.), *Landscape Planning with Ecosystem Services: Theories and Methods for Application in Europe*. Springer, Dordrecht, pp. 3–9. https://doi.org/10.1007/978-94-024-1681-7_1

WALKER, B., HOLLING, C.S., CARPENTER, S.R., KINZIG, A.P., 2004. Resilience, Adaptability and Transformability in Social-ecological Systems. *Ecol. Soc.* 9, art5. <https://doi.org/10.5751/ES-00650-090205>

ZARIN, D.J., HARRIS, N.L., BACCINI, A., AKSENOV, D., HANSEN, M.C., AZEVEDO-RAMOS, C., AZEVEDO, T., MARGONO, B.A., ALENCAR, A.C., GABRIS, C., ALLEGRETTI, A., POTAPOV, P., FARINA, M., WALKER, W.S., SHEVADE, V.S., LOBODA, T. V., TURUBANOVA, S., TYUKAVINA, A., 2016. Can carbon emissions from tropical deforestation drop by 50% in 5 years? *Glob. Chang. Biol.* 22, 1336–1347. <https://doi.org/10.1111/gcb.13153>

LEGENDAS DAS FIGURAS

Figura 1. Expectativas da capacidade da paisagem de se reorganizar após distúrbio climático quando paisagens com diferentes complexidades estruturais são observadas (adaptado de TSCHARNTKE et al., 2012). **P.8**

Figura 2. (A) A área de estudo está localizada em Cariri Paraibano, sub-região da Caatinga, Brasil. (B) A complexidade estrutural das paisagens varia dentro da área de estudo: baixa (LOW) representa as paisagens compostas principalmente por campos de monocultura ou pastagens e matagal; intermediária (INTERMEDIATE) representa a paisagem que combina áreas de cultivo e cobertura natural (florestas e bosques); alta (HIGH) representa as paisagens cobertas principalmente por cobertura natural. (C) Exemplos locais de cobertura nas paisagens baixa (pastagem e arbustos), intermediária (campo de milho, arbustos e bosques) e alta (florestas e vegetação arbórea). **P.9**

Figura 3. Precipitação anual na área de estudo (Fonte: AESA, 2020). A seta vermelha representa o início de uma das piores secas nos últimos 30 anos entre (MARENGO et al. 2017, 2018) e o início da perturbação climática adotada aqui (2012 -2013), por esse período registrar sequencialmente uma precipitação inferior ao valor histórico mínimo (350mm). **P.9**

Figura 4. Produtividade anual (NDVI) de paisagens com diferentes complexidades estruturais durante a estação chuvosa entre 2010 e 2019. Os anos de 2012 e 2013 representam o período de perturbação climática, pois registraram precipitação sequencial inferior ao valor histórico mínimo (350 mm). A linha tracejada vermelha mostra a produtividade média antes e depois da perturbação climática em cada nível de complexidade da paisagem. **P.13**

Figura 5. Variação da biomassa entre paisagens com diferentes níveis de complexidade estrutural em Cariri Paraibano, sub-região da Caatinga, Brasil. **P.14**

TABELAS

Tabela 1. Comparação do indicador de produtividade (NDVI) entre os níveis de complexidade da paisagem nos períodos antes, durante e depois da perturbação climática. **P.13**

Distúrbio climático	NDVI das paisagens (média)			ANOVA		
	Baixa	Intermediária	Alta	Σ quadrados	F	p
Antes (2010-2011)	0.48 b	0.52 ab	0.59 a	0.16	3.98	0.0234
Durante (2012-2013)	0.24 c	0.30 b	0.37 a	0.19	22.68	> 0.0001
Depois (2014-2019)	0.49 c	0.53 b	0.59 a	0.40	16.73	> 0.0001

As letras "a", "b" e "c" mostram diferenças significativas pelo teste de Tukey.

FIGURAS

Figura 1. P.8

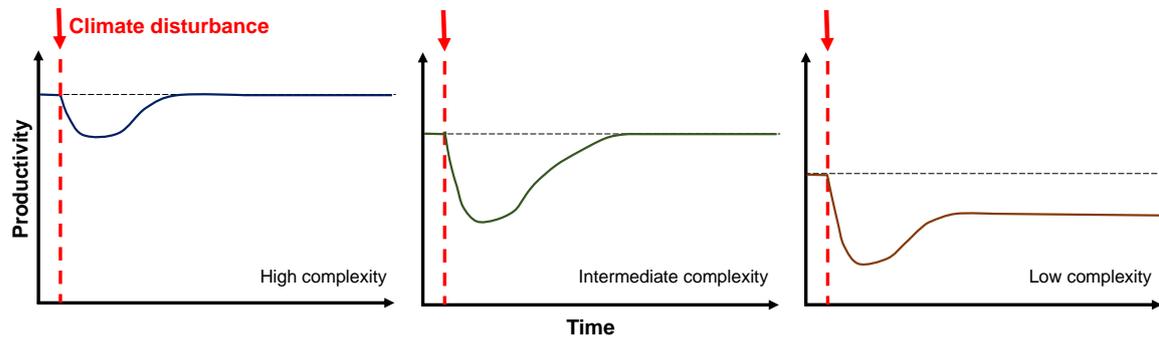


Figura 2. P.9

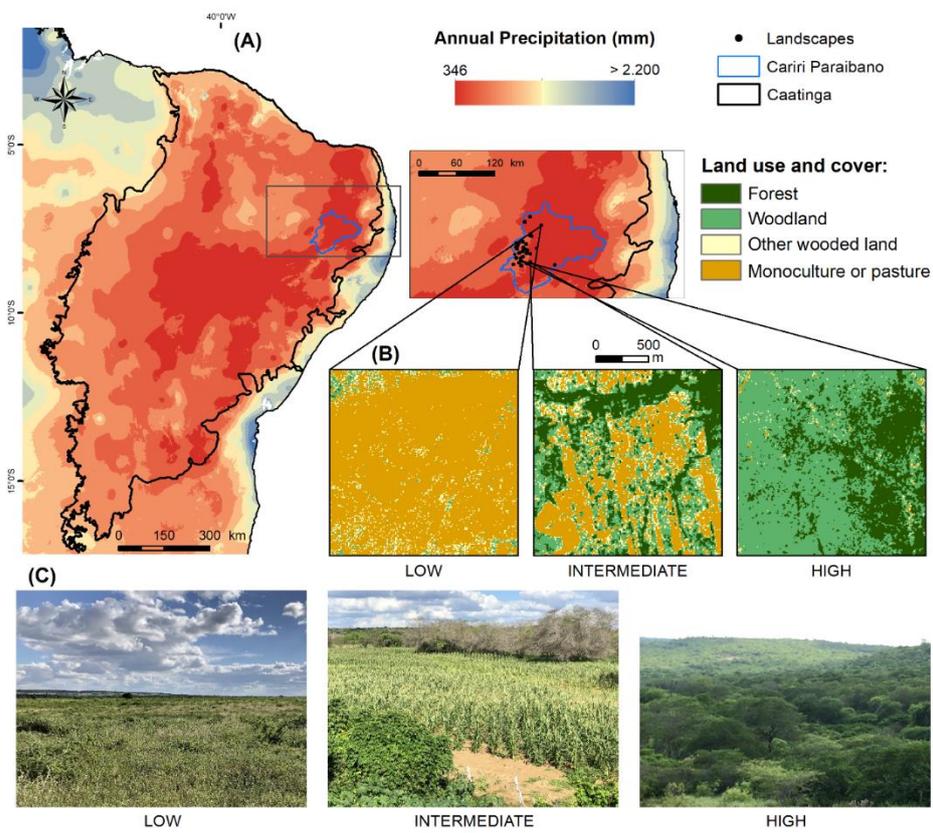


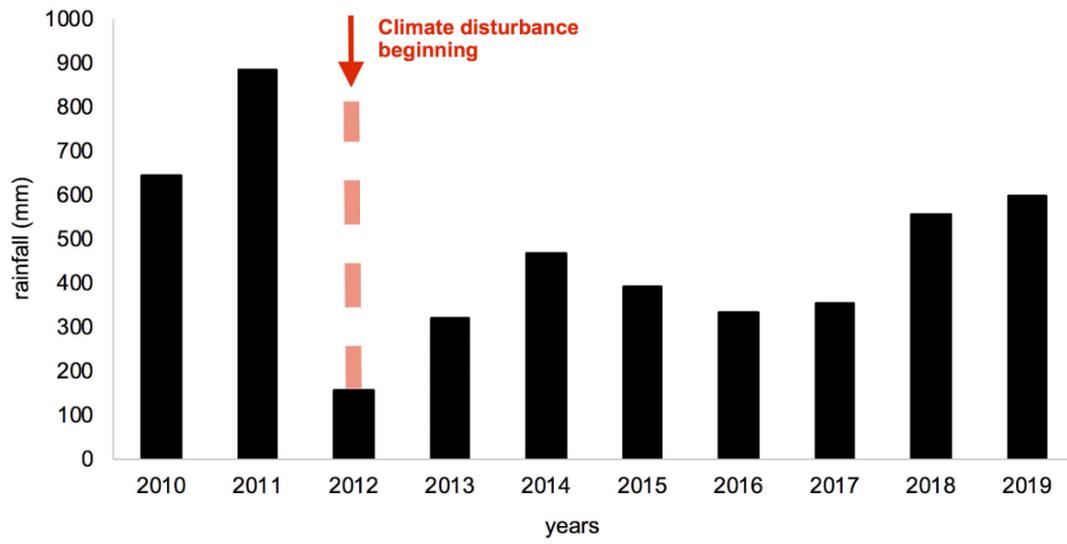
Figura 3. P.9

Figura 4. P.13

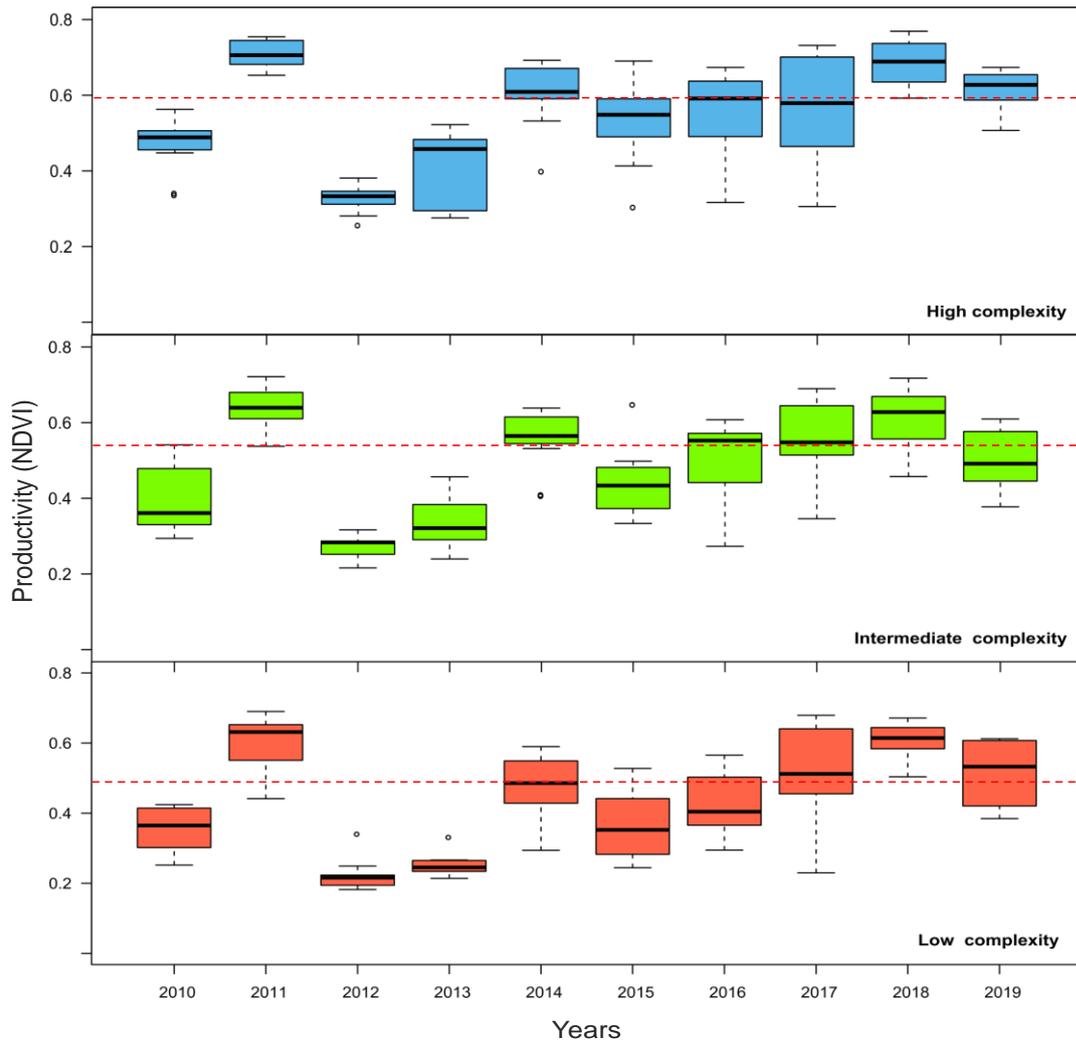
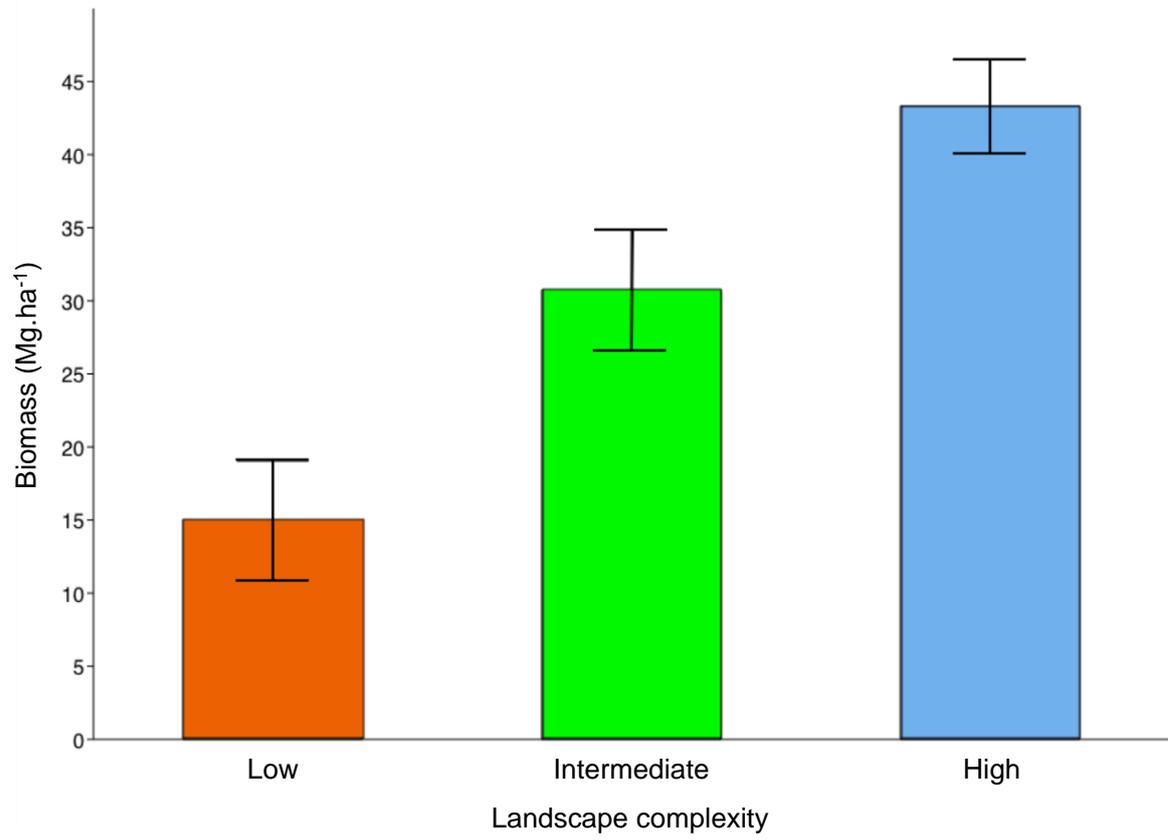


Figura 5. P.14

APÊNDICE

Apêndice 1. Regressão entre a banda espectral do infravermelho médio (MIR) e o índice de complexidade (IC) de 21 parcelas (300 x 300m), na Caatinga. O IC é a soma da riqueza de espécies de cada habitat ponderada pela respectiva área proporcional em cada parcela. Os habitats registrados nas parcelas foram floresta, vegetação arbórea, vegetação arbustiva, terra cultivada e solo exposto. **P.10**

