



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
CAMPUS I
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
CURSO DE GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

STEFFANY SALES GALISA

**EFEITO DOS DISTÚRBIOS ANTRÓPICOS CRÔNICOS E DA ARIDEZ NA
VEGETAÇÃO DA CAATINGA PARAIBANA**

**CAMPINA GRANDE
2022**

STEFFANY SALES GALISA

**EFEITO DOS DISTÚRBIOS ANTRÓPICOS CRÔNICOS E DA ARIDEZ NA
VEGETAÇÃO DA CAATINGA PARAIBANA**

Trabalho de Conclusão de Curso (Artigo) apresentado ao Departamento do Curso de Ciências Biológicas da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Licenciada em Ciências Biológicas.

Área de concentração: Ecologia Vegetal.

Orientador: Prof. Dr. Sérgio de Faria Lopes

Coorientador: Msc. Gilbevan Ramos de Almeida

**CAMPINA GRANDE
2022**

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.

G158e Galisa, Steffany Sales.

Efeito dos distúrbios antrópicos crônicos e da aridez na vegetação da caatinga paraibana [manuscrito] / Steffany Sales Galisa. - 2022.

30 p. : il. colorido.

Digitado.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde , 2022.

"Orientação : Prof. Dr. Sérgio de Faria Lopes , Coordenação de Curso de Biologia - CCBS."

"Coorientação: Prof. Me. Gilbevan Ramos de Almeida , Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa"

1. Distúrbio antropogênico. 2. Diversidade taxonômica. 3. Mudanças climáticas. 4. Vegetação do semiárido. I. Título

21. ed. CDD 570.7

STEFFANY SALES GALISA

EFEITO DOS DISTÚRBIOS ANTRÓPICOS CRÔNICOS E DA ARIDEZ NA
VEGETAÇÃO DA CAATINGA PARAIBANA

Trabalho de Conclusão de Curso (Artigo)
apresentado ao Departamento do Curso de
Ciências Biológicas da Universidade Estadual
da Paraíba, como requisito parcial à obtenção
do título de Licenciada em Ciências
Biológicas.


Área de concentração: Ecologia Vegetal.

Aprovada em: 29/11/2022.

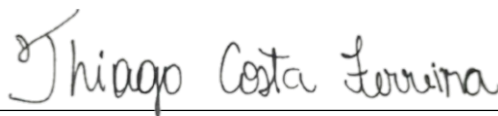
BANCA EXAMINADORA



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



Prof. Me. Anderson Silva Pinto
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)



Prof. Dr. Thiago Costa Ferreira
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB)

“É muito melhor lançar-se em busca de conquistas grandiosas, mesmo expondo-se ao fracasso, do que alinhar-se com os pobres de espírito, que nem gozam muito nem sofrem muito, porque vivem numa penumbra cinzenta, onde não conhecem nem vitória, nem derrota.” (Theodore Roosevelt).

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1 – Mapa de localização das 39 comunidades de florestas situadas no bioma Caatinga do estado da Paraíba, Brasil..... 10
- Figura 2 – Modelos lineares generalizados (GLMs) de riqueza de espécies vegetais (0D), entropia espacial de Shannon (1D) e concentração inversa de Simpson (2D) respondendo ao índice de déficit hídrico climático médio anual (CWD) $P < 0.001$ 15
- Figura 3 – Modelos lineares generalizados (GLMs) de riqueza de espécies vegetais (0D), entropia espacial de Shannon (1D) concentração inversa de Simpson (2D) respondendo aos proxies de distúrbios antrópicos crônicos..... 17

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Locais de estudo e suas variáveis; Temp. (Temperatura); Prec. 11 (Precipitação); CWD (índice de déficit hídrico climático anual médio); PNR (distância da estrada mais próxima); PNH (distância da casa mais próxima); PNC (distância do centro urbano mais próximo); Abundância de espécies; ⁰D (riqueza de espécies); ¹D (entropia exponencial de Shannon); ²D (concentração inversa de Simpson).

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	8
2 MATERIAIS E MÉTODOS	8
2.1 Áreas de estudo	10
2.2 Coleta de dados	11
2.3 Cálculo das métricas de diversidade taxonômica	11
2.4 Caracterização do gradiente de aridez	12
2.5 Caracterização do gradiente de perturbação antrópica	13
2.6 Análise de dados	13
3 RESULTADOS E DISCUSSÕES	13
4 CONCLUSÃO	14
REFERÊNCIAS	20
APÊNDICE A - LOCAIS DE ESTUDO E SUAS CARACTERÍSTICAS	27

EFEITO DOS DISTÚRBIOS ANTRÓPICOS CRÔNICOS E DA ARIDEZ NA VEGETAÇÃO DA CAATINGA PARAIBANA

EFFECT OF CHRONIC ANTHROPIC DISTURBANCE AND ARIDITY ON THE VEGETATION OF THE CAATINGA PARAIBA

Steffany Sales Galisa*

RESUMO

Os ecossistemas tropicais estão sendo modificados por distúrbios antrópicos crônicos (CAD), os quais se caracterizam pela remoção de biomassa vegetal de forma contínua, que com a intensificação das mudanças climáticas, podem impor fortes filtros ambientais nos ecossistemas, principalmente nas Florestas Tropicais Sazonalmente Secas. O aumento do CAD e da aridez são as principais ameaças à biota das regiões tropicais secas, causando a destruição e fragmentação das florestas tropicais, acontecimentos graves que resultam em perda de diversidade e aumento dos riscos de espécies aos processos de extinção. O presente estudo objetivou realizar um estudo através de busca em bancos de dados científicos, a fim de avaliar a influência dos distúrbios antrópicos crônicos na composição florística e parâmetros estruturais em remanescentes de Caatinga no estado da Paraíba e analisar a influência da aridez na diversidade taxonômica de comunidades de plantas lenhosas da Caatinga. Para isso, foram utilizados dados coletados entre 2000 e 2022 em 720 parcelas publicados em artigos científicos. Registramos 39 áreas selecionadas, obtendo um total de 864 indivíduos distribuídos em 286 espécies e 48 famílias botânicas. As famílias mais abundantes foram Fabaceae e Euphorbiaceae. A grande representatividade dessas famílias se deve ao fato de as espécies dessas famílias possuírem características adaptativas a ambientes semiáridos e perturbados. Os resultados mostraram o impacto negativo que os distúrbios crônicos podem ter sobre as assembleias de plantas da Caatinga, evidenciando que as perturbações resultantes de uma economia baseada em extrativismo estão levando os povoamentos florestais primários à secundários, além de que a perturbação humana e a aridez agem de formas complexas, colocando em risco a biodiversidade, posto que a aridez intensifica os resultados da perturbação da biodiversidade em florestas tropicais sazonalmente secas. O aumento na densidade de pessoas em povoamentos próximos às vegetações, deriva uma maior degradação das comunidades vegetais demonstrando a conectividade da relação de populações humanas com a degradação desse bioma, além do déficit hídrico climatológico anual médio (CWD) resultar em uma grande degradação das comunidades acometidas por esse índice. Destarte, é imprescindível o aumento da melhor governança e aplicabilidade da lei, direcionado ao extrativismo com intuito da melhoria de padrões sustentáveis.

Palavras-chave: Distúrbio antropogênico; diversidade taxonômica; mudanças climáticas; vegetação do semiárido.

ABSTRACT

* Graduanda em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), Campus I. Endereço eletrônico: steffany.galisa@aluno.uepb.edu.br.

Tropical ecosystems are being modified by chronic anthropic disturbances (CAD), which is characterized by the continuous removal of plant biomass, in addition to causing the intensification of climate change, which imposes strong environmental filters on ecosystems, especially in seasonally tropical forests. droughts. The increase in CAD and aridity are the main threats to the biota of dry tropical regions, causing the destruction and fragmentation of tropical forests, serious events that result in a loss of diversity and an increase in the risks of species to the processes of extinction. The present study aimed to carry out a study through a search in scientific databases "SciElo" and "Google academic", in order to evaluate the influence of chronic anthropic disturbances on the floristic composition and structural parameters in Caatinga remnants in the State of Paraíba and analyze the influence of aridity on the taxonomic diversity of woody plant communities in the Caatinga. For this, data collected between 2000 and 2022 in 720 plots published in scientific articles were used. We registered 39 selected areas, obtaining a total of 864 individuals distributed in 286 species and 48 botanical families. The most abundant families were Fabaceae and Euphorbiaceae. The great representation of these families is due to the fact that the species have adaptive characteristics to arid and disturbed environments. The results showed the negative impact that chronic disturbance can have on Caatinga plant assemblages, evidencing that the disturbances resulting from an economy based on extractivism are leading the primary to secondary forest stands, in addition to the fact that human disturbance and aridity act in complex ways, endangering biodiversity, as aridity intensifies the results of disturbing biodiversity in seasonally dry tropical forests. The increase in the density of people in stands close to the vegetation results in a greater degradation of plant communities, demonstrating the connectivity of the relationship between human populations and the degradation of this biome, in addition to the average annual climatological water deficit (CWD) resulting in a great degradation of communities affected by affected by this index. Thus, it is essential to increase the best governance and applicability of the law, directing extractivism to sustainable standards.

Keywords: Anthropogenic disorder. taxonomic diversity. climate change. semiarid vegetation.

1 INTRODUÇÃO

A montagem de comunidades naturais ocorre por meio da disponibilidade de espécies presentes em uma região, em resposta aos fatores bióticos e abióticos (HILLERISLAMBERS et al., 2012). Entretanto, as interações ecológicas, principalmente em ecossistemas tropicais, estão sendo modificadas por distúrbios antropogênicos crônicos (CAD), caracterizado pela remoção da biomassa vegetal de forma contínua, e pelas mudanças climáticas (RIBEIRO et al., 2015; ALVARADO et al., 2022), os quais impõem fortes filtros ambientais nesses ecossistemas. Isto é, especialmente verdadeiro, nas Florestas Tropicais Sazonalmente secas (FTSSs) sujeitas à intensos distúrbios antrópicos crônicos e déficit hídrico (RITO et al., 2017; SILVA et al., 2017). Portanto, entender como essas comunidades florestais respondem às pressões antrópicas e climáticas é de extrema importância para seu manejo e conservação.

É geralmente aceito que o papel dos filtros ambientais é potencializado em ambientes perturbados, uma vez que a modificação do curso e da dinâmica natural do habitat e as alterações da paisagem e do clima em escala local exercem influência direta sobre o habitat, o nicho e a disponibilidade de recursos para os organismos (ALVES, 2021). Análises recentes

revelam que a diversidade taxonômica, funcional e filogenética de comunidades de plantas em áreas semiáridas diminui com aumento da aridez e dos distúrbios antrópicos, devido a filtragem de habitat (RIBEIRO et al., 2016; 2019; RITO et al., 2017). Dessa forma, locais mais áridos e perturbados favorecem apenas um grupo de espécies que conseguem sobreviver nessas condições e excluem espécies que não possuem os atributos biológicos necessários para adaptação aos filtros ambientais estabelecidos (ALAHUHTA et al., 2019).

Nesse contexto, o aumento do distúrbio antrópico crônico e da aridez são as principais ameaças enfrentadas pela biota em regiões tropicais secas (SILVA et al., 2020), uma vez que, a perturbação e a aridez podem intensificar os impactos negativos um do outro na diversidade (ARNAN et al., 2018). Além disso, variáveis ambientais, particularmente aquelas relacionadas ao regime de temperatura, parecem ser os fatores mais significativos que afetam a variação na composição de espécies de regiões semiáridas, atuando como filtros biogeográficos (NEVES, 2015), selecionando espécies com estratégias ecológicas particulares (SILVA, 2018).

A destruição das florestas tropicais e sua fragmentação são graves, para a perda de diversidade ou para aumentar a vulnerabilidade das espécies aos processos de extinção (VASCONCELOS, 2009). Mesmo quando uma fração dos indivíduos de uma espécie sobrevivem, eles terão sofrido uma redução significativa na variabilidade genética (KAGEYAMA; LEPSCH-CUNHA, 2001). Quando comparados a um ecossistema natural e remanescentes florestais, áreas que sofreram impactos da antropização apresentam baixos valores de biodiversidade (BENNETT; SAUNDERS, 2010).

A Caatinga é uma floresta tropical seca que sofre fortemente com o distúrbio antrópico crônico e a fragmentação (ANTONGIOVANNI et al., 2020), o que compromete seus recursos naturais e a sustentabilidade (ARNAN et al. 2018; RITO et al., 2017; RIBEIRO et al., 2015; ALVARADO et al., 2022). Nos últimos anos, a Caatinga registrou um dos maiores decréscimos nas supressões de áreas naturais, passando de 8.793 km², no período inicial (2000-2010), para 577 km², no período mais atual (2016-2018) (IBGE, 2020), sendo, portanto, o terceiro bioma brasileiro mais degradado (CASTELLETTI et al., 2003). Estudos recentes revelam que mesmo em áreas protegidas, os distúrbios crônicos estão presentes (ANTONGIOVANNI et al., 2022), de forma que metade da cobertura original da Caatinga já foi perdida, apesar das taxas de conversão de habitat serem menores do que outros tipos de vegetação brasileira (MAPBIOMAS, 2019).

É importante destacar que a população rural de baixa renda é a principal causadora dos distúrbios crônicos, uma vez que, realizam agricultura extrativista com retiradas de recursos naturais em pequena quantidade. Essa retirada constante e sustentadora de um modo de vida é denominada crônica justamente pela permanência e habitualidade; enquanto a população de classe alta é responsável pelos distúrbios agudos, caracterizados pela retirada de recursos naturais de uma só vez e em grande quantidade, havendo um início súbito, de evolução rápida e de longa duração (TABARELLI, 2017). Como resultado, os distúrbios antrópicos geram fortes filtros ambientais, uma vez que somente espécies tolerantes ao CAD, como por exemplo, espécies da família Euphorbiaceae conseguem resistir (RIBEIRO et al. 2019).

Dessa forma, o CAD e aridez podem alterar a biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas da Caatinga. Por exemplo, a riqueza de espécies vegetais diminuiu de forma intensa em áreas onde há presença humana (MOTA et al., 2022). Além disso, as estradas e rodovias causam grande perda de diversidade taxonômica, filogenética e funcional nas comunidades de plantas, além de acelerar invasões ecológicas e restringir a fauna geral (MOTA et al., 2022). Pereira (2015), definiu que estradas externas levam a mudança de paisagens e observou que estas podem promover a derrubada de árvores menores, indicando dificuldades na regeneração da floresta, sugerindo restrições à resiliência do ecossistema. Diante disso, é importante estudos que avaliem os efeitos dos distúrbios antrópicos e aridez na

vegetação da Caatinga, pois em virtude da falta de fiscalização, a antropização é amplamente difundida nesse bioma e vem causando grandes danos às comunidades, inclusive, elevando o nível de aridez.

Sendo assim, no presente estudo, tivemos o objetivo de (i) realizar um estudo através de busca em banco de dados científicos (“*SciELO*” e “*Google Scholar*”), a fim de avaliar a influência dos distúrbios antrópicos crônicos na composição florística e parâmetros estruturais em remanescentes de Caatinga no Estado da Paraíba; (ii) analisar a influência da aridez na diversidade taxonômica de comunidades de plantas lenhosas da Caatinga. Partindo disso, levantamos as seguintes hipóteses: (i) remanescentes de Caatinga modificados pela presença humana, apresentam menor riqueza de espécies, pois a perturbação humana favorece grupo de espécies vegetais menos diversos e tolerantes à perturbação; (ii) A diversidade taxonômica da vegetação possui relação com a aridez, fazendo com que áreas mais áridas, possuam menores índices de riqueza e abundância de espécies. Este estudo contribui para melhorar nossa compreensão dos efeitos da perturbação antrópica e da aridez na diversidade de plantas em FTSSs, permitindo-nos prever (e possivelmente mitigar) mudanças futuras na vegetação dentro deste ecossistema ameaçado.

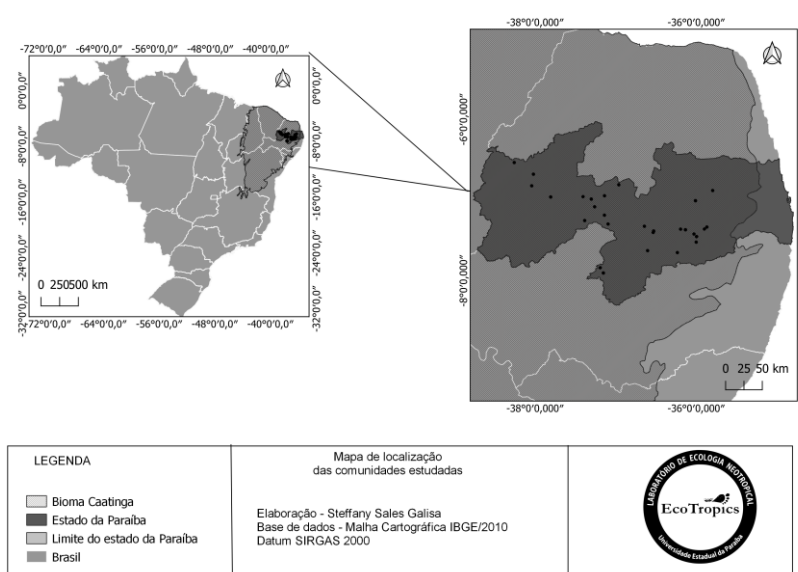
2 MATERIAL e MÉTODOS

2.1 Áreas de estudo

O bioma Caatinga ocupa uma área de cerca de 862.818 km², o equivalente a 10,1% do território brasileiro (IBGE, 2019). Neste estudo, foram utilizados bancos de dados de 720 parcelas amostradas em 39 áreas de Caatinga, localizadas no estado da Paraíba, Nordeste do Brasil (6°02'12" e 8°19'18" S e 34°45'45" O) (Fig. 1).

As parcelas de amostragem estão dentro de uma região com temperaturas médias anuais variando de 21°C a 26°C (HIJMANS et al., 2005), sazonalidade de precipitação marcada por uma estação chuvosa curta e uma estação seca longa e severa (PENINGTON et al., 2009), altitude variando de 184 a 1.197 m.a.s.l, e os solos das áreas selecionadas são, predominantemente, argissolos, luvisolos e neossolos (EMBRAPA SOLOS, 1972).

Figura 1 - Mapa de localização das 39 comunidades de florestas situadas no bioma Caatinga do estado da Paraíba, Brasil.



Fonte: autora, 2022.

De acordo com a Classificação de Köppen, os climas predominantes na região da Paraíba são do tipo As e Bsh, tropical e semiárido, respectivamente (ÁLVARES et al., 2014). Dos estados brasileiros, a Paraíba é o que mais possui municípios em processo de desertificação, sendo 45 ao total (MAPBIOMAS, 2022). Além disso, é o terceiro estado do Nordeste do Brasil com maior índice de perda de vegetação natural e o segundo com maior perda de formação florestal (INSA, 2017). Na região mais árida, a vegetação é xerófitas, sendo encontradas espécies com pequenas folhas e folhas modificadas em espinhos. Nas áreas como Cariri, Curimataú e Seridó, a vegetação dominante é a hiperxerófitas, a qual possui espécies mais resistentes a longos períodos de estiagem (ALVES, 2009).

2.2 Coleta de dados

Para verificar a influência dos distúrbios antrópicos e aridez na diversidade taxonômica de espécies lenhosas da Caatinga, foram utilizados dados coletados entre 2000 e 2022 em 720 parcelas, publicados em artigos científicos, que compuseram um conjunto de dados de 873 plantas. Para selecionar os estudos, foram realizadas buscas nas seguintes bases de dados: “*Scielo*” e “*Google Scholar*”, utilizando como chave de busca os termos: “fitossociologia”, “Caatinga”, “Paraíba” e “Florística”, com suas respectivas variações no idioma inglês (“*phytosociology*”, “*Caatinga*”, “*Paraíba*” e “*floristic*”).

Em seguida, foram coletados os seguintes dados em cada artigo: i) ano de publicação, ii) tipo de ambiente, iii) localização do estudo, iv) critério de inclusão para a amostragem da vegetação, v) área amostral das parcelas, vi) listas florísticas, vii) abundância das espécies e viii) área basal (APÊNDICE A).

Foram excluídos de nossas análises, estudos que não continham a abundância das espécies amostradas, bem como a falta ou erro nas coordenadas geográficas dificultando a localização precisa da área de estudo. Isso resultou no total de 39 listas florísticas, distribuídas em diferentes locais na Caatinga (presente no estado da Paraíba), com diferentes tamanhos de parcelas (variando de 10 x 20 m até 20 x 20 m) e diferentes áreas de amostragem total, isto é, a soma das áreas das parcelas dentro de cada local, variando de 0,24 a 3 hectares (Tab. 1).

Tabela 1 - Locais de estudo e suas variáveis; Temp. (Temperatura); Prec. (Precipitação); CWD (índice de déficit hídrico climático anual médio); PNR (distância da estrada mais próxima); PNH (distância da casa mais próxima); PNC (distância do centro urbano mais próximo); Abundância de espécies; ⁰D (riqueza de espécies); ¹D (entropia exponencial de Shannon); ²D (concentração inversa de Simpson).

Áreas	Temp.	Prec.	CWD	PNR	PNH	PNC	Abundância	⁰ D	¹ D	² D
1	23,2	606	1105	55,54	2,29	84,26	153	13	6,68	5,06
2	23,4	421	1273	30,05	5,46	33,22	99	3	1,22	1,09
3	23,7	419	1289	5,07	2,61	100,00	41	2	1,30	1,16
4	22,5	651	1101	1,63	0,19	9,24	2949	25	6,86	4,56
5	22,7	400	1236	65,34	0,21	1,70	433	28	14,08	10,37
6	23,4	694	1064	10,02	0,28	12,99	624	29	13,59	9,34
7	22,7	400	1236	65,34	0,21	1,70	907	26	10,33	7,28
8	22,2	431	1230	0,37	0,14	3,17	822	29	12,88	8,35
9	25,3	724	1305	7,40	0,75	4,44	2226	21	6,80	5,21
10	21,8	946	711	3,70	0,29	4,50	998	41	33,68	30,62
11	25,6	626	1374	100,00	1,01	7,60	1269	17	8,09	6,30
12	25,8	929	1133	39,75	14,61	24,16	346	6	1,81	1,51
13	25,8	929	1133	39,75	14,61	24,16	1155	12	4,47	2,88
14	22,8	621	1184	9,41	1,20	12,47	451	31	14,59	11,03

15	22,8	621	1184	10,98	1,24	12,75	381	22	10,01	7,25
16	22,7	399	1215	5,47	0,00	2,15	3268	14	3,55	2,89
17	21,8	678	1111	3,03	0,57	16,13	4735	44	13,38	6,00
18	22,2	526	1141	2,62	0,07	0,98	438	10	4,61	3,25
19	22,2	526	1141	2,62	0,07	0,98	307	8	4,73	4,18
20	23,2	398	1303	99,73	1,51	57,91	567	15	4,25	3,42
21	23,2	398	1299	55,97	1,38	55,10	289	6	3,09	2,83
22	22,2	604	1154	14,24	20,14	38,53	1061	22	7,82	4,44
23	25,6	769	1254	8,91	0,99	14,04	320	16	5,07	3,40
24	22,9	399	1299	7,22	0,35	11,68	1600	39	8,40	5,87
25	23	384	1340	26,83	25,35	70,33	1661	12	3,67	2,48
26	23,2	398	1312	26,83	25,35	70,33	999	9	4,23	3,09
27	23,2	398	1312	26,83	25,35	70,33	1093	8	5,41	4,12
28	25,1	875	1183	14,22	2,67	8,71	1627	16	3,27	2,26
29	22,9	437	1279	75,04	2,77	69,05	263	19	12,64	9,61
30	23,4	446	1256	1,19	0,44	7,65	955	34	8,52	3,80
31	23,4	446	1256	1,19	0,44	7,65	794	40	19,24	11,78
32	23,4	446	1256	1,19	0,44	7,65	985	40	14,24	7,47
33	25,2	766	1278	7,23	1,51	21,41	264	6	2,81	2,36
34	25,2	766	1278	7,23	1,51	21,41	446	14	3,96	2,69
35	25,2	766	1278	7,23	1,51	21,41	669	21	9,76	6,39
36	25,4	715	1305	19,87	0,29	2,98	1200	13	6,22	4,76
37	26	858	1164	17,26	1,52	32,48	73	9	4,47	2,86
38	26,6	877	1184	8,67	1,46	11,81	330	12	4,58	3,71
39	21,8	946	711	6,18	0,28	6,56	2002	59	22,21	10,47

Fonte: Elaborado pela autora, 2022.

Posteriormente, a taxonomia foi padronizada usando o REFLORA (BFG, 2020), uma vez que, foram utilizados artigos com períodos de tempo distintos e as listas florísticas poderiam estar com os nomes das espécies desatualizados. O projeto Flora do Brasil teve como objetivo corrigir espécies que foram identificadas incorretamente ou possuem identificações que precisaram ser atualizadas. A escassez de dados taxonômicos primários confiáveis limita a descrição de táxons, padrões e processos biológicos, produzindo uma cadeia de equívocos (LAGORMASINO; FROST, 2020) em pesquisas biogeográficas, ecológicas e evolutivas (OLIVEIRA et al., 2020). Árvores não identificadas representaram 1,62% do nosso conjunto de dados e foram excluídas para as análises de dados.

2.3 Cálculo das métricas de diversidade taxonômica

Para estimar a diversidade taxonômica de cada área, usamos números de Hill de ordem 0 (0D , riqueza de espécies), 1 (1D , entropia exponencial de Shannon) e 2 (2D , concentração inversa de Simpson) como segue:

$${}^qD = \left(\sum_{i=1}^s p_i^q \right)^{1/(1-q)}$$

Onde, q = representa a ordem da diversidade e é usado para dar peso às espécies que são consideradas comuns ou raras; $q = 0$ representa a consideração observada das espécies; $q = 1$ equivale a transformação do índice de Shannon-Wiener e atribui pesos às espécies com base na proporção das suas frequências e $q = 2$ equivale à transformação do índice de Gini-Simpson e impõe peso àquelas espécies que são consideradas comuns (JOST, 2006). Valores de $q < 1$ favorecem as espécies raras, enquanto os valores de $q > 1$ favorecem as espécies. p_i = abundância de parentesco, pelo número de parentes de uma espécie, pelo número total de parentes de uma comunidade. Para calcular essas métricas, usamos o pacote “entropart” no programa R (MARCON; HÉRAULT, 2015).

Além disso, com intuito de avaliar as mudanças estruturais nas comunidades, utilizamos o fator de equitabilidade, o qual representa a proporção de espécies dominantes na

comunidade, e é derivado das medidas do número efetivo de espécies ($EF = {}^2D/{}^0D$) (JOST, 2010).

2.4 Caracterização do gradiente de aridez

Para estimar o índice de aridez das áreas de estudo, foi usado o déficit hídrico climático anual médio (CWD, mm.ano⁻¹), o qual representa a diferença entre a evapotranspiração potencial (PET) e a evapotranspiração real (AET) (LUTZ et al., 2010). O déficit hídrico climático foi calculado usando mapas de resolução de 30 segundos de arco (que equivalem a 1 km) de potencial de evapotranspiração potencial (PET) e evapotranspiração real (AET) médio anual de longo prazo a partir através do *software* ArcGis 10.1 (ESRI, 2016). Esses mapas foram gerados usando dados de temperatura e precipitação do repositório de dados climáticos globais *WorldClim* (HIJMANS et al., 2005). Desse modo, para cada área de estudo foi calculada a diferença entre PET anual e AET para obter um valor de déficit hídrico climático. Todos os cálculos foram realizados no *software* ArcGIS 10.1 (ESRI, 2016). Os valores de déficit hídrico climático variaram de 711 mm (aridez mínima) a 1299 mm (aridez máxima), e não foram correlacionados com nenhum dos índices de distúrbios antrópicos ($r < 0.54$, para todos os casos).

2.5 Caracterização do gradiente de perturbação antrópica

Para estimar a intensidade do uso humano em cada uma das áreas, foram utilizados três índices de perturbação: 1. Proximidade da casa mais próxima (DH) (SAGAR et al., 2003; MARTORELL et al., 2005; LEAL et al., 2014); 2. Proximidade da estrada mais próxima (DE) (SAGAR et al., 2003; LEAL et al., 2014); e 3. Proximidade do centro urbano mais próximo (DC) (SAGAR et al., 2003; LEAL et al., 2014), sendo medidas baseadas no contexto geográfico. As métricas indicam a pressão por pessoas, demonstrando como a presença humana pode influenciar na vegetação (MARTORELL, 2009; ARNAN et al., 2018).

Para isso, usamos imagens de satélite do *Google Earth* (GE, 2016) e estimamos a distância recíproca do centro de cada área de estudo para potenciais agentes de distúrbios (DH, DE e DC). Em seguida, os valores das distâncias geográficas foram unificados utilizando a seguinte equação:

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

Onde, I = índice de distúrbios antrópico Crônico 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. Essa equação possibilita uma padronização nas métricas de distúrbio mesmo que unidades diferentes, para que assumam um valor entre 0 (nenhuma perturbação) e 1 (perturbação de grande intensidade). Para maiores detalhes sobre as métricas veja Arnan et al. (2018).

2.6 Análise de dados

Inicialmente, executamos o teste de Mantel com 999 randomizações para os dados de composição de espécies para verificar a independência espacial das áreas antes de testar nossas hipóteses, usando o pacote “vegan” no programa R 4.0.4 (OKSANEN et al., 2020). O teste de Mantel não revelou autocorrelação espacial significativa (Mantel $R = 0,11$; $p = 0,14$), portanto, consideramos nossas áreas como amostras independentes. Então, para cada variável

resposta (ou seja, 0D,1D, 2D, abundância e fator de equabilidade), construímos modelos lineares generalizados incluindo quatro variáveis explicativas contínuas (“Distância da casa mais próxima”, “Distância da casa mais próxima”, “Distância do centro urbano mais próximo” e “CWD”).

Para evitar problemas de multicolinearidade entre as variáveis preditoras, primeiro estimamos o fator de inflação de variância (VIF) de cada preditor usando o pacote “car” para R v. 4.0.4 (R Core Team, 2021). Todos os valores de VIF encontrados foram menores que 2, indicando que nenhum de nossos preditores eram colineares (NETER; WASSERMAN; KUTNER, 1990), permitindo-nos incluir todos eles em modelos lineares generalizados. A colinearidade entre pares de variáveis preditivas também foi testada calculando o coeficiente de correlação de Pearson, usando o pacote “*PerformanceAnalytics*” (PETERSON; CARL, 2020). Todos os coeficientes foram menores que $r \leq 0,54$ e, portanto, todos os preditores foram mantidos para a construção dos modelos (DORMANN et al., 2013). Além disso, testamos linearidade com a função ‘cumres’ do pacote ‘gof’ v.1.0.1 (HOLST, 2020), calculando os testes Sup e L2 e considerando $p < 0,05$ como critério de significância (LIN et al., 2002). Não encontramos nenhum caso de não linearidade substancial.

Usando uma abordagem de inferência multimodelo (BURNHAM; ANDERSON, 2002), identificamos o subconjunto de modelos com suporte empírico mais forte. Calculamos o critério de informação de Akaike com correção para tamanhos de amostras finitas (AICc) para selecionar os modelos com melhor suporte; essa abordagem reduz os problemas associados a testes múltiplos, colinearidade de variáveis explicativas e tamanhos de amostra pequenos (BURNHAM; ANDERSON, 2001). Além disso, obtivemos estimativas médias dos parâmetros do modelo usando pesos de Akaike (w_i).

Para corrigir a superdispersão associada aos dados de contagem, 0D e abundância foram avaliados com $qAICc$ em vez de valores de AICc (CALCAGNO; MAZANCOURT, 2010). Logo, para essas variáveis de contagem, construímos modelos lineares generalizados com um erro de Poisson e uma função log-link (CRAWLEY, 2007). Para as demais variáveis (1D, 2D e EF), os modelos foram testados usando uma estrutura de erro gaussiana, após testar se eles apresentavam uma distribuição gaussiana (teste de Shapiro-Wilk). O conjunto de modelos para o qual $\sum w_i$ foi 0,95 representa um conjunto que tem 95% de probabilidade de conter o melhor modelo (BURNHAM; ANDERSON, 2001). Assim, o conjunto de modelos com diferença no AICc (ou seja, $\Delta AICc$) < 2 foi considerado como tendo forte suporte empírico, explicando a maior parte da variação na variável resposta (BURNHAM, ANDERSON, 2001). A seleção do modelo e a média foram realizadas usando o pacote ‘bbmle’ em R (BOLKER; GINÉ-VÁZQUEZ, 2021). Todas as análises foram realizadas no programa R V.4.0.4 (R Core Team, 2021).

3 RESULTADOS e DISCUSSÃO

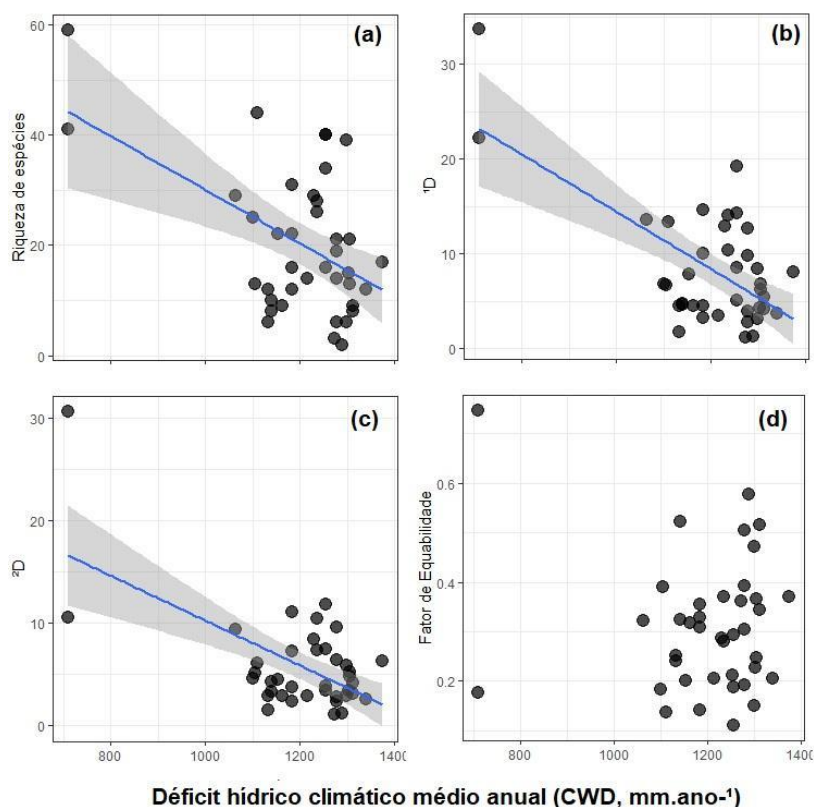
A partir do banco de dados das 39 áreas selecionadas, obtemos um total de 864 indivíduos, distribuídos em 286 espécies e 48 famílias botânicas. A família mais abundante foi Fabaceae com 31%, seguida por Euphorbiaceae, com 30% de representatividade, corroborando outros estudos realizados na Caatinga (PEREIRA JÚNIOR; ANDRADE; ARAÚJO, 2013; LIMA; BARBOSA, 2014; RITO et al., 2017). A grande representatividade de Fabaceae se deve ao fato que, algumas espécies dessa família apresentam características morfológicas que auxiliam a permanência e perpetuação em florestas secas e perturbadas, tal como o limbo da folha dividido em folíolos, o que diminui a área de superfície foliar, e consequentemente, diminui a quantidade de água perdida para o ambiente por meio da evapotranspiração (SOUSA et al., 2021). Rito et al. (2017), demonstraram em seu estudo, realizado no estado de Pernambuco, que as espécies de Euphorbiaceae representaram 78,9% de todas as plantas e 21,5% de todas as espécies. Além disso, o gênero *Croton* L., pertencente

à família Euphorbiaceae, é amplamente disseminado nas regiões subtropicais, por possuir uma maior adaptação (RODAL et al., 2008).

A espécie mais abundante foi *Croton jacobinensis* Baill, com 6.363 indivíduos. O gênero *Croton* é amplamente disseminado nas regiões subtropicais, por possuir uma maior adaptação no tocante a áreas perturbadas, além de possuir adaptação contra o déficit hídrico, como por exemplo, a deciduidade foliar presente nas espécies dessa família (OLIVEIRA, 2013). Várias de suas espécies são conhecidas por colonizar locais que sofrem distúrbios antrópicos (SILVA et al., 2009; RIBEIRO et al., 2015; RITO et al., 2017; 2021). Isso se deve a sua produção massiva de flores e frutos durante grande parte do ano, fator que torna suas espécies potenciais para a restauração de áreas degradadas (LIMA et al., 2008). Além do mais, a presença dessas famílias indica sucessão secundária, evento que acontece em áreas que eram originalmente vegetadas e sofreram desmatamento (NUNES, 2019).

Os resultados também demonstraram que o alto índice de aridez age diminuindo a riqueza de espécies ($R^2=0.23$; $p<0.0001$; Fig. 2a). A seca reduz o crescimento e a biomassa viva em florestas de todas as idades (KRISTINA, 2013; RITO et al., 2017). Por conseguinte, 1D e 2D diminuí linearmente de acordo com o maior índice de déficit hídrico ($R^2=0,41$ e $R^2 = 0,36$, respectivamente; $p<0,001$; Fig. 2b e c). Entretanto, a abundância de espécies não foi influenciada pelo índice de aridez ($p >0.05$; figura 2d). Souza e Silva (2019), identificaram que as espécies vegetais da Caatinga, quando condicionadas a um ambiente com baixa precipitação e alta temperatura, passam por uma redução de habitat. Como consequência, o fator de equitabilidade não foi influenciado pelo CWD. Áreas mais secas podem apresentar conjunto de plantas empobrecidos em termos de diversidade (RITO et al., 2021), isso porque o alto índice de déficit hídrico climático médio anual ocasiona uma grande degradação nas comunidades acometidas pelo aumento do CWD, conectando a pobreza de diversidade com a progressão do índice.

Figura 2 - Modelos lineares generalizados (GLMs) de riqueza de espécies vegetais (0D), entropia espacial de Shannon (1D) e concentração inversa de Simpson (2D) respondendo ao índice de déficit hídrico climático médio anual (CWD) $P<0.001$.



Fonte: Elaborado pela autora, 2022.

Mudanças climáticas irão expor a vegetação da Caatinga, ao aumento da aridez (SANTOS et al., 2014). A Caatinga é um bioma com alto índice de déficit hídrico climatológico (CWD), conforme aponta Fréccia (2020). Oliveira et al. (2020), ao realizar suas pesquisas na Caatinga, observaram grande negatividade no tocante a aridez na estrutura funcional das plantas. Aguirre-Gutiérrez et al. (2020), também observaram que o alto índice de aridez diminuiu a diversidade taxonômica e filogenética. Como consequência da negatividade na estrutura funcional das plantas, há um aumento na abundância relativa de características adaptadas à seca para estratégias de evitação de estresse, como por exemplo, maior deciduidade foliar e abundância de características de defesa e a presença de mais cactos e bromélias do que arbustos (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2013). E também, redução da diversidade funcional no que se refere à atributos foliares, o que é um resultado de filtragem climática (RITO et al., 2017). Ademais, Rito et al. (2017), também pontuam que a precipitação é o principal impulsionador dos padrões de diversidade taxonômica na Caatinga, e as respostas das plantas às perturbações podem ser mediadas pela precipitação.

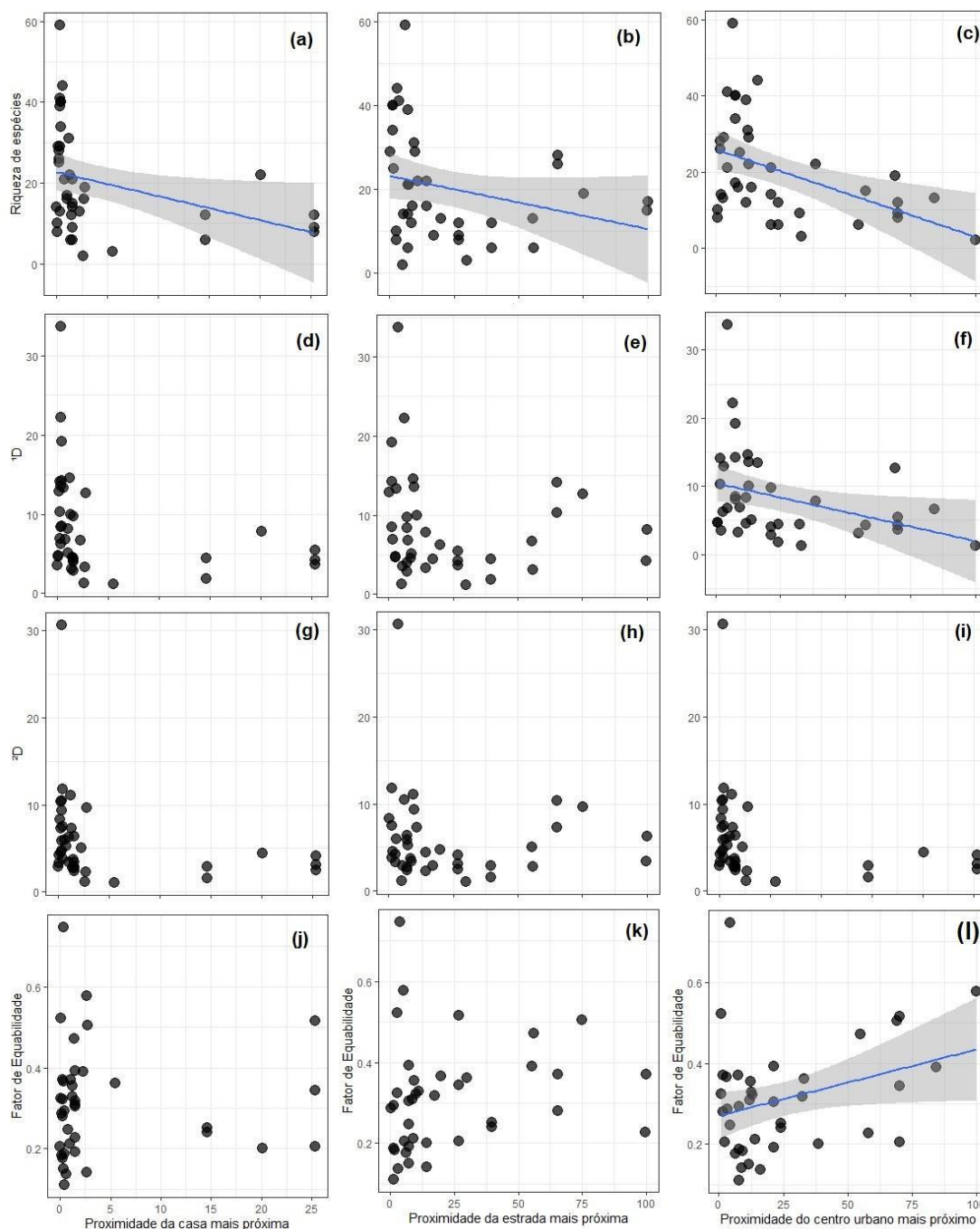
Além da aridez alterar a diversidade taxonômica, o CAD também ocasiona a alteração destes (Fig. 3). O distúrbio antrópico crônico favorece uma combinação particular de características (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2017). Isto é, algumas espécies são tolerantes ao CAD, outras sofrem declínio populacional, enquanto determinadas espécies prosperam a ponto de se tornarem dominantes em comunidades alteradas (ANTONGIOVANNI et al., 2020). Como resultado, há uma diminuição da diversidade de espécies como observado neste estudo (Fig. 3). A extração de madeira para carvão, construção civil e uso doméstico tem sido uma ameaça generalizada ao ecossistema da Caatinga por muitos séculos (MATOS et al., 2016).

Neste estudo, a métrica de CAD distância da casa mais próxima associou-se negativamente com a ⁰D ($R^2=0.14$; $p<0.01$; Fig. 3a), todavia, não houve relação significativa com ¹D e ²D ($p>0.05$, figura 3d e g, respectivamente). Além disso, a distância da casa mais

próxima também não influenciou 1D e 2D ($p>0,05$; Fig. E e H, respectivamente), mas ocasionou a diminuição da riqueza de espécies ($R^2 = 0.15$; $p=0.03$, Fig. 3b). Isto é, ambas métricas não foram significativamente relacionadas com a equitabilidade ($p>0.05$). A distância do centro urbano mais próximo gerou uma relação positiva com a riqueza de espécies (0D) ($R^2=0.26$; $p<0.001$; Fig. 3c), entretanto, 1D foi relacionado de forma negativa a esta métrica ($R^2=0.12$; $p=0.03$, Fig. 3f); e 2D não ocasionou uma correlação significativa ($p>0.05$; Fig. i). Porém, o fator de equitabilidade dispôs uma relação significativa com a métrica de centro urbano ($R^2=0.14$; $p=0.03$; Fig. 3l). Isso significa que a degradação das comunidades de plantas aumentou com a densidade de pessoas, gerando uma conexão entre populações humanas rurais e a degradação da vegetação da Caatinga.

Como esperado, encontramos um impacto negativo em relação aos distúrbios antrópicos crônicos no nosso estudo. A riqueza de espécie 0D foi impactada negativamente, levando a um empobrecimento generalizado das comunidades. Os dados indicam que um aumento na densidade de pessoas em povoados próximos às vegetações, gera uma maior degradação das comunidades vegetais demonstrando o quão conectivo é a relação de populações humanas com a degradação desse bioma (SAGAR et al., 2003; MARTORELL et al., 2009; LEAL et al., 2014; RIBEIRO et al., 2015).

Figura 3 – Modelos lineares generalizados (GLMs) de riqueza de espécies vegetais (0D), entropia espacial de Shannon (1D) concentração inversa de Simpson (2D) respondendo aos proxies de distúrbios antrópicos crônicos.



Distúrbio antrópico crônico (CAD)

Fonte: Elaborado pela autora, 2022.

Estas descobertas reforçam o quanto o (i) CAD influencia negativamente a composição florística da Caatinga (RIBEIRO et al., 2015), além de demonstrar o quanto (ii) a aridez faz com que haja benefício de determinadas populações vegetais, as quais conseguem melhor se adequar às condições climáticas (SOUZA; SILVA et al., 2019), de modo que, poucas são as espécies de plantas que conseguem proliferar em habitats cronicamente perturbados (TABARELLI, 2012). A grande e permanente exploração de recursos florestais pela população humana, em regiões do semiárido brasileiro, irá resultar em grandes perdas e até mesmo colapso nas comunidades vegetais. Existem muitas espécies que conseguem se adaptar a essas perturbações e viver perfeitamente, não obstante, são espécies com alto poder

de proliferação, tendo em vista esse fator, elas podem acabar ocasionando um declínio da biomassa da vegetação por conta da perda de densidade do caule (ALBUQUERQUE, 2015).

Adicionalmente, o CAD também pode afetar a montagem de espécies de plantas lenhosas na Caatinga desde o estágio inicial de recrutamento de mudas até os estágios adultos, afetando cada vez mais um maior número de atributos (RIBEIRO et al., 2019). A agricultura de derrubada e queima da vegetação nativa suporta o surgimento de mosaicos de biomassa associados à presença de florestas nativas e sucessionais de idade variável em escala espacial da paisagem. O potencial de perturbação dos fragmentos de Caatinga é altamente dependente de sua localização espacial, uma vez que os fatores de perturbação estão distribuídos de forma desigual na paisagem (SOUSA et al., 2019; ANTONGIOVANNI et al., 2020). Essa distribuição desigual acontece devido ao fato de que as regiões estão sob diferentes tipos de pressão. A forte atividade de urbanização e pecuária têm deteriorado o Leste da Caatinga, enquanto no Norte acontece grande extração de madeira e assentamentos humanos. Algumas regiões se encontram ainda conservadas, podendo até se tornar áreas de conservação. De fato, ainda há uma lacuna no desenvolvimento de planejamentos sustentáveis para a Caatinga (MAPBIOMAS, 2021).

De acordo com Tabarelli (2017), a pressão sobre o bioma irá aumentar com as mudanças climáticas, tendo em vista que essa pressão irá gerar maior frequência de secas, ocasionando a perda da produtividade das florestas. A população rural de baixa renda é a principal causadora dos distúrbios crônicos, enquanto a população urbana rica é a principal causadora dos distúrbios agudos. Em toda a região, a população rural possui pequenas parcelas de terra que são usadas principalmente para agricultura de corte e queima e pecuária. O distúrbio antrópico crônico é caracterizado pela retirada constante, quando comparado ao distúrbio agudo, é considerado mais brando (SINGH, 1988).

Apesar do distúrbio crônico ser considerado mais brando que o agudo, ele ameaça a biodiversidade do bioma. Na Caatinga, a maior parte do bioma sofre as consequências do CAD (ANTONGIOVANNI et al., 2018). Para se ter um exemplo, 64% das áreas de Caatinga possuem ecossistemas antrópicos perturbados (SILVA et al., 2017). O CAD afeta um amplo espectro de diversidade funcional e características composicionais de conjuntos de plantas lenhosas em vários estágios ontogenéticos, ou seja, indivíduos adultos ou mudas (RIBEIRO et al., 2019). Além de afetar a riqueza funcional e a dispersão das espécies vegetais (RIBEIRO et al., 2019).

4 CONCLUSÃO

As perturbações antrópicas crônicas causam um impacto negativo nas assembleias de plantas da Caatinga, dando significância ao fato da problemática gerada pela cultura do extrativismo. Essas práticas conduzem os povoamentos florestais primários à povoamentos florestais secundários, havendo a dominância dos arbustos. O CAD atua diminuindo a diversidade das comunidades em que se faz presente, além de ser atrelado com a aridez, considerando o aumento na aridez em áreas com distúrbios antrópicos crônicos, gerando mudanças nas características funcionais das plantas ali existentes e atuando como filtros de habitat, reduzindo a diversidade taxonômica. É fato que o extrativismo irá continuar existindo, afinal, as populações rurais utilizam esse meio para poder viver, todavia, é perceptível o quanto se faz necessário a implantação de novas Unidades de Conservação de Uso Sustentável, gerando práticas de educação ambiental e retirando esses recursos florestais de uma maneira mais sustentável.

REFERÊNCIAS

- ACHARYA, K. P.; DANGI, R. B. **Case studies on measuring and assessing forest degradation: forest degradation in Nepal: review of data and methods.** Roma: Forest Resources Assessment Programme, 2009.
- AGUIRRE-GUTIÉRREZ, J. et al. Long-term droughts may drive drier tropical forests towards increased functional, taxonomic and phylogenetic homogeneity. **Nature communications**, v. 11, n. 1, p. 1-10, 2020.
- ALAHUHTA, J. et al. Global variation in the beta diversity of lake macrophytes is driven by environmental heterogeneity rather than latitude. **Journal of Biogeography**, v. 44, n. 8, p. 1758-1769, 2017.
- ALBUQUERQUE, E. R. G. M. de. **Biomassa de raízes em áreas com diferentes usos da terra e tipos de solos.** 2015. 134 f. Tese (Doutorado em Botânica) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2015.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ALVES, J. **O papel dos filtros ambientais na estruturação das comunidades fitoplanctônicas e na facilitação da ocorrência de algas potencialmente tóxicas e invasoras em um reservatório subtropical.** 2021. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Florianópolis, 2021.
- ANDRADE, L. A. de et al. Análise da cobertura de duas fitofisionomias de caatinga, com diferentes históricos de uso, no município de São João do Cariri, Estado da Paraíba. **Cerne**, v. 11, n. 3, p. 253-262, 2005.
- ANTONGIOVANNI, M. et al. Chronic anthropogenic disturbance on Caatinga dry forest fragments. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 10, p. 2064-2074, 2020.
- ANTONGIOVANNI, M. et al. Restoration priorities for Caatinga dry forests: Landscape resilience, connectivity and biodiversity value. **Journal of Applied Ecology**, 2022.
- ANTONGIOVANNI, M.; VENTICINQUE, E. M.; FONSECA, C. R. Fragmentation patterns of the Caatinga drylands. **Landscape Ecology**, v. 33, n. 8, p. 1353-1367, 2018.
- ANTONGIOVANNI, M.; VENTICINQUE, E. M.; FONSECA, C. R. Fragmentation patterns of the Caatinga drylands. **Landscape Ecology**, v. 33, n. 8, p. 1353-1367, 2018.
- ARNAN, X. et al. Increased anthropogenic disturbance and aridity reduce phylogenetic and functional diversity of ant communities in Caatinga dry forest. **Science of the Total Environment**, v. 631, p. 429-438, 2018.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Maintenance of tree phylogenetic diversity in a highly fragmented rain forest. **Journal of Ecology**, v. 100, n. 3, p. 702-711, 2012.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews**, v. 92, n. 1, p. 326-340, 2017.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Plant β -diversity in fragmented rain forests: testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. **Journal of Ecology**, v. 101, n. 6, p. 1449-1458, 2013.

BARROS, K. de O. **Índice de aridez como indicador da susceptibilidade à desertificação na mesorregião norte de Minas**. 2010. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Geografia) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2010.

BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia e Informação. **Boletim Informativo INSA: Ano V - N° 02**. Brasília: INSA, 2017.

BRASIL. MMA coloca em ação planos para salvar bioma único e vulnerável. *In: GOV*. Brasília, 5 Mai. 2010. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/noticias/mma-coloca-em-acao-planos-para-salvar-bioma-unico-e-vulneravel>. Acesso em: 28 jul. 2022.

CABRAL, G. A. de L.; SAMPAIO, E. V. de Sá B.; SILVA, J. Estrutura espacial e biomassa da parte aérea em diferentes estádios sucessionais de Caatinga, em Santa Terezinha, Paraíba. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 6, n. 3, p. 566-574, 2013.

CASTELLETTI, C. H. M. et al. Quanto ainda resta da Caatinga? Uma estimativa preliminar. *In: SILVA, J. M. C. et al. (Org.). Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Universidade Federal de Pernambuco, 2003. p. 91-100.

DANTAS, J. G. et al. Structures of the arbustive/arboreal component of an area of Caatinga located in Pombal, PB. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 5, n. 1, p. 134-142, 2010.

DELFINO, R. C. H. **Estrutura fitossociológica do estrato lenhoso e da regeneração natural em área de caatinga no Município de São Mamede - PB**. 2018. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Campina Grande, Patos, 2018.

DORMANN, C. F. et al. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. **Ecography**, v. 36, n. 1, p. 27-46, 2013.

DURIGAN, G. Observations on the southern cerrados and their relationship with the core area. **Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests**, p. 67-77, 2006.

EMBRAPA. O bioma Caatinga. *In: EMBRAPA*. Campinas, Sd. Disponível em: <https://www.embrapa.br/bioma-caatinga/a-caatinga>. Acesso em: 1 Nov. 2022.

FABRICANTE, J. R.; ANDRADE, L. A. de. Análise estrutural de um remanescente de caatinga no Seridó Paraibano. **Oecologia brasiliensis**, v. 11, n. 3, p. 341-349, 2007.

FELFILI, J. M.; VENTUROLI, F. Tópicos em análise de vegetação. **Comunicações técnicas florestais**, v. 2, n. 2, p. 1-25, 2000.

FELFILI, Jeanine Maria; VENTUROLI, Fábio. Tópicos em análise de vegetação. **Comunicações técnicas florestais**, v. 2, n. 2, p. 1-25, 2000.

GONÇALVES, P. H. S.; GONÇALVES-SOUZA, T.; ALBUQUERQUE, U. P. Chronic anthropogenic disturbances in ecology: a bibliometric approach. **Scientometrics**, v. 123, n. 2, p. 1103-1117, 2020.

GUEDES, R. da S. et al. Caracterização florístico-fitossociológica do componente lenhoso de um trecho de caatinga no semiárido paraibano. **Revista Caatinga**, v. 25, n. 2, p. 99-108, 2012.

HIJMANS, R. J. et al. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, v. 25, n. 15, p. 1965-1978, 2005.

HILLERISLAMBERS, J. et al. Rethinking community assembly through the lens of coexistence theory. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 43, n. 227, p. 2012, 2012.

HOLANDA, A. C. de et al. Estrutura da vegetação em remanescentes de caatinga com diferentes históricos de perturbação em Cajazeirinhas (PB). **Revista Caatinga**, v. 28, n. 4, p. 142-150, 2015.

IBGE. Ministério da Economia. **Contas de Ecossistemas: O Uso da Terra nos Biomas Brasileiros 2000 - 2018**. Brasília: ME, 2020.

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

JÚNIOR, L. R. P.; ANDRADE, A. P. de; ARAÚJO, K. D. Composição florística e fitossociologia de um fragmento de caatinga em Monteiro, Paraíba. **Holos**, v. 6, p. 73-87, 2012.

KAGEYMA, P.; LEPSCH-CUNHA, N. M. Singularidade da Biodiversidade nos trópicos. *In*: GARAY, I. D.; DIAS, B. F. S. **Conservação de novas metodologias de avaliação e monitoramento**. Petrópolis: Vozes, 2001.

LACERDA, A. V. de; BARBOSA, F. M. Fitossociologia da vegetação arbustivo-arbórea em uma área de mata ciliar no semiárido paraibano, Brasil. **Gaia Scientia**, v. 12, n. 2, p. 34-43, 2018.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia brasiliensis**, v. 13, n. 3, p. 434-451, 2009.

LEAL, L. C.; ANDERSEN, A. N.; LEAL, I. R. Anthropogenic disturbance reduces seed-dispersal services for myrmecochorous plants in the Brazilian Caatinga. **Oecologia**, v. 174, n. 1, p. 173-181, 2014.

LEAL, L. C.; ANDERSEN, A. N.; LEAL, I. R. Anthropogenic disturbance reduces seed-dispersal services for myrmecochorous plants in the Brazilian Caatinga. **Oecologia**, v. 174, n. 1, p. 173-181, 2014.

LIEBSCH, D. **Distúrbios naturais e antrópicos em remanescentes da floresta com Araucaria**. 2018. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2018.

LIEBSCH, D. et al. EFEITOS DE UM CICLONE EXTRATROPICAL NA BIOMASSA DE ÁRVORES EM FRAGMENTOS DE FLORESTA COM ARAUCÁRIA. **BIOFIX Scientific Journal**, v. 3, n. 1, p. 56-61, 2018.

LION, M. B. et al. The Brazilian Caatinga protected areas: an extremely unbalanced conservation system. **Environmental Conservation**, v. 48, n. 4, p. 287-294, 2021.

LOPES, S. de F.; RAMOS, M. B.; ALMEIDA, G. R. de. The role of mountains as refugia for biodiversity in Brazilian Caatinga: conservationist implications. **Tropical Conservation Science**, v. 10, p. 1-2, 2017.

LUNA, R. G. de; COUTINHO, H. D. M. Efeitos do pastejo descontrolado sobre a fitocenose de duas áreas do Cariri Oriental Paraibano. **Revista Caatinga**, v. 20, n. 2, p. 08-15, 2007.

LUTZ, J. A.; VAN WAGTENDONK, J. W.; FRANKLIN, J. F. Climatic water deficit, tree species ranges, and climate change in Yosemite National Park. **Journal of Biogeography**, v. 37, n. 5, p. 936-950, 2010.

MapBiomas Brasil. São Paulo. Disponível em: <https://mapbiomas.org/>. Acesso em: 26 jul. 2022.

MARQUES, F. J. et al. Florística e estrutura do componente arbustivo-arbóreo da caatinga nas margens do rio Sucuru em Coxixola, Paraíba: reflexos da antropização. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 4, p. 20058-20072, 2020.

MARTORELL, C.; PETERS, E. M. The measurement of chronic disturbance and its effects on the threatened cactus *Mammillaria pectinifera*. **Biological Conservation**, v. 124, n. 2, p. 199-207, 2005.

MARTORELL, C.; PETERS, E. M. The measurement of chronic disturbance and its effects on the threatened cactus *Mammillaria pectinifera*. **Biological Conservation**, v. 124, n. 2, p. 199-207, 2005.

MATOS, F. A. R. et al. Effects of landscape configuration and composition on phylogenetic diversity of trees in a highly fragmented tropical forest. **Journal of Ecology**, v. 105, n. 1, p. 265-276, 2017.

MOTA, N. M. et al. Roads as conduits of functional and phylogenetic degradation in Caatinga. **Tropical Ecology**, p. 1-14, 2022.

NUNES, J. P. de Andrade. **Efeitos da caprinocultura sobre a diversidade taxonômica em comunidades vegetais na caatinga**. 2020. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal Rural, Mossoró, 2020.

OKSANEN, Jari et al. Package ‘vegan’. **Community ecology package, version**, v. 2, n. 9, p. 1-295, 2013.

OLIVEIRA, D. G. A família Euphorbiaceae Juss. em um fragmento de Caatinga em Sergipe. **Scientia Plena**, v. 9, n. 4, 2013.

OLIVEIRA, F. M.P. et al. Effects of increasing aridity and chronic anthropogenic disturbance on seed dispersal by ants in Brazilian Caatinga. **Journal of Animal Ecology**, v. 88, n. 6, p. 870-880, 2019.

OLIVEIRA, M. da P. L. de. **O bioma caatinga na concepção dos professores de ciências do município de Serra Branca – PB**. 2011. 65 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização em Educação Contextualizada para Convivência com o Semiárido Brasileiro) – Centro de Desenvolvimento Sustentável do Semiárido, Universidade Federal de Campina Grande, Sumé – PB, 2011.

OLIVEIRA, P. T. B. de et al. Florística e fitossociologia de quatro remanescentes vegetacionais em áreas de serra no cariri paraibano. **Revista Caatinga**, v. 22, n. 4, p. 169-178, 2009.

PEGADO, C. M. A. et al. Efeitos da invasão biológica de algaroba: *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. sobre a composição e a estrutura do estrato arbustivo-arbóreo da caatinga no Município de Monteiro, PB, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 4, p. 887-898, 2006.

PETERSON, B. G. et al. Package ‘performanceanalytics’. **R Team Cooperation**, v. 3, p. 13-14, 2018. Disponível em: <https://cran.r-project.org/package=PerformanceAnalytics>. Acesso em: 26 jul. 2022.

PINTO-COELHO, R. M. **Fundamentos em Ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2009.

QGIS. QGIS Association. Geographic Information System Developers Manual. Versão QGIS 3.22, 2022.

QUEIROZ, J. A. et al. Análise da estrutura fitossociológica da Serra do Monte, Boqueirão, Paraíba. **REVISTA DE BIOLOGIA E CIÊNCIAS DA TERRA**, v. 6, n. 1, p. 251-259, 2006.

R. Development Core Team R: a language and environment for statistical computing. Versão 4.2.2. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 28 jul. 2022.

REFLORA. **Flora e Funga do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 28 jul. 2022.

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, 2015.

RIBEIRO, E. M. S. et al. Functional diversity and composition of Caatinga woody flora are negatively impacted by chronic anthropogenic disturbance. **Journal of Ecology**, v. 107, n. 5, p. 2291-2302, 2019.

RITO, K. F. et al. Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Ecology**, v. 105, n. 3, p. 828-838, 2017.

- RITO, K. F. et al. Unraveling the drivers of plant taxonomic and phylogenetic β -diversity in a human-modified tropical dry forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 30, n. 4, p. 1049-1065, 2021.
- RODAL, M. J. N.; MARTINS, F. R.; SAMPAIO, E. V. de S. B. Levantamento quantitativo das plantas lenhosas em trechos de vegetação de caatinga em Pernambuco. **Revista Caatinga**, v. 21, n. 3, p. 192-205, 2008.
- RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. **Restauração de florestas tropicais**: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação de monitoramento. Viçosa: USP, 1998.
- MELLO, J. W. V. de. (Org.). **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV, 1998. p. 203-215.
- SABINO, F. G. da S.; CUNHA, M. do C. L.; SANTANA, G. M. Estrutura da vegetação em dois fragmentos de caatinga antropizada na Paraíba. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 4, p. 487-497, 2016.
- SAGAR, R.; RAGHUBANSHI, A. S.; SINGH, J. S. Tree species composition, dispersion and diversity along a disturbance gradient in a dry tropical forest region of India. **Forest ecology and Management**, v. 186, n. 1-3, p. 61-71, 2003.
- SAGAR, R.; RAGHUBANSHI, A. S.; SINGH, J. S. Tree species composition, dispersion and diversity along a disturbance gradient in a dry tropical forest region of India. **Forest ecology and Management**, v. 186, n. 1-3, p. 61-71, 2003.
- SANTOS, W. de S. et al. Análise florística-fitosociológica e potencial madeireiro em área de caatinga submetida a manejo florestal. **Agropecuária Científica no Semiárido**, v. 13, n. 3, p. 203-211, 2017a.
- SANTOS, W. de S. et al. Estudo fitossociológico em fragmento de caatinga em dois estágios de conservação, Patos, Paraíba. **Agropecuária Científica no Semiárido**, v. 13, n. 4, p. 305-321, 2017b.
- SILVA, F. T. da et al. Phytosociological and floristic analysis of caatinga biome in Aparecida, PB, Brazil. **Journal of Agroindustry Systems**, v. 1, n. 01, p. 11-23, 2018.
- SILVA, J. L.S. et al. Divergent responses of plant reproductive strategies to chronic anthropogenic disturbance and aridity in the Caatinga dry forest. **Science of the total environment**, v. 704, p. 135240, 2020.
- SILVA, J. S.; SALES, M. F. de; CARNEIRO-TORRES, D. S. O gênero *Croton* (Euphorbiaceae) na microrregião do vale do Ipanema, Pernambuco, Brasil. **Rodriguésia**, v. 60, p. 879-901, 2009.
- SILVA, N. et al. Conhecimento e uso da vegetação nativa da Caatinga em uma comunidade rural da Paraíba, Nordeste do Brasil. In: BRASIL. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**. Santa Teresa: Instituto Nacional da Mata Atlântica, 2014. 5 - 37 p.

SMART, S. M. et al. Biotic homogenization and changes in species diversity across human-modified ecosystems. **Biological Sciences**, v. 273, n. 1601, p. 2659-2665, 2006.

SOUZA, D. G. et al. Multiple drivers of aboveground biomass in a human-modified landscape of the Caatinga dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 435, p. 57-65, 2019.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C. A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 91, n. 2-3, p. 119-127, 1999.

TABARELLI, M. et al. **The future of the Caatinga**. Springer: Cham, 2017. p. 461-474.

TEIXEIRA, M. G. et al. The Brazilian Caatinga protected areas: an extremely unbalanced conservation system. **Environmental Conservation**, v. 48, n. 4, p. 287-294, 2021.

TROVÃO, D. M. de B. M.; FREIRE, Á. M.; MELO, J. I. M. de. Florística e fitossociologia do componente lenhoso da mata ciliar do riacho de bodocongó, semiárido paraibano. **Revista Caatinga**, v. 23, n. 2, p. 78-86, 2010.

WIEGMANN, S. M.; WALLER, D. M. Fifty years of change in northern upland forest understories: identity and traits of “winner” and “loser” plant species. **Biological Conservation**, v. 129, n. 1, p. 109-123, 2006.

WorldClim. (n.d.). Disponível em: <https://www.worldclim.org/>. Acesso em: 28 jul. 2022.

APÊNDICE A - LOCAIS DE ESTUDO E SUAS CARACTERÍSTICAS

LATITUDE	LONGITUDE	AUTORES	ANO DE PUBLICAÇÃO
-7.4	-3,653,333	Trovão; Freire; Melo	2010
-7,400,278	-3,653,361	Trovão; Freire; Melo	2010
-7,003,889	-3,734,389	Trovão; Freire; Melo	2010
-7,003,889	-3,734,389	Trovão; Freire; Melo	2010
-7,003,889	-3,734,389	Júnior; Andrade; Araújo	2012
-6,945,556	-3,713,833	Queiroz et al.	2006
-6,810,194	-3,696,078	Oliveira et al.	2009
-6,961,111	-3,780,611	Oliveira et al.	2009
-6,961,111	-3,780,611	Oliveira et al.	2009
-7,836,944	-3,719,139	Oliveira et al.	2009
-7,712,528	-3,653,306	Guedes et al.	2012
-7,391,667	-3,653,306	Sabino; Cunha; Santana	2016
-7,391,667	-3,653,306	Fabricante; Andrade	2007
-7,451,667	-3,599,472	Holanda et al.	2015
-7,451,667	-3,599,472	Holanda et al.	2015
-7,451,667	-3,599,472	Pegado et al.	2006
-7,006,667	-3,600,889	Pegado et al.	2006
-7,006,667	-3,600,889	Silva et al.	2014
-7,625,278	-3,660,333	Luna; Coutinho	2007
-733,333	-3,586,667	Luna; Coutinho	2007
-7,366,667	-3,613,333	Andrade et al.	2005
-7,010,833	-3,623,306	Andrade et al.	2005
-79,025	-3,715,194	Santos et al.	2017

-7,902,778	-3,715,194	Santos et al.	2017
-7,366,667	-3,613,333	Lacerda; Barbosa	2018
-7,082,778	-3,726,028	Marques et al.	2020
-7,296,389	-3,709,333	Lopes; Ramos; Almeida	2017
-6,956,667	-3,740,472	Lopes; Ramos; Almeida	2017
-6,678,611	-3,802,056	Lopes; Ramos; Almeida	2017
-6,822,222	-3,804,194	Cabral et al.	2013
-7,359,167	-3,619,361	Cabral et al.	2013
-7,357,778	-3,589,778	Cabral et al.	2013
-7.42	-3,602,694	Delfino	2018
-7.52	-3,599,972	Silva	2018
-7,836,944	-3,719,139	Silva	2018
-6,881,111	-3,579,472	Cunha et al.	2013
-733,333	-3,586,667	Oliveira	2009
-7,366,667	-3,613,333	Oliveira	2009
-6,881,111	-35,795	Pereira et al.	2002
