



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

**THALLYTA GUIMARÃES DE ARAUJO**

**DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE COMUNIDADES ARBUSTIVO-  
ARBÓREAS AO LONGO DE UM GRADIENTE ALTITUDINAL NO SEMIÁRIDO  
BRASILEIRO**

**CAMPINA GRANDE - PB**

**2017**

**THALLYTA GUIMARÃES DE ARAUJO**

**DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE COMUNIDADES ARBUSTIVO-  
ARBÓREAS AO LONGO DE UM GRADIENTE ALTITUDINAL NO SEMIÁRIDO  
BRASILEIRO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação (Mestrado) da Universidade Estadual da Paraíba (PPGEC/UEPB) como requisito à obtenção do Título de Mestre em Ecologia e Conservação.

**Orientador:** Prof. Dr. Sérgio de Faria Lopes (UEPB)

**CAMPINA GRANDE / PB**

**2017**

É expressamente proibida 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 da dissertação.

A659d Araújo, Thallyta Guimarães de.

Diversidade taxonômica e funcional de comunidades arbustivo-arbóreas ao longo de um gradiente altitudinal no semiárido brasileiro [manuscrito] / Thallyta Guimarães de Araújo. - 2017.

49 p. : il.

Digitado.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, 2017.

"Orientação: Prof. Dr. Sérgio de Faria Lopes, Departamento de Ciencia Biológicas".

1. Diversidade taxonômica. 2. Diversidade funcional. 3. Gradiente de altitude. 4. Ecologia florestal. I. Título.

21. ed. CDD 577.3

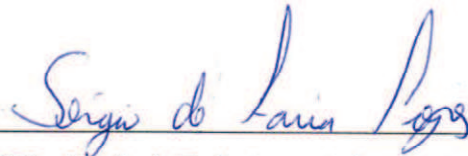
# THALLYTA GUIMARÃES DE ARAUJO

## DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE COMUNIDADES ARBUSTIVO-ARBÓREAS AO LONGO DE UM GRADIENTE ALTITUDINAL NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação (Mestrado) da Universidade Estadual da Paraíba (PPGEC/UEPB) como requisito à obtenção do Título de Mestre em Ecologia e Conservação.

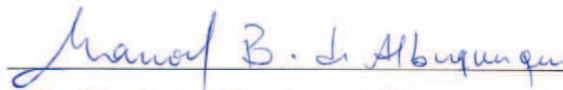
Aprovado em 23/02/2017

### BANCA EXAMINADORA



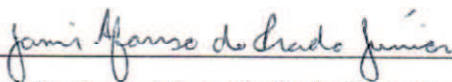
Prof. Dr. Sérgio de Faria Lopes (orientador)

Universidade Estadual da Paraíba



Prof. Dr. Manoel Bandeira de Albuquerque (membro)

Universidade Federal da Paraíba



Prof. Dr. Jamir Afonso do Prado Júnior (membro)

Universidade Federal de Uberlândia



## AGRADECIMENTOS

Durante esses anos de mestrado, de muito esforço e empenho, gostaria de agradecer a algumas pessoas que me acompanharam e foram fundamentais para a realização de mais este sonho. Expresso aqui, através de palavras sinceras, um pouquinho da importância que elas tiveram, e ainda têm, nesta conquista e a minha sincera gratidão a todas elas.

Primeiramente agradeço aos meus pais, Suzi e Suedilson, às minhas tias Suevane e Suecleide, pelo incentivo, compreensão e apoio ao longo desses anos. À vocês, minha família, sou eternamente grata por tudo que sou e tudo que consegui conquistar.

Agradeço ao meu sobrinho Miguel, minha força diária, dono do sentimento mais puro que tenho dentro de mim, meu maior incentivador, mesmo sem se dar conta. És o meu tesouro, minha inspiração na busca por ser uma pessoa melhor.

Ao meu amigo, companheiro e namorado, Felipe, pela paciência e incentivo desde o início da graduação até os dias de hoje. Obrigada por estar comigo não somente nas minhas conquistas.

Minha gratidão especial ao Prof. Sérgio de Faria Lopes, meu orientador e, sobretudo, um querido e grande amigo, pela pessoa e profissional que é. Obrigada por sua dedicação, o que fez, por muitas vezes deixando de lado seus momentos de descanso para me ajudar. Obrigada por sempre ter acreditado e depositado sua confiança em mim ao longo de todos esses anos que se iniciaram ainda na graduação. Sem sua orientação, apoio e confiança, não somente neste trabalho, mas em todo caminho percorrido até aqui, nada disso seria possível.

Quero também agradecer aos caros colegas do Laboratório de Ecologia Vegetal da UEPB, em especial Maiara, Gilbevan, Camila, e Vitor, sem a grande colaboração de vocês este trabalho não seria o mesmo.

Ao meu querido colega de trabalho, ex-chefe e amigo Prof. Jorge Luís, que muito me incentivou e com quem compartilhei tantas aflições. Obrigada pelo companheirismo e principalmente pela amizade construída ao longo destes anos.

Por fim, o agradecimento mais importante: agradeço a Deus, por me abençoar e por nunca me faltar.

Portanto, muito obrigada pelo apoio. Todos de maneira única são parte de todo sucesso. Esta vitória é nossa!

## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO</b> .....	6
<b>OBJETIVOS</b> .....	10
Objetivo Geral – Capítulo I.....	8
Objetivos Específicos - Capítulo I.....	10
Objetivos Geral – Capítulo II.....	10
Objetivos Específicos – Capítulo II.....	10
<b>HIPÓTESE</b> .....	11
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	12
<b>CAPÍTULO I – MANUSCRITO</b> .....	20
Resumo.....	20
Introdução.....	21
Material e Métodos.....	22
Resultados e Discussão.....	23
Conclusão.....	31
Referências.....	32
<b>CAPÍTULO II</b> .....	35
Resumo.....	35
Introdução.....	35
Material e Métodos.....	36
Resultados e Discussão.....	40
Conclusão.....	44
Referências.....	45
<b>CONCLUSÃO GERAL</b> .....	49

## INTRODUÇÃO

Florestas Tropicais Secas Sazonais - FTSSs (MURPHY & LUGO, 1986; PENNINGTON et al., 2006) representam uma parte substancial de toda a cobertura florestal tropical e subtropical, e muitas são reconhecidas atualmente como *hotspots* globais devido a níveis significativos de riqueza e endemismo (CEBALLOS & GARCIA, 1995; TREJO & DIRZO, 2000; GIULIETTI et al., 2002; SUAZO-ORTUÑO et al., 2008). O território brasileiro é coberto por uma vasta quantidade de ecossistemas: florestas tropicais úmidas (a maioria na Amazônia e na região do Atlântico), savanas (Cerrado), zonas úmidas (Pantanal), pastagens (Campos Sulinos) e um bloco grande e bem delimitado de FTSS: a vegetação da Caatinga (BULLOCK et al., 1995; PENNINGTON et al., 2000). Apesar de ser a única grande região natural brasileira, cujos limites estão inteiramente restritos ao território nacional, pouca atenção tem sido dada a conservação da variada e marcante paisagem da Caatinga, e a contribuição da sua biota tem sido subestimada (SILVA et al., 2004b).

A Caatinga é o ecossistema mais abrangente da região Nordeste, com área de quase 900.000 Km<sup>2</sup>, o que corresponde a 54% dessa região e 11% de todo território nacional brasileiro (ANDRADE et al., 2005). Essa formação vegetal é caracterizada por um sistema extremamente irregular de chuva a cada ano, o que resulta periodicamente em secas severas (KROL et al., 2001; CHIANG & KOUTAVAS, 2004), sendo que grande parte das chuvas na Caatinga são concentradas em três meses consecutivos (NIMER, 1972). Desta forma, a vegetação da Caatinga está adaptada a longos períodos de estiagem e, portanto, as espécies que ali evoluíram apresentam eficientes mecanismos para resistir, ou para completar seu ciclo de vida no menor espaço de tempo possível, frente às severas condições a que estão submetidas (ANDRADE-LIMA, 1981; RIZZINI, 1997).

A Caatinga é caracterizada por uma vegetação xerófila (DRUMOND et al., 2000), apresentando diversos conjuntos florísticos e fisionomias, principalmente quanto a densidade e ao porte das plantas (AMORIM et al., 2005) cuja distribuição, em grande parte, é determinada pelo clima, relevo e embasamento geológico que, em suas múltiplas interrelações, resultam em ambientes ecológicos bastante distintos (RODAL et al., 2008). A razão da flora possuir tão alto grau de variabilidade pode ser explicada pela grande extensão, os tipos de clima e solo e a multiplicidade nas formas de relevo do semiárido, que se traduz em diferentes paisagens como os vales úmidos, as chapadas sedimentares e as amplas superfícies pediplanadas (SANTANA E SOUTO, 2006). Além disso, a complexidade e diversidade desta região são ampliadas por se tratar da única ecorregião de floresta tropical seca do mundo cercada por florestas úmidas e semiúmidas (GUEDES et al., 2012).

Dentro de cada microrregião climática, fatores como a altitude e a topografia criam diferentes microsítios, ocasionando distribuição heterogênea das espécies e diferenças estruturais na



comunidade (WHITMORE, 1984). A observação de variáveis associadas ao substrato (temperatura, umidade, pH e rochosidade) onde há o crescimento de plantas, interage de forma complexa com a elevação e/ou exposição das áreas serranas (MAZZOLA et al., 2008). Tais interações podem oferecer uma variante de zoneamento altitudinal, conduzindo a diferentes níveis de diversidade em diferentes pontos da serra (ZHAO et al., 2005). Com relação à diversidade de espécies vegetais, sabe-se que esta é fortemente dependente da temperatura, visto que tal variável em condições ideais é geralmente associada a altas taxas de produtividade primária, metabolismo e interações ecológicas (WANG et al., 2009).

Estudos demonstraram que a magnitude da diversidade é influenciada pela sucessão secundária (LÓPEZ-MARTÍNEZ et al 2013), as propriedades do solo (TUOMISTO et al., 1995; TUOMISTO et al., 2003), a fragmentação (FAHRIG, 2003) e topografia (GALLARDO-CRUZ et al., 2009). Esses fatores produzem mudanças nos padrões da comunidade em função da modificação do ambiente local e da disponibilidade de recursos (MOTZKIN et al., 1999), criando assim oportunidades para o estabelecimento de novas espécies e redução daquelas populações que já estavam estabelecidas (CHAZDON et al., 2007; QUESADA et al., 2009). A mudança na composição de espécies pode alterar a composição dos traços funcionais, que por sua vez afeta o funcionamento do ecossistema que depende das características das espécies, onde essas podem declinar, desaparecer ou ser substituídas (DIAZ et al., 2003; SUDING et al., 2006; LAVOREL et al., 2007). A partir da alteração de características funcionais ao longo de uma variação ambiental, pode haver a formação de grupos funcionais locais (LÓPEZ-MARTÍNEZ et al., 2013).

Um grupo funcional é um conjunto de espécies que exploram a mesma classe de recursos ambientais de maneira similar, sobrepondo seu nicho ecológico (GITAY e NOBLE, 1997), ou seja, reduzir uma quantidade de espécies em um pequeno conjunto de tipos funcionais, que incorporam respostas a perturbações ou que possuem os mesmos aspectos de polinização, dispersão, sobrevivência e competição (MÉDAIL et al., 1998). A identificação de grupos funcionais através da análise das semelhanças e diferenças de um conjunto de caracteres funcionais presente nas espécies de uma comunidade de plantas deve contribuir na compreensão da sua função no ecossistema (BORCHERT & RIVERA 2001; LIMA et al., 2012). A identificação desses grupos é uma forma de analisar, ao nível da comunidade, como a vegetação responde às alterações ambientais (CORNELISSEN et al., 2003).

Alguns estudos (DU RIETZ, 1931; CORNELISSEN et al., 2003; RETUERTO e CARBALLEIRA, 2004) concordam que a resposta à variação climática seria a base para dividir espécies em grupos funcionais, já que alguns dos parâmetros climáticos são descritores da distribuição das espécies (CAREY et al., 1995). No entanto, as plantas possuem diversos atributos capazes de serem utilizados na busca de grupos funcionais e a escolha dos atributos depende das

perguntas realizadas (PRENDY et al., 2007). As características funcionais fornecem informações sobre a utilização de recursos disponíveis no habitat pelas espécies, e têm o potencial de elucidar os processos que governam os padrões de biodiversidade e as regras de montagem de comunidades impulsionadas por características funcionais (MASON et al., 2005).

Uma maneira de conceituar estas características funcionais das comunidades é a diversidade funcional, que se refere ao valor, escala, distribuição e abundância relativa de traços funcionais dos organismos que compõem um ecossistema (DÍAZ et al., 2007). Esta definição de diversidade funcional inclui a identidade funcional, e é mais abrangente do que apenas tratar da variabilidade de traços e, assim, é mais perto do conceito de “estrutura funcional de comunidades” proposto por Mouillot et al. (2011).

A variação da estrutura funcional das comunidades em respostas às condições ambientais e às perturbações pode ser verificada a partir da convergência ou divergência dos atributos. A convergência e a divergência de atributos são descritas como processos chave na montagem de espécies nas comunidades (CORNWELL et al., 2006). A convergência está associada aos efeitos dos filtros ambientais (e.g fertilidade do solo, luz, perturbações) (GRIME, 2006). De acordo com essa hipótese, apenas as espécies com um dado atributo, ou um valor específico do atributo, seriam capazes de passar por esses filtros (CORNWELL et al., 2006). As variações na abundância e frequência de grupos funcionais também podem expressar as condições ambientais e perturbações (MULLER et al., 2006; CHAZDON et al., 2010).

As áreas serranas da região semiárida, particularmente aquelas que se estendem por longas distâncias, formam zonas de condições mais úmidas, que possuem maior equilíbrio de água, temperaturas mais suaves, menores taxas de evapotranspiração e condensação noturna (SAMPAIO, 2010). Desta forma, áreas elevadas em regiões semiáridas são, portanto, susceptíveis de fornecer condições ambientais amenas e redução no estresse fisiológico (SANDERS et al., 2003). Particularmente em zonas mais baixas, os impactos humanos são mais sentidos, influenciando a riqueza e composição de comunidades de plantas (LOPES et al., 2012). Em um estudo realizado em várias serras do semiárido paraibano foi observado o aumento da riqueza com o avanço da altitude, sugerindo que a redução da pressão humana e o maior número de microambientes úmidos foram responsáveis pelo aumento da riqueza em altitudes elevadas (SILVA et al., 2014b). Portanto, o estudo destas áreas montanhosas é importante para a preservação dos ecossistemas da Caatinga, uma vez que eles representam refúgios naturais para a biota (SILVA et al., 2014b).

Desta forma, a coexistência de diferentes estratégias funcionais, em microhabitats distintos ao longo de gradientes ambientais, poderia aumentar a diversidade funcional por meio da presença de valores divergentes de características funcionais (hipótese de complementariedade de nicho) (TRENATH, 1974), tais como ocorrência de espécies com baixa e alta densidade de madeira

(OLIVEIRA-FILHO & FONTE, 2000), ou a combinação de espécies com diferentes valores para traços foliares (KRAFT et al., 2015). Esta maior riqueza funcional através da divergência nos traços ao longo do gradiente levaria à exploração dos recursos mais completa pela comunidade de plantas como um todo, ao longo do gradiente altitudinal a ser investigado, aumentando a diversidade funcional.

Assim, esta dissertação foi dividida em dois capítulos. O capítulo I tem como objetivo realizar o estudo fitossociológico do componente arbustivo-arbóreo com o intuito de caracterizar a composição florística, estrutura e aspectos ecológicos ao longo de uma serra no semiárido brasileiro. O Capítulo II tem como objetivo entender se as alterações na composição, estrutura e diversidade ao longo da serra levaria também a mudanças na diversidade funcional, ou seja, se existe uma dependência das funções em relação à composição e abundância. Por outro lado, os fatores que determinam os traços funcionais, de acordo com o nível altitudinal, podem ser independentes da composição de cada nível.

## OBJETIVOS

### *Objetivo geral – Capítulo I*

O estudo avaliou a composição fitossociológica da vegetação arbustivo-arbórea de uma serra no semiárido paraibano com o objetivo de analisar a variação na composição e distribuição de espécies, bem como a variação dos parâmetros fitossociológicos (VI, densidade, frequência e dominância relativa) ao longo do gradiente. Este estudo se propôs ainda a detalhar os aspectos ecológicos da comunidade investigada, como estágio de sucessão e síndrome de dispersão nos diferentes níveis de altitude analisados, desta forma, gerando dados que podem subsidiar políticas de conservação e manejo voltadas para o contexto regional.

### *Objetivos Específicos – Capítulo I*

- Identificar as espécies vegetais que compõem a comunidade arbustivo-arbórea da Serra de Bodocongó – PB;
- Determinar a densidade, frequência, dominância relativas e valores de importância das espécies;
- Registrar a distribuição da comunidade vegetal ao longo do gradiente altitudinal;
- Registrar estrutura vertical e classe diamétrica da comunidade ao longo dos níveis altitudinais.
- Registrar o estágio de sucessão e síndrome de dispersão da comunidade ao longo dos níveis altitudinais.

### *Objetivo Geral – Capítulo II*

Utilizando o enfoque da diversidade funcional, o presente estudo pretendeu identificar e caracterizar tipos funcionais de plantas dentro de um gradiente altitudinal de acordo com um conjunto de traços funcionais. O objetivo maior consiste em entender se as alterações na composição e diversidade ao longo da serra levaria também às mudanças nas características funcionais, ou seja, verificar se existe uma dependência das funções em relação à composição, ou talvez se os fatores que determinam os traços de acordo com o nível altitudinal são independentes da composição em cada nível. Quanto maior a divergência nos traços em determinados níveis, maior será a diversidade funcional.

### *Objetivos Específicos – Capítulo II*

- Descrever como varia a densidade da madeira, área foliar, área foliar específica e espessura

foliar das populações ao longo do gradiente de elevação;

- Calcular os valores dos traços funcionais para as comunidades ao longo do gradiente de elevação;
- Analisar a variabilidade dos traços funcionais de plantas ao longo do gradiente de elevação;
- Analisar a diversidade funcional ao longo do gradiente.

## **HIPÓTESE**

As variações que ocorrem na composição e estrutura das comunidades arbustivo-arbóreas a partir das mudanças ambientais ao longo da serra podem influenciar na variação dos traços funcionais e na diversidade funcional destas comunidades, como uma resposta à maior adequação aos fatores abióticos na medida que estes se alteram no gradiente altitudinal.

## REFERÊNCIAS

- ALVES, C. M.; LUCENA, C. M.; SANTOS, S. S.; LUCENA, R. F. P.; TROVÃO, D. M. B. M. Ethnobotanical study of useful vegetal species in two rural communities in the semi-arid region of Paraíba state (Northeastern Brazil). **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão (nova série)**, v. 34, p.75-96, 2014.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- AMORIM, I. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; ARAUJO, E. L. Flora e estrutura da vegetação arbustivo-arborea de uma área de caatinga do Serido, RN, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 19, n. 3, p. 615-623, 2005.
- ANDERSON, M.J.; ELLINGSEN, K.E.; MCARDLE, B.H. 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. **Ecology letters**, v. 9, n. 6, p. 683–93.
- ANDRADE-LIMA, D. 1981 The caatingas dominium. **Revista Brasileira de Botânica** 4, v. 4, p. 149-153.
- BORCHERT, R.; RIVERA, G. 2001. Photoperiodic control of seasonal development and dormancy in tropical stem succulent trees. **Tree Physiology**. v. 21, p. 213–21.
- BULLOCK, S. H.; MOONEY, H. A.; MEDINA, E. 1995. Seasonally dry tropical forests. **Cambridge University Press**, Cambridge.
- CAREY P. D.; WATKINSON A. R.; GERARD F. F. O. 1995. The determinants of the distribution and abundance of the winter annual grass *Vulpia ciliata* ssp. *ambigua*. **Journal Ecology**. v. 83, p. 177-87
- CARVALHO, E. C. D.; SOUZA, B. C.; TROVÃO, D. M. B. M. Ecological succession in two remnants of the Caatinga in the semi-arid tropics of Brazil. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 10, n. 1, p. 13-19, 2012.
- CEBALLOS, G.; GARCÍA, A. 1995. Conserving neotropical biodiversity: the role of dry forests in western Mexico. **Conservation Biology**, v. 9, p. 1349-1356.

- CHAVE, J.; MULLER-LANDAU, H. C.; BAKER, T. R.; EASDALE, T. A.; TER STEEGE, H.; WEBB, C. O. 2006. Regional and phylogenetic variation of wood density across 2456 neotropical tree species. **Ecol Appl.** v. 16, p. 2356–2367.
- CHAZDON R. L.; LETCHER S. G.; VAN BREUGEL M.; MARTÍNEZ-RAMOS M.; BONGERS F., et al. 2007. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. **Philos Trans R Soc Lond Ser B**, v. 362, p. 273–289.
- CHAZDON, R.; FINEGAN, B.; CAPERS, R. S.; SALGADO-NEGRET, B.; CASANOVES, F.; BOUKILI, V., et al. 2010. Composition and dynamics of functional groups of trees during tropical forest succession in Northeastern Costa Rica. **Biotropica**, v. 42, p. 31–40.
- CHIANG, J.C.H.; A. KOUTAVAS. 2004. Tropical flip-flop connections. *Nature* 432: 684-685.
- Nimer, E. 1972. Climatologia da região Nordeste do Brasil. Introdução à climatologia dinâmica. **Revista Brasileira de Geografia**, v. 34, p. 3-51.
- CLARKE K. R.; GORLEY R. N. 2006. **PRIMER** v6: user manual/tutorial. PRIMER-E, Plymouth
- CONDIT, R., et al. 2002. Beta-diversity in tropical forest trees. **Science**, 295: 666-669.
- CORNELISSEN J. H. C.; LAVOREL S.; GARNIER E. et al. 2003 A Handbook of protocols for standardized and easy measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v. 51, p. 335–80.
- CORNWELL, W.K.; SCHWILK, D.W.; ACKERLY, D.D. 2006. A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. **Ecology**, v. 87, p. 1465-1471
- DÍAZ, S., LAVOREL, S., DE BELLO, F., QUÉTIER, F., GRIGULIS, K. & ROBSON, T.M. 2007. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, p. 20684–20689.
- DÍAZ S, SYMSTAD AJ, CHAPIN FS, WARDLE DA AND HUENNEKE LF 2003 Functional diversity revealed by removal experiments. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 18, p. 140–46
- DRUMOND, M. A et al. Estrategia para o uso sustentável da biodiversidade da caatinga. Petrolina, 2000. Disponível em: [http://www.bidivesitas.org.br/caatinga/relatorio/uso\\_sustentavel](http://www.bidivesitas.org.br/caatinga/relatorio/uso_sustentavel)
- DU REITZ, G.E. (1931) Life forms of terrestrial flowering plants. **Acta Phytogeographica Suecica** v. 3, p. 1–95.

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2ª ed. Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro, 2006.

FAHRIG L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Ann Rev Ecol Evol Syst*, v. 34, p. 487–515.

GALLARDO-CRUZ A.; PÉREZ-GARCÍA. E. A.; MEAVE J. A. 2009 b-diversity and vegetation structure as influenced by slope and altitude in a seasonally dry tropical landscape. *Landscape Ecology Journal*, v. 24, p. 473–482.

GARNIER, E.; SHIPLEY, B.; ROUMET, C.; LAURENT, G. A standardized protocol for the determination of specific leaf area and leaf dry matter content. *Functional Ecology*, v.15, p. 688-695, 2001.

GRIME, J. P. 2006. Trait convergence and trait divergence in herbaceous plant communities: mechanisms and consequences. *Journal of Vegetation Science*, v. 17, p. 255-260.

GITAY, H.; NOBLE, I. R.; 1997. What are functional types and how should we seek them? In: Smith TM, Shugart HH, Woodward FI (eds) *Plant Functional Types. Their Relavance to Ecosystem Properties and Global Change*. **Cambridge University Press**, Cambridge, p. 3-19

GIULIETTI, A. M.; HARLEY, R. M.; QUEIROZ, L. P.; BARBOSA, M. R. V.; BOCAGE-NETA, A. L.; FIGUEIREDO, M. A. 2002. Espécies endêmicas da Caatinga. In: **Vegetação e Flora da Caatinga**. Sampaio, E. V. S. B., Giuliatti, A. M., Virgínio, J. and Gamara Rojas, C. F. L. (Eds), pp 103-118. Associação Plantas do Nordeste, Recife.

GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. 2010. **Princípios de estatística em ecologia**. ARTMED editora, Porto Alegre

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN P. D. 2001. **Past: paleontological statistics software package for education and data analysis**. *Paleontol Electron*, v. 4, p. 1–9

HULSHOF, C. M.; SWENSON, N. G. 2010. Variation in leaf functional trait values within and across individuals and species: an example from a Costa Rican dry forest. *Functional Ecology*, v. 24, p.217-223.

KRAFT, N. J. B.; GODOY, O.; LEVINE, J. M. 2015. Plant functional traits and the multidimensional nature of species coexistence. *PNAS*. v. 112, n. 3, p. 797–802

KROL, M. S. A.; JAEGAR, A.; BRONSTERT, A.; KRYWKOW, J. 2001. The semiarid integrated



model (SDIM), a regional integrated model assessing water availability, vulnerability of ecosystems and society in NE-Brazil. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 26, p. 529-533.

LAVOREL, S.; DÍAZ S.; CORNELISSEN, J. H.C.; GARNIER, E.; HARRISON, S.P.; MCINTYRE, S.; PAUSAS, J.; PÉREZ-HARGUINDEGUY, N.; ROUMET, C.; URCELAY, C. 2007. Plant functional types: are we getting any closer to the Holy Grail? in *Terrestrial ecosystems in a changing world* (eds) **Canadell JG, Pitelka LF and Pataki D** (Berlin Heidelberg: Springer-Verlag), p 149–165.

LIMA, A. L. A.; SAMPAIO, E. V. S. B.; CASTRO, C. C.; RODAL, M. J. N.; ANTONINO, A. C. D.; MELO, A. L. 2012. Do the phenology and functional stem attributes of woody species allow for the identification of functional groups in the semiarid region of Brazil? **Trees**, v. 26, p.1605–1616.

LOPES, S. F.; SCHIAVINI, I. S.; VALE, V. S. D. O.; PRADO JR., J. A.; ARANTES, C.S., 2012. Historical review of studies in seasonal semideciduous forests in Brazil: a perspective for conservation. **Braz. Geogr. J. Geosci. Humanit. Res. Medium**. v. 2, p. 21-40

LÓPEZ-MARTÍNEZ, J.O.; HERNÁNDEZ-STEFANONI, J. L.; DUPUY, J. M.; MEAVE, J. A. 2013. Partitioning the variation of woody plant b-diversity in a landscape of secondary tropical dry forests across spatial scales. **Journal of Vegetation Science** v. 24, p. 33–45.

LÓPEZ-MARTÍNEZ, J. O. et al. 2013. b-Diversity of Functional Groups of Woody Plants in a Tropical Dry Forest in Yucatan. **Plos One**. September 2013 | Volume 8 | Issue 9 | e73660

MARKESTEIJN L.; POORTER L. 2009. Seedling root morphology and biomass allocation of 62 tropical tree species in relation to drought- and shade-tolerance. **Journal Ecology**, 97, 311–25.

MARTINS, F. R. *Fitossociologia de florestas do Brasil: um histórico bibliográfico*. São Leopoldo, **Pesquisas**, v. 40, p. 103-164, 1989.

MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D.; LEE, W. G.; WILSON, J. B. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. **Oikos**. 111(1):112-118.

MAZZOLA, M. B.; KIN, A. G.; MORICI, E. F.; BABINEC, F. J.; TAMBORINI, G. Efecto del gradiente altitudinal sobre la vegetación de las sierras de Lihue Calel (La Pampa, Argentina) **Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica**, v.43, n.1-2, p 103 – 119, 2008.

MEDAIL, F.; ROCHE, P.; TATONI, T. 1998. Functional groups in phytoecology: an application to

- the study of isolated plant communities in Mediterranean France. **Acta Oecologica** 19(3): 263-274.
- MOUILLOT, D.; VILLÉGER, S.; SCHERER-LORENZEN, M.; MASON, N.W.H. 2011. Functional Structure of biological communities predicts ecosystem multifunctionality. **PLOS ONE**, 6, e17476.
- MOTZKIN, G.; WILSON, P.; FOSTER, D. R.; ALLEN, A. 1999. Vegetation patterns in heterogeneous landscapes: the importance of history and environment. **Journal of Vegetation Science**, v. 10, p. 903–920.
- MULLER, S. C.; OVERBECK, G. E.; PFADENHAUER, J.; PILLAR, V. D. 2006. Plant functional types of woody species related to fire disturbance in forest–grassland ecotones. **Plant Ecology**, 189(1), 1–14
- MURPHY, P. G.; LUGO, A. E. 1986. Ecology of tropical dry forest. **Annual Review of Ecology and Systematics** 17:67-88.
- OLIVEIRA, P. T. B.; TROVÃO, D. M. B. M; CARVALHO, E. C. D.; SOUZA, B.C.; FERREIRA, L. M. R. Florística e Fitossociologia de quatro remanescentes vegetacionais em áreas de serra no cariri paraibano. **Revista Caatinga**, Mossoró, v.22, n.4, p.169-178, 2009.
- PENNINGTON, R. T., PRADO, D. A. AND PENDRY, C. 2000. Neotropical seasonally dry forests and quaternary vegetation changes. **Journal of Biogeography** 27:261-273.
- PENNINGTON, T., LEWIS, G. AND RATTER, J. 2006. Neotropical savannas and seasonally dry forests: Plant diversity, biogeography and conservation. **CRC Press**, FL, USA.
- PÉREZ-HARGUINDEGUY, N. et al. 2013. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v. 61, n. 3, p. 167-234.
- PRADO-JÚNIOR, J. A.; VALE, V.S.; LOPES, S. F.; ARANTES, C. S.; OLIVEIRA, A.P.; SCHIAVINI, I. 2014. Impacts of disturbance intensity in functional traits patterns in understories of seasonal forests. **Bioscience Journal**, Uberlandia, v. 30, p. 901-911.
- PRADO-JÚNIOR, J. A.; SCHIAVINI, I.; VALE, V. S.; ARANTES, C. S.; VAN DER SANDE, M. T.; LOHBECK, M. POOTER, L. 2016. Conservative species drive biomass productivity in tropical dry forests. **Journal of Ecology**, v. 104, n. 3, p. 817-827.
- PRADO, D. E. As caatingas da America do Sul. In: LEAL, I.R.; TABARELLI, M.; SILVA, J.M.C. (Org.) **Ecologia e conservação da caatinga**. Recife: Editora Universitaria, Universidade Federal de Pernambuco, 2003. p. 1-74.

PRENDY, C.A.; DICK, J.; PULLAN, M. R. 2007. In search of a functional flora-towards a greater integration of ecology and taxonomy. **Plant Ecology**, 192: 161-167.

QUESADA, M.; SANCHEZ-AZOFEIFA, G. A.; ALVAREZ-ANORVE, M; STONER, K. E; AVILA-CABADILLA L, et al. 2009. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: review and new perspectives. **For Ecol Management**, v. 258, p. 1014–1024.

RETUERTO, R.; CARBELLEIRA, A. 2004. Estimating plant responses to climate by direct gradient analysis and geographic distribution analysis. **Plant Ecology**, v. 170, p. 185-202.

RIBEIRO, E. M. S., V. ARROYO -RODRÍGUEZ, B. A. SANTOS, M. TABARELLI, AND I. R. LEAL. 2015. Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, p. 611-620.

RIZZINI, C. T. 1997. **Tratado de fitogeografia do Brasil**. 2a ed. Ambito Cultural Edicoes Ltda., Rio de Janeiro.

RODAL, M. J. N.; MARTINS, F. R.; SAMPAIO, E. V. S. B. 2008. Levantamento quantitativo das plantas lenhosas em trechos de vegetação de caatinga em Pernambuco. **Revista Caatinga**, Mossoro, v. 21, n. 3, p. 192-205.

SAMPAIO, E.V.S.B., 2010. Caracterização do bioma caatinga. In: Gariglio, M.A., SAMPAIO, E.V.S.B., CESTARO, L.A., KAGEYAMA, P.Y. (Eds.), *Uso sustentável e Conservação dos recursos florestais da caatinga*. **Serviço Florestal Brasileiro**, Brasília, pp. 27-48.

SANDERS, N. J.; MOSS, J.; WAGNER, D. 2003. Patterns of ants species richness along elevational gradients in an arid ecosystem. **Global Ecology Biogeography**, v. 12, p. 93-102.

SANTANA, J. A. S.; SOUTO, J. S. Diversidade e estrutura fitossociológica da Caatinga na estação ecológica do Seridó-RN. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, Campina Grande, v. 6, n. 2, p. 232- 242, 2006.

SHEPHERD, G.J. **FITOPAC 2.1. Manual do usuário**. Campinas, Universidade de Campinas, Departamento de Botânica, 2010.

SILVA, F. K.; LOPES, S. F.; LOPEZ, L. C.; MELO, J. I. M.; TROVAO, D. M. B. M. 2014. Patterns of species richness and conservation in the Caatinga along elevation gradients in a semiarid ecosystem. **Journal of Arid Environments**, v. 110, p. 47-52.

SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M.; FONSECA, M. T.; LINS, L. V. (orgs.). 2004. Biodiversidade

da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação. **Ministério do Meio Ambiente**, Brasília.

SILVA, L. A.; SOARES, J. J. 2003. Composição florística de um fragmento de floresta estacional semidecídua no município de São Carlos – SP. **Revista Árvore**, v.27, n. 5, p. 647-656.

SPEZIALE, K. L.; RUGGIERO, A.; EZCURRA, C. 2010. Plant species richness-environment relationships across the Subantarctic-Patagoian transition zone. **Journal of Biogeography**, v.37, p. 449-464.

SOKAL R. R.; ROHLF F. J. 1962. The comparison of dendrograms by objective methods. **Taxon**, v. 11, p. 30–40

SUAZO-ORTUÑO, I.; ALVARADO-DÍAZ, J.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. 2008. Effects of conversion of dry tropical forest to agricultural mosaic on herpetofaunal assemblages. **Conservation Biology**, v. 22, p. 362-374.

SUDING K. N.; MILLER A. E.; BECHTOLD, H.; BOWMAN W. D. 2006 The consequence of species loss on ecosystem nitrogen cycling depends on community compensation. **Oecologia**, v. 149 p. 141–149.

TREJO, I.; DIRZO, R. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. **Biological Conservation**, v. 94, p. 133-142.

TRENBATH, B.R. 1974. Biomass productivity of mixtures. **Advances in Agronomy**, 26, 177–210.

TUOMISTO, H.; RUOKOLAINEN, K.; KALLIOLA, R.; LINNA, A.; DANJOY, W. et al. 1995 Dissecting Amazonian biodiversity. **Science** 269: 63–66.

TUOMISTO, H.; RUOKOLAINEN, K.; YLI-HALLA. M. 2003. Dispersal, environment, and floristic variation of western Amazonian forests. **Science** 241: 241–244.

WANG, Z.; BROWN, J. H.; TANG, Z.; FANG, J. 2009. Temperature dependence, spatial scale, and tree species diversity in eastern Asia and North America. **PNAS**, v. 106, n. 32, p. 13388–13392.

WHITMORE, T. C. 1984. Tropical rain forest of the Far East. 2<sup>a</sup> ed, **Oxford**, Clarendon Press.

WHITTAKER, R. H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. Ecological Monographs. **Lawrence**, v. 30, n. 3, p. 279-338.

WILLIS, K.; WHITTAKER, R. 2002. Species diversity- scale matters. **Science**, 295, 1245-1248.

ZHAO, C. M.; CHEN, W. L.; TIAN, Z. Q.; XIE, Z. Q. Altitudinal pattern of plant species diversity in Shennongjia Mountains, Central China. **Journal of Integrative Plant Biology**, v. 47, p. 1431-1449, 2005.

## Capítulo I

### ESTRUTURA E GRUPOS ECOLÓGICOS DO ESTRATO ARBUSTIVO-ARBÓREO AO LONGO DE UM GRADIENTE DE ALTITUDE NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

**RESUMO** – A altitude é considerada um fator indireto na mudança da composição e estrutura de uma comunidade vegetal. Assim, gradientes de altitude fornecem um modelo útil para o estudo de uma comunidade lenhosa ao longo de gradientes ambientais. Este trabalho teve como objetivo realizar o estudo fitossociológico do componente arbustivo-arbóreo com o intuito de caracterizar a composição florística, estrutura e aspectos ecológicos ao longo de uma serra no semiárido nordestino brasileiro. Ao longo do gradiente observou-se o aumento tanto em número de famílias, espécies e espécies exclusivas nas maiores altitudes. Fabaceae e Euphorbiaceae foram as famílias mais representativas para todas as altitudes investigadas. *Croton blanchetianus* e *Poincianella pyramidalis* apresentaram maiores Índices de Valor de Importância para toda a serra. Foi evidenciado o predomínio de indivíduos pioneiros na base da serra, o que pode ser justificado pelo sucesso de *Croton blanchetianus* nesta altitude, indicando também ser um nível bastante degradado. Foi constatada também, nas áreas mais elevadas, a presença de espécies típicas de brejo de altitude, indicando que esses locais são mais amenos e menos antropizados.

**Palavras-Chave:** Caatinga arbustivo-arbórea; serra; grupos ecológicos

### STRUCTURE AND ECOLOGICAL GROUPS OF SHRUB ARBOREAL ALONG A ALTITUDE GRADIENT IN THE BRAZILIAN SEMIARID

**ABSTRAT** - The altitude is considered an indirect factor in changing the composition and structure of a plant community. Thus, altitudinal gradients provide a useful model for the study of a woody community along environmental gradients. This study aimed to carry out a phytosociological study of the woody component in order to characterize the floristic composition, the structure and ecological aspects along a mountain range in the Brazilian northeastern semi-arid. Throughout the gradient was observed an increase both in number of families, species and exclusive species at higher altitudes. Fabaceae and Euphorbiaceae were the most representative families for all investigated altitudes. *Croton blanchetianus* and *Poincianella pyramidalis* showed higher Importance Value Indices for the whole mountain. It was shown a predominance of pioneering individuals at the base of the mountain, which can be justified by the success of *Croton blanchetianus* at this altitude, which indicates, also, that it is a severely degraded level. It was also found, in higher areas, the presence of typical species of swamp altitude, indicating that those sites are milder and less anthropic.

**Keywords:** Caatinga shrub arboreal; mountain; group ecological

## INTRODUÇÃO

Entender o funcionamento de sistemas tropicais é fundamental para seu manejo, no entanto, formações sazonalmente secas são menos estudadas que as úmidas (MOONEY; BULLOCK; MEDINA, 1995). Florestas tropicais secas sazonais (FTSSs) são um componente importante da vegetação tropical e um dos ecossistemas mais ameaçados do mundo, onde a Caatinga é uma das maiores áreas de FTSSs, ocupando mais de 800.000 km<sup>2</sup> no nordeste do Brasil (MILES et al., 2006). Pode-se afirmar que mais de 80% da vegetação de Caatinga são sucessionais, com cerca de 40% em estado inicial de sucessão secundária e aproximadamente 15% da área já em processo de desertificação (ARAÚJO FILHO; CARVALHO, 1997).

A compreensão da forma como padrões de vegetação em FTSSs variam em relação à heterogeneidade ambiental pode dar uma contribuição importante sobre a adaptação das espécies às condições ambientais específicas (filtragem ambiental) em diferentes escalas temporais e espaciais (MORO et al., 2015). O clima, os processos de história evolucionário e estocásticos são fatores cruciais para a compreensão de padrões de diversidade, assim como os aspectos relacionados a gradientes ambientais, tais como o de latitude e altitude (KESSLER, 2009).

O gradiente de altitude implica em transformações das condições ambientais e influencia a distribuição de espécies arbóreas (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000). À medida que ocorre a variação nos níveis altitudinais, há a alteração nas características estruturais da comunidade florestal tropical, como por exemplo, a diminuição no porte das árvores, aumento da densidade, além de modificações na profundidade dos solos, que tendem a se tornar mais rasos em altitudes elevadas (MEIRELES; SHEPHERD; KINOSHITA, 2008). Além disso, alguns estudos em gradientes de altitude apontam o predomínio de espécies zoocóricas nestes ambientes (YAMAMOTO; KINOSHITA; MARTINS, 2007, DIAS NETO et al., 2009, LOCATELLI; MACHADO, 2004).

Em serras do semiárido brasileiro, a redução da pressão humana e o maior número de microambientes úmidos nas altitudes mais elevadas implicam no aumento da riqueza de espécies nestas áreas (SILVA et al. 2014). Estas áreas montanhosas são criticamente importantes para a preservação dos ecossistemas da Caatinga, pois representam refúgios naturais para a biota (SILVA et al., 2014).

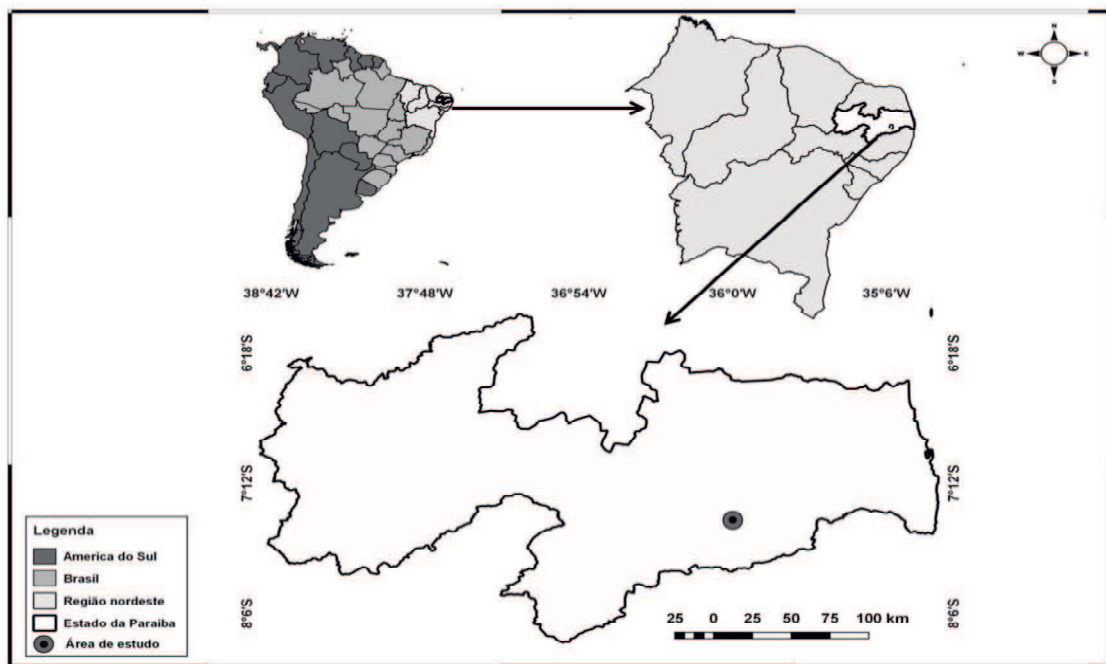
Neste contexto, o estudo avaliou a composição florística e fitossociológica da vegetação arbustivo-arbórea de uma serra no semiárido paraibano com o objetivo de analisar a variação na composição e distribuição de espécies, bem como a variação dos parâmetros fitossociológicos (VI, densidade, frequência e dominância relativa) ao longo do gradiente. Este estudo se propôs ainda a

detalhar os aspectos ecológicos da comunidade investigada, como estágio de sucessão e síndrome de dispersão nos diferentes níveis de altitude analisados, desta forma gerando dados que podem subsidiar políticas de conservação e manejo voltadas para o contexto regional.

## MATERIAL E MÉTODOS

### *Área de estudo*

O estudo foi realizado na Serra de Bodocongó, município de Queimadas, situado na microrregião do Cariri Paraibano, semiárido brasileiro (Figura 1). O clima é classificado como As', caracterizado como tropical quente, marcado com chuvas de verão e índices pluviométricos baixos (média anual de 500 mm), o que provoca fortes déficits hídricos. A temperatura média anual varia em torno de 26 °C e umidade relativa do ar não excede 75% (ALVARES et al., 2013). Os solos predominantes na região são classificados como Luvisolos, Neossolos e Vertissolos (EMBRAPA, 2006).



**Figura 1** Mapa de localização da Serra de Bodocongó, Paraíba, Brasil.

### *Coleta e análise dados da vegetação*

A serra apresenta uma pequena amplitude altitudinal variando de 400 m (base da serra) a 690 m de altitude. Com base em estudos anteriores realizados em áreas serranas no semiárido brasileiro (CARVALHO; SOUZA; TROVÃO, 2012; SILVA et al., 2014), a serra em estudo foi avaliada em três diferentes níveis altitudinais determinados a cada 100 metros. O primeiro nível (N1) com



elevação até 500 m, o nível intermediário (N2) com altitudes entre 501 a 600 m e o topo da serra (N3) com elevação  $\geq 600$  m.

Foram instaladas um total de 45 parcelas aleatórias (0,9 ha), sendo 15 parcelas em cada nível altitudinal. Em cada parcela foram registrados todos os indivíduos arbustivo-arbóreos vivos e com diâmetro do caule ao nível do solo (DNS)  $\geq 3$  cm e altura  $\geq 1$  m, por caracterizarem plantas em estágio adulto para a vegetação da Caatinga (RODAL; SAMPAIO; FIGUEIREDO, 2013). Nos casos de indivíduos que apresentavam caules múltiplos, o DNS foi medido individualmente. Para as medidas de DNS, utilizou-se de paquímetro e fita métrica com leitura direta para diâmetro e perímetro, respectivamente. A altura dos indivíduos foi mensurada com auxílio de vara graduada de 12 metros, subdividida a cada dois metros.

As identificações fundamentaram-se na literatura especializada e consultas a especialistas. Todos os nomes científicos foram atualizados usando bases de dados especializadas da Lista de Espécies da Flora do Brasil (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br>). O sistema de classificação APG III foi adotado para as famílias de plantas (APG, 2009). Foram confeccionadas exsicatas e depositadas no Herbário Manuel Arruda Câmara da Universidade Estadual da Paraíba.

Para a caracterização da vegetação arbustivo-arbórea foi calculado, para cada espécie, os valores relativos à densidade, dominância e frequência, além do valor de importância (VI) e área basal total utilizando o software Fitopac Shell, versão 2.1.

As espécies foram classificadas em pioneiras, secundárias iniciais e secundárias tardias, com base em literatura específica para grupo sucessional (SILVA; RODAL, 2009, CARVALHO, 2010, LIMA; RODAL, 2010). Para análise da distribuição diamétrica em cada nível de altitude foram empregadas amplitudes de classe com 3 cm. A caracterização da estrutura vertical foi analisada por meio da distribuição em classes de altura com amplitudes de 1 m, em cada altitude investigada.

## **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Foram registrados 2.808 indivíduos ao longo da serra, distribuídos em 23 famílias e 63 espécies. O primeiro nível altitudinal (N1) apresentou 38 espécies e 18 famílias, no N2 foram amostradas 50 espécies e 21 famílias e no N3 foram encontradas 55 espécies e 23 famílias. Este aumento na riqueza de espécies com o avançar da altitude pode ser explicado por melhores condições ambientais, que reduzem o estresse fisiológico, em áreas elevadas do semiárido (SANDERS; MOSS; WAGNER, 2003), além da redução da pressão humana nestes locais (SILVA et al., 2014).

As famílias mais representativas foram Fabaceae (11 espécies), Euphorbiaceae (seis espécies), Cactaceae (quatro espécies) e Anacardiaceae (três espécies), o que correspondem a 46,6% do total de espécies levantadas neste estudo. De acordo com uma compilação de estudos realizados na Caatinga, as famílias mais ricas neste domínio foram Fabaceae e Euphorbiaceae (MORO et al., 2014), o que corrobora os resultados aqui encontrados.

Do número total de espécies, 49,2 % estavam presentes nos três níveis. Por outro lado, uma espécie foi exclusiva do N1, três no N2 e dez espécies no N3, corroborando um estudo anterior realizado na mesma área onde foi observado o aumento de espécies exclusivas nas maiores altitudes (SILVA et al., 2014).

As espécies mais abundantes na serra como um todo foram *Croton blanchetianus* Baill. (529 indivíduos) e *Allophylus* sp. (327 indivíduos), também sendo as mais representativas no primeiro (469 indivíduos) e segundo nível (175 indivíduos), respectivamente. *Clusia paralicola* G. Mariz foi a espécie mais abundante no N3, no entanto, não houve nenhum registro desta espécie no primeiro nível e apenas um indivíduo amostrado no N2 (Tabela 1).

**Tabela 1** Lista de famílias e espécies amostradas e respectivas abundâncias por nível altitudinal na Serra de Bodocongó, Paraíba, Brasil e seus grupos ecológicos. GS = Gupos Sucessionais (onde PI = pioneira, SI = secundária inicial e ST = secundária tardia); SD = Síndrome de dispersão (onde Aut =autocóricas, Anemo = anemocóricas e Zoo = zoocóricas).

FAMILIA/ESPÉCIE	Nível 1	Nível 2	Nível 3	GS	SD
<b>ANACARDIACEAE</b>					
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	18	23	9	ST	Anemo
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	9	9	15	ST	Anemo
<i>Spondias tuberosa</i> Arruda	0	6	1	ST	Zoo
<b>ANGIOSPERMAE ARECACEAE</b>					
<i>Syagrus oleracea</i> (Mart.) Becc.	0	17	8	SI	Zoo
<b>APOCYNACEAE</b>					
<i>Aspidosperma cuspa</i> (Kunth) S.T.Blake	0	5	0	PI	Anemo
<i>Aspidosperma pyriformium</i> Mart.	57	61	15	PI	Anemo
<b>BIGNOMIACEAE</b>					
<i>Handroanthus spongiosus</i> (Rizzini) S.Gros	3	1	35	ST	Anemo
<b>BRASSICACEAE</b>					
<i>Capparis jacobinae</i> Moric. ex Eichler	11	26	24	SI	Zoo
<b>BURSERACEAE</b>					
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillett	5	43	10	ST	Zoo
<b>CACTACEAE</b>					
<i>Cereus jamacaru</i> DC.	9	5	1	SI	Zoo
<i>Pilosocereus glaucescens</i> (Labuor)Byles & G.D. Rowsley	7	16	12	SI	Zoo
<i>Pilosocereus gounellei</i> (F.A.C. Weber) Byles & G.D. Rowley	0	2	0	PI	Zoo
<i>Tacinga palmadora</i> Britton & Rose	13	0	2	PI	Zoo

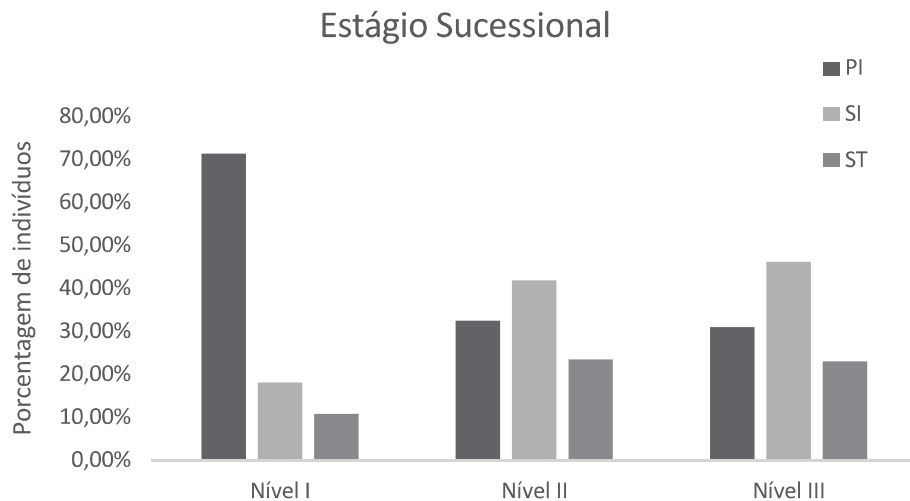
CAPPARACEAE					
<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	5	10	13	ST	Zoo
CELASTRACEAE					
<i>Maytenus rigida</i> Mart.	1	2	4	ST	Zoo
CLUSIACEAE					
<i>Chusia paralicola</i> G. Mariz	0	1	100	ST	Zoo
ERYTHROXYLACEAE					
<i>Erythroxylum pauferrense</i> Plowman	0	0	3	-	-
EUPHORBIACEAE					
<i>Acalypha multicalis</i> Müll. Arg.	5	6	14		Auto
<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	469	24	36	PI	Anemo
<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth.	24	32	64	PI	Auto
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	4	45	12		Auto
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	12	19	3	PI	Auto
<i>Manihot glaziovii</i> Muell. Arg.	16	32	22	SI	Auto
FABACEAE					
<i>Amburana cearensis</i> (Allemão ) A.C.Sm	1	2	0	ST	Anemo
<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>colubrina</i> (Griselb.)	17	4	1	SI	Auto
<i>Anadenanthera macrocarpa</i> cf.	2	1	0	SI	Auto
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	24	77	72	SI	Auto
<i>Erythrina velutina</i> Willd.	0	2	3	ST	Zoo
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.)L.P.Queiroz var. <i>ferrea</i>	6	9	2	SI	
<i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. ex Benth.	61	15	6	SI	Auto
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	7	9	0	SI	Auto
<i>Peltophorum dubium</i> var. <i>adnatum</i> (Griselb.) Barneby	0	0	1		
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	80	4	3	SI	Auto
<i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L.P.Queiroz	255	57	1	PI	Auto
LAMIACEAE					
<i>Vitex rufescens</i> A. Juss.	0	5	33	-	Zoo
MALVACEAE					
<i>Ceiba glaziovii</i> (Kuntze) K. Schum.	3	8	2	ST	Anemo
<i>Pseudobombax marginatum</i> (A.St.-Hil.) A. Robyns	3	19	4	ST	Anemo
MIMOSACEAE					
<i>Mimosa malacocentra</i> Mart.	3	5	5		Auto
MYRTACEAE					
<i>Eugenia</i> sp.	1	4	5	-	-
NÃO IDENTIFICADA					
Morfoespécie I	16	7	3	-	-
Morfoespécie II	0	0	2	-	-
Morfoespécie III	0	0	1	-	-
Morfoespécie IV	0	7	31	-	-
Morfoespécie V	0	0	5	-	-
Morfoespécie VII	0	2	0	-	-
Morfoespécie VIII	0	1	2	-	-
Morfoespécie X	0	1	4	-	-
Morfoespécie XI	0	0	1	-	-
Morfoespécie XII	0	0	2	-	-
Morfoespécie XIII	0	1	7	-	-
Morfoespécies XIV	0	0	4	-	-

Morfoespécie XVI	0	4	11	-	-
Morfoespécie XVII	0	0	1	-	-
Morfoespécie XVIII	2	1	2	-	-
Morfoespécie XIX	0	0	1	-	-
OLACEAE					
<i>Ximenia americana</i> Linn.	0	2	2		Zoo
RHAMNACEAE					
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	5	0	1	PI	Zoo
SAPINDACEAE					
<i>Allophylus</i> sp.	62	175	90	SI	Zoo
<i>Talisia esculenta</i> (Cambess.) Radlk	4	3	22	ST	Zoo
SAPOTACEAE					
<i>Sideroxylon obtusifolium</i> (Roem. & Schult.) T.D.Penn.	2	0	0		Zoo
SIMAROUBACEAE					
<i>Simaba cuneata</i> A. St.-Hil. & Tul.	0	1	17		Zoo
VERBENACEAE					
<i>Lantana</i> sp.	2	1	0	PI	Zoo
<i>Lantana microphylla</i> Mart.	6	12	4	PI	Zoo

Analisando os grupos ecológicos percebe-se que quase a metade das espécies (48,8% do total classificados) apresenta síndrome de dispersão por zoocoria. O predomínio de espécies zoocóricas em outros gradientes de altitude também foi observado em uma Floresta Estacional Semidecidual montana no estado de São Paulo (YAMAMOTO; KINOSHITA; MARTINS, 2007), em uma Floresta Estacional Semidecidual no estado de Minas Gerais (DIAS NETO et al., 2009) e em um brejo de altitude pernambucano (LOCATELLI; MACHADO, 2004).

Quando se refere ao estágio seral, as espécies apresentam-se mais uniformemente distribuídas entre pioneiras (35% das classificadas), secundárias iniciais (35%) e secundárias tardias (30%). Quando analisamos os números de indivíduos para o todo o gradiente, a maior porcentagem é de indivíduos pioneiros (38,57% dos classificados), seguidos por indivíduos secundários tardios (30,97%) e secundários iniciais (30,45%).

Quando avaliamos os estágios sucessionais por número de indivíduos em cada nível de altitude, observamos que também não há uniformidade. Foi observado que 71,3% de todos os indivíduos pioneiros da serra estão no primeiro nível (Figura 2). Desta forma, quando analisamos a base da serra observamos grande discrepância, onde mais da metade dos indivíduos do N1 são pioneiros (58,6% dos classificados) frente aos secundários iniciais (21%) e secundários tardios (20,4%) (Figura 2).



**Figura 2** Porcentagem de indivíduos por nível altitudinal referente ao estágio sucessional presente na Serra de Bodocongó, Paraíba Brasil.

A maior quantidade de indivíduos pioneiros no nível 1 deve-se ao sucesso de *Croton blanchetianus* nessa altitude. Essa espécie produz grande quantidade de sementes, de fácil dispersão e é caracterizada como uma espécie invasora de caatinga antropizada (MORO et al., 2014). Um estudo sobre os efeitos de perturbações antrópicas na Caatinga, como corte e queima, evidenciou que estas práticas não apresentam impactos negativos sobre esta espécie (SAMPAIO et al., 1998). Aliada a essas informações, sabe-se que no local existe maior pressão antrópica em baixas altitudes (SILVA et al., 2014), fazendo entender e confirmar os resultados obtidos neste estudo para este nível.

Nesse trabalho, *Croton blanchetianus*, *Poincianella pyramidalis*, *Piptadenia stipulacea* e *Bauhinia cheilantha* obtiveram o maior valor de importância (VI), assim como em outros recentes estudos realizados na Paraíba (GUEDES et al., 2012; HOLANDA et al., 2015), e em outros estados do nordeste do Brasil (FERRAZ, et al., 2013; SOUSA; MEDEIROS, 2013). Destas quatro espécies, apenas *B. cheilantha* possui maior representatividade nas maiores altitudes (N2 e N3), evidenciando que estas áreas apresentam um estágio seral mais avançado que a base.

Das 38 espécies amostradas no N1, 10 responderam por 66,6% do valor de importância para o nível, destacando-se *Croton blanchetianus* com 38,1% da densidade relativa e 7,1% da frequência relativa, seguida por *Poincianella pyramidalis* (20,8 e 8,2%), *Piptadenia stipulacea* (6,5 e 6,0%). *Allophylus* sp., obteve o maior valor de importância para o Nível 2, em função dos maiores valores de densidade e frequência relativa para esta faixa de altitude. No N3, *Clusia paralicola* possui o maior valor de importância em função de sua representatividade nesta altitude.

Com o segundo maior valor de importância da serra, *Poincianella pyramidalis* também é caracterizada comum uma espécie comumente presente nas listas de estudos de Caatinga (MORO et al., 2014). *Clusia paralicola*, com maior o maior valor importância no N3 e sem nenhum indivíduo

amostrado no N1, é frequentemente encontrada nos Brejos de Altitude nordestinos, sugerindo uma condição de maior umidade no topo das serras do semiárido nordestino (SILVA et al., 2014) (Tabela 2).

**Tabela 2** Lista de espécies por ordem decrescente de Valor de Importância ao longo do gradiente altitudinal na Serra de Bodocongó, Paraíba, com seus respectivos parâmetros fitossociológicos, DR = densidade relativa (%); FR = frequência relativa (%); DoR = dominância relativa (%); IVI = índice de valor de importância.

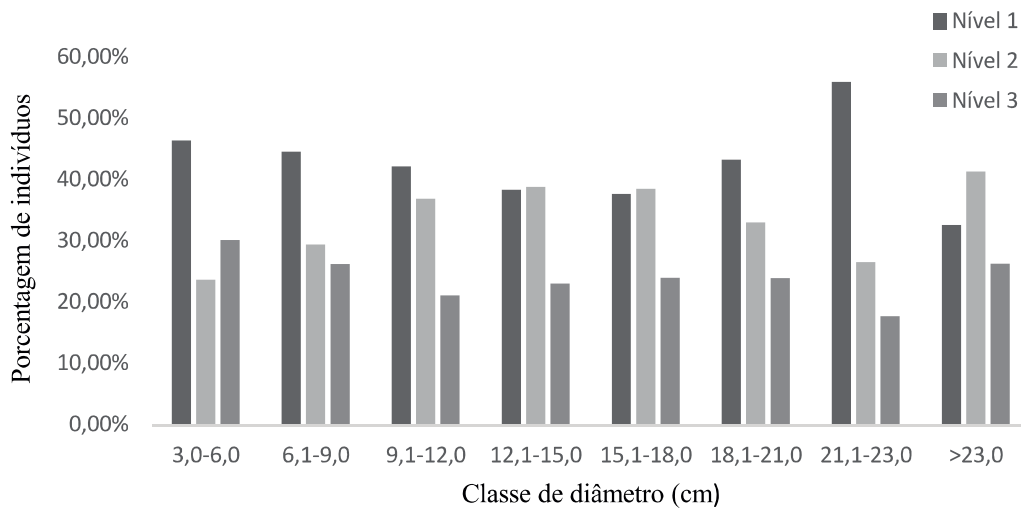
Espécies	Nível 1				Nível 2				Nível 3			
	DR	FR	DoR	IVI	DR	FR	DoR	IVI	DR	FR	DoR	IVI
<i>Croton blanchetianus</i>	38,1	7,1	20,7	65,9	3,0	3,4	1,3	7,7	4,8	4,1	3,0	11,9
<i>Poincianella pyramidalis</i>	20,8	8,2	17,6	46,5	6,9	4,6	4,5	16,0	0,1	0,5	0,0	0,7
<i>Allophylus</i> sp.	5,0	4,9	2,3	12,3	21,1	5,9	11,9	38,8	11,9	6,2	8,0	26,0
<i>Clusia paralicola</i>	-	-	-	-	0,1	0,4	0,0	0,6	13,3	3,6	9,5	26,4
<i>Piptadenia stipulacea</i>	6,5	6,0	6,1	18,6	0,5	1,3	0,5	2,3	0,4	1,0	0,3	1,7
<i>Bauhinia cheilantha.</i>	2,0	4,4	1,1	7,4	9,3	5,0	3,3	17,7	9,6	4,1	4,9	18,5
<i>Commiphora leptophloeos</i>	0,4	2,2	2,2	4,8	5,2	5,9	6,6	17,7	1,3	3,6	4,8	9,7
<i>Aspidosperma pyriformium</i>	4,6	6,6	6,1	17,3	7,4	4,6	10,2	22,2	2,0	4,1	6,3	12,4
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	5,0	6,6	5,8	17,3	1,8	3,8	1,2	6,8	0,8	2,1	0,4	3,2
<i>Vitex rufescens</i>	-	-	-	-	0,6	1,3	0,7	2,5	4,4	3,1	8,7	16,1
<i>Croton heliotropiifolius</i>	2,0	2,7	1,4	6,0	3,9	2,9	1,7	8,5	8,5	3,1	3,9	15,4
<i>Sapium glandulosum</i>	0,3	1,6	0,7	2,7	5,5	4,6	5,4	15,5	1,6	3,1	1,7	6,4
<i>Anadenanthera colubrina</i>	1,4	2,7	9,5	13,6	0,5	1,7	2,0	4,1	0,1	0,5	0,0	0,7
<i>Handroanthus spongiosus</i>	0,2	0,6	0,5	1,3	0,1	0,4	0,1	0,6	4,6	3,1	5,2	12,9
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	1,5	4,4	4,7	10,5	2,8	4,6	4,7	12,1	1,2	3,1	3,1	7,4
<i>Syagrus oleracea</i>	-	-	-	-	2,1	2,5	6,5	11,0	1,1	2,6	4,1	7,7
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	0,7	2,7	4,7	8,2	1,1	2,1	6,1	9,3	2,0	3,1	5,3	10,4
<i>Cereus jamacaru</i>	0,7	3,8	5,3	9,8	0,6	0,8	0,9	2,3	0,1	0,5	2,2	2,8
Morfoespécie IV	-	-	-	-	0,9	1,3	0,2	2,3	4,1	4,1	1,5	9,7
<i>Pilosocereus glaucescens</i>	0,6	3,3	0,5	4,4	1,9	4,2	2,0	8,2	1,6	4,6	3,4	9,6
<i>Manihot glaziovii</i>	1,3	1,6	1,0	4,0	3,9	4,2	1,4	9,5	2,9	4,6	2,0	9,5
<i>Pseudobombax marginatum</i>	0,2	1,1	0,2	1,5	2,3	3,4	2,8	8,5	0,5	0,5	1,9	2,9
<i>Ceiba glaziovii</i>	0,2	1,6	1,1	3,0	1,0	2,1	4,6	7,6	0,3	1,0	3,4	4,7
<i>Talisia esculenta</i>	0,3	1,1	0,4	1,8	0,4	0,8	0,6	1,8	2,9	3,1	1,7	7,7
<i>Capparis jacobinae</i>	0,9	2,2	0,5	3,6	3,3	3,4	0,7	7,4	3,2	2,1	1,5	6,7
Morfoespécie XVI	-	-	-	-	0,5	1,3	1,6	3,3	1,5	2,1	3,5	7,0
<i>Jatropha mollissima</i>	1,0	3,3	0,4	4,6	2,3	3,8	0,4	6,5	0,4	1,0	0,1	1,5
<i>Libidibia ferrea</i>	0,5	2,2	0,3	3,0	1,1	1,3	4,1	6,4	0,3	1,0	0,3	1,6
<i>Cynophalla flexuosa</i>	0,4	2,7	0,6	3,7	1,2	2,5	2,3	6,0	1,7	3,1	1,2	6,0
<i>Ziziphus joazeiro</i>	0,4	2,2	2,9	5,5	-	-	-	-	0,1	0,5	0,0	0,7
<i>Simaba cuneata</i>	-	-	-	-	0,1	0,4	0,0	0,6	2,3	1,5	1,4	5,2
<i>Acalypha multicalis</i>	0,4	1,6	0,1	2,2	0,7	2,1	0,2	3,0	1,9	2,6	0,6	5,0
<i>Mimosa malacocentra</i>	0,2	1,1	0,1	1,5	0,6	1,3	2,7	4,5	0,7	1,0	0,6	2,3
<i>Mimosa tenuiflora</i> Poir.	0,6	1,1	1,1	2,8	1,1	2,1	1,1	4,2	-	-	-	-

<i>Tacinga palmadora</i>	1,1	2,7	0,3	4,1	-	-	-	-	0,3	1,0	0,1	1,4
Morfoespécie XV	0,1	0,6	0,1	0,7	0,5	0,8	0,2	1,6	0,7	2,1	0,9	3,6
Morfoespécie I	1,3	1,6	0,6	3,5	0,9	1,3	0,3	2,4	0,4	1,5	0,1	2,0
<i>Lantana microphylla</i>	0,5	1,6	0,2	2,3	1,5	0,8	1,2	3,5	0,5	0,5	0,6	1,7
Morfoespécie XIII	0,2	0,6	0,0	0,7	0,1	0,4	0,0	0,6	0,9	1,0	1,5	3,4
<i>Erythrina velutina</i>	-	-	-	-	0,2	0,8	2,3	3,3	0,4	0,5	0,1	1,0
<i>Spondias tuberosa</i>	-	-	-	-	0,7	1,3	0,7	2,7	0,1	0,5	0,4	1,0
<i>Amburana cearensis</i>	0,1	0,6	0,1	0,7	0,2	0,8	1,5	2,6	-	-	-	-
Morfoespécie VII	-	-	-	-	0,2	0,4	1,3	1,9	-	-	-	-
Morfoespécie X	-	-	-	-	0,1	0,4	0,0	0,6	0,5	1,0	0,3	1,9
<i>Maytenus rigida</i>	0,1	0,6	0,1	0,7	0,2	0,4	0,1	0,7	0,5	1,0	0,2	1,7
Morfoespécie V	-	-	-	-	-	-	-	-	0,7	0,5	0,4	1,5
<i>Lantana sp.</i>	0,2	1,1	0,2	1,5	0,1	0,4	0,0	0,6	-	-	-	-
<i>Sideroxylon obtusifolium</i>	0,2	0,6	0,6	1,3	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Peltophorum dubium var. adnatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	0,5	0,6	1,3
<i>Aspidosperma cuspa</i>	-	-	-	-	0,6	0,4	0,2	1,2	-	-	-	-
Morfoespécie XIV	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	0,5	0,1	1,1
Morfoespécie VI	-	-	-	-	-	-	-	-	0,4	0,5	0,1	1,0
Morfoespécie VIII	-	-	-	-	0,1	0,4	0,0	0,6	0,3	0,5	0,2	0,9
<i>Pilosocereus gounellei</i>	-	-	-	-	0,2	0,4	0,2	0,9	-	-	-	-
<i>Anadenanthera macrocarpa</i>	0,2	0,6	0,2	0,9	0,1	0,4	0,0	0,6	-	-	-	-
Morfoespécie II	-	-	-	-	-	-	-	-	0,3	0,5	0,1	0,9
Morfoespécie XVIII	-	-	-	-	0,1	0,4	0,0	0,6	0,3	0,5	0,1	0,8
Morfoespécie XII	-	-	-	-	-	-	-	-	0,3	0,5	0,1	0,8
<i>Ximenia americana</i>	-	-	-	-	0,2	0,4	0,0	0,7	0,3	0,5	0,0	0,8
Morfoespécie XVII	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	0,5	0,1	0,8
Morfoespécie XI	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	0,5	0,1	0,8
Morfoespécie III	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	0,5	0,1	0,7
Morfoespécie IX	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	0,5	0,0	0,0

A estrutura diamétrica da área do estudo apresentou uma curva decrescente, para todos os níveis altitudinais (Figura 2), assim como em um estudo realizado no estado de Pernambuco (CALIXTO JÚNIOR; DRUMOND, 2011). O predomínio de indivíduos nas primeiras classes sugere estabilidade de recrutamento, enquanto que, distribuições em forma de sino indicam declínio ou a falta de recrutamento (SHEN et al., 2013). Portanto, a maior concentração de indivíduos jovens ou indivíduos menores fornece um estoque natural em desenvolvimento para futura regeneração florestal (BATISTA et al., 2016).

Neste trabalho, a maior parte dos indivíduos analisados apresenta de 3 a 12 cm de diâmetro, sendo que 45% da comunidade de todos os níveis encontram-se na primeira classe de diâmetro (de 3-6 cm). O primeiro nível é caracterizado com a presença de indivíduos de menor porte, o que

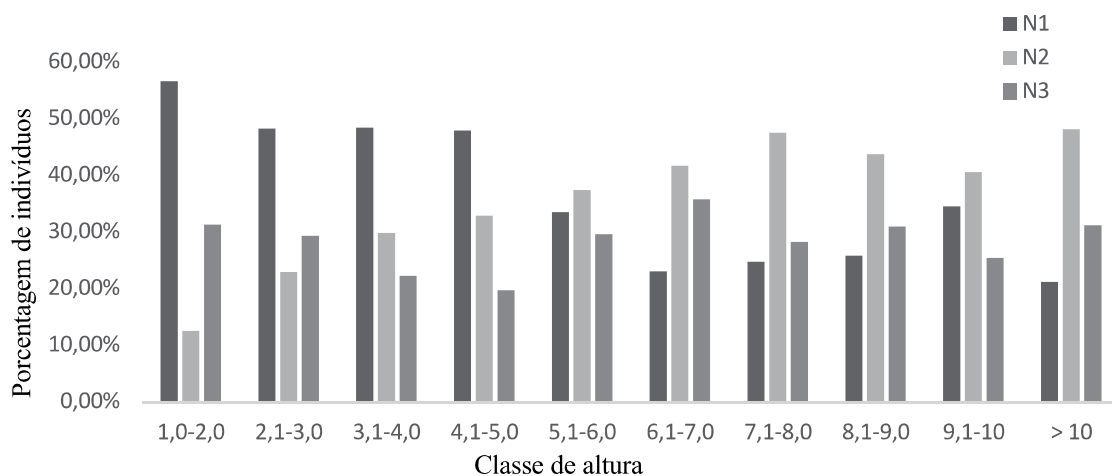
influencia o alto valor de densidade relativa de espécies dominantes nesta altitude. (Figura 3).



**Figura 3** Distribuição percentual dos indivíduos por nível altitudinal nas classes diamétrica presente na Serra de Bodocongó, Paraíba Brasil.

O diâmetro máximo registrado na serra foi de 73,8 cm, correspondente a um indivíduo de *Aspidosperma pyrifolium* presente no N3, seguida por *Syagrus oleracea*, com 71,8 cm no N2. Estas medidas podem indicar que as áreas mais elevadas da serra foram pouco alteradas. Nesse contexto, em outra área analisada também no semiárido paraibano, *Aspidosperma pyrifolium* também foi a maior espécie registrada, porém com diâmetro de 21,9 cm, sendo considerado jovem e o que indicou a área como muito alterada (GUEDES et al., 2012).

Considerando a serra como um todo, a distribuição dos indivíduos no espaço vertical mostrou que a maior concentração destes ocorreu entre 2,0 e 6,0 metros de altura. No N1 foram reunidos 90,2% dos indivíduos entre estas alturas; no N2 esta classe representou 74,7% dos indivíduos e no N3 foram 81,1% dos indivíduos amostrados (Figura 4).



**Figura 4** Distribuição percentual dos indivíduos por nível altitudinal nas classes de altura presente na Serra de Bodocongó, Paraíba Brasil.



Em relação à estrutura vertical, a distribuição de frequência nas classes de altura seguiu o padrão das florestas tropicais heterogêneas, apresentando o padrão sigmóide. A Caatinga pode ser classificada em três estratos: um arbóreo com representantes de 8 – 12m de altura, outro arbustivo/subarbustivo com indivíduos de 2 – 5m e um herbáceo (VELOSO; RANGEL-FILHO; LIMA, 1991). Assim, esta serra possui, em todos os seus níveis de altitude, uma heterogeneidade quanto à altura do componente lenhoso.

## CONCLUSÃO

Ao longo do gradiente analisado observamos o aumento tanto em número de famílias, espécies e espécies exclusivas nas maiores altitudes, refletindo no melhor estado de conservação nestas áreas. Fabaceae e Euphorbiaceae foram as famílias que apresentaram o maior número de espécie e de indivíduos em todos os níveis altitudinais estudados. Clusiaceae, Olaceae, Lamiaceae e Arecaceae não apresentaram nenhuma espécie na parte mais baixa do gradiente.

*Croton blanchetianus* e *Poincianella pyramidalis* apresentaram maiores Índices de Valor de Importância para toda a serra, sendo a espécie, detentora de alta representatividade na base, o que explica o N1 ter o maior número de indivíduos pioneiros da serra. O sucesso desta espécie na parte inferior evidencia o quanto esta área da serra encontra-se degradada, pois a presença de alta abundância de *Croton blanchetianus* indica áreas antropizadas da Caatinga. As áreas mais elevadas do gradiente (N2 e N3) apresentam menores alterações antrópicas, além da presença e domínio de espécies típicas de condições mais úmidas, comuns à brejos de altitude.

Este trabalho, portanto, contribui com os estudos sobre a influência do gradiente altitudinal na composição florística e estrutura da vegetação, principalmente em serras do semiárido brasileiro, uma região tão ampla e com heterogeneidade ambiental elevada. Desta forma, estes resultados podem servir de base para autoridades ambientais locais considerarem as serras do semiárido como áreas prioritárias para conservação, além de traçarem políticas de conservação e manejo voltadas para o contexto regional.

## REFERÊNCIAS

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. *Botanical Journal of the Linnean Society*. London, v. 16, [s.n], p. 105 - 121, 2009.
- ARAÚJO FILHO, J. A.; CARVALHO, F. C. Desenvolvimento sustentável da caatinga. **Sobral: EMBRAPA-CNPQ**, Sobral, 1997.
- BATISTA, A. P. B.; RODAL, M. J. N.; SILVA, J. A. A.; SILVA, A. C. B. L.; ALVES JUNIOR, F. T.; MELLO, J. M. Dynamics and prediction of diametric structure in two atlantic forest fragments in northeastern Brazil. *Revista Árvore*, Viçosa, v.40, n.2, p.307-317, 2016.
- CARVALHO, Ellen Cristina Dantas de. **Estrutura e Estágios de Sucessão Ecológica da vegetação da caatinga em ambiente serrano no cariri paraibano**. 2010. 22 p. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologia Ambiental), Centro de Ciências e Tecnologias, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande-PB.
- CARVALHO, E. C. D.; SOUZA, B. C.; TROVÃO, D. M. B. M. Ecological succession in two remnants of the Caatinga in the semi-arid tropics of Brazil. *Revista Brasileira de Biociências*, Porto Alegre, v. 10, n. 1, p. 13-19, 2012.
- CALIXTO JÚNIOR, J. T.; DRUMOND, M. A. Estrutura fitossociológica de um fragmento de caatinga sensu stricto 30 anos após corte raso, Petrolina-PE, Brasil. *Revista Caatinga*, Mossoró, v. 24, n. 2, p. 67-74, 2011.
- DIAS NETO, O. C. et al. Estrutura fitossociológica e grupos ecológicos em fragemento de Floresta Estacional Semidecidual, Uberaba, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguésia*, Rio de Janeiro, v. 60, p. 1087-1100, 2009.
- EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2ª ed. Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro, 2006.
- FERRAZ, R. C.; MELLO, A. A.; FERREIRA, R.A.; PRATA, A. P. N. Levantamento fitossociológico em área de caatinga no monumento natural grota do angico, Sergipe, Brasil. *Revista Caatinga*, Mossoró, v. 26, n. 3, p. 89 – 98, 2013.
- GUEDES, R. S. et al. Caracterização florístico-fitossociológica do componente lenhoso de um trecho de caatinga no semiárido paraibano. *Revista Caatinga*, Mossoró, v. 25, n. 2, p. 99-108, mar.-jun., 2012.
- HARDESTY, L. H.; BOX, T. W.; MALECHEK, J. C. Season of cutting affects biomass production by coppicing browse species of the Brazilian caatinga. *Journal of Range Management*, v. 41, n. 6, p. 477-480, 1988.
- HOLANDA, A. C. et al. Estrutura da vegetação em remanescentes de caatinga com diferentes históricos de perturbação em cajazeirinhas (PB). *Revista Caatinga*, Mossoró, v. 28, n. 4, p. 142 – 150, out. – dez, 2015.
- KESSLER, M., The impact of population processes on patterns of species richness: lessons from

elevational gradients. **Basic and Applied Ecology**. v.10, n. 3, p. 295 -299, 2009.

LIMA, A. L. A.; RODAL, M. J. N. Phenology and wood density of plants growing in the semi-arid region of northeastern Brazil. **Journal of Arid Environments**, 74 p.1363-1373, 2010.

LOCATELLI, E.; MACHADO, I. C. Fenologia das espécies arbóreas de uma mata serrana (Brejo de Altitude) em Pernambuco, Nordeste do Brasil. in. PÔRTO, K. C.; CABRAL, J. J. P.; TABARELLI, M. **Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba: história natural, ecologia e conservação**. 2004. Brasília. Ministério do Meio Ambiente. Cap. 17.

MEIRELES, L. D.; SHEPHERD, G. J.; KINOSHITA, L. S. Variações na composição e na estrutura fitossociológica de uma floresta ombrófila densa alto-montana na Serra da Mantiqueira, Monte Verde, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 31, n.4, p.559-574, 2008.

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

MOONEY, H. A.; BULLOCK, S. H.; MEDINA, E. 1995. Introduction. In: Bullock, S. H.; Mooney H. A.; Medina, E. (eds.). Seasonally dry forests. **Cambridge University Press**. Cambridge. Pp. 1-8.

MORO, M. F. et al. catalogue of the vascular plants of the Caatinga Phytogeographical Domain: a synthesis of floristic and phytosociological surveys. **Phytotaxa**, v. 160, p. 1-118. 2014.

MORO, M. F. et al. The Role of Edaphic Environment and Climate in Structuring Phylogenetic Pattern in Seasonally Dry Tropical Plant Communities. **PLoS ONE**, v. 10, n. 3, p. 1-18, 2015.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. **Biotropica**, v. 32, n. 4, p. 793-810, 2000.

RODAL, M. J. N.; SAMPAIO, E. V. S. B.; FIGUEIREDO, M. A. **Manual sobre métodos de estudo florístico e fitossociológico – ecossistema caatinga**. 1ª ed. Sociedade de Botânica, Brasília, 2013.

SAMPAIO, E. V. S. B.; ARAÚJO, E. L.; SALCEDO, I. H.; TIESSEN, H. Regeneração da vegetação de Caatinga após corte e queima, em Serra Talhada, PE. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 33, n. 5, p. 621-632, 1998.

SANDERS, N. J.; MOSS, J.; WAGNER, D. Patterns of ants species richness along elevational gradients in an arid ecosystem. **Global Ecology & Biogeography**, Malden, v. 12, p. 93-102. 2003.

SHEN, Y.; SANTIAGO, L.S.; MA, L.; LIN, G.; LIAN, J.; CAO, H.; YE, W. Forest dynamics of a subtropical monsoon forest in Dinghushan, China: recruitment, mortality and the pace of community change. **Journal of Tropical Ecology**, v.29, n.1, p.131-145, 2013.

SILVA, M. C. N. A.; RODAL, M.J. N. Padrões das síndromes de dispersão de plantas em áreas com diferentes graus de pluviosidade, PE, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 23, n. 4, p. 1040-1047, 2009.

SILVA, F. K. ; LOPES, S. F. ; LOPEZ, L. C. ; MELO, J. I. M. ; TROVAO, D. M. B. M. Patterns of species richness and conservation in the Caatinga along elevation gradients in a semiarid ecosystem. **Journal of Arid Environments**, v. 110, p. 47-52. 2014.

SOUZA, G. F.; MEDEIROS J. F. Fitossociologia e florística em áreas de caatinga na microbacia hidrográfica do riacho Cajazeiras- RN. **Geotemas**, v 3, n. 1, p. 161-176, 2013.

VELOSO, H. P.; RANGEL-FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**, Rio de Janeiro, 1991.

YAMAMOTO, L. F.; KINOSHITA, L. S.; MARTINS, F. R. Síndromes de polinização e de dispersão em fragmentos da Floresta Estacional Semidecídua Montana, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 21, n. 3, p. 553-573, 2007.

## Capítulo II

### DIVERSIDADE FUNCIONAL DE COMUNIDADES ARBUSTIVO-ARBÓREAS AO LONGO DE UM GRADIENTE DE ELEVAÇÃO NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

**Resumo** - Considerando a importância dos estudos ecológicos para o entendimento da organização de comunidades biológicas e entendendo que os aspectos funcionais destas comunidades são fundamentais para o entendimento dos processos do ecossistema e suas respostas ao estresse ou perturbação ambiental, o presente estudo buscou avaliar a estrutura funcional ao longo de uma serra no semiárido do Brasil. Para as 23 espécies de maior biomassa amostradas ao longo da serra foram determinados os seguintes atributos funcionais: densidade da madeira (DM), área foliar (AF), área foliar específica (AFE), espessura foliar (EF), e conteúdo de matéria seca foliar (CMSF). A estrutura funcional foi avaliada e os valores dos atributos funcionais ponderados para a comunidade (CWM) em relação a altitude foram analisados. Todas estas características funcionais obtiveram uma correlação significativa com a altitude. Algumas características funcionais como a AF e a EF correlacionaram-se positivamente, já traços funcionais como DM, AFE e CMSF, obtiveram uma correlação negativa. Foi observado que não só a diversidade de espécies como também a riqueza e dispersão funcional aumentou com a altitude. Estes resultados consolidam ainda mais a importância das serras no semiárido como refúgios de biodiversidade, tendo em vista não apenas a sua riqueza taxonômica, mas como também o potencial de sua comunidade na utilização de recursos disponíveis ao longo do gradiente, levando ao aumento da função deste ecossistema.

**Palavras-chave:** Atributos funcionais; Serra de Bodocongó, gradiente de elevação.

**Abstract** - Considering the importance of ecological studies for the understanding of the organization of biological communities and understanding that the functional aspects of these communities are fundamental for the understanding of ecosystem processes and their responses to stress or environmental disturbance, the present study seeks to evaluate the functional structure over a mountain range in the semi-arid region of Brazil. For the 23 species of higher biomass sampled along the mountain range, the following functional attributes were determined: wood density (DM), leaf area (AF), specific leaf area (AFE), leaf thickness, and content of dry leaf (CMSF) The functional structure was evaluated and the values of the functional attributes weighted to the community (CWM) in relation to altitude were analyzed. All these functional characteristics obtained a significant correlation with altitude. Some functional characteristics such as FA and EF correlated positively, since functional traits such as DM, AFE and CMSF, obtained a negative correlation. It was observed that not only the diversity of species but also the richness and functional dispersion increased with altitude. These results further consolidate the importance of mountain ranges in the semiarid as refuges for biodiversity, not only considering their taxonomic richness, but also the potential of their community in the use of available resources along the gradient logo, leading to an increase in the function of this Ecosystem.

**Keywords:** Functional attributes; Bodocongó mountain range, elevation gradient.

#### Introdução

As florestas serranas do semiárido brasileiro apresentam uma mudança na composição de espécies ao longo do gradiente de elevação, apresentando maior riqueza nas maiores altitudes (SILVA et al., 2014), o que pode ser justificado pela maior ação antrópica nas menores elevações, constituído, portanto, um empobrecimento taxonômico (CARVALHO et al., 2012; RIBEIRO et al., 2015). Porém,

a abordagem taxonômica considera que todas as espécies são diferentes, e portanto todas possuem a mesma importância para conservação e manutenção de processos na comunidade (MAGURRAN, 2004). Desta forma, o enfoque taxonômico desconsidera que podemos ter respostas em traços funcionais de plantas às variações ambientais em diferentes níveis biológicos: comunidade, populações, espécies e indivíduos. Portanto, medidas de diversidade que incorporem informações sobre suas características funcionais (PETCHEY; GASTON, 2006) devem ser mais eficientes que as medidas taxonomicas clássicas (CIANCIARUSO et al., 2009).

A diversidade funcional é considerada peça fundamental para o entendimento dos processos do ecossistema e sua resposta ao estresse ou perturbação ambiental através dos atributos das espécies (CADOTTE et al., 2011), contribuindo assim, na compreensão das regras de montagem e funcionamento do ecossistema. A diversidade funcional tem sido definida como o valor, alcance e abundância relativa de traços funcionais de organismos em uma determinada comunidade (DIAZ et al. 2007) e pode ser descrita pela média ponderada da comunidade (CWM), o que indica valores médios de cada traço para a comunidade (CARREÑO-ROCABADO et al. 2012), e também através dos índices de diversidade funcional (Mason et al. 2005), sendo bons indicadores de como as espécies respondem às condições ambientais (PRADO-JÚNIOR et al. 2016).

Ecossistemas que apresentam baixa diversidade funcional resultam no efeito conhecido como “Floresta Vazia”, onde existe uma vegetação consistente, porém a fauna associada a esta vegetação possui uma baixa densidade, prejudicando o funcionamento do ecossistema (REDFORD, 1992). Já ecossistemas com grande diversidade de características funcionais possui uma maior eficiência na captura e uso de recursos como, água, nutrientes e luz, bem como produtividade mais elevada (HOOPER; VITOUSEK, 1997). Assim, a teoria da diversidade funcional prevê que as maiores diferenças na utilização de recursos conduzem ao aumento da função do ecossistema (TILMAN, 2001).

Neste sentido, o presente trabalho teve como principal objetivo investigar a estrutura funcional ao longo de um gradiente de altitude no semiárido do Brasil, uma vez que as serras são consideradas como refúgio natural desta região, em função da sua diversidade de espécies (SILVA et al, 2014). A partir da análise dos aspectos funcionais da comunidade ao longo de um gradiente ambiental, o trabalho objetiva também contribuir para o esclarecimento dos processos que determinam a montagem e funcionamento das comunidades nesses centros de diversidade no semiárido.

## **Metaterial e Metodos**

### *Área de estudo*

O estudo foi realizado na Serra de Bodocongó, município de Queimadas, situado na micro-região do Cariri Paraibano, semiárido brasileiro. O clima é classificado como As', caracterizado como tropical quente, marcado com chuvas de verão e índices pluviométricos baixos (média anual de 500 mm), o que provoca fortes déficits hídricos. A temperatura média anual varia em torno de 26°C e umidade relativa do ar não excede 75% (ALVARES et al., 2013). Os solos predominantes na região são classificados como Luvisolos, Neossolos e Vertissolos (EMBRAPA, 2006).

### *Desenho experimental*

A serra em estudo foi avaliada em três diferentes níveis altitudinais determinados a cada 100 metros. O primeiro Nível (N1) com elevação até 500 m, o nível intermediário (N2) com altitudes entre 501 a 600 m e o topo da serra (N3) com elevação  $\geq 600$  m. Foram instaladas um total de 45 parcelas aleatórias (0,9 ha), sendo 15 parcelas em cada nível altitudinal, onde cada uma destas foram coletadas suas informações geográficas. Em cada parcela se registrou todos os indivíduos arbustivo-arbóreos vivos e com diâmetro do caule ao nível do solo (DNS)  $\geq 3$  cm e altura  $\geq 1$  m, por caracterizarem plantas em estágio adulto para a vegetação da Caatinga (RODAL; SAMPAIO; FIGUEIREDO, 2013).

### *Seleção de indivíduos e espécies*

Como critério de seleção das espécies, utilizamos a área basal, uma vez que, a mesma reflete a biomassa relativa da espécie, sendo este melhor indicador de desempenho da planta em relação a abundância (PRADO-JÚNIOR et al. 2016). Desse modo, foram selecionadas as espécies, cuja somatória representou cerca de 93% da área basal total da comunidade. De acordo com Cornelissen et al. (2003), as espécies mais representativas de uma comunidade podem ser consideradas aquelas que sumarizam cerca de 70-80% da comunidade. Desse modo, para coleta dos dados de traços funcionais, foram selecionadas um total de 23 espécies (Tabela 1).

**Tabela 1.** Espécies selecionadas para mensuração dos traços funcionais, em ordem alfabética por família, registradas na Serra de Bodocongó, município de Queimadas, Paraíba, Brasil.

<b>Famílias</b>	<b>Espécies</b>
<b>ANACARDIACEAE</b>	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão <i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.
<b>APOCYNACEAE</b>	<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart.
<b>BIGNONIACEAE</b>	<i>Handroanthus</i> sp.
<b>CAPARACEAE</b>	<i>Capparis jacobinae</i> Moric. ex Eichler
<b>BURSERACEAE</b>	<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillett
<b>CLUSIACEAE</b>	<i>Clusia paralicola</i> G. Mariz

<b>EUPHORBIACEAE</b>	<i>Croton blanchetianus</i> Baill. <i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth. <i>Manihot glaziovii</i> Mull. Arg. <i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong
<b>FABACEAE</b>	<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul. <i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud. <i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. Ex. Benth. <i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L.P. Queiroz <i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke
<b>LAMIACEAE</b>	<i>Vitex rufescens</i> A. Juss
<b>MALVACEAE</b>	<i>Ceiba glaziovii</i> (Kuntze) K. Schum. <i>Pseudobombax marginatum</i> (A.St.-Hil.) A. Robyns
<b>NÃO IDENTIFICADA</b>	Morfoespécie 2
<b>SAPINDACEAE</b>	<i>Allophylus laevigatus</i> (Turcz) Radlk <i>Talisia esculenta</i> (Cambess.) Radlk <i>Sapindaceae</i> sp.

---

Os traços funcionais foram avaliados em indivíduos adultos que não apresentaram grandes indícios de ataques por herbívoros ou patógenos, a partir dos critérios de seleção de indivíduos e mensuração dos traços funcionais propostos em Cornelissen et al. (2003). Além disso, apenas foram incluídos indivíduos com características estruturais semelhantes (diâmetro e altura).

### ***Traços funcionais***

#### *Traços foliares*

Foram coletadas 10 folhas de cinco indivíduos por espécie. Foram apenas selecionadas folhas jovens completamente expandidas e expostas em condições de plena luz do sol, com o pecíolo e ráquis considerada como parte da folha (CORNELISSEN et al. 2003). As folhas foram colocadas em um papel toalha umedecido dentro de um saco plástico selado e armazenado em uma caixa térmica para o transporte até o laboratório, onde foram mantidas em condições refrigeradas (GARNIER et al. 2001, SILVA et al. 2014). Posteriormente, as folhas foram reidratadas com água destilada por seis horas, permanecendo em um local escuro e com temperatura ambiente até sua completa saturação (GARNIER et al. 2001; CORNELISSEN et al. 2003).

As folhas foram pesadas em uma balança de precisão para obter a massa fresca foliar (MFF, mg). Posteriormente, foram avaliados 4 traços foliares que refletem estratégias importantes das plantas frente às mudanças ambientais: espessura foliar (EF), área foliar (AF), área foliar específica (AFE), conteúdo de matéria seca foliar (CMSF). A espessura foliar foi mensurada com auxílio de um paquímetro digital, evitando atingir as nervuras centrais e secundárias das folhas, bem como não exercer elevada pressão sobre a folha ao ponto de danificá-la (PÉREZ-HARGUINDEGUY et al. 2013). Para cada folha, foram mensuradas três espessuras e a espessura média (EF (med.)) obtida pela soma das três espessuras dividida por três: EF (med.):  $(EF1+EF2+EF3) / 3$ . O conteúdo de água da



folha foi calculado subtraindo a massa seca foliar da massa fresca foliar dividido pela área foliar: CAF:  $(MFF-MSF)/AF$  (HULSHOF; SWENSON, 2010).

As folhas foram digitalizadas em um scanner de mesa juntamente com uma escala métrica e, subsequentemente, a AF foi calculada utilizando o software ImageJ (NIH, 2016). Após estes procedimentos as folhas foram colocadas em estufa a 60° C durante 72 horas. Em seguida, foram pesadas para obter a massa seca foliar (MSF, mg). O CMSF foi obtido pela razão da MSF (mg)/MFF (g), expresso em mg.g-1. A AFE foi calculada pela razão  $AF \text{ (mm}^2) / MSF \text{ (mg)}$ , expressa em  $\text{mm}^2.\text{mg}^{-1}$ .

Nas espécies com folhas compostas, os traços foliares foram calculados considerando a folha como um todo e não entre os folíolos. A variabilidade entre os folíolos é muito maior entre as folhas e entre indivíduos da espécie, e por esse motivo, dever ser avaliada para a folha como um todo (HULSHOF & SWENSON, 2010; PRADO-JÚNIOR, et al. 2015).

#### *Densidade da madeira*

Para determinação da densidade da madeira (DM) foram selecionados cinco indivíduos por espécie. De cada indivíduo, foi coletada uma seção do galho terminal da planta com casca, albúrnio e cerne (BARBOSA; FERREIRA, 2004; LIMA & RODAL, 2010), com 12 cm de comprimento e 3 cm de circunferência. Foram removidos das amostras, a casca, a feloderme e o felogênio. Cada seção foi saturada com água durante cinco dias, e então pesada para obter a massa saturada (Msat, g) (TRUGILHO et al. 1990). Posteriormente, as amostras foram mergulhadas em um recipiente milimetrado, para determinação do volume, a partir do deslocamento do líquido (TRUGILHO et al. 1990).

Em seguida, a madeira foi seca a 105° C, até atingir o peso constante (MS, g) (TRUGILHO et al. 1990). A densidade da madeira (DM,  $\text{g}/\text{cm}^3$ ) e quantidade de água saturada (Qsat, %), foram calculados segundo descrito por Borchert (1994):  $DM = MS/\text{volume}$ .

#### *Média ponderada do traço na comunidade*

A média ponderada de cada traço na comunidade (CWM, do inglês *community weight mean*; LAVOREL et al. 2008) é uma métrica da comunidade que pondera os valores dos traços pela área basal (ou abundância) das espécies na comunidade (GARNIER et al., 2004; PRADO-JÚNIOR et al. 2016), em função da seleção ambiental de determinadas estratégias ecológicas. Para este estudo usamos a área basal como um fator de ponderação, porque a área basal reflete a biomassa relativa, sendo este um melhor indicador de desempenho da planta do que a abundância (PRADO-JÚNIOR et al. 2016). Desse modo, a CWM dos traços funcionais AF, AFE, EF, CMSF e DM foi calculada. Para

isso utilizamos o software R-2.12.2 (R *Development Core Team*, 2011) com pacote de “DF” (LEITE; LEGENDRE; SHIPLEY, 2014).

### *Índices de Diversidade Funcional*

A diversidade funcional foi estimada usando índices complementares (MASON et al 2005; VILLEGER; MASON; MOUILLOT 2008): riqueza funcional (Fric) como a quantidade de espaço preenchido pelo traço-multivariado na comunidade; equabilidade funcional (Feve), que indica como a área basal das espécies é distribuída pela traço-multivariado no espaço e divergência funcional (Fdis) que define como o grau de divergência a partir do centro onde as espécies dominantes ocupa espaço pelo traço-multivariado. Estes três índices de diversidade funcional são ortogonais entre si, isto é, não há nenhuma dependência entre eles (MASON et al. 2005). Todos os índices da diversidade funcional foram calculados por parcela, e para isso foi utilizado o software R-2. 12.2 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011) com o pacote o ‘FD’ (LEGENDRE & SHIPLEY, 2014).

### *Análise estatística*

Para avaliar como a altitude influencia nos componentes estruturais (densidade e área basal), florística (riqueza de espécies e diversidade) e funcionais (CWM DM, AF, AFE, EF, CMSF, Feve, Fric e Fdis) foram utilizadas análises bivariadas de regressão linear simples. Quando necessário, os dados foram transformados utilizando-se  $\log_{10}$  e raiz quadrada, para atender aos pressupostos de normalidade, homocedasticidade e reduzir o possível efeito de *outliers*. As regressões foram avaliadas utilizando-se o pacote “lmer” (BATES et al. 2011) e o programa R 3.1.2 (R Development Core Team 2013).

## **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **Estrutura e diversidade ao longo do gradiente**

Na área estudada, observamos que a diversidade e a equabilidade estão positivamente relacionadas à altitude (Tabela 2). Estes resultados já eram esperados em função do aumento da riqueza e espécies exclusivas com o avançar da altitude (resultados do capítulo 1), corroborando também os resultados encontrados por Silva et al (2014). A alta riqueza e diversidade nas maiores altitudes, contrapõe os modelos propostos por Paciência (2008), que sugere uma maior riqueza e diversidade de espécie na parte inferior e intermediária do gradiente de altitude.

**Tabela 2.** Coeficientes das regressões bivariadas entre altitude e os demais parâmetros estruturais, taxonômicos e funcionais na Serra de Bodocongó-PB. DM = densidade da madeira; AF = área foliar;

AFE = área foliar; EF = espessura foliar; CMSF = conteúdo de matéria seca folia; Fric = riqueza funcional; Feve = equabilidade funcional ; Fdiv = divergência funcional; Fdis = dispersão funcional.

<b>Parâmetro</b>	<b>Coef</b>	<b>P</b>
Riqueza de espécies	0,00690	0,314
Número de indivíduos	-0,17090	0,000
Área basal	-961,500	0,068
Diversidade de Shannon (H)	0,00166	0,051
Índice equitabilidade de Pielou (J)	0,00062	0,036
Riqueza de espécies (S)	0,01713	0,249
CWM DM	-0,00042	0,009
CWM AFE	-0,01636	0,000
CWM EF	0,00073	0,002
CWM AF	0,12034	0,002
CWM CMSF	-0,24050	0,020
Fric	0,00143	0,000
Feve	0,00044	0,178
Fdiv	0,00011	0,707
Fdis	0,00251	0,002

### **CWM para traços funcionais**

Os resultados para CWM demonstram que as espécies avaliadas apresentaram variações em seus atributos funcionais, o que sugere a existência de diferentes estratégias de vida entre elas (SOUZA, 2015). Sabendo que a disponibilidade de recursos locais influencia a manifestação de respostas morfológica e fisiológica das espécies (CAVENDER-BARES et al., 2006), os maiores valores de CWM para densidade de madeira foram encontrados na base da serra.

Espécies que apresentam DM leve, perdem suas folhas rapidamente, apresentando uma maior taxa de crescimento, necessitando de mais recursos, sendo assim, estas são encontradas em locais com maior disponibilidade de recursos (DONOVAM et al., 2011). Neste mesmo sentido, plantas com alta DM alta são típicas de locais com baixa disponibilidade de recurso (DONOVAM et al., 2011; WHIGHT et al., 2004), onde o uso de estratégia conservativa normalmente prevalece.

Foi observado valores altos de CWM para DM na base da serra, e esse resultado pode estar relacionado a abundância de *Poincianella pyramidalis* e *Croton blanchetianus* neste local, pelo fato de serem espécies pioneiras, desenvolvendo-se bem em ambientes antropizados e com alta incidência luminosa (CARVALHO, SOUZA E TROVÃO, 2012). Esta alta DM pode contribuir diretamente para o crescimento das árvores e funcionamento hidráulico durante a seca (MARKESTEIJN et al., 2011). As espécies arbustivas-arbóreas da Caatinga apresentam DM alta como uma adaptação funcional (SILVA et al., 2014b), tendo em vista que estas são encontradas em locais com maior estresse

ambiental (CHAVE et al., 2006). O espectro conservador do traço pode apresentar consequências diferentes para as florestas úmidas e secas (cf. LOHBECK et al. 2013), ou seja, ainda que traços conservadores conduzam a uma menor produtividade da biomassa (MALHI et al., 2004, FINEGAN et al., 2015), estes podem aumentar o desempenho da produtividade das espécies em florestas secas (PRADO-JÚNIOR, 2015).

Quanto aos traços foliares, todos apresentaram correlações significativas, sendo que AFE ( $p < 0,01$ ) e LDMC ( $p < 0,05$ ) foram negativamente correlacionadas com a altitude. A menor CWM de AFE registrada na parte superior da serra, pode estar correlacionado com áreas menos perturbadas (GARNIER et al., 2004, FORTUNEL et al., 2009). No entanto, quando se trata de comunidades de sub-bosque a resposta funcional a regimes de perturbação mais intensos é a redução da AFE (PRADO-JÚNIOR et al., 2015). Outros autores também relacionam o menor valor para esse atributo em ambientes com maior incidência de radiação solar (ACKERLY et al., 2002) e com menor disponibilidade de água no solo (CORNWELL; ACKERLY 2009). Fatores como a alta luminosidade, a escassez de água durante a estação seca, a pressão de herbivoria e a menor fertilidade do solo, devem agir sinergicamente de modo a selecionar espécies com estratégias que pendem para o extremo mais conservador do espectro econômico foliar, caracterizado por plantas com folhas com baixa AFE (WRIGHT et al., 2004).

O resultado da menor AFE no topo da serra pode ser entendido como uma estratégia para diminuir os danos mecânicos causados pelo microclima (THOMAS; WINNER, 2002), uma vez que zonas mais altas, além da maior disponibilidade luz, apresenta maior incidência de vento e amplitude na temperatura e umidade, além disso, a AFE tem sido relacionada a intensidade de perturbação (PRADO-JÚNIOR et al., 2016). Alguns estudos mostram uma correlação positiva entre a intensidade ou a frequência de distúrbios e AFE em comunidades de plantas (REICH et al., 2003, GARNIER et al., 2004, FORTUNEL et al., 2009). Essa afirmativa corrobora nosso resultado, que apresenta maiores valores de CWM para AFE na porção mais baixa da serra, caracterizada por uma área mais perturbada (SILVA et al 2014).

Quanto ao CMSF, obtivemos os menores valores para esse atributo na porção mais alta da serra, e sabe-se que altos valores de CMSF estão associados com a dureza e resistência aos riscos físicos (PÉREZ-HARQUINDEGUY et al., 2013). Desta forma, os altos valores de CMSF na porção inferior do gradiente, indicam uma menor vulnerabilidade a danos físicos, como por exemplo herbívoros e uma maior longevidade foliar (CORNELISSEN et al., 2003).

Para os atributos AF e EF, ambos obtiveram correlação positiva com o aumento da altitude. Folhas mais espessas são mais resistentes a herbivoria e a dessecação, e são essenciais na proteção

contra a radiação UV-B (PESCADOR et al., 2015). O aumento da AF implica numa maior exposição à luz e com maior perda de água por evaporação e maior custo energético e nutricional (LAMBERS et al., 2008), além de maior susceptibilidade a herbivoria (WESTOBY et al., 2002). Desta forma, temos na parte mais alta da serra, grupo de espécies com folhas mais grossas e maiores, isto pode estar relacionado com áreas mais conservadas. O aumento da EF com a altitude, tem sido descrito (PESCADOR et al., 2015), e está associado ao espectro econômico foliar, onde espécies de folhas mais grossas geralmente adotam estratégias mais conservativas (VILE et al., 2005). O aumento da EF pode estar relacionado ao fato que em altitudes mais elevadas existe uma maior radiação UV-B (PESCADOR et al., 2015), portanto, o aumento deste traço seria uma estratégia das plantas para proteger seus sistemas fotossintéticos (TURUNEN et al., 2005). Contrapondo nossos resultados, um estudo realizado com herbáceas de um sub-bosque ao longo de um gradiente de altitude mostra que a EF diminuiu com o aumento da riqueza de espécies (YA-HUANG et al., 2016).

### **Parâmetros da diversidade Funcional**

Os parâmetros de diversidade funcional apresentaram duas relações significativas, com a riqueza funcional e com dispersão funcional. Estes resultados refletem em uma maior heterogeneidade ambiental nas maiores altitudes, possibilitando não só uma maior riqueza de espécies como também uma maior riqueza funcional.

A presença de espécies exclusivas na porção superior do gradiente contribui para uma maior diversidade funcional neste local, tendo em vista que, a medida contínua é dada pela dispersão de pontos (espécies) no espaço n-dimensional dos atributos funcionais (PETCHEY; GASTON, 2006). Levando em consideração esse cálculo, espera-se que a adição de uma espécie não-exclusiva (sem acrescentar nenhum atributo funcional), não modifique a diversidade funcional e que a adição de uma espécie exclusiva sempre aumente a diversidade funcional (MEIRA-JUNIOR, 2015). No entanto, esta afirmação é válida quando diversidade funcional pode ser estimada sem dividir as espécies entre os grupos funcionais (PETCHEY; GASTON, 2006).

Assim como em nossos resultados, um estudo realizado em duas Florestas Montanas no sul do Brasil observou que a partição de nichos ecológicos pelas espécies arbóreas mais abundantes foi mediada pelos atributos funcionais (SILVA 2015). Os autores observaram ainda, que a riqueza funcional acompanhou a riqueza de espécies, e assim como em nossos resultados, esta estava localizada na maior altitude. Um trabalho com sub-bosque apresentou um elevado *turnover* de espécies ao longo de um gradiente de elevação, porém a diversidade funcional permaneceu constante (LUO et al., 2016), o que nos mostra que nem sempre uma alteração nas espécies de uma comunidade pode ser acompanhada de uma variação funcional.

A grande variabilidade nos traços funcionais nos diferentes níveis de elevação indica que os recursos disponíveis ao longo do gradiente estão sendo explorados de diversas maneiras pelas espécies coexistentes. Estes resultados demonstraram que os atributos funcionais e a diversidade funcional variaram em função da posição do relevo, reforçando a ideia de que variações topográficas representam um dos principais fatores ecológicos promotores de heterogeneidade vegetal em escala local (LEGENDRE et al., 2009; YANG et al., 2014).

A parte superior do gradiente de altitude apresenta uma alta riqueza de espécies com funções diferentes (em relação aos traços medidos), ou seja, tem maior representação de características funcionais. Estes resultados estão correlacionados com a teoria de complementaridade de nicho (TILMAN 1999), a qual sugere que comunidades mais diversas são formadas em resposta a um conjunto de espécies com habilidades distintas de utilização dos recursos no ambiente (SILVERTOWN, 2004).

A teoria da diversidade funcional prevê que as maiores diferenças na utilização de recursos levam ao aumento da função do ecossistema (TILMAN, 2001). Desta forma, ambientes mais heterogêneos, como por exemplo as serras do semiárido, exerceriam papel fundamental na manutenção de altos níveis de diversidade (TILMAN; PACALA, 1993). Estas áreas apresentam um amplo espectro de recursos resultando em menor exclusão por competição e sobreposição de nicho, permitindo maior coexistência de espécies (TILMAN, 1982; HOOPER, 1998).

## **CONCLUSÃO**

A correlação positiva entre a altitude e a diversidade funcional, mostra a importância das serras como áreas prioritárias para a conservação dentro de um ecossistema tão degradado como o semiárido brasileiro. Desta forma, estudos como estes, são de extrema importância para auxiliar nas propostas de manejo florestal e recuperação de áreas degradadas, tendo em vista a riqueza de seus aspectos funcionais. No entanto, considerando que este trabalho baseou-se em análises indiretas de gradientes ambientais, a partir de uma variação altitudinal, faz-se necessários estudos futuros de caráter ambiental, com análise do solo, vento, incidência solar, temperatura, além de um estudo temporal, com a caracterização das taxas demográficas das espécies. Tais análises serão fundamentais para inferências mais conclusivas e maior embasamento deste estudo.

## REFERÊNCIAS

- ACKERLY, D. D. et al. Leaf size, specific leaf area and microhabitat distribution of chaparral woody plants: contrasting patterns in species level and community level analyses. **Oecologia**, v. 130, n. 3, p. 449-457, 2002.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- BARBOSA, R. I.; FERREIRA, C. A. C. Densidade básica da madeira de um ecossistema de campina em Roraima, Amazônia brasileira. **Acta Amazonica**, v. 34, n. 4, p. 587-591, 2004.
- BORCHERT, R. Soil and stem water storage determine phenology and distribution of tropical dry forest trees. **Ecology**, v.75, p. 1437-1449, 1994.
- CADOTTE, M. W.; CARSCADDEN, K.; MIROTCHNICK, N. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 5, p. 1079–1087, 2011.
- CARREÑO-ROCABADO, G. et al. Effects of disturbance intensity on species and functional diversity in a tropical forest. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 100, n. 6, p. 1453-1463, 2012.
- CARVALHO, E. C. D.; SOUZA, B. C.; TROVÃO, D. M. B. M. Ecological succession in two remnants of the Caatinga in the semi-arid tropics of Brazil. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 10, n. 1, p. 13-19, 2012.
- CHAVE, J. et al. Regional and phylogenetic variation of wood density across 2456 neotropical tree species. **Ecological applications**, Ithaca, v. 16, n. 6, p. 2356-2367, 2006.
- CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, São Paulo, v. 9, n. 3, p. 93-103, 2009.
- CORNELISSEN, J. H. C.; LAVOREL, S.; GARNIER, E.; DÍAZ, S. M.; BUCHMANN, N.; GURVICH, D. E.; REICH, P. B.; TER STEEGE, H.; MORGAN, H. D.; PAUSAS, J. G. e POORTER, H. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v. 51, p. 335-380, 2003.
- CORNWELL, W. K.; ACKERLY, D. D. Community assembly and shifts in plant trait distributions across an environmental gradient in coastal California. **Ecological Monographs**, v. 79, n. 1, p. 109-126, 2009.
- DIAZ, S., LAVOREL, S., DE BELLO, F., QUETIER, F., GRIGULIS, K., ROBSON, M. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. **Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.** 104, 20684-20689, 2007.
- EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2ª ed. Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro, 2006.
- FORTUNEL C., GARNIER E., JOFFRE R., KAZAKOU E., QUESTED H., GRIGULIS K. LAVOREL S., ANSQUER P., CASTRO H., CRUZ P., DOLEZAL J., ERIKSSON O., FREITAS H., GOLODETS C., JOUANY C., KIGEL J., KLEYER M., LEHSTEN V., LEPS J., MEIER T.,

PAKEMAN R., PAPADIMITRIOU M., PAPANASTASIS V.P., QUETIER F., ROBSON M., STERNBERG M., THEAU J.P., THEBAULT A.; ZAROVALI M. Leaf traits capture the effects of land use changes and climate on litter decomposability of herbaceous communities across Europe. **Ecology** v. 90, p. 598–611, 2009.

GARNIER, E.; SHIPLEY, B.; ROUMET, C.; LAURENT, G. A standardized protocol for the determination of specific leaf area and leaf dry matter content. **Functional Ecology**, v.15, p. 688-695, 2001.

GARNIER E., CORTEZ J., BILLE'S, G., NAVAS M.L., ROUMET C., DEBUSSCHE M., LAURENT G., BLANCHARD A., AUBRY D., BELLMANN A., NEIL C. and TOUSSAINT J.P. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. **Ecology** v. 85, p. 2630-2637, 2004.

HOOPER, D. U.; VITOUSEK, P. M. The Effects of Plant Composition and Diversity on Ecosystem Processes. **Science**, v. 277, n. 5330, p. 1302–1305, 1997.

HOOPER, D. U. The role of complementarity and competition in ecosystem responses to variation in plant diversity. **Ecology**, v. 79, n. 2, p. 704–719, 1998.

HULSHOF, C. M. & SWENSON, N. G. Variation in leaf functional trait values within and across individuals and species: an example from a Costa Rican dry forest. *Functional Ecology*, v. 24, p.217-223, 2010.

LAVOREL, S.; DIAZ, S.; CORNELISSEN, J.H.C.; GARNIER, E. HARRISON, S.P.; MCINTYRE, S.; PAUSAS, J. PEREZ-HARGUINDEDUI, N; ROUMET, C.; URCELAY, C. **Plant functional types: Are We Getting Any Closer to the Holy Gray?** In: CANADELL, J. G.; PATAKI, D. PITELKA, L. (Eds). *Terrestrial Ecosystems in a Changing World*. The IGBP Series, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, cap 13, PP. 149-164.

LIMA, A.L.A.; RODAL, M.J.N. Phenology and wood density of plants growing in the semi-arid region of northeastern Brazil. **Journal of Arid Environments**. v. 74, p. 1363-1373, 2010.

LUO, Y.-H., LIU, J., TAN, S.-L., CADOTTE, M.W., XU, K., GAO, L.-M., LI, D.-Z., Trait variation and functional diversity maintenance of understory herbaceous species coexisting along an elevational gradient in Yulong Mountain, Southwest China, **Plant Diversity**, 2016.

MAGURRAN A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity*, **Blackwell Science**, Malden, MA, USA 256 pp.

MALHI, Y., et al. The above-ground coarse wood productivity of 104 Neotropical forest plots. **Global Change Biology** v.10, p. 563–591, 2004.

MASON, N. W.H.; MOUILLOT, D.; LEE, W. G.; WILSON, J. B. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. **Oikos**, v. 111, p. 112-118, 2015.

MEIRA JUNIOR, M. S. Efeitos da diversidade funcional na produção florestal: estudo de caso no cerrado sentido restrito. **Dissertação de Mestrado** (Ciencias Florestais) Universidade de Brasília. 2015.

PESCADOR, D. S.; BELLO, F.; VALLADARES, F.; ESCUDERO, A. Plant Trait Variation along an Altitudinal Gradient in Mediterranean High Mountain Grasslands: Controlling the Species Turnover Effect. **PLOS ONE**, p. 1-16, 2015.



- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology letters**, v. 9, n. 6, p. 741–58, 2006.
- PÉREZ-HARGUINDEGUY, N. et al. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v. 61, n. 3, p. 167-234, 2013.
- PRADO JÚNIOR, J.; SCHIAVINI, I; VALE, V.; LOPES, S.; ARANTES, C.; OLIVEIRA, A. P. Functional leaf traits of understory species: strategies to different disturbance severities. **Braz. J. Biol.**, v. 75, n. 2, p. 339-346, 2015.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing.
- REDFORD, K. H. The Empty Forest. **BioScience**, v. 42, n. 6, p. 412–422, 1992.
- REICH, P.B.; WRIGHT, I.J.; CARVENDER-BARES, J.; CRAINE, J.M.; OLEKSYN, J.; WESTOBY, M. and WALTERS, M.B. The evolution of plant functional variation: traits, spectra and strategies. **International Journal of plant Science**, 164(S3):S143-S164, 2003.
- SILVA, F. K. S.; LOPES, S. F.; LOPEZ, L. C. S.; MELO, J. I. M.; TROVÃO, D. M. B. M. Patterns of species richness and conservation in the Caatinga along elevational gradients in a semiarid ecosystem. **Journal of Arid Environments**, v.110, p.47-52, 2014.
- SILVA, A. M. L.; LOPES, S. F.; VITÓRIO, L. A. P.; SANTIAGO, R. R.; MATTOS, E. A.; TROVÃO, D. M. B. M. Plant functional groups of species in semiarid ecosystems in Brazil: wood basic density and SLA as an ecological indicator. **Brazilian Journal of Botany**, v. 37, p.229-237, 2014 b.
- SILVERTOWN, J. Plant coexistence and the niche. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 9, n. 11, p. 605–611, 2004.
- SOUZA, K. Gradiente topográfico como fonte de heterogeneidade do componente arbóreo em uma floresta na região do Alto Uruguai. **Dissertação de Mestrado** (Engenharia Florestal). Universidade do Estado de Santa Catarina, 2015.
- TILMAN, D. Resource competition and community structure. **Princeton University Press**, Princeton, New Jersey, USA, 1982.
- TILMAN, D.; PACALA, S. The maintenance of species richness in plant communities. In: RICKLEFS, R. E.; SCHLUTER, D. (eds.) *Species diversity in ecological communities*. **University of Chicago Press**, Chicago, p. 13–25, 1993.
- TILMAN, D. Functional Diversity. In: S. A. Levin (Ed.); **Encyclopedia of Biodiversity**. v. 3, p.109–120, 2001.
- TRUGILHO, P. F. et al. Comparação de métodos de determinação da densidade básica em madeira. **Acta amazônica**, v. 20, p. 307-319, 1990.
- TURUNEN, M.; LATOLA, K. UV-B radiation and acclimation in timberline plants. **Environ Pollut.** 2005.
- VILLEGER S.; MASON N.W.H.; MOUILLOT D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology** n. 89, v. 8, p. 2290 – 2301, 2008.

WESTOBY, M.; FALSTER, D.S.; MALES, A.T.; VESK, .A and WRIGHT I.J. Plant ecological strategies: Some leading dimensions of variation between species. **Annual Review of ecology and Systematics** v. 33, p. 125-159, 2002.

WRIGHT, I.J.; REICH, P. B.; WESTOBY, M.; ACKERLY, D. D.; BARUCH, Z.; BONGERS, F.; CAVENDER-BARES, J.; CHAPIN, F. S.; CORNELISSEN, J. H. C.; DIEMER, M.; FLEXAS, J.; GARNIER, E.; GROOM, P. K.; GULIAS, J.; HIKOSAKA, K.; LAMONT, B .B.; LEE, T.; LEE, W.; LUSK, C.; MIDGLEY, J. J.; NAVAS, M.-L.; NIINEMETS, Ü.; OLEKSYN, J.; OSADA, N.; POORTER, H.; POOT, P.; PRIOR, L.; PYANKOV, V. I.; ROUMER, C.; THOMAS, S. C.; TJOELKER, M. G.; VENEKLAAS, E. J. e VILLAR, R. The world-wide leaf economics spectrum. **Nature**, London, v. 428, p. 821–827, 2004.

YANG, J. et al. Functional traits of tree species with phylogenetic signal co-vary with environmental niches in two large forest dynamics plots. **Journal of Plant Ecology**, Oxford, v. 7, n. 2, p. 115-125, 2014.

## CONCLUSÃO GERAL

A presente dissertação mostra que a Serra de Bodocongó, assim como outras serras do semiárido brasileiro, apresenta uma pequena variação de altitude, porém uma heterogeneidade do componente arbóreo-arbustivo ao longo da altitude. Os resultados deste estudo mostram que essa pequena variação espacial apresentou mudança estrutural do componente lenhoso, uma diversidade taxonômica, servindo de refúgio para muitas espécies e espécies exclusivas em sua porção mais alta, além de uma riqueza funcional. O extremo superior do gradiente analisado apresentou um maior número de espécies e de famílias, além de maior biomassa, e presença de espécies típicas de clima mais úmidos, sugerindo que estas áreas possuem condições climáticas mais amenas e conservadas que o restante da serra.

A altitude promoveu não apenas uma variação fisionômica como também alterações nos traços funcionais da comunidade arbóreo-arbustivo, e estas informações são fundamentais, pois demonstram que o ambiente é um importante condicionador da organização vegetacional, de forma que é relevante o uso de espécies adaptadas as diferentes condições ambientais.

Os resultados deste estudo evidenciaram uma correlação positiva entre a altitude e a diversidade funcional. Desta forma, de acordo com a teoria da diversidade funcional (TILMAN, 2001) prediz que as maiores diferenças na utilização de recursos levam ao aumento da função do ecossistema, evidenciando estes ecossistemas como grandes centros de diversidade em meio a uma região, como o semiárido brasileiro, que sofre intensa antropização. Assim como em um estudo sobre riqueza de espécies em gradientes de altitude (Silva et al., 2014), sugerimos as serras como áreas prioritárias para conservação no semiárido, pois acreditamos que não só a manutenção da vegetação, mas também a manutenção das funções do ecossistema e os seus benefícios são princípios que o manejo busca conservar.