



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO



EXISTE UM EFEITO DE BORDA NA CAATINGA? EVIDÊNCIA DE
COMUNIDADES DE LIQUENS EM POÇO VERDE, SERGIPE

Jaciele de Oliveira Dantas
Mestrado Acadêmico

São Cristóvão
Sergipe – Brasil
2016

JACIELE DE OLIVEIRA DANTAS

EXISTE UM EFEITO DE BORDA NA CAATINGA? EVIDÊNCIA DE
COMUNIDADES DE LIQUENS EM POÇO VERDE, SERGIPE

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal de Sergipe, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientadora: Profa. Dra. Marcela Eugenia da Silva Cáceres

São Cristóvão
Sergipe – Brasil
2016

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE**

D192e Dantas, Jaciele de Oliveira.
Existe um efeito de borda na Caatinga? Evidência de comunidades de líquens em Poço Verde, Sergipe / Jaciele de Oliveira Dantas ; orientadora Marcela Eugenia da Silva Cáceres. – São Cristóvão, 2016.
183 f.: il.

Dissertação (mestrado em Ecologia)– Universidade Federal de Sergipe, 2016.

1. Líquens – Poço Verde, SE. 2. Caatinga. 3. Meio ambiente. I. Cáceres, Marcela Eugenia da Silva, orient. II. Título.

CDU 582.29(813.7)

TERMO DE APROVAÇÃO

**EXISTE UM EFEITO DE BORDA NA CAATINGA? EVIDÊNCIA DE
COMUNIDADES DE LIQUENS EM POÇO VERDE, SERGIPE**

por

JACIELE DE OLIVEIRA DANTAS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal de Sergipe, como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

APROVADA pela banca examinadora composta por



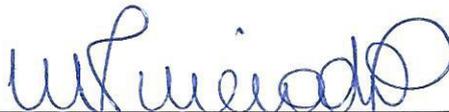
DR^a MARCELA EUGENIA DA SILVA CACERES

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da
Universidade Federal de Sergipe



DR. JULIANO RICARDO FABRICANTE

Universidade Federal de Sergipe



DR. MARCOS VINICIUS MEIADO

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da
Universidade Federal de Sergipe

São Cristóvão/SE, 29 de fevereiro de 2016

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus pelo dom da vida, pelas oportunidades que destes no caminho para que me permitisse aprender, crescer e acreditar mais em minha capacidade. Por estar ao meu lado sempre e me mostrar que seus planos para mim são sempre maiores que os meus.

Agradeço a minha orientadora Marcela Cáceres pela oportunidade e, sobretudo, pela sua paciência e dedicação para que esse projeto tenha sido desenvolvido.

Aos meus pais Jicelia e Carlos, pelo apoio e esforços para realização de um sonho. Aos meus irmãos Carine e Carlos Henrique, por todo afeto e por compartilhar comigo tantos momentos especiais. Tão bom saber que terei sempre com quem contar. Amo a todos!

Aos professores do Programa Ecologia e Conservação (PPEC), por contribuírem para a minha formação durante o mestrado.

Aos colegas de turma, em especial a Sonja Luana, pela sua colaboração no início do mestrado, ao Taiguã, pela sua gentileza e conselhos e a Vivi, por seu jeitinho sempre cheio de luz!

Aos colegas do laboratório de Liquenologia (LALIQ), em especial a Elaine e Viviane Monique pela ajuda nas identificações durante essa trajetória. Ao colega Cleverton pela paciência e ajuda com as análises estatísticas. E a Reginaldo pela participação na coleta.

Aos liquenólogos Dr. André Aptroot (ABL Herbarium, Holanda) e Dr. Robert Lücking (Botanische Museum Botanischer Garten, Berlim) por todo auxílio nas identificações e análise estatística.

A Narla, Ricláudio e Eduardo Vinícius, pela ajuda na construção dos mapas e uso do ArcGis.

Ao Professor Leandro Souto pela disponibilidade em ajudar com a estatística e uso do programa R statistic.

Ao professor Marcos Vinícius Meiado, pelas dicas e conselhos, e toda paciência conferida sempre que ia tirar alguma dúvida, contribuindo para meu aprendizado e desenvolvimento desse trabalho.

Ao Prof. Juliano Ricardo Fabricante pelas sugestões dadas, atenção e interesse em ajudar.

À Juliana Cordeiro secretária do PPEC pela atenção e disposição em ajudar, sempre que surgia algum problema.

À banca examinadora pela presença e convite aceito.

Ao seu Mizé e dona Ana, pela receptividade. Aos mateiros durante as coletas.

À CAPES pela concessão da bolsa de mestrado.

Aos amigos Gilmar e Grayce, Gilmar pela torcida para concretização de mais um sonho e à Grayce, pela amizade e por ter participado de uma das coletas.

À minha amiga Dannyelly, pela amizade, colaboração nas coletas, por sempre me incentivar e acreditar em mim. Pelos momentos de descontração em meio a tantas adversidades, conselhos e conversas. E por me ajudar sempre que podia.

Aos meus queridos pais, Carlos e Jicelia!

Pelo apoio e amor constante.

DEDICO

“É melhor tentar e falhar, que preocupar-se e ver a vida passar. É melhor tentar, ainda que em vão, que ficar fazendo nada até o final. Eu prefiro na chuva caminhar, que em dias tristes em casa me esconder, prefiro ser feliz embora louco, do que em conformidade viver “.

(Martin Luther King)

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	3
RESUMO GERAL	12
GENERAL ABSTRACT	13
APRESENTAÇÃO	14
INTRODUÇÃO GERAL	15
INTRODUÇÃO GERAL	16
Bordas e limites ecológicos	16
Efeitos de borda	19
Caatinga	25
Líquens	26
CONSIDERAÇÕES GERAIS E OBJETIVOS	29
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	31
CAPÍTULO 1 – EFEITO DE GRADIENTE BORDA-INTERIOR SOBRE A RIQUEZA E COMPOSIÇÃO DAS COMUNIDADES LIQUÊNICAS EM UM REMANESCENTE DE CAATINGA EM SERGIPE	41
RESUMO	42
ABSTRACT	43
INTRODUÇÃO	44
MATERIAL E MÉTODOS	47
Área de estudo	47
Fazenda Santa Maria da Lage	48
Coleta e Processamento de material liquênico	49
Coleta do material liquênico	49
Processamento e identificação das amostras	51
Amostragem dos fatores ambientais bióticos e abióticos	53
Análise estatística dos dados	55
Análise da riqueza	55
Análise da composição	55
RESULTADOS	56
Análise dos fatores ambientais	57
Composição das espécies	58
DISCUSSÃO	64
Composição de espécies liquênicas	64
Riqueza de líquens	66
Luminosidade	68
PH e DAP	70
CONCLUSÃO	71
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	73

CAPÍTULO 2- NOVAS OCORRÊNCIAS DE LIQUENS CROSTOSOS, POÇO VERDE, SERGIPE, BRASIL.....	81
RESUMO.....	82
ABSTRACT	83
INTRODUÇÃO	84
MATERIAL E MÉTODOS	85
RESULTADOS E DISCUSSÃO	86
CONCLUSÃO.....	97
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	98
CONCLUSÃO GERAL	102

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1 – EFEITO DE GRADIENTE BORDA-INTERIOR SOBRE A RIQUEZA E COMPOSIÇÃO DAS COMUNIDADES LIQUÊNICAS EM UM REMANESCENTE DE CAATINGA EM SERGIPE

Figura 1 - Fragmento florestal em área de caatinga, Poço Verde, Sergipe. Fonte: Dantas, 2015.	48
Figura 2 - Localização da área de estudo, situada no município de Poço Verde, Sergipe.	49
Figura 3 - Representação do Fragmento florestal de Caatinga. A) borda com plantação de milho, B) borda com estrada. Fotos: Dantas (2015).....	49
Figura 4 - Desenho esquemático amostral da distribuição dos pontos de coleta no fragmento florestal.	50
Figura 5 - Remoção de talo liquênico do forófito, com auxílio de faca e martelo. Fragmento florestal inserido na fazenda Santa Maria da Lage, Poço Verde, Sergipe. Foto: Dantas (2015).	51
Figura 6 - Secagem das amostras em prensa botânica A; Exsiccatas confeccionadas, prontas para o processo de identificação B. Fotos: Dantas (2015).	52
Figura 7 - (A) Corte transversal do ascoma; (B) teste de hidróxido de potássio, resultando na formação de substância avermelhada; (C) teste com lugol, resultando em coloração alaranjada.....	53
Figura 8 - Medição da luminosidade com o uso de uma Câmera digital acoplada a uma lente olho-de-peixe, que fornece fotos hemisféricas, direcionada ao norte magnético com o auxílio de uma bússola. Fonte: Dantas (2015).....	54
Figura 9 – Representação da foto hemisférica tirada em campo com o auxílio da lente olho-de-peixe. (A) Foto original; (B) Foto convertida em preto e branco, tratada com o programa GLA. Fotos: Dantas, 2015.....	55
Figura 10 - Relação entre a riqueza de líquens corticícolas e as distâncias de borda.	58
Figura 11 - Análise da relação entre a riqueza (riq) e a abertura do dossel no período de inverno (canopi).....	58
Figura 12 - Espécies de líquens encontradas em Poço Verde, Sergipe. (A) <i>Anisomeridium biforme</i> ; (B) <i>Arthonia parantillarum</i> ; (C) <i>Coniocarpon cinnabarinum</i> ; (D) <i>Cryptothecia miniata</i> ; (E) <i>Cratiria lauricassiae</i> ; (F) <i>Cryptothecia fabispora</i> ; (G) <i>Dirinaria leopoldii</i> ; (H) <i>Diorygma poitaei</i>	60

Figura 13 - Espécies de líquens encontradas em Poço Verde, Sergipe. (A) *Dyplolabia afzelii*; (B) *Fissurina comparilis*; (C) *Gassicurtia elizae*; (D) *Graphis furcata*; (E) *Graphis paralleloides*; (F) *Haematomma persoonii*; (G) *Lecanactis epileuca*; (H) *Lecanora hypocrocina*.61

Figura 14 - Espécies de líquens encontradas em Poço Verde, Sergipe. (A) *Lecanora leprosa*; (B) *Malmidea gyalectoides*; (C) *Mycomicrothelia miculliformes*; (D) *Ocellularia bahiana*; (E) *Ocellularia cf. trygliphica*; (F) *Opegrapha subdictyospora*; (G) *Pyrenula cruenta*; (H) *Pyrenula ochraceoflava*.62

Figura 15 - Espécies de líquens encontradas em Poço Verde, Sergipe. (A) *Pyrgillus javanicus* (B) *Pyxine subcinerea*; (C) *Ramboldia russula*; (D) *Sclerophyton elegans*; (E) *Stegobolus wrightii*; (F) *Stigmatochroma gerontoides*; (F) ; (G) *Trypethelium aeneum*; (H) *Trypethelium tropicum*.63

Capítulo 2- NOVAS OCORRÊNCIAS DE LIQUENS CROSTOSOS, POÇO VERDE, SERGIPE, BRASIL

Figura 1- Lista de famílias e espécies mais representativas no município de Poço Verde, Sergipe.87

Figura 2 - Lista de gêneros e espécies mais representativos, no município de Poço Verde, Sergipe.87

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1 – EFEITO DE GRADIENTE BORDA-INTERIOR SOBRE A RIQUEZA E COMPOSICAO DAS COMUNIDADES LIQUÊNICAS EM UM REMANESCENTE DE CAATINGA EM SERGIPE

Tabela 1 - Resultado da análise de modelos lineares generalizados (GLM) entre a riqueza e os fatores ambientais.....	52
Tabela 2 - Análise de similaridade (ANOSIM) entre as distâncias no gradiente borda-interior.	54

Capítulo 2- NOVAS OCORRÊNCIAS DE LIQUENS CROSTOSOS, POÇO VERDE, SERGIPE, BRASIL

Tabela 1 - Lista de espécies de líquens crostosos registrados na região semiárida no município de Poço verde. NO = nova ocorrência; SE = nova ocorrência para Sergipe; BR = nova ocorrência para o Brasil e C= nova espécie para a ciência.....	89
--	----

RESUMO GERAL

A destruição e fragmentação dos habitats para expansão de cultivos agrícolas têm contribuído com a perda de diversidade no mundo. Uma das principais consequências da fragmentação é a formação de bordas artificiais, que modificam o microclima, desencadeando modificações em processos biológicos. Essas alterações são consideradas efeitos de borda e podem ter sua intensidade e magnitude aumentada a depender de fatores como distância da borda, tamanho do fragmento, estrutura do dossel, tempo de corte, matriz e grupo taxonômico. Os fungos liquenizados são organismos sensíveis às modificações microclimáticas e bons preditores das perturbações antrópicas. Embora os efeitos de borda sobre os ecossistemas florestais sejam bem estudados, as suas consequências para o bioma Caatinga ainda são pouco exploradas. Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi investigar se a riqueza e composição de espécies de líquens corticícolas mudam ao longo de um gradiente de borda-interior. O estudo foi realizado em um remanescente localizado na Fazenda Santa Maria da Lage, município de Poço Verde, Sergipe. Foram coletadas 972 amostras de líquens corticícolas distribuídas em 80 forófitos em diferentes distâncias de borda (0 a 330 m da borda). Desse total, foram identificadas 182 espécies, distribuídas em 16 famílias e 57 gêneros. As análises estatísticas mostraram uma diferença significativa em relação à composição de espécies de líquens entre as distâncias no gradiente borda-interior. Por outro lado, não houve resultado significativo em relação à riqueza de espécies. Dentre os fatores abióticos, apenas o fator de luminosidade (transmitância difusa) obteve resultado significativo em relação à riqueza de espécies de líquens corticícolas. O presente trabalho enfatiza a importância do estudo de líquens em relação ao efeito de borda na Caatinga, reforçando a inclusão destes organismos em estratégias para conservação da biodiversidade neste ambiente.

Palavras-chave: fragmentação, gradiente, riqueza, Savana estépica

GENERAL ABSTRACT

The destruction and fragmentation of habitats for expansion of agricultural crops have contributed to the loss of diversity across the planet. One of the main consequences of fragmentation is the formation of artificial borders, which modify the microclimate and can trigger changes in biological processes. Such changes are termed edge effects and their magnitude depends on factors such as distance from the edge, size fragment, canopy structure, logging, vegetation matrix and taxonomic group. Lichenized fungi are sensitive to microclimate changes and are good predictors of human-induced disturbances. While edge effects in wet forest ecosystems are well studied, their impact on natural habitats of the Caatinga biome are still little explored. Thus, the aim of this study was to investigate whether the richness and species composition of corticolous lichens changes over a edge-interior gradient resulting from forest fragmentation. The study was conducted in a remnant located in the Green Well municipality in the state of Sergipe, in Santa Maria da Lage. A total of 972 samples of corticolous lichens were collected, distributed over 80 phorophytes corresponding to different distances from the edge (0 to 330 m). Among the samples, 182 species were identified, belonging to 16 families and 57 genera. There was no significant correlation between distance from the edge and species richness, but statistical analysis showed a significant difference in species composition related to edge distance. However, species richness was correlated with relative light intensity (canopy openness and diffuse transmittance). This work emphasizes the importance of the study of lichens in relation to the edge effect in the Caatinga, reinforcing the inclusion of these organisms in strategies for biodiversity conservation in this environment.

Keywords: dry forest, edge, fragmentation, gradient, richness.

APRESENTAÇÃO

Os efeitos de borda são mudanças que ocorrem nos parâmetros microclimáticos entre ecossistemas adjacentes e que podem induzir alterações nos processos biológicos e na estrutura das populações como, por exemplo, mudanças na composição e riqueza de espécies, bem como nas taxas de predação e herbivoria, com grandes prejuízos a biodiversidade. Por ser um assunto relativamente importante, é um dos temas mais estudados por ecólogos e biólogos da conservação.

Nesse mesmo conceito de relevância, esta dissertação tem como objetivo avaliar a riqueza e a composição de líquens corticícolas crostosos em resposta a um gradiente de borda-interior, em um remanescente de Caatinga, e fatores bióticos e abióticos relacionados, como DAP (diâmetro a altura do peito), pH da casca, luminosidade e distâncias da borda.

Este trabalho consiste de uma introdução geral, dois capítulos e uma conclusão geral. Nos capítulos serão expostos os seguintes temas: Efeito de gradiente borda-interior sobre a riqueza e composição das comunidades líquênicas em um remanescente de Caatinga em Sergipe (capítulo 1), Novas ocorrências de líquens crostosos, Poço Verde, Sergipe, Brasil (capítulo 2).

- Introdução geral

Introduz o leitor ao tema que será desenvolvido ao longo da dissertação, limites e gradientes ecológicos, efeitos de borda e suas consequências, além do objetivo geral do trabalho.

- Capítulo 1

Explica, de forma resumida, os efeitos de borda sobre a assembleia líquênica e faz uma análise das respostas obtidas no bioma estudado.

- Capítulo 2

Aborda a importância e apresenta a diversidade de líquens corticícolas, com o registro de novas ocorrências de líquens para o estado de Sergipe e Nordeste do Brasil.

- Conclusão geral

Aborda uma visão geral de toda a pesquisa, com as conclusões obtidas.

INTRODUÇÃO GERAL

INTRODUÇÃO GERAL

Bordas e limites ecológicos

As bordas florestais são limites entre dois ambientes de qualidades diferentes (Ries et al. 2004), onde um deles pode ser composto por um corredor. Em termos de propriedades de sistemas ecológicos, os limites são locais onde as taxas ou magnitudes de transferências ecológicas mudam, abruptamente, em relação àquelas no interior de manchas na paisagem (Wiens et al. 1985). Danz et al. (2012) definiram os limites ecológicos como regiões de transição entre ecossistemas adjacentes existentes em uma escala variável no tempo e no espaço.

Limites ecológicos formam uma questão central na ecologia da paisagem e conservação da natureza e pertencem aos tópicos de pesquisa mais atuais em ecologia (Ries et al. 2004, Erdos et al. 2011). A ecologia de paisagem tem como objetivo principal estudar a composição das paisagens e o arranjo espacial dos habitats dentro dela, assim como os padrões que influenciam os indivíduos, as populações, as comunidades e os ecossistemas (Ricklefs 2003) em diferentes escalas espaciais e temporais (Wiens et al. 1985, Ricklefs 2003). Nesta perspectiva, os limites podem ter efeitos significativos sobre as manchas adjacentes que separam (Erdos et al. 2011) e são importantes para manter o funcionamento de ecossistemas e comunidades (Begon et al. 1995).

Os limites foram estudados de formas e pontos de vista diferentes por Clements (1916) e Gleason (1926). Para este, as comunidades eram abertas, ou seja, não possuíam fronteiras definidas, e as espécies tendiam a se desenvolver de forma independente umas das outras ao longo de gradientes de condições ecológicas. Já para Clements, as comunidades eram fechadas (Ricklefs 2003).

O primeiro termo para designação de um limite ecológico surgiu na introdução da palavra “ecótono” (Clements 1907), que define a zona de junção entre duas comunidades, onde os processos de troca ou competição entre formações vizinhas podem ser facilmente observados (Dantas 2014). Uma fronteira constitui um limite físico entre duas manchas. O ecótono assim definido não é só um limite, mas uma área de interação com dois ou mais sistemas adjacentes (Pinay et al. 1990). O termo "ecótono" deriva da raiz grega *tônus*, referindo-se a tensão. Como originalmente cunhado, "ecótono" se refere à zona de tensão entre comunidades ecológicas (Harries 1988). Para Ricklefs (2003), os ecótonos podem ser fronteiras entre biomas, zonas abruptas de transição da vegetação no espaço, ou mesmo

ambientes criados em consequências de atividades humanas como, por exemplo, bordas antrópicas.

Os limites ecológicos são, geralmente, caracterizados por uma elevada diversidade biológica (Holland 1991). Existem como descontinuidades entre habitats contrastantes e podem ser expressos como ecótonos, gradientes ou bordas (Pickett et al. 2000). Independentemente de como a terminologia é empregada, é importante ter em mente que limites são identificáveis e significativos somente com relação às questões específicas e pontos de referência específicos. O que parece como um ecótono em uma escala espacial pode ser visto como um conjunto de manchas a uma escala mais fina (Gosz 1991).

As paisagens podem ser naturalmente heterogêneas, uma vez que lacunas são criadas de forma inesperada por incêndios ou inundações, mas a fragmentação natural opera em escalas temporais e espaciais menores e tem um maior grau de conectividade do que a fragmentação gerada de forma induzida pelo homem (Vinter 2013). Assim, os limites ecológicos podem surgir por causa das descontinuidades entre manchas (um limite consequente, como um limite de floresta-campo), ou podem causar descontinuidades entre manchas (um limite de causalidade, como uma cerca que envolve um rebanho de gado) (Streyer et al. 2003). Essas descontinuidades nas estruturas físicas e biológicas nas paisagens ocorrem, pois, algumas delas são heterogêneas (Viana & Pinheiro 1998), ou seja, consistem em diversos componentes ou elementos dissimilares (Gosz 1991).

O reconhecimento dessas características também infere no reconhecimento de bordas ou transições entre as paisagens. Dessa forma, o reconhecimento dependerá do olhar individual de cada pesquisador (Gosz 1991). Para Gleason (1926), uma área de vegetação pode ser considerada como um mosaico, uma mistura de vários ambientes. Nesse sentido, as espécies experimentam o ambiente de acordo com suas diferenças individuais, que podem estar correlacionadas com as diferenças ambientais, cuja distribuição no espaço depende de suas peculiaridades individuais de migração e requisitos ambientais.

Por sua vez, bordas florestais podem ser definidas como uma linha de transição entre diferentes tipos de habitats (Ries et al. 2004). Chen et al. (1992) definiram as bordas como uma linha de fronteira bem definida entre um corte raso e uma floresta antiga. Essas linhas podem ser bem definidas (abruptas) ou mais graduais (ecótono). As bordas podem ser ainda inerentes (formadas naturalmente) ou induzidas (ou artificiais), formadas devido às práticas de manejo pela ação humana (Yahner 1988). Diferenças abruptas só existem em áreas recém-transformadas como, por exemplo, um campo abandonado (Gleason 1939) e, portanto, em

uma comunidade natural, uma substituição gradual de formas de vida, através de gradientes ambientais é esperada (Whittaker 1962).

O ponto essencial é que a uniformidade estrutural da vegetação não existe. Desta forma, as espécies vegetais podem responder à borda de duas formas: como um limite abrupto (se há um aumento na sua abundância das espécies na borda), ou como um gradiente contínuo (Harper & McDonald 2001). Dentre muitos casos, particularmente quando há uma mudança abrupta no ambiente, essa linha de transição é muito estreita e nitidamente definida. Em outros lugares, especialmente onde existe uma transição muito gradual no ambiente, há uma correspondente e elevada transição na vegetação (Gleason 1926). Muitas vezes, influências humanas podem reforçar ou diminuir os padrões convergentes ou divergentes em zonas de transição (Van Der Maarel 1990). De acordo com o conceito de contínuo, dentro de habitats definidos como florestas, campos ou estuários, as populações de plantas e animais substituem-se umas às outras ao longo de gradientes de condições físicas (Ricklefs 2003). As comunidades de plantas mudam gradualmente ao longo de gradientes ambientais complexos, de modo que associações distintas nas espécies não podem ser identificadas (Whittaker 1951).

Grande parte das pesquisas recentes em ecologia de comunidades ignora o fato de que comunidades reais ocorrem em gradientes de temperatura, umidade e química do solo (McGill et al. 2006). Os gradientes são dimensões abstratas de um espaço ecológico, onde, dependendo do método de ordenação utilizada, a posição relativa do habitat reflete a semelhança de seus ambientes ou composição das espécies. Não tem, necessariamente, uma realidade física ou contínua no espaço ou tempo, mas é uma abstração útil para explicar as distribuições dos organismos no espaço e no tempo (Austin 1985).

A teoria de gradientes ecológicos postula que em locais onde há condições abióticas adequadas a manutenção, crescimento e reprodução, as espécies atingem um pico de abundância. Desta forma, conforme as espécies se distanciam desse local adequado e as condições ambientais modificam-se, essas espécies reduzem em números, dando lugar a outras mais aptas a ocorrer nessa nova situação (Gianuca 2012). Em todas as espécies, os componentes da aptidão-chave da sobrevivência, crescimento e reprodução é dependente da disponibilidade de recursos (por exemplo, energia) e fatores ambientais que, direta ou indiretamente, influenciam o balanço energético do organismo (Anthony & Connolly 2004).

A análise de gradiente é um método poderoso para descrição objetiva e interpretação das relações vegetação-ambiente (Dyakov 2010). Na sua forma mais simples, a análise de gradiente é a medição e interpretação da resposta da vegetação a variação espacial de um fator

ambiental (Phillip 1995). O gradiente propriamente dito pode abranger qualquer número de variáveis físicas, como umidade, exposição à luz, altitude, entre outros (Ricklefs 2003).

Efeitos de borda

O uso indiscriminado e a superexploração da terra pelo homem para expansão dos cultivos agrícolas vêm modificando a cobertura de vegetação nativa dos continentes (exceto a Antártida) de forma intensiva (Saunders et al. 1991), o que tem acarretado na destruição e fragmentação dos habitats, considerados como importantes ameaças à biodiversidade (Debinski & Holt 2000, Holanda 2008, Belinchón et al. 2009). Uma das consequências da fragmentação é a criação de bordas artificiais (Lindenmayer & Fisher 2006, Rodrigues & Nascimento 2006).

É nas bordas florestais onde os efeitos da fragmentação são mais sentidos (Fisher & Lindenmayer 2007), pois, geralmente, as bordas são expostas a condições adversas mais extensas como, por exemplo, pesticidas, incêndios (Lima-Ribeiro 2008) e mudanças microclimáticas (Murcia 1995). Ao longo do tempo, efeitos secundários, tais como construção de estradas e invasão por espécies exóticas, podem deteriorar ainda mais o habitat ao longo da borda (Pinheiro et al. 2010). Desta forma, bordas são definidas como área limite de transição entre o fragmento e a matriz (área que domina a paisagem), entre manchas, ou também entre uma mancha e um corredor. O contato entre essas regiões ecologicamente distintas é o que causa, principalmente, os efeitos de borda (Rodrigues 1998).

Efeitos de borda referem-se às alterações das condições biológicas e físicas que ocorrem no limite de um fragmento e no interior das manchas adjacentes (Lindenmayer et al. 2008), sendo a consequência mais importante da fragmentação, a qual pode ocorrer tanto por perturbações naturais, como de origem antrópica (Zengh & Cheng 2000). Murcia (1995) definiu os efeitos de borda como as modificações que ocorrem nos parâmetros abióticos e bióticos entre dois ambientes adjacentes. Esse fenômeno vem sendo bem estudado nas últimas décadas por ecólogos e biólogos da conservação (Murcia 1995, Cadenasso et al. 2003, Ries et al. 2004, Fonseca & Joner 2007, Harper et al. 2005), por ser considerado um fator chave para a compreensão de como a paisagem influencia a qualidade do habitat e para acompanhar as mudanças nas estruturas das comunidades que ali vivem (Ries et al. 2004).

A fragmentação, bem como os efeitos de borda, alteram a estrutura e biomassa da floresta (Tabarelli 2004). As diferenças existentes no índice de biomassa e na complexidade estrutural entre matriz e fragmento irão promover mudanças microclimáticas entre os dois

lados da borda, formando uma espécie de gradiente (da borda para o interior), envolvendo temperatura e umidade (Murcia 1995). Devido às diferenças na tolerância aos efeitos microclimáticos e também às mudanças estruturais da vegetação, a distribuição, a abundância, a riqueza e a diversidade das espécies animais também tendem a ser alteradas pelos efeitos de borda (Pires et al. 2006, Sampaio & Scariot 2011).

Existem muitos tipos de bordas e efeitos de borda, como as bordas naturais, antrópicas, primárias/secundárias e abruptas (Lindenmayer et al. 2008). Bordas antrópicas estão se tornando, rapidamente, um componente comum da paisagem florestal em todo o mundo (Lin & Cao 2009).

Em ecossistemas florestais, efeitos de borda são extremamente variáveis tanto em relação ao comprimento (distância da borda) quanto em magnitude (resposta na borda em comparação com o interior) (Murcia 1995, Zheng & Chen 2000). Parte dessa variação é resultado da interação de diversas variáveis, incluindo fatores espaciais, tais como a orientação e localização da borda (Chen et al. 1995, Murcia 1995) e as características intrínsecas da matriz e do fragmento (Harper et al. 2005), como tamanho e forma do fragmento, conectividade, idade da borda, tipo de vizinhança e histórico de perturbação (Viana et al. 1992, Murcia, 1995, Fischer & Lindenmayer 2007). A distância ou a extensão da influência de borda é difícil de ser medida com precisão. Isso ocorre devido à natureza exponencial da maioria dos efeitos de borda, que mudam de acordo com cada variável focal (Zheng & Chen 2000, Cadenasso et al. 1997).

Os efeitos de borda sobre os fragmentos também incluem alterações abióticas, na abundância das espécies e em processos ecológicos (Laurance & Vasconcelos 2009). De acordo com Rodrigues (1998), os efeitos de bordas sobre a biodiversidade são de três tipos principais: efeitos biológicos diretos, efeitos biológicos indiretos e efeitos abióticos. Já segundo Murcia (1995), os efeitos de borda classificam-se em abióticos, bióticos diretos e indiretos. Os efeitos abióticos envolvem mudanças nas condições ambientais, devido à sua proximidade com a matriz. Os efeitos biológicos diretos estão associados às mudanças na abundância e distribuição das espécies, promovidas pelas modificações nas condições abióticas; e os biológicos indiretos são mudanças relacionadas às interações entre espécies, como predação, parasitismo, polinização e dispersão (Murcia 1995).

O microambiente das bordas difere do interior da floresta (Chen et al. 1995) por apresentarem condições abióticas diferentes, tais como maiores índices de luz, velocidade dos ventos, maiores amplitudes diárias de temperatura e níveis de radiação solar mais altos,

resultando em menor umidade (Davies-Colley et al. 2000; Heitkecker & Halpern 2007, Holanda 2008), expondo, assim, espécies que, anteriormente, existiam em ambientes de interior, a condições microclimáticas de exterior (Holanda 2008, Lima-Ribeiro 2008). Essas modificações microclimáticas geram respostas diferenciadas nos padrões de riqueza e diversidade de espécies.

Existem diferentes respostas aos diferentes tipos de borda quanto aos tipos de vegetação, entre as regiões e grupos taxonômicos (Lyndenmayer et al. 2008). Grupos taxonômicos, por exemplo, não respondem de forma igual aos respectivos efeitos de borda, e esses, por sua vez, não devem se manifestar de maneira exatamente igual em todas as bordas (Paciência & Prado 2004, Pryke & Samways 2012). Dessa forma, pode ocorrer um aumento, um declínio na abundância das espécies, bem como não haver modificações nesse sentido (Murcia 1995, Ries & Sisk 2004). A depender da localização em relação à borda, plantas podem ser eliminadas ou expostas a maiores índices de luminosidade e, de acordo com cada espécie, diferentes respostas podem ser desencadeadas em relação à exposição à luz, desde um acentuado crescimento ou até mesmo levar à morte (Rodrigues 1998).

Uma vez formadas as bordas, é desencadeada uma degeneração nos processos florestais. No decorrer do tempo, conjuntos de árvores são esperados para reter gradualmente menos espécies, traços de história de vida e menor biomassa, resultando em um conjunto de espécies que são funcionalmente análogas às florestas de crescimento secundário (Lopes et al. 2009). Quanto mais próxima da borda de um fragmento florestal, maior a taxa de perda de espécies arbóreas e maior a mudança na composição florística da comunidade arbórea (Laurance & Vasconcelos 2009).

Ao longo das bordas florestais, as assembleias de árvores possuem abundância e riqueza elevadas de rápido crescimento (Santos et al. 2008). Há um aumento na proliferação de espécies pioneiras e a extirpação local de árvores tolerantes à sombra, que alteram, seriamente, a estrutura das assembleias de árvores na borda (Lopes et al. 2009), promovendo a homogeneização da flora (Santos et al. 2008). Isso ocorre, principalmente, em florestas tropicais, taxonomicamente suscetíveis à homogeneização, ao operar em uma escala regional através do rearranjo de floras nativas, no contexto de perturbações antropogênicas mais acentuadas (Lôbo et al. 2011).

Abordagens mecanicistas com base na força de associações entre a qualidade dos habitats e disponibilidade de recursos podem ajudar a esclarecer a natureza e a força dos efeitos de borda, fornecendo uma base para modelos preditivos ao menos para efeitos bióticos

de borda (Linndenmayer et al. 2008). A resposta de uma espécie particular para a borda parece depender tanto de como os recursos são distribuídos, quanto do ambiente abiótico em toda a borda. Assim, quanto maior o contraste na qualidade do habitat ou na divisão dos recursos, mais acentuada deve ser a resposta sob a borda (Noreika & Kotze 2012). Ries et al. (2004) forneceram um modelo conceitual satisfatório a esse respeito, em que respostas negativas ocorrem quando os recursos estão disponíveis em uma das manchas e a mancha de menor qualidade tem recursos suplementares. Já as respostas positivas impõem que haja uma disponibilidade igual de recursos entre as manchas e recursos suplementares; ou estes são disponíveis em toda a borda.

A intensidade do efeito de borda pode depender do tempo de criação da borda. Esses efeitos tendem a ser atenuados no início, com o tempo há um adensamento foliar, reduzindo a luminosidade da borda para o interior do fragmento (Rigueira et al. 2012), devido ao crescimento de plantas perto da borda em resposta à alta exposição de luz, (Matlack & Litvaitis 1999), à queda de árvores e ao crescimento de uma vegetação secundária (principalmente trepadeiras) que funciona como uma cortina, protegendo o interior do fragmento (Pires et al. 2006) e selando a borda (Matlack & Litvaitis 1999).

A magnitude do efeito de borda também pode estar relacionada às mudanças ocorridas nos limites artificiais (bordas), em que, até certo ponto, elas seriam alcançadas no ambiente. Assim, a distância da borda é um importante atributo para se entender a intensidade do efeito de borda (Murcia 1995). Estudos mostram que a temperatura diminui no gradiente borda/interior (Muller et al. 2009), enquanto que a umidade relativa do ar segue o padrão inverso (Bernardi & Budke 2009).

Alguns trabalhos realizados evidenciaram que há uma estabilidade microclimática, principalmente em relação à luz e temperatura, a partir dos 50 m da borda, mostrando que o efeito de borda é atenuado gradualmente à medida que se avança para o interior (Murcia 1995, Ries et al. 2004, Sampaio 2011). Paciência & Prado (2004), estudando a riqueza de espécies de pteridófitas, perceberam que os efeitos de borda eram maiores na distância de 20 m da borda. Rigueira et al. (2012) observaram que, aos 30 m, a abundância de plantas pioneiras é reduzida devido a um maior adensamento foliar e redução da luminosidade. Enquanto isso, para Alves-Junior et al. (2006), o efeito de borda tende a minimizar seus impactos após 100 m para o interior do fragmento. Em alguns casos, a depender do nível de perturbação, esses efeitos podem ultrapassar os 100 m da borda (Oliveira et al. 2011).

Os efeitos de borda sobre a estrutura e composição das espécies ainda tendem a variar de acordo com a estrutura dos ecossistemas (Harper et al. 2005). Nesse sentido, a estrutura do dossel e da matriz circundante configura-se como uns dos principais fatores responsáveis pela intensidade dos efeitos de borda. Florestas altas e com grande cobertura do dossel proporcionam menor gradiente de penetração de luz e ventos, ocasionando um maior contraste entre borda e interior do fragmento, ao contrário de florestas cujo dossel é baixo e mais aberto (Silva 2009). Dessa forma, matrizes de baixa biomassa, como as pastagens, por exemplo, tendem a provocar efeitos de borda mais intensos sobre os fragmentos florestais (Tabarelli et al. 2009). Por outro lado, uma matriz menos contrastante com o remanescente, pode colaborar para um cenário mais heterogêneo e de impactos em menor escala (Rodrigues & Nascimento 2006). Sendo assim, a matriz do habitat pode configurar-se em um efeito positivo, negativo ou neutro sobre o habitat adjacente, a depender da espécie (Franklin 2002).

Em relação à forma, os fragmentos irregulares são mais afetados pelos efeitos de borda por possuírem uma menor razão entre o seu perímetro e a sua área (Laurance & Vasconcelos 2009). Os remanescentes maiores e circulares, por apresentarem uma área central (núcleo) maior e, portanto, com menor perímetro relativo, sofreriam menor influência do efeito de borda. Assim, fragmentos menores e isolados sofreriam maiores impactos relacionados a esses efeitos (Primack & Rodrigues 2001).

Alguns trabalhos sobre efeitos de borda foram realizados em florestas secas (Santos & Santos 2008, Sampaio & Scariot 2011, Oliveira et al 2013, Arruda & Eisenlohr 2016). Florestas secas são encontradas em áreas tropicais que recebem entre 500 e 1000 mm de chuva por ano. Com um dossel relativamente aberto, incluem área de matagal, savanas e outras vegetações lenhosas. Apresenta algumas espécies de árvores dominantes caracterizada pela deciduidades de folhas no final da estação seca (FAO 1994). No Brasil, tais florestas, incluem áreas como a Caatinga, Cerradão, Florestas estacionais decíduais e algumas Florestas semidecíduais (Vieira 2006).

Os resultados obtidos nesses estudos parecem exibir um padrão, onde devido a estrutura da própria vegetação, com um dossel mais aberto e mais baixo que as florestas úmidas. Espera-se que as mudanças relacionadas sejam menos abruptas, quando comparadas a florestas úmidas (Sampaio 2001) e as árvores desses ambientes menos suscetíveis aos efeitos de borda (Sampaio & Scariot 2011). Assim, observa-se uma homogeneidade microclimática ao longo de todo o gradiente borda-interior, que resulta em uma ínfima ou nenhuma resposta na composição e estrutura da vegetação em relação aos efeitos de borda (Arruda & Eisenlohr

2016), sugerindo que alterações nos parâmetros físicos e na disponibilidade dos recursos após a criação borda não são suficientes para eliminar as plantas estabelecidas ou de alterar o recrutamento e sobrevivência de novos indivíduos arbóreos (Santos & Santos 2008).

Porém, um estudo realizado na Caatinga brasileira em relação aos parâmetros reprodutivos sobre espécies lenhosas indica que os efeitos de borda podem interferir nos padrões de sistema de polinização do ambiente de borda de forma semelhante ao que ocorre em ambientes tropicais úmidos (Barreto 2014). Em relação à herpetofauna, a resposta dos répteis em relação à direção e à magnitude dos efeitos de borda em florestas tropicais secas pode mudar a depender da estação (chuvosa ou seca) e com determinadas espécies. Assim, alguns grupos de répteis podem ter preferências por habitats de borda ou pasto e outros por condições de interior florestal, a depender de sua tolerância ecofisiológica (Cogollo & Cardona 2015).

Muitos estudos relatam que o efeito de borda afeta a distribuição de líquens. Tais estudos abordam, principalmente, como esses efeitos podem alterar a composição e riqueza dessas comunidades, sensíveis a pequenas modificações microclimáticas (Esseen 2006, Belincho'n et al. 2007, Pardow 2007, Pardow et al. 2010, Andrade 2015). Trabalhos realizados em região de Mata Atlântica, no Brasil, indicam maior riqueza de líquens no interior florestal, sendo estes resultados possivelmente correlacionados à menor alteração dos habitats nesses ambientes, por apresentarem condições ambientais mais adequadas ao desenvolvimento desses organismos (Andrade 2015, Pardow 2007, Pardow et al. 2010). As respostas dos líquens aos efeitos de borda também podem estar ligadas a características ecofisiológicas, onde grupos funcionais de líquens obtêm respostas diferenciadas, líquens com córtex geralmente possuem preferência por ambientes de interior e de menor luminosidade e líquens não corticais mostram preferência por ambientes de borda (Pardow et al. 2010). Entretanto, não há registros de trabalhos que descrevam a influência do efeito de borda para comunidades liquênicas em área de Caatinga.

Apesar das crescentes pesquisas sobre as florestas secas e de sua importância ecológica, as informações já existentes sobre este ecossistema ainda são consideradas insuficientes. Além disso, permanecem subpriorizadas nas políticas nacionais e internacionais (CIFOR 2014). Sendo assim, faz-se imprescindível expandir as redes de áreas de proteção, incluindo regiões de florestas tropicais secas, particularmente nas Américas do Sul, Central e do Norte, onde as áreas mais ameaçadas e valores de biodiversidade mais altos devem ser priorizados para ações futuras de conservação (Muler et al. 2006). Além disso, esforços para a

conservação das florestas tropicais secas devem também abordar a necessidade de considerar os serviços ambientais prestados pelos ecossistemas conservados e áreas em diferentes estágios sucessionais, uma vez que as florestas secas secundárias podem ser a paisagem dominante nos próximos anos, em virtude do abandono de terras por agricultores locais (Sanchez-Azofeifa 2001).

Caatinga

A destruição do habitat e fragmentação representa uma das maiores ameaças à biodiversidade (Debinski & Hott 2000). Nesse sentido, está incluída a Caatinga, que vem sofrendo intensamente com o uso exacerbado dos seus recursos pela ação humana (Kill et al. 2007). A Caatinga é o único bioma exclusivamente brasileiro (Shober 2002), estende-se por uma área equivalente a 11% do território nacional (Leal et al. 2005, Alves 2009), com uma superfície estimada em 800.000 km quadrados, englobando, de forma contínua, parte dos estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Bahia, Minas Gerais e a ilha de Fernando de Noronha (Trovão et al. 2004, Castro & Cavalcante 2010). É considerado o bioma mais importante da região Nordeste do Brasil (Araújo & da Silva 2010).

A Caatinga compreende um conjunto de formações vegetais, dominadas principalmente por arbustos (Riegelhaup & Paryen 2010), com uma surpreendente diversidade de ambientes, proporcionada por uma variedade de tipos de vegetação, em geral caducifólia, xerófila e, por vezes, espinhosa, variando com o mosaico de solos e a disponibilidade de água (MMA 2008). Seu clima é semiárido, com presença de solos rasos e pedregosos, chuvas distribuídas irregularmente e concentradas em alguns poucos meses no ano (Almeida-Cortez et al. 2007). A precipitação média anual varia entre 500 mm a 1000 mm e sua temperatura média está em torno de 24°C a 26°C (Andrade-Lima 1981).

Possui uma rica biodiversidade e altos índices de endemismo (Maciel 2010, Castro & Cavalcante 2010), apresentando, aproximadamente, cinco mil espécies de fanerógamas e fisionomias que vão de lajedões descobertos, passando pelo campo de herbáceas até as matas densas (Sampaio 2010). Sua grande relação de plantas endêmicas possui diferentes estratégias para sobreviverem aos períodos com pouca disponibilidade hídrica (Silva et al. 2004, Giulliet 2007). Além disso, suas espécies apresentam características fisiológicas que refletem adaptações complexas e peculiares às condições ambientais únicas (Trovão et al. 2007).

Historicamente, a Caatinga tem sido ocupada a partir da exploração extrativista de seus recursos naturais, que nos últimos anos tem alcançado índices preocupantes, pois atingem os mais diferentes setores, como a extração da madeira, a caça indiscriminada de animais silvestres, entre outros (Pereira Filho et al. 2013). Originalmente, a Caatinga cobria uma área de cerca de um milhão de hectares, mas com grande variação de situações ambientais (Sampaio 2010). Atualmente, estima-se que 30% desse bioma já tenham sofrido alterações antrópicas, notadamente, a agricultura e pecuária (Araújo et al. 2005). Cerca de 40% da área original ainda estão cobertos de vegetação nativa, mas quase toda ela usada para extração de lenha, bem como pastagem para criação de bovinos e caprinos (Sampaio 2010).

Hoje, a maior parte da vegetação de Caatinga encontra-se em estado de sucessão secundária, parte em direção à desertificação (Filho & Bakke 2010). O uso de sua vegetação para extração de lenha, agricultura itinerante e pecuária, contribuíram na formação de um imenso mosaico de áreas em diferentes estágios de regeneração. Dessa forma, hoje se encontram fragmentadas e localizadas, geralmente, em pontos bem inacessíveis (Sampaio 2010). Dado esse quadro, a composição florística e a fisionomia da vegetação vem sendo modificadas de forma gradativa e intensa (Kill et al. 2007), o que acarreta na perda de espécies endêmicas e de processos ecológicos chave, promovendo a desertificação de áreas nessa região (Leal et al. 2003). Porém, acredita-se que boa parte ainda é passível de recuperação (Filho & Bakke 2010).

Da área total da Caatinga, somente 9,05% encontra-se em unidades de conservação (UCs), sendo que parte dessas áreas das UCs presentes na Caatinga representa unidades cujo território ocupa ecossistemas vizinhos, como o Cerrado, a Mata Atlântica e áreas costeiras (Siqueira Filho et al. 2012). Para uma melhora na situação da conservação desse bioma, algumas medidas podem ser adotadas e, principalmente, planejadas para longo prazo, visando um potencial de abrangência em larga escala. Para tanto, deve-se focar, primeiramente, na obtenção e sistematização das informações sobre as Unidades de Conservação num cadastro único e um esforço político e técnico para criação de novas Unidades de conservação, principalmente, de caráter de Proteção Integral (Maciel, 2010).

Líquens

Os líquens consistem em uma associação, geralmente complexa, entre um fungo (micobionte) e pelo menos um parceiro fotossintetizante (fotobionte), que pode ser uma alga verde e/ou cianobactéria (Palmqvist & Sundberg 2000, Nash III 2008). Dessa relação, obtêm-

se a formação de um talo liquênico, formado pelo micélio fúngico, não encontrado em outros fungos sem a liquenização (Purvis 2000). Os fungos que fazem parte dessa associação são denominados de fungos liquenizados. O processo de liquenização ocorre em cerca de 20% de todos os fungos conhecidos e em quase 40% dos fungos do filo Ascomycota (Webster & Weber 2007, Nash III 2008).

O fotobionte é muitas vezes restrito às camadas superiores do tecido fúngico, onde a luz disponível é suficiente para fotossíntese (Sohrabi 2011), fornecendo carboidratos ao micobionte e obtendo do parceiro fúngico proteção contra ambientes mais extremos (Cao et al. 2015). No entanto, algumas evidências sugerem que o fungo "cultiva" o fotobionte, que não pode receber nenhum benefício ou ainda podem ser parasitados por seu micobionte (Hyvärinen et al. 2002, Lücking et al. 2009).

Os líquens fazem parte de um grupo extremamente diverso e complexo, ocorrendo em vários substratos e ambientes (Lumbsch & Leavitt 2011), muitas vezes em lugares onde outros organismos não seriam capazes de se desenvolver (Martins & Marcelli 2007), desde regiões polares a regiões desérticas e em florestas tropicais úmidas (Chaves 2005). Com base no aspecto morfológico do talo, mais especificamente a forma de crescimento, os líquens podem ser divididos em três tipos principais: crostosos, foliosos e fruticosos (Pardow 2007, Nash III 2008, Santos et al. 2014), com algumas variações dessas formas, que são os líquens esquamulosos e filamentosos (Purvis 2000). Os líquens crostosos caracterizam-se por não apresentarem córtex inferior, sendo fortemente aderidos ao substrato diretamente pela medula do talo (Webster & Weber 2007).

De acordo com o substrato onde ocorrem, os líquens são organizados em corticícolas, que crescem sobre o córtex das árvores, foliícolas (sobre folhas), terrícolas (sobre o solo), muscícolas (sobre musgos) e saxícolas (sobre rocha) (Marcelli 2006, Nash III 2008). Um grande conjunto de variáveis ambientais afeta, diretamente, o estabelecimento de líquens corticícolas em micro habitats específicos, de acordo com a combinação dos mesmos. Dessa forma, a distribuição dos líquens é afetada, principalmente, pela disponibilidade de luz, umidade e temperatura, bem como a rugosidade do forófito, pH da casca, retenção de água do substrato e diâmetro à altura do peito (DAP) do forófito (Will-Wolf et al. 2004, Cáceres et al. 2007, Käffer et al. 2010, Purvis 2010).

A riqueza de espécies liquênicas pode ser afetada pela abertura do dossel, bem como a idade das árvores (Marmor et al. 2012), pH (Xavier-Leite 2013), DAP (diâmetro à altura do peito) do forófito (Cavalcanti 2012). A diversidade de espécies liquênicas diminui com a

perturbação antrópica como, por exemplo, a extração de madeira e pastagem de gado (Hauk et al. 2012). Em áreas urbanas, a comunidade líquênica é menos diversificada do que em ambientes naturais, sendo estimado para o Brasil em torno de 150 espécies que ocorrem nestas áreas, constituindo espécies tolerantes ao excesso de iluminação e ao/de vento (Käffer et al. 2011).

Os fungos liquenizados exercem diferentes funções nos ecossistemas florestais, pois servem de abrigo, de alimento ou de camuflagem para diversos animais, incluindo pequenos invertebrados (Wil-Wolf et al. 2004, Chaparros & Ceballos 2002). São considerados organismos pioneiros em áreas inóspitas e, dessa forma, desempenham importante papel ecológico, como facilitadores no processo de sucessão ecológica (Nash III 2008). Além disso, possuem diversas aplicações pelo homem, como bioindicadores de poluição (Mc Cune 2000, Menezes et al. 2011) e perturbação antropogênica (Menezes et al. 2011). Também são conhecidos como indicadores de antiguidade dos ecossistemas, uma vez que possuem crescimento lento e são vulneráveis às modificações que ocorrem no habitat (Gilbert 2004).

Estudos sobre líquens podem servir para compreender os princípios ecológicos e como referência para entender os problemas antropogênicos. Um dos tópicos principais de estudo sobre a ecologia dos líquens trata-se dos efeitos das práticas de manejo florestal em líquens epífitos, uma vez que dependem, totalmente, das árvores hospedeiras, de modo que a remoção de florestas pode ter profundos efeitos sobre as populações de líquens (Will-Wolf et al. 2006). Além disso, o manejo florestal modifica a idade dos povoamentos e estrutura da floresta, bem como a paisagem circundante, de modo que alteram oportunidades de crescimento do líquen e sua dispersão. A mudança na abundância e composição dos líquens após o manejo florestal pode indicar um conjunto de impactos ecológicos (Price & Hochachka 2001).

Assim, para se avaliar os níveis de impacto causados ao meio ambiente pela ação humana, é necessário um monitoramento das respostas da biodiversidade frente a esses distúrbios (Podgaiski et al. 2011). Algumas dessas estimativas podem ser baseadas em características (atributos) funcionais comuns entre espécies diferentes (De Bello et al. 2010). Atributos funcionais de líquens, por exemplo, podem responder às variações ambientais e, dessa forma, servem como bons indicadores da qualidade ambiental em que as florestas se encontram (Rivas Plata et al. 2008). Contudo, os líquens crostosos são poucos estudados, principalmente, pela escassez de pesquisadores e pela difícil visualização a olho nu desses organismos em campo (Lima 2013, Käffer 2014).

Num contexto de gradientes ambientais e de recursos, a diversidade de líquens epífitos pode depender das limitações impostas pela capacidade das espécies para dispersar num habitat que é adequado ao seu estabelecimento (distância de dispersão, a probabilidade e o tempo de colonização) (Ellis 2012). Líquens epífitos estão entre os organismos mais sensíveis a mudanças no clima e a avaliação de seus padrões de diversidade ao longo de gradientes pode fornecer sinais de alerta precoce a respeito da perda de diversidade de funções da floresta e do ecossistema, como um resultado da mudança climática (Nascimbene & Marini 2015). São considerados organismos bem adaptados para avaliação de bordas florestais porque são altamente sensíveis às pequenas mudanças ambientais (Kranner et al. 2008). Além disso, a forma como esses organismos respondem a uma determinada perturbação ambiental depende das características de sua história de vida (Johansson et al. 2006).

Alguns estudos relatam que os líquens são afetados por efeitos de borda (Esseen 2006, Belincho'n et al. 2007, Hauke et al. 2012) e essa resposta advém do contraste microclimático entre a borda e o interior florestal. Sendo a borda caracterizada por um ambiente mais seco, com maiores índices de luz, temperatura e menor umidade e com maior risco de dessecação para esses organismos (Pardow et al. 2010), isto pode afetar a ocorrência de espécies que exigem condições florestais interiores, mais sensíveis às condições mais extremas da borda de florestas e, portanto, espécies de sombra podem tornar-se raras ou até mesmo desaparecerem (Arangon et al. 2015). Entretanto, alguns líquens são bem tolerantes a ambientes extremos, produzindo uma gama de metabólitos secundários (Lutzoni & Miadlikowska 2009).

CONSIDERAÇÕES GERAIS E OBJETIVOS

A modificação nas paisagens florestais e as práticas de manejo influenciam, consideravelmente, a biodiversidade (Reid et al. 1992, Käffer et al. 2015). Em florestas tropicais, uma das principais causas de perda da floresta é a expansão da agricultura (World et al. 1992). Como consequência principal da fragmentação florestal, bordas artificiais tem aumentado consideravelmente no mundo todo (Harper et al. 2005, Lin & Cao 2009, Tabarelli et al. 2009). A criação dessas bordas conduz a mudanças microclimáticas entre borda e interior florestal, fenômeno chamado de “efeitos de borda” (Murcia 1995, Fonseca et al. 2007). Tal condição pode levar a alterações nas estruturas de comunidades da fauna e flora e na diversidade funcional das espécies, tornando-se, assim, imprescindível o estudo sobre os efeitos de borda (Ries et al. 2004).

Uma vez que os fungos liquenizados são sensíveis a essas modificações em seus microhabitats (Hilmo & Holien 2002, Cáceres et al. 2007, Kranner et al. 2008, Pardow et al. 2010), o estudo desenvolvido teve como objetivo compreender melhor como os efeitos de borda em áreas de florestas secas influenciam na qualidade e variação dos microhabitats e como estes afetam a riqueza e composição das comunidades de fungos liquenizados ao longo de um gradiente borda-interior na Caatinga.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almeida-Cortez, JS; Cortez, PHM; Franco, JMV & Uzunian, A. 2007. Coleção biomas do Brasil: Caatinga. 2.ed. São Paulo: Harbra.
- Alves-Junior, FT. 2006. Efeito de borda na estrutura de espécies arbóreas em um fragmento de floresta ombrófila densa, Recife, PE. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias* 1: 49-56.
- Alves, JJA, de Araújo, MA & do Nascimento, SS. 2009. Degradação da Caatinga: uma investigação ecogeográfica. *Revista Caatinga* 22(3).
- Andrade, DS. 2015. Efeitos de borda sobre assembleias de líquens corticícolas crostosos em área de mata atlântica, no nordeste do Brasil. Dissertação. *Universidade Federal de Sergipe*, São Cristóvão.103p.
- Andrade-Lima, D. 1981. The caatingas dominium. *Revista Brasileira de Botânica* 4: 149-153.
- Anthony, KR & Connolly, SR. 2004. Environmental limits to growth: physiological niche boundaries of corals along turbidity–light gradients. *Oecologia* 141: 373–384.
- Araújo, FS; Rodal, MJN; Barbosa, MRV & Martins, FR. 2005. Repartição da flora lenhosa no domínio da Caatinga. In: Araújo, FS; Rodal, MJN & Barbosa, MRV [orgs]. Análise das variações da biodiversidade do bioma caatinga: suporte a estratégias regionais de conservação. Brasília: Ministério do Meio Ambiente 13-33.
- Araújo, LVC & Silva, JA. 2010. Unidade experimental fazenda Belo Horizonte - Mossoró/RN. In: *Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga* / Gariglio, MA; Sampaio, EVSB; Cestaro, LA & Kageyama, PY [org]. _ Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, p.205-213.
- Arruda, DM & Eisenlohr, PV. 2016. Analyzing the edge effects in a Brazilian seasonally dry tropical forest. *Brazilian Journal of Biology*, (AHEAD) 0-0.
- Austin, MP. 1985. Continuum concept, Ordination methods, and Niche Theory. *Annual review of ecology and systematics* 16: 39-61.
- Begon, M.; Harper, JL. & Townsend, CR. 1995. *Ecology: individuals, populations and communities*. 2nd ed. Blackwell Science, Cambridge. 945p.
- Belinchon, R; Martínez, I; Escudero, A; Aragón, G & Valladares, F. 2007. Edge effects on epiphytic communities in a Mediterranean *Quercus pyrenaica* forest. *Journal of Vegetation Science* 18: 81-90.
- Belinchon, R; Martínez, I; Otálora, MAG; Gregorio A, Dimas, J & Escudero, A. 2009. Fragment quality and matrix affect epiphytic performance in a Mediterranean Forest landscape. *American Journal of Botany* 96(11): 1974–1982.
- Bernardi, S & Budke, JC. 2010. Estrutura da sinúsia epifítica e efeito de borda em uma área de transição entre floresta estacional semidecídua e floresta ombrófila mista. *Floresta* 40(1): 81-92.

- Barreto, LL. Existe influência da borda sobre a polinização e o sucesso reprodutivo de espécies lenhosas na Caatinga? 2014. Dissertação. *Universidade Federal Rural de Pernambuco*, Recife. 91p.
- Cáceres MES. 2007. Corticolous crustose and microfoliose lichens of northeastern Brazil. *Libri Botanic*. Eching, Alemanha: *IHW-Verlag*. 168p.
- Cáceres, MES; Lücking, R & Rambold, G. 2007. Phorophyte specificity and environmental parameters versus stochasticity as determinants for species composition of corticolous crustose lichen communities in the Atlantic rainforest of northeastern Brazil. *Mycological Progress* 6(3):117-136.
- Cáceres MES, Lücking, R & Rambold, G. 2008. Corticolous microlichens in northeastern, Brazil: Habitat differentiation between coastal Mata Atlântica, Caatinga and Brejos de Altitude. *The Bryologist* 111 (1): 98-117.
- Cadenasso, ML; Traynor, MM & Pickett, ST. 1997. Functional location of forest edges: gradients of multiple physical factors. *Canadian Journal of Forest Research*, 27(5): 774-782.
- Cadenasso, ML; Pickett, ST; Weathers, KC & Jones, CG. 2003. A framework for a theory of ecological boundaries. *BioScience* 53(8): 750-758.
- Cao, S; Zhang, J; Zheng, H; Liu, C & Zhou, Q. 2015. Photosynthetic performance in Antarctic lichens with different growth forms reflect the diversity of lichenized algal adaptation to microhabitats. *Polish Polar Research*, 36(2): 175-188.
- Cogollo, JEC & Cardona, NU. 2015. Ecological grouping and edge effects in tropical dry forest: reptile-microenvironment relationships. *Biodiversity and Conservation* 24(5): 1109-1130.
- Castro, AS & Cavalcante, A. 2010. *Flores da Caatinga*. Campina Grande: Instituto Nacional do Semiárido, 116p.
- Cavalcante, JG. 2012. Fatores associados à estrutura da comunidade de líquens corticícolos crostosos em duas áreas de caatinga no estado de Alagoas. Dissertação. *Universidade Federal de Sergipe*, São Cristóvão, 67p.
- Chaparro, MV & Ceballos, JA. 2002. Hongos liquenizados. *Universidad Nacional de Colombia*, Sede Bogotá. 1ed, 9-12p.
- Chen, J; Franklin, JF & Spies, TA. 1992. Vegetation responses to edge environments in old-growth Douglas- Fir forests, *Ecological applications* 2(4): 387-396.
- Chen, J; Franklin, JF & Spies, TA. 1995. Growing-season microclimatic gradients from clearcut edges into old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications* 5(1): 74-86.
- Cianciaruso, MV; Silva, IA & Batalha, MA. 2009. Diversidade filogenética e funcional: Novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica* 9(3): 093-103.
- CIFOR. Center for International Forestry Research. As florestas tropicais secas. 2014 O estado de conhecimento global e recomendações para futuras pesquisas. Blackie R,

- Baldauf C, Gautier D, Gumbo D, Kassa H, Parthasarathy N, Paumgarten F, Sola P, Pulla S, Waeber P e Sunderland T. Documento para Discussão. Bogor, Indonésia.
- Clements, FE. 1907. *Plants physiology and ecology*. London: University Publishing Company, 315p.
- Clements, FE. 1916. *Plant Succession*. Carnegie Institution, Publication 242, Washington, DC.
- Cornwell, WK; Schwilk, DW & Ackerly, D. D. 2006. A trait-based test for habitat filtering: convex hull volume. *Ecology* 87(6): 1465-1471.
- Danz, NP; Frelich, LE; Reich, PB & Niemi, GJ. 2012. Do vegetation boundaries display smooth or abrupt spatial transitions along environmental gradients? Evidence from the prairie–forest biome boundary of historic Minnesota, USA. *Journal of Vegetation Science* 24(6): 1129-1140.
- Dantas, PT. 2014. *Estrutura de comunidades em transições ambientais: lagartos no ecótono Cerrado-Amazônia*. Dissertação. Universidade de Brasília, Brasília-DF. 85p.
- Davies-Colley, RJ; Payne, GW & M Elswijk, MV. 2000. Microclimate gradients across a forest edge. *New Zealand Journal of Ecology* 24: 2.
- De Bello, F; Lavorel, S; Díaz, S; Harrington, R; Cornelissen, JHC; Bardgett, RD; Berg, MP; Cipriotti, P; Feld, CK; Hering, D; Marins da Silva, P; Potts, SG; Sandin, L; Sousa, JP; Storkey, J; Wardle, DA & Harrison, PA. 2010. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodiversity and Conservation* 19: 2873-2893.
- Debinski, DM & Holt, RD. 2000. A survey of overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14: 342-355.
- Dyakov, N. 2010. *Gradient Analysis: Theory, Approaches and application*. *Forest science* 4.
- Ellis, CJ. 2012. Lichen epiphyte diversity: A species, community and trait-based review. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 14: 131–152.
- Erdoş, L; Zalatnai, M; M, Tamas; Batori, Z & Kormoczi, L. 2011. On the terms related to spatial ecological gradients and boundaries. *Acta Biologica Szegediensis* 55(2): 279-287.
- Essen, PA. 2006. Edge influence on the old-growth forest indicator lichen *alectoria sarmentosa* in natural ecotones. *Journal of Vegetation Science* 17(2):185-194,122.
- FAO. *The state of food and agriculture*, 1994.
- Fischer, J & Lindenmayer, DB. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global ecology and biogeography* 16(3): 265-280.
- Fonseca, CR & Joner, F. 2007. Two-Sided Edge Effect Studies and the Restoration of Endangered Ecosystems. *Restoration Ecology* 15(4): 613-619.

- Franklin, AB; Noon, BR & George, TL. 2002. What is habitat fragmentation? *Studies in avian biology* 25: 20-29.
- Gasparri N, Grau H. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina. *For Ecol Manage* 258:913–921.
- Gianuca, AT. 2012. Análise de gradientes ecológicos: distribuição espacial e regras de montagem das comunidades de aves no litoral sul do Brasil. Dissertação. *Universidade Federal de Santa Catarina*, Florianópolis. 121p.
- Gilbert, O. 2004. *Lichens naturally Scottish*. Scottish Natural Heritage, Perth.
- Giordani, P; Brunialti, G; Bacaro, G & Nascimbene, J. 2012. Functional traits of epiphytic lichens as potential indicators of environmental conditions in forest ecosystems. *Ecological Indicators* 18: 413–420.
- Gleason, HA. 1926. The Individualistic Concept of the Plant Association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 53(1): 7-26.
- Gleason, HA. 1939. The Individualistic Concept of the Plant Association. *American Midland Naturalist* 21(1): 92-110.
- Gosz, JR. Fundamental ecological characteristics of landscape boundaries. 1991. In: *Ecotones*. Springer, US. 8-30.
- Harris, LD. 1988. Edge effects and conservation of biotic diversity. *Conservation Biology* 2(4): 330-332.
- Harper, KA; MacDonald, E; Burton, P; Chen, J; Brososke, KD; Saunders, SC; Euskirchen, ES; Roberts, D; Jaiteh, MS & Esseen, P. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology* 19: 768-782.
- Hauck, M; Javkhlan, S; Lkhagvadorj, D; Bayartogtokh, B; Dulamsuren, C & Leuschner, C. 2012. Edge and land-use effects on epiphytic lichen diversity in the forest-steppe ecotone of the Mongolian Altai. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 207(6): 450-458.
- Heithecker, TD & Halpern, CB. 2007. Edge-related gradients in microclimate in forest aggregates following structural retention harvests in western Washington. *Forest Ecology and Management* 248: 163-173.
- Hilmo, O & Holien, H. 2002. Epiphytic lichen response the edge environment in a Boreal *Picea abies* forest in Central Norway. *The Bryologist* 105(4): 48-56.
- Hoekstra, JM, Boucher, TM, Ricketts & TH, Roberts, C, 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecol. Lett.* 8:23–29.
- Holanda, AC. 2008 Estrutura e efeito de borda no componente arbóreo de um fragmento de floresta estacional semidecidual em Pernambuco. Dissertação. *Universidade Federal Rural de Pernambuco*, Pernambuco. 87p.

- Holland, MM & Risser, PG. 1991. The role of landscape boundaries in the management and restoration of changing environments: introduction. In: Holland, MM; Risser, PG & Naiman, RJ [edit] *Ecotones: The role of landscape boundaries in the management and restoration of changing environments*, New York: Chapman & Hall. Springer, US. 1-7.
- Johansson, P. 2008. Consequences of disturbance on epiphytic lichens in boreal and near boreal forests. *Biological Conservation* 141(8): 1933-1944.
- Käffer, MI; Ganade, G & Marcelli, MP. 2007. Interação entre líquens e forófitos em quarto ambientes na FLONA de São Francisco de Paula. *Revista Brasileira de Biociência* 5: 216-218.
- Käffer, MI. 2014. Novas citações de líquens crostosos para a Floresta Nacional de São Francisco de Paula e para o Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia Série Botânica* 68:2.
- Kiill, LHP; Martins, CTVD & Silva, PP. Biologia reprodutiva de duas espécies de Anacardiaceae da Caatinga ameaçadas de extinção. 2007. In: Moura, NA; Araújo, EL & Albuquerque, UP. *Biodiversidade, potencial econômico e processos eco-fisiológicos em ecossistemas nordestinos* 6: 337-364.
- Kranner, I; Beckett, R; Hochman, A & Nash III, TH. 2009. Desiccation-tolerance in lichens: a review. *The Bryologist* 111(4): 576-593.
- Laurance, WF; Vasconcelos, H. 2009. Conseqüências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. *Oecologia Brasiliensis* 13(3): 434-451.
- Leal, IR; M. Tabarelli & JMC, Silva. 2003. *Ecologia e conservação da Caatinga*. Editora Universitária, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil.
- Leal, I.R., J.M.C. Silva, M. Tabarelli & TE. Lacher-Junior. 2005. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na caatinga do Nordeste do Brasil. *Megadiversidade* 1(1): 139-146.
- Lima, EL. 2013. Riqueza e composição de líquens corticícolas crostosos em área de Caatinga no estado de Pernambuco. Dissertação. *Universidade Federal de Pernambuco, Recife*. 109p.
- Lima-Ribeiro, MS. 2008. Efeitos de borda sobre a vegetação e estruturação populacional em fragmentos de Cerradão no Sudoeste Goiano, Brasil. *Acta bot. bras.* 22(2): 535-545.
- Lin, L & Cao, M. 2009. Edge effects on soil seed banks and understory vegetation in subtropical and tropical forests in Yunnan, SW China. *Forest Ecology and Management* 257(4):1344-1352.
- Lindenmayer, DB; Franklin, JF & Fischer, J. 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological conservation* 131(3):433-445.
- Lindenmayer, D; Hobbs, RJ; Montague-Drake, R.AJ; Bennett, A; Burgman, M., & Zavaleta, E. 2008. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology letters* 11(1): 78-91.

- Lôbo, D; Leão, T; Melo, FP; Santos, AM & Tabarelli, M. 2011. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. *Diversity and Distributions* 17(2):287-296.
- Lopes, AV; Girão, LC; Santos, BA; Peres, CA & Tabarelli, M. 2009. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* 14 (26):1154-1165.
- Lutzoni, F & Miadlikowska, J. 2009. Lichens. *Current Biology* 19(13): R502-R503.
- Maciel, BA. Unidades de Conservação no bioma Caatinga. 2010. In: Gariglio, MA. G; Sampaio, E. VSB; Cestaro, LA & Kageyama, PY. Uso Sustentável e Conservação dos Recursos Florestais da Caatinga. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro.200-205.
- Marcelli, M.P. Fungos liquenizados.2006. In: Biologia de líquens. Xavier Filho; Legaz; Cordoba; Pereira. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural, 624p.
- Matlack, GR. & Litvaitis, JA. 1999. Forest edges. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems* 210-233p.
- McCune, B. 2000. Lichen communities as indicators of forest health. *Bryologist* 103: 353-356.
- McGill, B; Enquist, B; Weiher, E & Westoby, M. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution* 21: 178–185.
- Menezes, AA; Leite, ABX; Otsuka, AY; Jesus, LS & Cáceres, M. E. S. 2011. Novas ocorrências de líquens corticícolos crostosos e microfoliosos em vegetação de Caatinga no semi-árido de Alagoas. *Acta Botanica Brasilica* 25(4): 885-889.
- Miles, L; Newton, A; DeFries, R; Ravilious, C; MayI,BS; Kapos, V & Gordon, J. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography* 33(3):491– 505.
- Ministério do Meio Ambiente – MMA. 2008. Estatística florestal da caatinga. Natal: APNE, 2008.1(1). 136p.
- Muller, A; Bataghin, FA & Santos, SC. 2010. Efeito de borda sobre a comunidade arbórea em um fragmento de floresta ombrófila mista, Rio Grande do Sul. 29-39.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.
- Nascimbene, J & Marini, L. 2015. Epiphytic lichen diversity along elevational gradients: biological traits reveal a complex response to water and energy. *Journal of Biogeography*, 42: 1222–1232. doi: 10.1111/jbi.12493.
- Nash III, TH. 2008. Lichen Biology, 2nd ed. *Cambridge University Press*, Cambridge.
- Noreika, N & Kotze, DJ. 2012. Forest edge contrasts have a predictable effect on the spatial distribution of carabid beetles in urban forests. *Journal of Insect Conservation* 16(6): 867-881.

- Oliveira, AR & Siqueira Pinto, JES. 2013. As transformações no campo e o modo de vida camponês: (des) territorialidade no município de Poço Verde/SE-DOI 10.5216/ag. v7i1. 18775. *Ateliê Geográfico* 7(1): 197-214.
- Paciência, ML & Prado, J. 2004. Efeitos de borda sobre a comunidade de pteridófitas na Mata Atlântica da região de Una, sul da Bahia, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 27:4, 641-653.
- Palmqvist, K & Sundberg, B. 2000. Light use efficiency of dry matter gain in five macrolichens: relative impact of microclimate conditions and species-specific traits. *Plant Cell and Environment* 23(1): 1-14.
- Pardow, A; Hartard, B & Lakatos, M. 2010. Morphological, photosynthetic and water relations traits underpin the contrasting success of two tropical lichen groups at the interior and edge of forest fragments. *Aobplants, plq004*: doi:10.1093/aobpla/plq1004.
- Pardow, A. 2007. Response of Epiphytic Crustose Lichens to Edge Effects in a Tropical Forest Fragment. Tese. Department of Ecology, University of Kaiserslautern, Germany, 77p.
- Pereira Filho, JM; Silva, AMA & César, MF. 2013. Manejo da Caatinga para produção de caprinos e ovinos. *Rev. Bras. Saúde Prod. Anim* 14 (1): 77-90.
- Pereira- Filho, JM & Bakke, OA. 2010. Produção de forragem de espécies herbáceas da caatinga. Producao Nao-Madeireira na Caatinga. In: *Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga* / Gariglio, MA; Sampaio, EVSB; Cestaro, LA & Kageyama, PY [org]. _ Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 145-156p.
- Phillips, JD. Measuring. 1986. Complexity of environmental gradients. *Plant Ecology* 64(2): 95-102.
- Pickett, STA; Cadenasso, ML & Jones, CG. 2000. Generation of heterogeneity by organisms: creation, maintenance and transformation. In: Hutchings, MJ; John, EA & Stewart, AJA. (eds.). *The ecological consequences of environmental heterogeneity*. BlackwellScience. London. 33-52.
- Pillar, VD; Duarte, LDS; Sosinski, EE & Joner, F. 2009. Discriminating trait-convergence and trait-divergence assembly patterns in ecological community gradients. *Journal of Vegetation Science* 20(2): 334-348.
- Pinay, G; Decamps, H; Chawet, E & Fustec, E. 1990. Functions of ecótones in fluvial systems. In: Naiman, Robert J; Decamps, Henry. *The ecological and Management of aquatic terrestrial ecotones*.
- Pinheiro ERS, Duarte LD, Diehl E & Hartz SM. 2010. Edge effects on epigeaic ant assemblages in a grassland-forest mosaic in southern Brazil. *Int J Ecol* 36:365–371.
- Pires, AS; Fernandez, FA; Barros, CS; Rocha, CFD & Bergallo, HG. 2006. Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais. In: *Biologia da conservação: essências* (CFD Rocha, HG Bergallo, M. Van-Sluis & MAS Alves, eds) RiMa Editora, São Carlos, 231-260.

- Podgaiski, LR; Mendonça JMDS & Pillar, VDP. 2011. O uso de atributos funcionais de invertebrados terrestres na ecologia: O que, como e por quê? *Oecologia Australis*, 15(4):835-853.
- Price, K & Hochachka, G. 2001. Epiphytic lichen abundance: effects of stand age and composition in coastal British Columbia. *Ecological Applications* 11(3): 904-913.
- Primack, RB & Rodrigues, E. 2001. *Biologia da conservação*, Londrina, Gráfica Editora Midiograf, 328p.
- Pryke, JS & Samways, MJ. 2012. Conservation management of complex natural forest and plantation edge effects. *Landscape ecology* 27(1): 73-85.
- Purvis, W. 2002. The Natural History Museum. *Lichens*. London. 112p.
- Ricklefs, RE. 2003. A Economia da Natureza. 5ª ed. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan.
- Riegelhaupt, EM & Pareyn, FGC. 2010. A questão energética. In: Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga. Ministério do Meio Ambiente. Brasília/DF. Serviço Florestal Brasileiro. ISBN 978-85-63269-04-1.
- Ries, L; Fletcher, RJ; Battin, J & Sisk, TD. 2004 Ecological responses to habitat edges: Mechanisms, Models, and Variability Explained *Annu. Ecol. Evol. Syst.* 35:491–522.
- Ries, L & Sisk, TD. 2004. A predictive model of edge effects. *Ecology* 85(11): 2917-2926.
- Rigueira, DMG; Molinari, ALM; Mariano, DLS; Reis, RM; Portugal, AB; Santana, NS & Santos, RA. 2012. Influência da distância da borda e do adensamento foliar sobre a abundância de plantas pioneiras em um fragmento de floresta tropical submontana na Estação Ecológica de Wenceslau Guimarães (Bahia, Brasil). *Acta Botanica Brasilica* 26(1): 197-202.
- Rivas Plata E, Lücking R & Lumbsch HT. 2008. When family matters: An analysis of Thelotremaaceae (Lichenized Ascomycota: Ostropales) as bioindicators of ecological continuity in tropical rainforests. *Biodiversity and Conservation* 17:1319–1351.
- Rodrigues, E. 1998. Edge effects on the regeneration of forest fragments in south Brazil. Doctoral dissertation, *Harvard University Cambridge*, Massachusetts.
- Rodrigues, PJFP; Nascimento, MT. 2006. Fragmentação florestal: breves considerações teóricas sobre efeitos de borda. *Rodriguésia* 57(1): 63-74.
- Sampaio, VSB. 2010. Características e potencialidades. In: *Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga*. Gariglio, MA; Sampaio, EVSB; Cestaro, LA & Kageyama, PY [org]. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 29-42p.
- Sampaio, A. 2001. Efeito de borda nas espécies arbóreas de uma floresta Estacional Decidual no vale do Paranã. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília. 82p.
- Sampaio, AB & Scariot, A. 2011. Edge effect on tree diversity, composition and structure in a deciduous dry forest in central Brazil. *Revista Árvore* 35(5): 1121-1134.

- Sánchez-Azofeifa, GA, Kalacska, M., Quesada, M, Calvo-Alvarado, JC, Nassar, JM & Rodríguez, JP. 2005. Need for integrated research for a sustainable future in tropical dry forests. *Conservation Biology* 19(2): 285-286.
- Santos, AMDM & Santos, BA. 2008. Are the vegetation structure and composition of the shrubby Caatinga free from edge influence? *Acta Botanica Brasilica*, 22(4):1077-1084.
- Santos, BA; Peres, C. A; Oliveira, MA; Grillo, A; Alves-Costa, CP & Tabarelli, M. 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biological Conservation* 141(1): 249-260.
- Santos, HCP; de Carvalho, TM & Santos, FS. 2014. Levantamento quantitativo das formas líquênicas que ocorrem na Mata da Câmara, São Roque-SP, em três diferentes microambientes. *Revista eletrônica acadêmica IFSP, Campus São Roque*.
- Saunders, DA; Hobbs, RJ & Margules, CR. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5(1): 18-32.
- Schober, J. Preservação e uso racional do único bioma exclusivamente nacional. 2002. *Cienc. Cult.* [online].54(2): 06-07. ISSN 2317-6660.
- Silva, EES. Existe efeito de borda sobre a comunidade de plântulas na Caatinga? Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil, 13 a 17 de Setembro de 2009, São Lourenço – MG.
- Siqueira Filho, JA; Meiado, MV; Vieira, DCM; Campelo, MJA & Correa, LC. Unidades de Conservação na Caatinga: a realidade da conservação de um ecossistema semiárido no Nordeste do Brasil. 2012. In: Lima, GS; Bontempo, G; Almeida, M; Gonçalves, W. [Org.]. *Gestão, Pesquisa e Conservação em Áreas Protegidas*. 1ed. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa 1: 171-191.
- Spielman, AA. 2006. Fungos liquenizados.
- Strayer, DL; Power, ME; Fagan, WF; Pickett, ST & Belnap, J. 2003. A classification of ecological boundaries. *BioScience* 53(8): 723-729.
- Tabarelli, M; Silva, JMC & Gascon, C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity & Conservation* 13(7):1419-1425.
- Tabarelli, M; Pinto, SR & Leal, IR. 2009. Floresta Atlântica nordestina: fragmentação, degeneração e conservação. *Ciência Hoje* 44: 36-41.
- Trovão, DMBM; Fernandes, PD; Andrade, LA & Neto, JD. 2007. Variações sazonais de aspectos fisiológicos de espécies da Caatinga. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental* 11(3): 307-311.
- Van Der Maarel, E. 1990. Ecotones and ecoclines are different. *Journal of Vegetation Science* 1: 135-138.
- Viana, VM; Tabanez, AJA; Martinez, JLA. 1992. Restauração e manejo de fragmentos florestais. *Anais - 2Q Congresso Nacional sobre Essências Nativas*.

- Viana, VM & Pinheiro, LAFV. 1998. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. *Série Técnica IPEF*.12 (32): 25-42.
- Vieira, DLM. 2006. Regeneração natural de florestas secas: Implicações para a restauração. Tese. Universidade de Brasília.
- Vinter, T. 2013. Edge effects on plant species diversity in forest landscapes. The Department of Ecology, Environment and Plant Sciences Stockholm University. 39p.
- Violle, C; Navas, ML; Vile, D; Kazakou, E; Fortunel, C; Hummel, I & Garnier, E. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116(5): 882-892.
- Webster, J & Weber, R. 2007. Introduction to Fungi. Third Edition. *Cambridge University Press*. 875p.
- Whittaker, RH. 1951. A criticism of the plant association and climatic climax concepts. *Northw. Sci.* 25: 17-31.
- Wiens, JA; Crawford, CS & Gosz, JR. 1985. Boundary Dynamics: A Conceptual Framework for Studying Landscape Ecosystems. *Oikos* 45(3): 421-427.
- Will-Wolf, S; Hawksworth, DL; McCune, B, Rosentreter, R & Sipman, H. J. 2004. Lichenized fungi. *Biodiversity of fungi: Inventory and monitoring methods*, 173-195.
- Reid, WV; Barber, C & Miller, KR. 1992. Global biodiversity strategy: Guidelines for action to save, study and use Earth's biotic wealth sustainably and equitably. World Resources Institute, New York.
- Xaver-Leite, AB. 2013. Influência de fatores ambientais na riqueza e composição de espécies de líquens corticícolas em área de Brejo de Altitude e Caatinga. Dissertação. *Universidade Federal de Sergipe*, São Cristóvão. 89p.
- Yahner, RH & Wright, AL. 1985. Depredation on artificial ground nests: effects of edge and plot age. *J. Wildl. Mgmt* 49: 508-12.
- Zheng, D & Chen, J. 2000. Edge effects in fragmented landscapes: a generic model for delineating area of edge influences (D-AEI). *Ecological Modelling* 132(3): 175-190.

**CAPÍTULO 1 – EFEITO DE GRADIENTE BORDA-INTERIOR SOBRE
A RIQUEZA E COMPOSIÇÃO DAS COMUNIDADES LIQUÊNICAS
EM UM REMANESCENTE DE CAATINGA EM SERGIPE**

RESUMO

A perda e a fragmentação de habitats constituem-se nos principais fatores responsáveis pela deterioração da biodiversidade global. Uma consequência importante da fragmentação é a criação de bordas artificiais, a qual ocasiona mudanças microclimáticas ao longo das fronteiras entre um fragmento florestal e o ambiente de interior, denominadas de efeitos de borda, que pode resultar em modificações na composição de espécies, redução na diversidade funcional e alteração em processos ecológicos chave. O objetivo desse estudo foi avaliar se a comunidade de líquens corticícolos crostosos tem a riqueza e composição de espécies alteradas ao longo do gradiente borda-interior, em resposta à fragmentação florestal em uma área de Caatinga, no estado de Sergipe, correlacionando com diferentes distâncias de borda e outros fatores abióticos como luminosidade (abertura do dossel e transmitância total e difusa), DAP (diâmetro a altura do peito do forófitos), pH da casca e elevação. A área de estudo está localizada no assentamento Santa Maria da Lage, município de Poço verde, Sergipe. De um total de 972 amostras, obteve-se a identificação de 182 espécies, distribuídas em 16 famílias e 57 gêneros. Foi observada uma relação significativa entre a riqueza e transmitância difusa ($p=0.0448$). A análise de composição de espécies revelou uma diferença significativa entre as distâncias de borda, em que os valores de ANOSIM ($p=0,0314$, $R=0,09074$) mostram uma diferença entre as espécies de microlíquens entre as distâncias de 0 a 100 m da borda em relação às espécies localizadas em distâncias superiores a 200 m da borda, indicando uma substituição de espécies ao longo do gradiente borda-interior.

Palavras-chave: borda, conservação, fragmentação, líquens, Savana estépica, semiárido.

ABSTRACT

The loss and fragmentation of habitats constitute the main factors responsible for the deterioration of global biodiversity. An important consequence of the fragmentation is the creation of artificial borders, which causes microclimate changes along the border between a forest fragment and the interior environment, called edge effects, which can result in changes in species composition, reduced functional diversity and changes in key ecological processes. The aim of this study was to evaluate whether corticolous crustose lichen communities undergo edge effects with respect to species richness and composition in response to forest fragmentation in an area of Caatinga in the state of Sergipe, correlating with different edge distances and other abiotic factors such as brightness (opening canopy and total and diffuse transmittance), DBH (diameter at breast height phorophytes), pH of the bark, and elevation. The study area is located in the settlement of Santa Maria Lage, city of Poço Verde, Sergipe. A total of 972 samples represented 182 species belonging to 16 families and 57 genera. A significant relationship between richness and diffuse transmittance ($p=0.0448$) was observed. The composition analysis revealed a significant difference between the edge distances, wherein the ANOSIM values ($p = 0.0314$, $R = 0.09074$) show a difference between microlichens at distances of intervals of 100 meters from the the edge. Indicating a species replacement along the edge-interior gradient.

Key words: edge, conservation, fragmentation, lichens, Savannah, semiarid region.

INTRODUÇÃO

A perda e a fragmentação de habitats constituem-se os principais fatores responsáveis pela deterioração da biodiversidade global (Belinchon et al. 2009). Em detrimento do avanço das fronteiras agrícolas e pastoris, grandes extensões de floresta nativa transformam-se, gradativamente, em fragmentos florestais cada vez menores e mais isolados (Fahrig 2003, Fletcher Jr 2005). No contexto da fragmentação, a Caatinga vem sendo cada vez mais degradada e apenas 40 % da área original ainda estão cobertas por vegetação nativa. Porém, a maior parte encontra-se imersa em um mosaico de regeneração, devido ao uso de sua vegetação para lenha, bem como para plantação de monoculturas ou uso de pastoreio (Sampaio et al. 2010). Tais perturbações contribuem para redução da sua diversidade ecológica e modificações de processos ecológicos chave (Araújo et al. 2005).

Uma das principais consequências da fragmentação é a criação de bordas artificiais, que pode levar a alterações nos sistemas biológicos (Rodrigues & Nascimento 2006) e diferenças nos fatores abióticos, gerando uma espécie de gradiente de temperatura e umidade, que se distende de forma perpendicular à borda (Murcia 1995). As diferenças nos fatores bióticos e abióticos existentes ao longo das fronteiras entre um fragmento florestal em relação ao ambiente de interior são denominadas de efeitos de borda (Gehlhausen et al. 2000).

Dessa forma, as bordas entre as manchas de habitats são, frequentemente, distintas ecologicamente do interior (Ries et al. 2004). Essas áreas caracterizam-se por apresentarem maior velocidade dos ventos, maiores índices de radiação e temperatura, em relação ao interior da floresta (Chen et al. 1995, Oosterhoorn & Kappelle 2000, Tabarelli et al. 2009). Diferenças sutis de temperatura ou de precipitação ou outros fatores ambientais podem levar certas espécies há um aumento, declínio em seu número de indivíduos, ou variações em seu vigor e exuberância (Gleason 1926). Os maiores danos ocorrem durante os primeiros anos de exposição, matando a maioria dos indivíduos vulneráveis (Rheault et al. 2003). Com o tempo, os efeitos de borda são reduzidos pela presença de uma borda de proteção (Gehlhausen et al. 2000).

A distância através da qual uma borda da floresta altera os sistemas biológicos delimita a zona de borda abiótica. Essa zona de borda ocupa um volume de espaço no qual uma transição ambiental ocorre. Assim, o efeito de borda descreve a magnitude de alteração em um fator, considerando que a zona de borda descreve a região em que esta mudança ocorre (Cadenasso et al. 1997). As zonas de borda exibem condições mais extremas para

temperatura, umidade, luz, o que pode tornar-se impróprio aos organismos adaptados às condições de interior florestal (Kivisto & Kuussinen 2000, Rheault et al. 2003, Aragón et al. 2015). Quanto mais longe da borda, menor a intensidade desse efeito (Rodrigues 1998), ou seja, os efeitos de borda diminuem gradualmente à medida que a distância a partir da borda aumenta (Ewers, Thorpe & Didham 2007). Ainda, os efeitos de borda podem ser fortemente influenciados pela paisagem local e efeitos climáticos de maior escala, bem como da matriz circundante (Gehlhausen et al. 2000).

Os impactos negativos dos efeitos de borda sobre os ecossistemas incluem mudanças na composição das comunidades animais e vegetal (Cagnolo et al. 2006) e redução na diversidade funcional (Lopes et al. 2009) como, por exemplo, a proliferação de espécies pioneiras e uma redução de espécies tolerantes à sombra, na área de borda que, por sua vez, podem modificar a estrutura das assembleias de árvores na borda (Lopes et al. 2009). De acordo com Laurance & Vasconcelos (2009), quanto mais próximas da borda de um fragmento florestal, maior a taxa de perda de espécies arbóreas e maior a mudança na composição florística das comunidades arbóreas. Além disso, podem ocorrer alterações em processos chave como, por exemplo, nas taxas de predação de sementes (Penido & Fortunato 2015) e herbivoria (Wirth et al. 2008).

Os efeitos de borda também podem causar declínios de recrutamento e mortalidade entre as espécies sensíveis. Como resultado, as populações de árvores podem enfrentar extinções tanto a níveis locais, como regionais, causando efeitos cascatas sobre polinizadores, predadores e dispersores de sementes (Tabarelli et al. 2004). Em um estudo realizado por Lopes et al. (2009) em um fragmento de Mata Atlântica, foi encontrado uma proporção de indivíduos polinizados por vetores generalistas maior nas bordas florestais, do que em áreas de interior ou de fragmentos com regeneração secundária.

Um objetivo frequente de pesquisadores tem sido medir até que distância os efeitos de borda penetram o remanescente (Chen et al. 1995, Brosnoff et al. 1997, Davies-Colley 2000, Oosterhoorn & Kappelle 2000). Alguns trabalhos realizados evidenciam que há uma estabilidade microclimática, principalmente em relação à luz e temperatura, a partir dos 50 m da borda, mostrando que o efeito de borda é atenuado gradualmente à medida que se avança para o interior da floresta (Murcia 1995, Ries et al. 2004). Em outros trabalhos, foi encontrado que o efeito de borda tende a minimizar seus impactos após 100 m para o interior do fragmento (Alves-Junior et al. 2006, Oliveira et al. 2011a). Para os líquens epífitos, foi observado que a influência de borda pode alcançar os 50 m (Rheault et al. 2003). Alguns

trabalhos que abordaram a influência dos efeitos de bordas sobre líquens consideraram a distância de 100 m como referência das condições de interior (Esseen & Renhorn 1998, Rheault et al. 2003, Belinchón et al. 2007).

Líquens epífitos têm grande potencial como indicadores de efeitos de borda da floresta (Essen & Renhorn 1998, Rheault et al. 2003, Pinho et al. 2012), pois são organismos sensíveis e fortemente influenciados pelo seu microhabitat, principalmente nas condições de umidade, temperatura e luminosidade (Cáceres et al. 2007, Schoenwetter 2010). Assim, esses organismos podem ser fortemente afetados pelas condições ambientais nas bordas florestais (Essen & Renhorn 1998), alterando a composição e estrutura das suas comunidades (Belinchon et al. 2007), bem como a sua diversidade, uma vez que, são significativamente influenciadas por variáveis microclimáticas relacionadas com o efeito de borda, ao longo de gradiente borda-interior, principalmente no fator de luminosidade (Brunialti et al. 2012). Entretanto, muitas espécies de líquens podem apresentar uma maior plasticidade a determinadas condições ambientais, como temperaturas elevadas e menor umidade (Purvis 2010), devido à sua capacidade de captar água da atmosfera (Chaparros & Ceballos 2002). Em regiões semiáridas, como a Caatinga, são bem adaptados a essas características (Cáceres et al. 2008), com algumas espécies liquênicas que possuem adaptações para captação de luz e reidratação (Pardow 2007).

Estudos que abordam os efeitos de borda sobre líquens epífitos foram realizados, em sua maioria, em florestas na Europa, no Mediterrâneo (Brunialti et al. 2012), em florestas Boreais (Esseen & Renhorn 1998, Kivistö e Kuusinen 2000, Hilmo & Holien 2002, Rheault et al. 2003) e floresta de Estepe (Hauck 2014). Para o Brasil, poucos trabalhos dedicaram-se ao estudo das respostas dos líquens aos efeitos de borda, sendo que desses, foram realizados apenas em área de Mata Atlântica (Pardow 2007, Andrade 2015). Este é o primeiro estudo realizado sobre líquens e gradiente borda-interior em área de Caatinga.

A investigação sobre as bordas florestais pode contribuir para a nossa compreensão do padrão da paisagem e, através desse processo, a documentação de influência da borda e a caracterização da estrutura interna das bordas (Harper & Macdonald 2001). Pensando nisso, este trabalho tem como objetivo compreender a influência dos efeitos de borda na qualidade e variação dos microhabitats e como estes afetam a distribuição e composição das comunidades liquênicas em uma área de Caatinga, no Estado de Sergipe, correlacionando-as com fatores bióticos e abióticos como elevação, pH, DAP, luminosidade, propondo-se as seguintes hipóteses: H1- A composição será diferente ao longo do gradiente borda-interior do

remanescente; H2- a riqueza será diferente ao longo do gradiente borda- interior; H3- quanto maior a luminosidade, maior será a riqueza de líquens corticícolas crostosos; H4- quanto maior os fatores DAP e elevação maior será a riqueza de líquens corticícolas crostosos; H5- quanto menor o pH, maior a riqueza de fungos liquenizados.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O trabalho foi realizado em um remanescente de Caatinga (Figura 1), na Fazenda Santa Maria da Lage, localizada no município de Poço Verde. A sede municipal encontra-se entre as coordenadas 10°42'11" S e 38°11'06" W e possui uma altitude de 273 metros (Oliveira et al. 2011a). O município de Poço Verde (Figura 2) fica situado no extremo sudoeste do Estado de Sergipe, tendo como áreas limítrofes a leste o município de Simão Dias, ao sul Tobias Barreto e ao norte e oeste o Estado da Bahia, entre os municípios de Paripiranga, Ajustina, Fátima, Heliópolis e Ribeira do Amparo (Oliveira et al. 2013). Está localizado na mesorregião geográfica do Agreste Sergipano e na microrregião de Tobias Barreto (Oliveira et al. 2011b).

A região está inserida no polígono das secas, com um clima do tipo megatérmico semiárido, com transição para seco e sub-úmido. A precipitação média anual do município é de 786,5 mm, com chuvas ocorridas entre os meses de março a julho e temperatura média anual de 23,7°C. Os solos são do tipo Planosol, Halomórficos e Regosol, com uma vegetação de Capoeira, Caatinga, Campos Limpos, Campos Sujos e vestígios de Mata (SERGIPE.SEPLANTEC/SUPES, 1997/2000). A economia do município está baseada, principalmente, na agricultura e pecuária (Oliveira et al. 2011b).



Figura 1- Fragmento florestal em área de caatinga, Poço Verde, Sergipe. Fonte: Dantas, 2015.

Fazenda Santa Maria da Lage

A Fazenda Santa Maria da Lage (Figura 2) está inserida no Assentamento Nossa Senhora da Lage, situado a 9 km da sede municipal de Poço Verde, Sergipe (Figura 2) e distante 145 km de Aracaju (INCRA, 2009). Com uma área estimada em 433 ha e duas áreas de reserva legal (INCRA, 2007), é considerada uma área sustentável bem-sucedida (INCRA, 2011), desapropriada para fins de Reforma Agrária em 24 de outubro de 1996 e criado pelo INCRA em 31 de dezembro de 1997 (INCRA, 2007).

Segundo Ferreira (2011), as reservas locais do Assentamento Nossa Senhora da Lage totalizam 71,42 ha da área já explorada e são especificadas por uma floresta seca e densa, com espécies de Caatinga arbórea e arbustivas, que já sofrera com extração vegetal de médio impacto e atualmente encontra-se em processo de regeneração. As famílias de plantas de maior representatividade nessa área são Fabaceae, Asteraceae, Malvaceae, Apocynaceae, Convolvulaceae, Orchidaceae e Rubiaceae. O fragmento florestal estudado está envolto por uma matriz composta por plantações (Figura 3a) de milho por ambos os lados e uma por uma estrada não asfaltada (Figura 3b), não apresenta perturbações humanas muito acentuadas, porém, foi notada a presença de gado dentro da mata, em algumas ocasiões, durante o período de coleta.

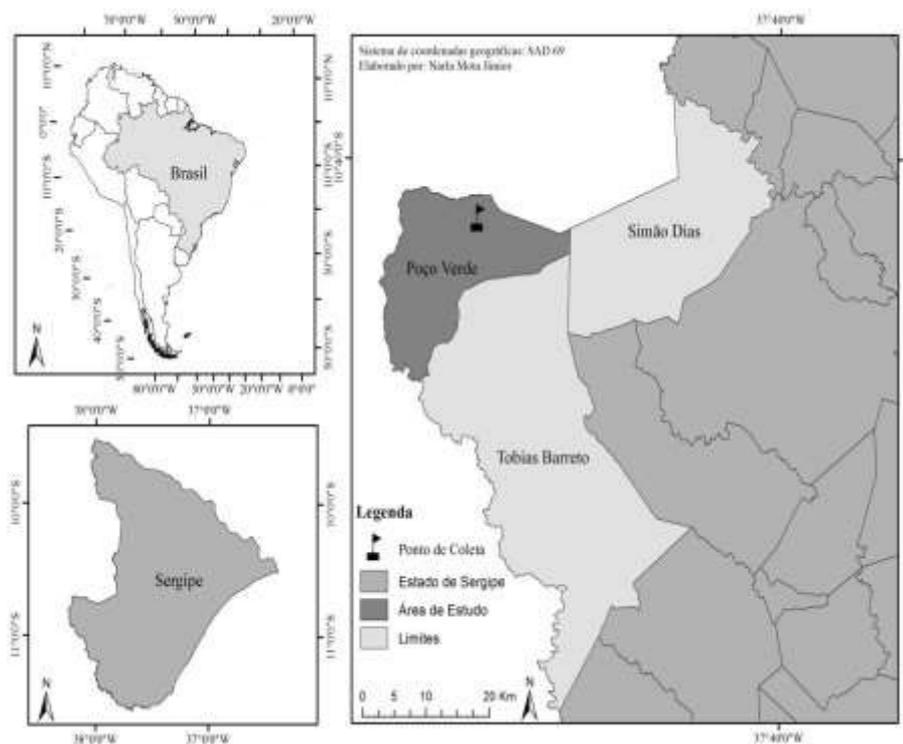


Figura 2 - Localização da área de estudo, situada no município de Poço Verde, Sergipe.



Figura 3 - Representação do Fragmento florestal de Caatinga: A) borda com plantação de milho, B) borda com estrada. Fotos: Dantas, 2015.

Coleta e Processamento de material biológico

Coleta do material biológico

Alguns trabalhos que abordaram a influência das bordas sobre briófitas e líquens consideraram a distância de 100 metros como referência das condições de interior (Esseen &

Renhorn 1998, Rheault et al. 2003, Esseen 2006, Belinchón et al. 2007, Boudreault 2008). A coleta das espécies de líquens corticícolas na área de estudo foi realizada através da demarcação de 80 pontos distribuídos, aleatoriamente, em diferentes distâncias da borda, ao longo do fragmento (Figura 4). O georreferenciamento dos pontos de coleta foi realizado com auxílio de GPS (Global Position System) e, baseado nesses dados, foi produzido o mapa de localização e do perímetro da área de estudo em questão. A marcação das coordenadas geográficas foi realizada com o uso do sistema de UTM/UPS. Cada ponto de coleta foi delimitado a partir do programa ArcGis, fornecendo pontos com distâncias homogêneas entre si e distribuídas de forma aleatória no fragmento, sendo 0 e 330 m a menor e maior distância da borda, respectivamente. A cada ponto marcado, foi escolhida a árvore mais próxima e que continha líquens, totalizando 80 árvores. Cada árvore (forófito) foi considerada uma unidade amostral, onde os líquens foram coletados. As árvores selecionadas apresentavam DAP > 6,0 cm, e a área amostral em cada tronco foi entre as alturas de 0,5 m até 1,50 m com relação ao solo. Para cada árvore também foram aferidos o pH da casca, CAP (circunferência a altura do peito) que, posteriormente, foram transformados em DAP (diâmetro à altura do peito), e elevação do local.

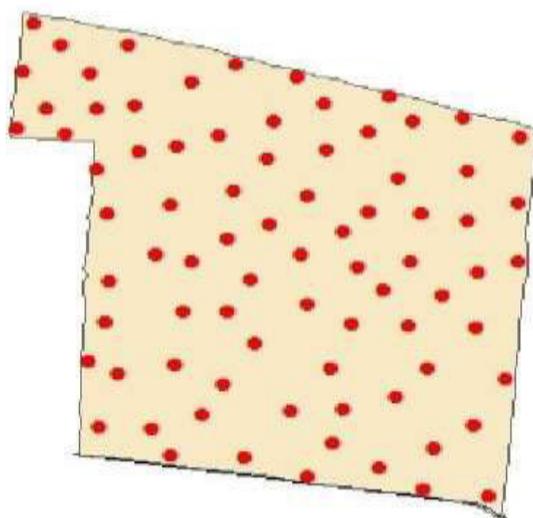


Figura 4 - Desenho esquemático amostral da distribuição dos pontos de coleta no fragmento florestal.

A remoção dos talos líquênicos do córtex dos hospedeiros selecionados foi realizada com auxílio de faca e martelo (Figura 5). A coleta foi realizada segundo as normas propostas por Spiman (1996) e Cáceres (2007). As amostras foram acondicionadas em envelopes de papel, nos quais foram registrados data e local da coleta e número da árvore.



Figura 5 - Remoção de talo liquênico do forófito, com auxílio de faca e martelo. Fragmento florestal inserido na fazenda Santa Maria da Lage, Poço Verde, Sergipe. Foto: Dantas, 2015.

Processamento e identificação das amostras

O material coletado foi secado com auxílio de prensas botânicas (Figura 6A) em temperatura ambiente, utilizando-se de jornais e papelão, para preservação das características morfológicas e química dos líquens. Posteriormente, as amostras foram levadas ao Laboratório de Liquenologia (LALIQ), do Departamento de Biociências, Universidade Federal de Sergipe, Campus Professor Alberto Carvalho, em Itabaiana, Sergipe, onde foram confeccionadas exsicatas, utilizando-se papel cartão branco de dimensões 15 x 07 cm, com as informações do local, data da coleta e número da árvore, usando-se cola para aderir os talos liquênicos ao papel cartão (Figura 6B).

As amostras foram acondicionadas em caixas organizadoras e submetidas a congelamento no freezer, durante uma semana, para evitar a contaminação por outros predadores como fungos parasitas, artrópodes e ácaros, e eliminação de ovos e larvas. O material liquênico, devidamente confeccionado e etiquetado, foi depositado no Herbário ISE, da Universidade Federal de Sergipe, Campus Professor Alberto Carvalho, como material de referência.



Figura 6 – A. Secagem das amostras em prensa botânica. B. Exsicatas confeccionadas, prontas para o processo de identificação. Fotos: Dantas, 2015.

Para a identificação das espécies de líquens crostosos, foram feitas secções transversais no talo (Figura 7A) e ascoma, com auxílio de lâmina de aço, sob microscópio estereoscópico binocular Leica, modelo EZ4. Posteriormente, foi feita a análise dos cortes ao microscópio óptico Leica, modelo DM500, em preparação com água destilada, onde foram observadas características morfológicas como tamanho, coloração e septação dos ascósporos, inspersão do himênio, carbonização do excípulo, entre outros caracteres de importância taxonômica, a depender do grupo.

Testes histoquímicos foram realizados utilizando solução aquosa de hidróxido de potássio (KOH 10%) para a observação de reações com compostos secundários (Figura 7B) como a formação de cristais, e solução Lugol (I 2%), para reações amilóide e dextrinóide (Figura 7C), comumente empregados em taxonomia de fungos liquenizados (Figura 7C). Da mesma forma, também foram feitos testes com hipoclorito de sódio (C) (água sanitária comercial, NaClO), parafenilendiamina (P) e luz Ultravioleta (UV). A classificação em nível de classe e ordem foi baseada em Lumbsch & Huhndorf (2007). Para a identificação das espécies foi utilizada bibliografia especializada: Cáceres (2007), Lücking et al. (2009), Aptroot et al. (2008), Aptroot et al. (2013), Harris (1995), Sipman et al. (2012), Aptroot (2012), Lücking et al. (2011), Rivas Plata et al. (2010), Sipman (2003), Aptroot & Cáceres (2013).

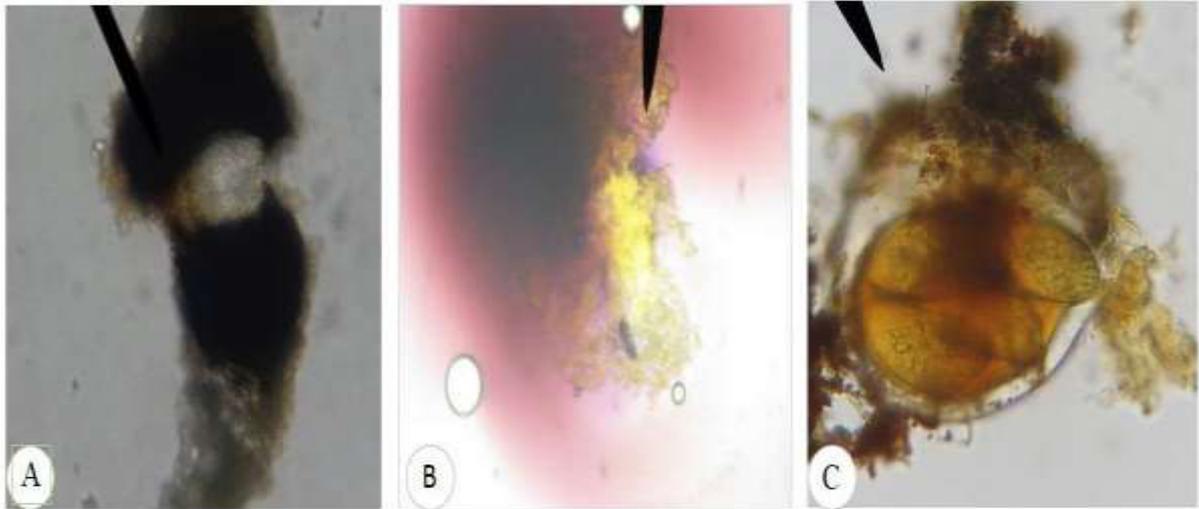


Figura 7- (A) Corte transversal do ascoma; (B) teste de hidróxido de potássio, resultando na formação de substância avermelhada; (C) teste com lugol, resultando em coloração alaranjada. Fonte: Dantas, 2015.

Amostragem dos fatores ambientais bióticos e abióticos

A Caatinga é uma vegetação predominante do semiárido brasileiro e está condicionada ao déficit hídrico relacionado à seca em decorrência da irregularidade das chuvas, bem como altas temperaturas associadas à alta intensidade luminosa, que provocam uma demanda evaporativa alta e consequente dessecação do solo (Trovão et al. 2007). Dado essas condições, foi aferido as medidas de luminosidade e pH dos troncos dos forófitos nos períodos seco e chuvosos.

A medida do DAP foi realizada através da circunferência a altura do peito (CAP) de cada forófito, aferida com uma fita métrica colocada ao redor do tronco, numa altura de 1,5 m distante do solo. Em seguida, o CAP foi convertido em DAP, através da seguinte equação: $DAP = CAP / \pi$.

A medição do pH foi aferida através do aparelho Skin Meter – HI 9918. Após a retirada de uma amostra do forófito selecionado, posicionou-se o eletrodo de cabeça plana na superfície do tronco até a estabilização dos valores apresentados pelo aparelho. Foi adotada a variação numérica de 0 a 6,9 para pH ácido, 7,0 para pH neutro e 7,1 a 14 como pH básico.

A intensidade luminosa incidente em cada árvore amostrada foi aferida com o auxílio de uma câmera fotográfica modelo Canon Power Shot SX20 IS, acoplada a uma lente do tipo “olho-de-peixe”, que fornece fotos hemisféricas, com a abertura do dossel em 180° (Figura8). As fotos foram tiradas com o auxílio de um tripé de 1,5 m de altura, tendo sua lente nivelada

com nível de bolha e a câmera direcionada ao norte magnético, através do uso de bússola (Garcia et al. 2007).



Figura 8 - Medição da luminosidade com o uso de uma Câmera digital acoplada a uma lente “olho-de-peixe”, que fornece fotos hemisféricas, direcionada ao norte magnético com o auxílio de uma bússola. Fonte: Dantas, 2015.

O uso de fotografia hemisférica capta a geometria do dossel e, juntamente com software de análise de GLA, fornece um meio barato, simples e confiável de obtenção de boas estimativas de transmissividade solares de acordo com o período de interesse (Hardy et al. 2004). As imagens foram realizadas no início da manhã, no final da tarde e também nos períodos em que a luz solar era encoberta por nuvens, no decorrer do dia (Anderson 1964). Foram tiradas três fotos de cada forófito no período de seca e três no período de chuva, totalizando 480 fotos. Posteriormente, as fotos foram analisadas através do software Gap Light Analyzer (GLA) Version 2.0 e realizada a média dos valores obtidos, para os parâmetros transmitância total e difusa (e suas respectivas porcentagens) e abertura do dossel.

As correções magnéticas necessárias à utilização do softwer GLA foram feitos através de consulta disponível em <http://geomag.nrcan.gc.ca/apps/mdcal-eng.php>, com os dados de altitude, coordenadas geográficas dos forófitos hospedeiros, altitude e data da coleta. A fotografia registrada foi convertida em preto e branco e recortada no formato quadrado requisitado pelo GLA (Figura 9). Em seguida, esta mesma fotografia foi dividida radialmente e em círculos concêntricos equidistantes de acordo com a geometria óptica da lente de maneira que cada setor represente uma proporção igual do hemisfério.

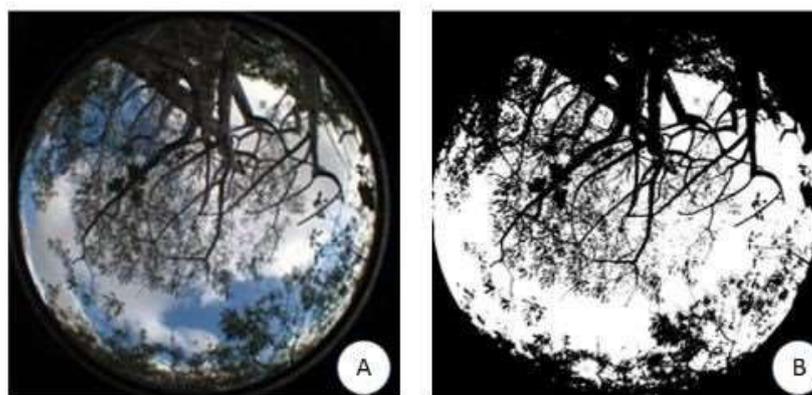


Figura 9 - Representação da foto hemisférica tirada em campo com o auxílio da lente olho-de-peixe. (A) foto original; (B) foto digital convertida em preto e branco, tratada com o programa GLA. Fotos: Dantas, 2015.

Análises estatísticas dos dados

Análise da Riqueza

Para verificar se a variável resposta (riqueza) era influenciada pelas variáveis explicativas, sendo elas os fatores ambientais (DAP, pH, transmitância total e difusa, abertura do dossel nos períodos de seca e chuva) e as distâncias da borda, foram construídos modelos lineares generalizados (GLM). A riqueza de espécies foi considerada o número de espécies em cada amostra. O GLM é utilizado quando a discrepância não é permanente ou quando os erros não são normalmente distribuídos. O GLM pode ser utilizado quando os dados são expressos em proporções ou são dados de contagem e permite a especificação de uma variedade de erros (Crawley 2007).

A normalidade dos dados foi verificada através do teste de Shapiro-Wilk e, de acordo com os resultados obtidos, foi aplicado o teste de distribuição Poisson. Posteriormente, detectado *overdispersion*, os erros padrões foram corrigidos usando um modelo Quasi-GLM, onde a variância é dada por $f \times \mu$, onde μ é a média e f é o parâmetro de dispersão. (Provet et al. 2011). As análises de riqueza foram feitas no programa R Development Core Team version 3.22 (2015). Os modelos mínimos foram obtidos, retirando-se as variáveis não significativas e acrescentando apenas as variáveis com tendência significativa.

Análise da composição

A composição das espécies de líquens corticícolas entre as distâncias de borda foi analisada no programa PAST (Hammer et al. 2001), através da análise de ordenação de

escalonamento Multidimensional não métrico (NMDS), que ordenou as espécies de acordo com a ocorrência e as distâncias nas amostras e utilizada as distâncias de Jaccard. A significância de similaridade entre as distâncias da borda foi realizada através do ANOSIN. Esse teste permite avaliar o efeito principal de cada fator, isto é, o efeito que o fator produz na variável resposta que é devido exclusivamente a ele (Bundchen 2010). Onde valores de $p < 0,05$ mostra diferença entre as distâncias no gradiente de borda.

Ainda no mesmo programa (PAST), para indicar as espécies com maior representatividade na diferenciação entre a composição das espécies entre as distâncias de borda, foi utilizada a análise multivariada SIMPER (Clark 1993). Esta análise decompõe a contribuição de cada espécie para a dessemelhança observada (ou dissimilaridade) entre as amostras. Ele permite identificar as espécies que são mais importantes na criação do padrão observado de dissimilaridade. O método utilizado foi a medida Euclidiana de semelhança, comparando, por sua vez, cada uma das amostras no Grupo 1 (0-99) com cada amostra no Grupo 3 (200-330). Utilizaram-se as distâncias extremas para ver se o efeito de borda era evidenciado (comunicação pessoal, Leandro Souto). Como o método euclidiano opera em nível de espécie, e, portanto, a dissimilaridade média entre os Grupos 1 e 3 pode ser obtido para cada espécie.

RESULTADOS

De um total de 972 amostras, obteve-se a identificação de 182 espécies, distribuídas em 16 famílias e 57 gêneros, incluindo três espécies novas para a ciência. As famílias mais representativas foram Graphidaceae, com 63 espécies, seguidas por Roccellaceae com 26 espécies, Arthoniaceae com 22 espécies, Trypetheliaceae com 16 espécies, Pyrenulaceae, com 11 espécies. Os gêneros com maior número de espécies foram *Graphis* com 18 espécies, *Arthonia* com 10 espécies, *Opegrapha*, *Phaeographis*, *Pertusaria* e *Pyrenula* cada um com 9 espécies, *Lecanora* com 7 espécies, *Anisomeridium*, *Enterographa* e *Trypethelium* com 6 espécies cada, *Acanthothecis*, *Arthopyrenia*, *Fissurina*, *Polymeridium* e *Thelotrema* tiveram 5 espécies cada.

Das 182 espécies, 41 foram exclusivas das distâncias mais próximas a borda (0-99 m), 23 espécies foram restritas as distâncias intermediárias (100-199 m) e 18 ocorreram apenas no interior do fragmento (200-330 m). Apenas 35 espécies ocorreram em todas as distâncias, sendo *Leucodecton occultum*, *Coniocarpon cinnabarinum* e *Graphis furcata* as espécies mais

comuns encontradas em todos os ambientes. Embora apresentem uma média de ocorrência diferente entre os grupos de distância, juntas estas três espécies contribuem com 10,87% do padrão encontrado.

Em relação à forma de crescimento, 96% eram crostosos, 2% microfoliosos, 1% esquamulosos e 1% filamentosos. Todas as espécies estavam associadas às algas clorofíceas e nenhuma estava em simbiose com cianobactérias. Dentre as clorofíceas, apenas 16% eram clorococoides e 84% eram trentepohlioides.

Análise dos fatores ambientais

Com a análise dos modelos generalizados (GLM), foi constatado que a riqueza de líquens crostosos não diferiu entre as distâncias ao longo do gradiente de borda-interior ($p > 0,4577$). Quando é levado em consideração a relação entre a riqueza e os demais fatores ambientais (tabela 1), pH ($p < 0,32856$), transmitância total (trantot) ($p < 0,5228$), abertura do dossel (canop) ($p < 0,2583$), DAP (diâmetro à altura do peito) ($p < 0,3160$), somente o fator de luminosidade indicou ter influência na variável riqueza. O valor da média de transmitância difusa entre os períodos seco e chuvoso ($p = 0,0448$, $F = 30,5891$) foi o único fator com resultado significativo influenciando a riqueza de microlíquens. Entretanto a análise mostrou que a variável transmitância difusa influenciou de maneira negativa o número de espécies de líquens corticícolas.

Tabela 1- Resultado da análise de modelos lineares generalizados (GLM) entre a riqueza e os fatores ambientais.

Fator ambiental	Valores de p
Transmitância difusa	0.0448*
Abertura do dossel	0.2583
DAP	0.3160
pH	0.32856
Transmitância total	0.5228

• P significativo

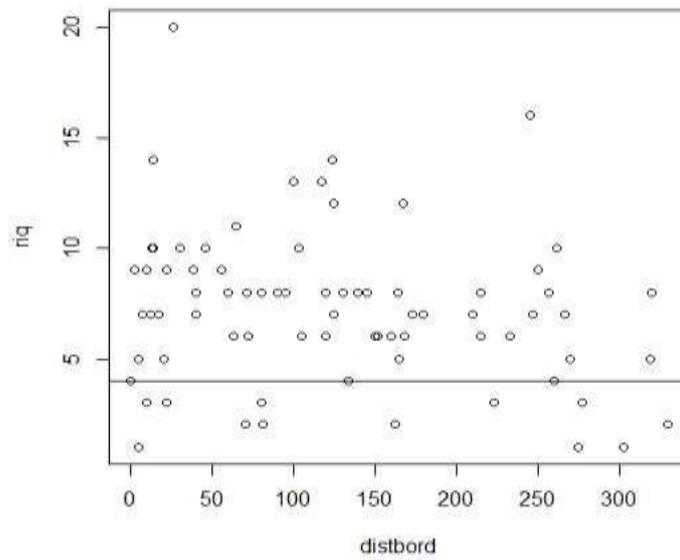


Figura 10 - Relação entre a riqueza de líquens corticícolos e as distâncias de borda.

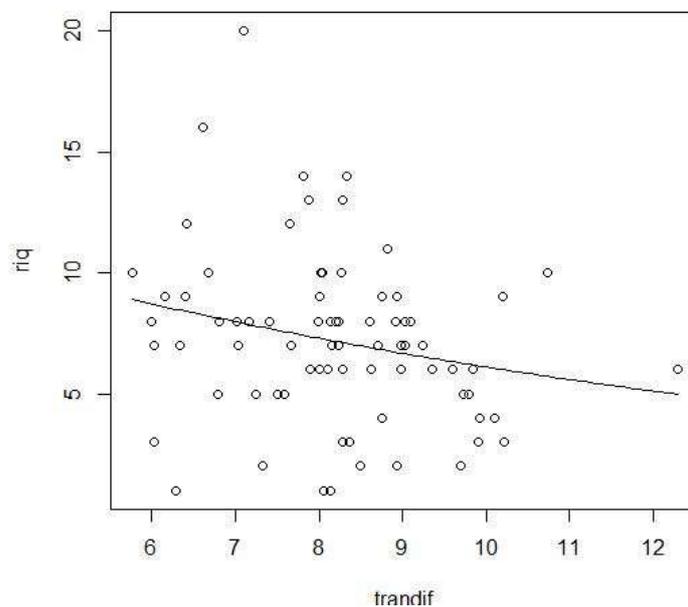


Figura 11- Análise da relação entre a riqueza (riq) e a transmissão difusa (trandif).

Composição das espécies

A análise de SIMPER (similarity percentage breakdown) indicou que dentre as espécies que se encontram na área menos afetada pelo efeito de borda (200-300m), juntas

contribuem com 4,5% do padrão de dissimilaridade encontrado. Em relação às espécies que só ocorreram nas distâncias (0-99m) do fragmento, o padrão revela uma contribuição de 9% e em relação às espécies exclusivas nas distâncias (100-199), encontramos um padrão de 5,2%.

Análise de similaridade (ANOSIM), utilizando o índice de similaridade de Jaccard, demonstrou uma diferença significativa na composição das espécies de líquens corticícolas entre as distâncias de 0-100 m da borda em relação à distância > 200 ($p = 0,0314$; $R = 0,09074$) (Tabela 1).

As espécies que se encontram na área mais distante da borda (200- 300m), mas não foram localizadas nas outras distâncias da borda são *Acantothecis corcovadensis* (Redinger) Staiger & Kalb, *Bathelium madreporiforme* (Eschw.) Trevis., *Fissurina comparilis* (Nyl.) Nyl., *Graphis anfractuosa*(Eschw.)Eschw., *Halographa* sp., *Heterocyphelium leucampyx* (Tuck.) Vain., *Melaspilea* sp., *Ocellularia dolichotata* (Nyl.) Zahlbr., *Opegrapha* cf. *atrátula* Müll. Arg., *Phaeographis tortuosa* (Ach). Müll. Arg., *Pyrenula acutispora* Kalb & Hafellner, *Pyrenula subgregantula* Müll.Arg., *Sclerophyton fluorescens* Sparrius, *Thelotrema sordidescens* (Fée) Nyl., *Thelotrema* sp. e *Trypethelium nitidiusculum*.(Nyl.) R.C. Harris.

Dentre as espécies encontradas exclusivamente entre 0-99 m da borda do fragmento, temos *Acantothecis* cf. *dialeuca* (Kremp.) Staiger & Kalb, *Graphis palmicola* Makhija & Adaw., *Pyrenula bahiana* Malme, *Dirinaria leopoldii* (Stein) D.D. Awasthi, *Cratiria obscurior* (Stirt.) Marbach & Kalb, *Coniocarpon* sp, *Acantothecis* sp, *Graphis nanodes* Vain., *Graphis immersicans* A.W. Archer, *Phaeographis* aff. *neotricosa* Redinger e *Graphis caesiella* Vain.

Tabela 2-Análise de similaridade (ANOSIM) entre as distâncias no gradiente borda-interior.

Distâncias	Valores de P			Valores de R		
	0-99	100-199	200-330	0-99	100-199	200-330
0-99	-	0,4404	0,0314*	-	0,002902	0,09074
100-199	0,4404	-	0,0895	0,002902	-	0,04418
200-330	0,0314*	0,0895	-	0,09074	0,04418	-

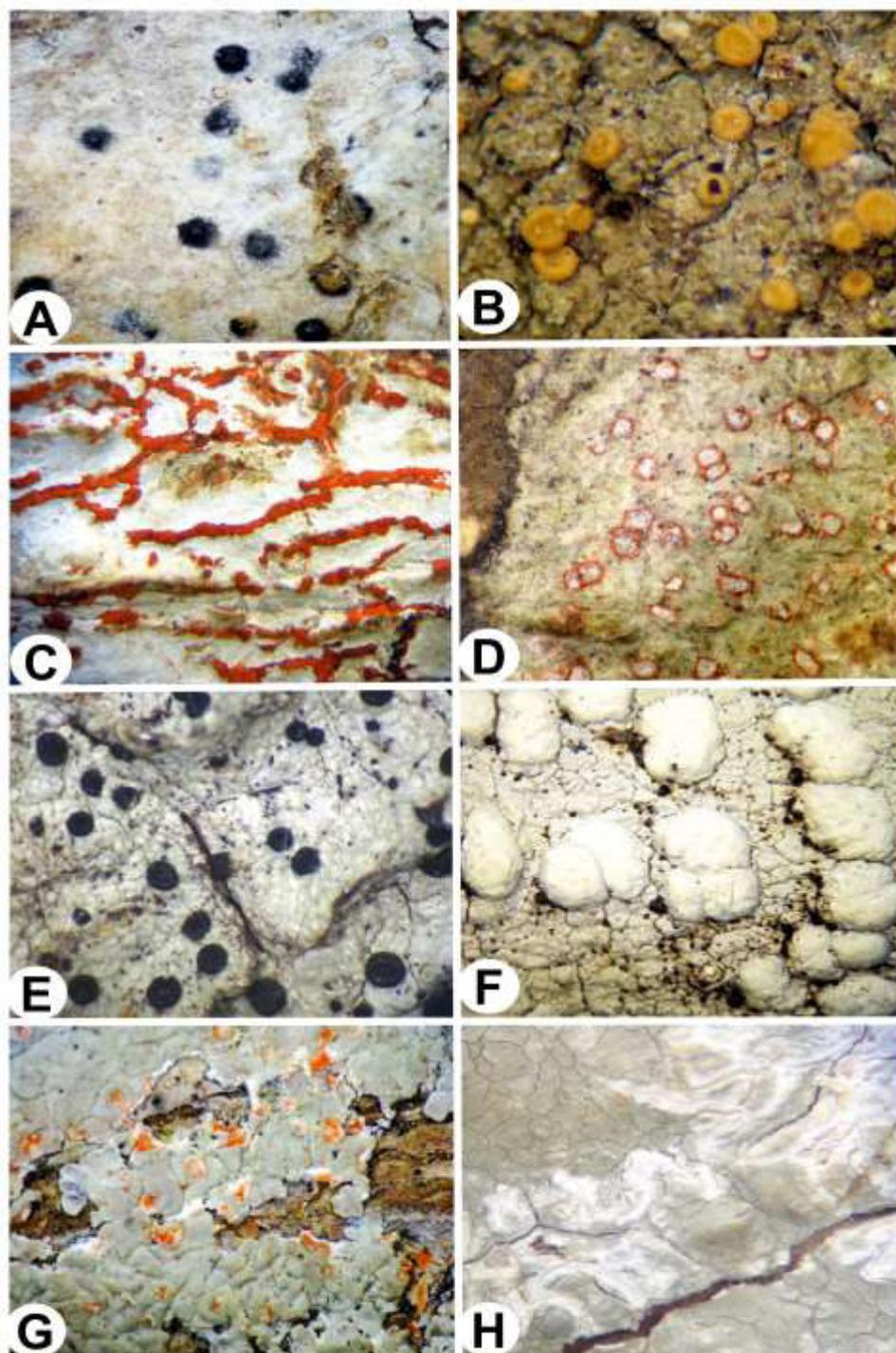


Figura 12 - Espécies de líquens encontradas em Poço Verde, Sergipe. (A) *Anisomeridium biforme*; (B) *Arthonia parantillarum*; (C) *Coniocarpon cinnabarinum*; (D) *Myriostigma miniatum*; (E) *Cratiria lauri-cassiae*; (F) *Cryptothecia fabispora*; (G) *Dirinaria leopoldii*; (H) *Diorygma poitaei*.

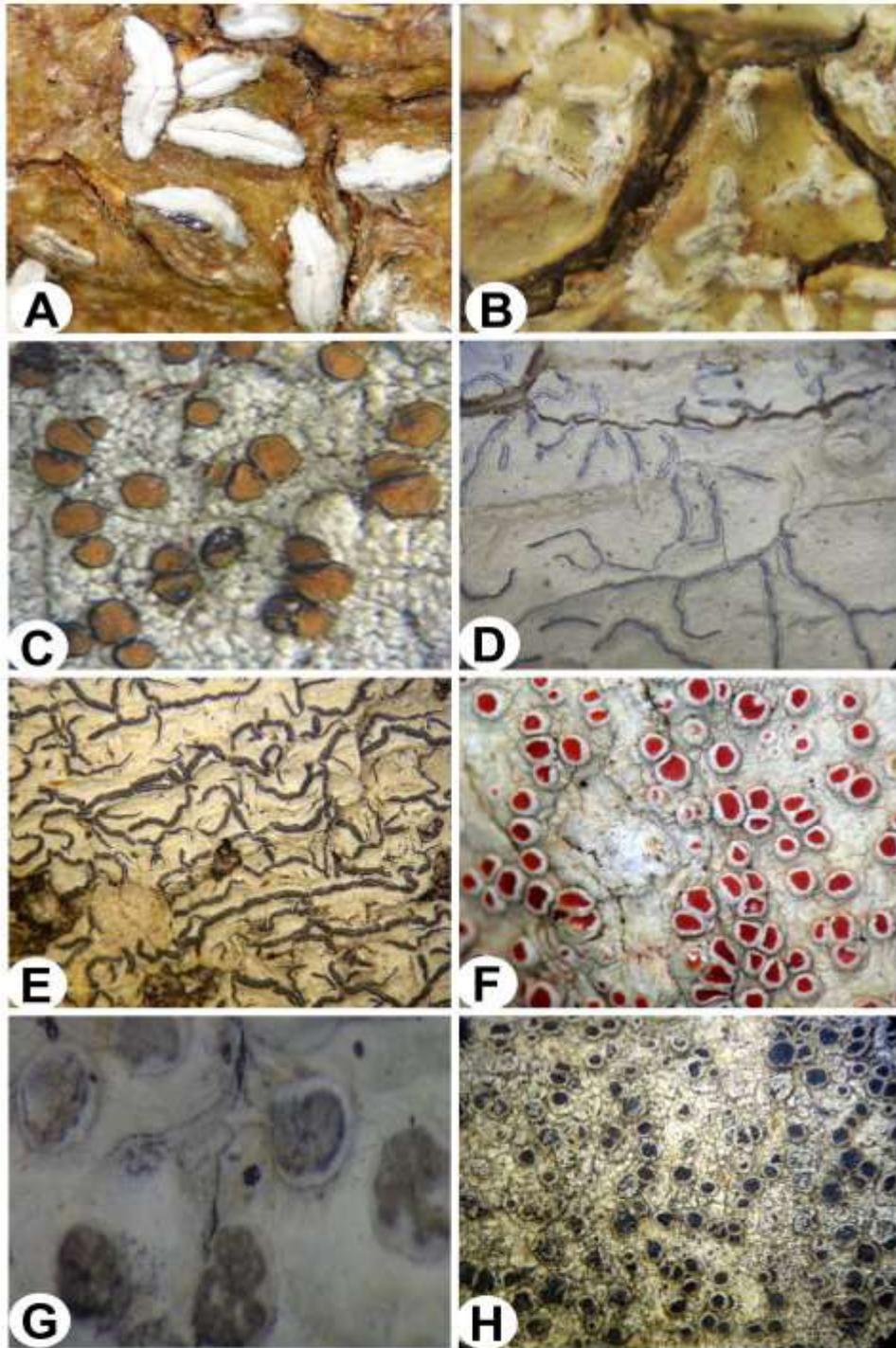


Figura 13 - Espécies de líquens encontradas em Poço Verde, Sergipe. (A) *Dyplolabia afzelii*; (B) *Fissurina comparilis*; (C) *Gassicurtia elizae*; (D) *Graphis furcata*; (E) *Graphis paralleloides*; (F) *Haematomma persoonii*; (G) *Lecanactis epileuca*; (H) *Lecanora hypocrocina*.

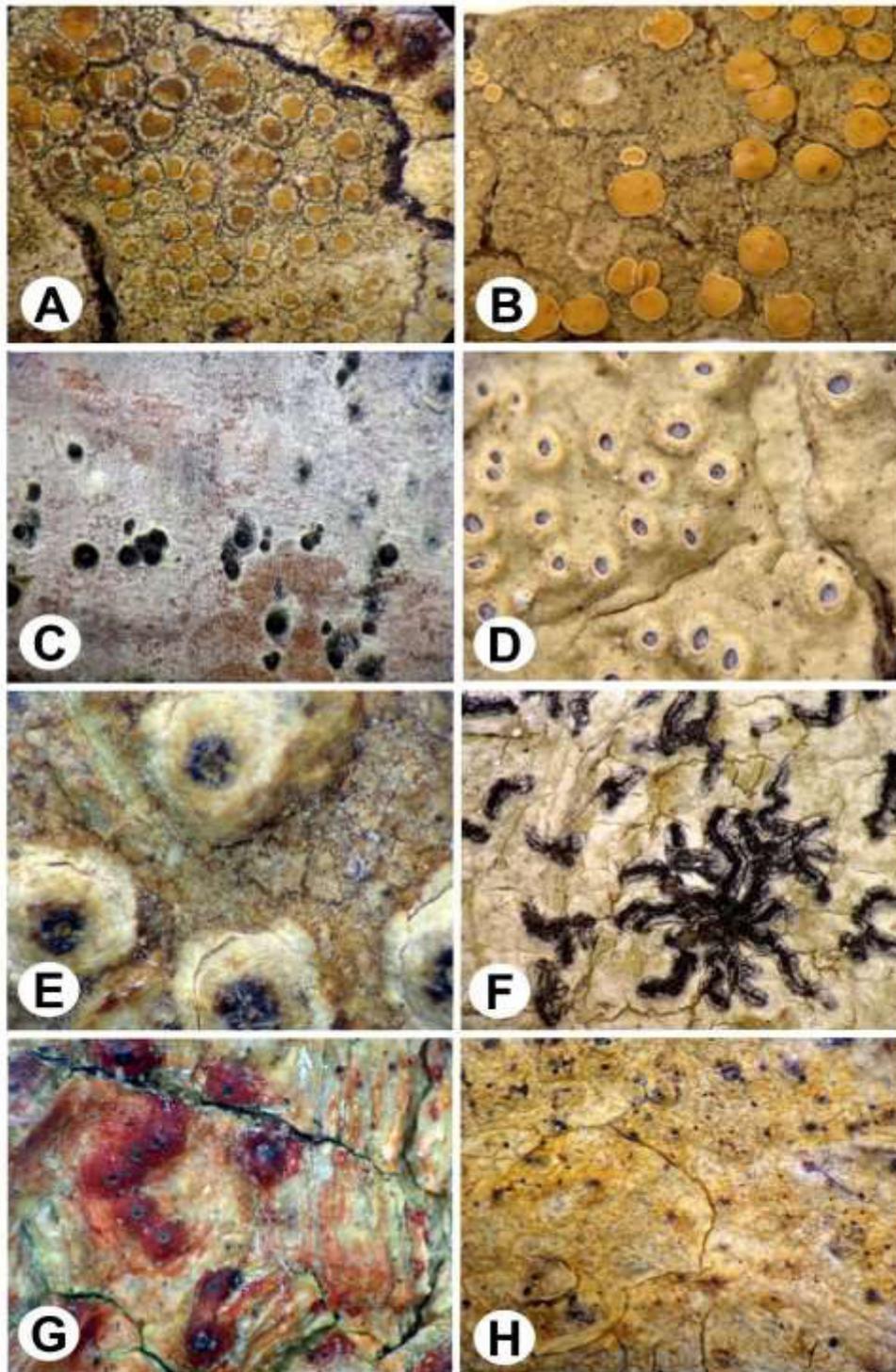


Figura 14 - Espécies de líquens encontradas em Poço Verde, Sergipe. (A) *Lecanora leprosa*; (B) *Malmidea gyalectoides*; (C) *Mycomicrothelia miculiformis*; (D) *Ocellularia bahiana*; (E) *Ocellularia cf. triglyphica*; (F) *Opegrapha subdictyospora*; (G) *Pyrenula cruenta*; (H) *Pyrenula ochraceoflava*.

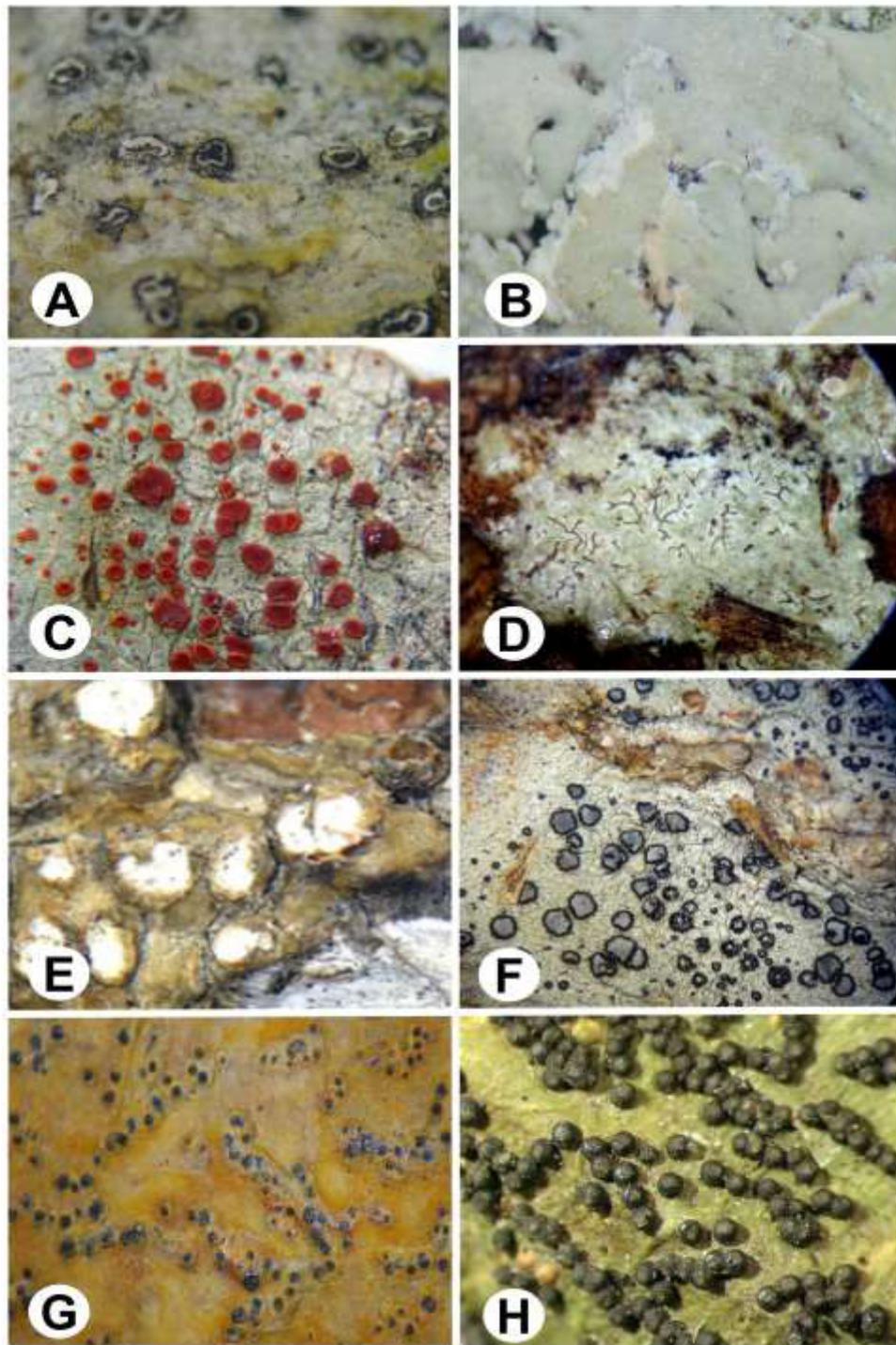


Figura 15 - Espécies de líquens encontradas em Poço Verde, Sergipe. (A) *Pyrgillus javanicus* (B) *Pyxine subcinerea*; (C) *Ramboldia russula*; (D) *Sclerophyton elegans*; (E) *Stegobolus wrightii* (F) *Stigmatochroma gerontoides*; (G) *Trypethelium aeneum*; (H) *Trypethelium tropicum*.

DISCUSSÃO

Composição de espécies liquênicas

Líquens epífitos são sensíveis às perturbações que ocorrem no ambiente e podem ser fortemente afetados pelas condições ambientais específicas em bordas florestais induzidas (Rosebal 2012, Esseem & Erik 1998). Qualquer alteração florestal que acaba por criar novos habitats para espécies raras ou oportunistas, modifica a estrutura das comunidades liquênicas (Martins et al. 2011). Efeitos negativos sobre líquens epífitos, por exemplo, incluem a redução e o desaparecimento de espécies florestais e a aparência típica de espécies tolerantes ubíquas, com um total empobrecimento da flora liquênica (Brunialt et al. 2012). Os resultados obtidos nesse estudo indicaram uma mudança na composição da comunidade de líquens corticícolas entre as distâncias mais extremas no gradiente de borda/ interior em área de Caatinga. Portanto, a hipótese H1 [A composição das espécies varia ao longo do gradiente], foi corroborada. Tais resultados, sugerem que líquens mais sensíveis a condições extremas da borda podem acabar por desaparecerem, permanecendo apenas onde as condições ambientais são adequadas a sua permanência. Ao mesmo tempo, que favorece o desenvolvimento de espécies tolerantes as condições adversas da borda.

A composição da comunidade de líquens epífitos depende de fatores que operam em múltiplas escalas espaciais e temporais (Marini et al. 2011). Perturbações como o desmatamento e a retirada de madeira podem conduzir mudanças nas condições de luz, temperatura e umidade dentro das florestas, causando assim o desaparecimento de espécies mais exigentes (Nascimbene & Marini 2010). Devido a sua natureza poiquilohídrica (Honegger 1998), são fortemente dependentes do microclima local, por isso, geralmente são sensíveis as alterações decorrentes dos efeitos de borda (Peksa & Škaloud 2011). Dessa forma, uma floresta bem desenvolvida tem um microclima mais homogêneo e o corte altera a estrutura da própria floresta, se a fragmentação é excessiva tornando os fragmentos isolados, seus efeitos sobre as espécies podem ser relevantes, causando grandes impactos a diversidade de líquens. (Brunialt et al. 2012). Contudo, a resposta dos líquens a alteração no microclima é resultado de interações entre vários fatores abióticos e bióticos específicos locais. Orientação e idade das bordas, estrutura da floresta e do clima fazem com que generalizações sobre os efeitos de borda sejam difíceis de serem realizadas (Hilmo & Holien 2002).

Estudos anteriores obtiveram os mesmos resultados aqui apresentados (Brunialt et al. 2012, Hauke et al. 2012, Rosabal 2012). Segundo Rosabal et al. (2012), alguns dos fatores que contribuíram para as diferenças na composição de líquens entre borda e interior, no Monte Barranca, em Cuba, foram a baixa diversidade de árvores e o uso do ecossistema adjacente para cultivos e pastagens. Para Hauke et al. (2012), os principais fatores que contribuíram na diferença de composição de líquens, na floresta de Estepe, na Ásia, foram, principalmente, as variações microclimáticas e o nível de perturbação antrópica.

Em contrapartida, estudos recentes realizados na vegetação da Caatinga abordando efeitos de borda não encontraram resultados significativos (Santos & Santos 2008, Cavalcanti & Rodal 2010, Oliveira et al. 2013). Santos & Santos (2008), ao comparar borda e interior de um fragmento, em relação à composição e diversidade de arbustos, cactos e árvores, concluíram que a vegetação do fragmento estudado não é ecologicamente afetada pela criação de bordas. Cavalcanti & Rodal (2010) avaliaram o efeito de borda causado pela abertura de um gasoduto na dinâmica de plantas em três fisionomias de Caatinga (arbustiva aberta, arbustiva densa ciliar e arbustiva densa, porém não consideraram significativos às diferenças na riqueza e diversidade. Outro estudo realizado por Oliveira et al. (2013), aborda o fato de que o efeito de borda não afeta a estrutura das comunidades vegetais no ambiente de Caatinga.

Ainda, em paisagens fragmentadas, a qualidade do habitat (isto é, espécies de árvores e estrutura de suporte) e a natureza da matriz circundante exercem uma influência em diferentes escalas do que outras características consideradas críticas no comportamento da espécie em paisagens fragmentadas, como o tamanho da mancha e isolamento, afetando a presença e cobertura dos líquens, de forma diferente a depender do tipo de floresta (Belinchon et al. 2009). Efeitos de borda podem ser altamente modulados pela matriz circundante. Líquens e briófitas, por exemplo, podem ser afetados pelos efeitos de borda, mesmo quando diferenças significativas nas condições microclimáticas não são aparentes. Segundo os autores Arangon et al. (2015), a matriz e a orientação da borda foram fatores importantes para mudança na composição de espécies líquênicas, em uma floresta bem conservada na Espanha. Quando a matriz era bem abrupta, em relação à floresta, as espécies exigentes de luz foram relacionadas à borda florestal, enquanto que no interior, foram substituídas por espécies menos tolerantes.

No município de Poço Verde, há realidades distintas no campo. Há camponeses que desenvolvem as atividades agrícolas baseadas na pequena produção familiar, com uso de

pouca ou nenhuma adubação, mas também há agricultores rurais que utilizam técnicas modernas como as máquinas, tratores, fertilizantes, sementes geneticamente modificadas e agrotóxicos (Oliveira & Pinto 2013). Esse fragmento em questão é cercado por plantações de milho, além de possuir borda com estrada, e pode estar sofrendo influência dos tipos diferentes de matriz. Além disso, o contraste existente entre a borda e a matriz pode alterar a intensidade desse efeito (Harpher et al. 2005)

Ainda, a influência que os efeitos de borda exercem sobre os líquens podem se estender por cerca de 50 m para dentro da floresta. A resposta dos líquens epífitos para condições de borda pode ser usada por gestores ambientais como um indicador para determinar o tamanho do remanescente que deve ser deixado para aumentar a proporção de interior de habitat florestal em paisagens florestais (Rheault et al. 2003). Para a área do presente estudo, os resultados indicam que os impactos tendem a diminuir a partir dos 200 m.

Como este trabalho foi pioneiro ao analisar os efeitos de borda sobre os líquens ao longo de um gradiente em região de Caatinga, os resultados aqui obtidos consistem em uma informação complementar importante ao que já se sabe sobre efeitos de borda em matas secas. Além disso, fornecem subsídios para que os líquens sejam utilizados por gestores ambientais na criação de estratégias de unidades de conservação, que garantam a preservação desses organismos e do bioma Caatinga. Para que maior diversidade de fungos liquenizados seja preservada, é imprescindível a conservação de áreas florestais tão ameaçadas pelas ações antrópicas (Martins et al. 2011).

Riqueza de líquens

Os resultados obtidos neste trabalho não corroboraram a hipótese 2 [A riqueza muda ao longo do gradiente borda-interior]. Características singulares da Caatinga regem a vida animal e vegetal presentes nesse bioma (Prado 2003). Um efeito menos pronunciado na riqueza de líquens crostosos, pode revelar uma alta tolerância às mudanças ambientais advindas de constantes perturbações, antrópicas ou naturais sobre a vegetação. Uma vez que a distribuição dos líquens é afetada pela distribuição de seus forófitos e não havendo mudanças significativas na vegetação e nas condições microclimáticas, pode ter sido um fator a contribuir para ausência de respostas significativas na riqueza de líquens ao longo do gradiente borda- interior.

Espécies de epífitos são influenciadas pelos efeitos de borda, podendo ter um aumento ou diminuição em sua riqueza, a depender de suas características e da área do fragmento. Espécies sensíveis a maior exposição de luz tendem a permanecer nos fustes mais altos, e espécies especialistas de sub-bosque, tendem a serem eliminadas das bordas, diminuindo, assim, a sua riqueza nos fragmentos florestais (Birelli & Torezan 2007). Diferenças nas respostas da riqueza de líquens em relação às características dos forófitos podem estar interligadas também as alterações que ocorrem durante o crescimento das árvores ao longo do tempo, devido à disponibilidade de diferentes microhabitats. Com o tempo, é esperado um aumento no tamanho da árvore e conseqüente acréscimo na probabilidade de colonização porque aumenta a área de superfície disponível (Ranius et al. 2009).

Estudos anteriores obtiveram resultados semelhantes ao presente estudo (Belinchon et al. 2007, Hedenas & Hedström 2007). Líquens que crescem em ambientes abertos têm uma maior tolerância às temperaturas elevadas, pois por crescerem em locais expostos, eles são submetidos a danos mecânicos consideráveis, tais como ventos fortes e altas temperaturas (Nash 2008). Líquens de ambientes áridos como a Caatinga são melhor adaptados a essas características e também a diferentes condições antrópicas (Cáceres et al. 2008), com algumas espécies liquênicas que possuem adaptações para captação de luz e reidratação (Pardow 2007). É amplamente conhecido que líquens habitantes de zonas com intensa iluminação podem produzir substâncias coloridas, interpretadas como defesa contra o excesso de iluminação dos ambientes expostos em que vivem a qual poderia causar degradação da clorofila (Marcelli 2006). Espécies xerófilas e heliófilas são bastante tolerantes ao estress contínuo causado pelas condições microambientais de borda (Brunialt et al. 2012). Em contraposição, trabalhos realizados com líquens epífitos, na Mata Atlântica do Brasil, (Andrade 2015, Pardow et al 2010), verificaram uma diferença na riqueza entre borda e interior, com maiores valores encontrados no interior florestal.

A ausência aparente de efeitos de borda sobre a riqueza de líquens neste trabalho pode estar relacionada à homogeneidade na estrutura da vegetação. Possivelmente, diferenças microclimáticas entre borda e interior, as quais regem a riqueza de líquens, não foram marcantes a ponto de afetar a riqueza. Sendo assim, alterações na riqueza de líquens que acompanhariam mudanças na estrutura, biomassa da vegetação e no microclima ao longo do gradiente borda-interior, não foram identificadas.

Luminosidade

Em relação à hipótese H3 [quanto maior a luminosidade, maior será a riqueza de líquens corticícolos crostosos], pode-se afirmar que foi refutada. A disponibilidade de luz é um dos fatores que mais afetam os líquens, uma vez que são organismos fotossintéticos. Portanto, a abertura do dossel afeta a riqueza de líquens nos troncos das árvores (Marmor et al. 2012). As condições microclimáticas sob a copa pode interferir na riqueza de espécies líquênicas, por exemplo, como a disponibilidade de luz e a de arbustos no sub-bosque (Nascimbene et al. 2012). A interceptação da radiação solar e transmitância (radiação direta + radiação difusa) variam de acordo com espaço, o tempo e a arquitetura do dossel da floresta (por exemplo, tamanho e localização de clareiras, e no ângulo de incidência solar) (Hardy et al. 2004). Além de sua influência por radiação direta, a energia espectral recebida afeta tanto a temperatura como a umidade do habitat. Assim, torna-se praticamente impossível de separar os efeitos da luz de outros fatores, principalmente quando estão relacionados a organismos poquilo-hídricos como os líquens (Lopes 2006), tais fatores podem ter contribuído para respostas diferenciadas na riqueza de espécies.

A influência da luminosidade para os líquens tem sido relatada por vários estudos (Demmig-Adams et al. 1990, Marmor et al. 2012, Xavier- Leite 2013, Menezes 2013, Mendonça, 2014, Andrade 2015). Em um trabalho realizado por Menezes (2013), em duas fitofisionomias (Carrasco e Cerradão), a riqueza de líquens também foi influenciada de forma negativa pelos índices de abertura do dossel e transmitância. Hedenas & Erickson (2003) notaram uma redução no crescimento de líquens após a remoção de 50% da copa das árvores, e o branqueamento dos talos líquênicos de algumas espécies. Contudo, os autores ressaltam que os efeitos de curto prazo sobre taxa de crescimento e vitalidade podem não refletir os efeitos a longo prazo na sua vitalidade. Porém, os dados obtidos em uma área para uma espécie não podem necessariamente ser aplicado a outras áreas e outras espécies, porque os padrões de resposta podem variar devido a diferenças de clima e também depende do tipo de fotobionte.

Em oposição aos resultados do presente trabalho, Xavier-Leite (2013) e Rodrigues (2012) encontraram uma relação positiva entre a riqueza de espécies de líquens e transmitância total para a área de Caatinga. Enquanto que para a região de Brejo de Altitude, observou-se uma maior riqueza quanto menor os valores de transmitância total (Xavier-Leite 2013). Por outro lado, Mendonça (2014) não encontrou uma relação entre a luminosidade e a

riqueza de espécies liquênicas, na Caatinga, apesar de ter observado uma diferença na abertura do dossel nos diferentes estágios de sucessão ecológica. Este autor atribuiu a ausência de uma resposta na riqueza dos líquens à plasticidade desses organismos aos diversos fatores ambientais.

A penetração da radiação através da abertura do dossel depende de muitos fatores, sendo assim, a transmitância do dossel é uma função dependente do ângulo de inclinação do sol, intensidade da radiação acima do dossel, índice de área foliar, comprimento de onda (Norman & Jarvis 1974) e da espécie arbórea (Hardy et al. 2004). A definição detalhada da estrutura do dossel requer a inclusão de outros atributos, como tamanho, tipo, orientação e distribuição posicional das várias partes da planta, como folhas, galhos, troncos, flores e frutos (Xavier 2002). Sabe-se que o regime de radiação em um povoamento florestal é caracterizado por uma grande variabilidade horizontal, ou seja, como a cobertura florestal não é uniforme, há uma distribuição desigual na densidade do fluxo de luz sobre a superfície do solo. Essa variabilidade resulta na heterogeneidade do dossel das árvores e manifesta-se por ocorrência de Sunflecks (feixes de luz) e clareiras (Elias 2014).

Líquens crostosos, podem utilizar-se de sunflecks na sua fotossíntese e obter assim, cerca de 50-100% da sua fotossíntese bruta. Em condições de baixa intensidade luminosa, os feixes de luz induzem uma rápida resposta fotossintética, cruciais para líquens crostosos na otimização da eficiência no uso da luz em habitats mal iluminados (Lakatos et al. 2006). Contudo, a exposição do aparelho fotossintético desses organismos a luz excessiva pode resultar em fotoinibição da fotossíntese (Demmig-Adams et al., 1990). Assim, em florestas mais abertas, pode contribuir de forma geral, com a redução das comunidades liquênicas (Arangon et al. 2010b).

Alguns líquens, quando expostos a remoção do dossel, podem sofrer fotoinibição e responderem a esse stress químico através do aumento no investimento da reprodução sexual. Esse tipo de *trade-off* pode indicar a forma como os líquens lidam com o estresse microclimático e também estar ligado à espessura específica do córtex de cada espécie (Jairus et al. 2009), que pode indicar a sensibilidade dos líquens, refletindo sua capacidade de desenvolver proteção morfológica contra alta irradiação (em combinação com a triagem por compostos secundários) e baixa umidade. A tolerância à dessecação tem um custo, e é quase certamente uma das razões para as baixas taxas de crescimento dos líquens (Nash et al. 1990). Isso pode ocorrer porque como os líquens, são organismos poiquilohídricos e a sua sobrevivência depende da estrutura do dossel sobre a capacidade de tornar-se dormente

quando a umidade é baixa, com atividade fisiológica retomada somente após a reidratação pela umidade atmosférica (Sillet & Antonie 2004). No entanto, é sua extraordinariamente alta tolerância à dessecação que permite que estes organismos consigam viver em lugares que plantas superiores não podem (Nash et al. 1990).

A disponibilidade de luz afeta a presença e abundância de fungos liquenizados (Will-Wolf 2004). Nas matas de Caatinga, caracterizadas por um dossel mais aberto e pela deciduidade das folhas no período de seca (Sampaio 2011), a intensidade luminosa (transmissão total de luz incidente) parece ser o fator que está mais diretamente relacionado com a riqueza e a composição dos líquens corticícolas, contribuindo com o aumento na riqueza de espécies sobre os troncos dos hospedeiros. Contudo, apesar da incidência de luz e da abundância de espécies aumentarem simultaneamente, parece existir uma faixa “ótima” para que a abundância seja maior, ocorrendo entre 17 e 25 e que a quantidade de espécimes fica entre 10 e 22 (Lima 2013). Assim, a disponibilidade de luz, pode promover uma competição entre plantas e outros líquens com crescimento mais rápido (Will-Wolf 2004).

A restrição da atividade metabólica dos líquens para reidratação impõe uma limitação adicional, uma vez que precisam estar molhados para poderem usar a radiação recebida na produção de carboidratos, como fluxos de luz são mais baixos quando chove e particularmente nos habitats mais sombreados onde ocorrem muitos líquens epífitos (Palqmvist & Sundberg 2000).

PH e DAP

O estudo da influência dos fatores bióticos e abióticos na riqueza de líquens pode ser considerado um importante fator no conhecimento ecológico, bem como na distribuição dos líquens (Xavier-Leite 2013). Em relação as hipóteses H4- [quanto maior os fatores DAP e elevação maior será a riqueza de líquens corticícolas crostosos]; H5- [quanto menor o pH maior a riqueza de fungos liquenizados], os resultados obtidos não confirmaram as hipóteses.

A maioria das espécies de líquens epífitos possuem preferências de acordo com o substrato e as qualidades físicas e químicas específicas, escolhendo crescer em certas espécies de árvore (Marmor & Randlane 2007), por conseguinte, a composição de líquens pode estar associada, geralmente, com a espécie do forófito, idade e circunferência da árvore (Ranius et al. 2008) bem como o pH da casca (Pereira et al. 2014), que varia em grande parte dentre as espécies de árvores ao longo de gradientes ambientais (Gustafsson & Eriksson 1995). Nossos

resultados, contudo, não detectaram uma correlação significativa entre DAP, pH da casca e elevação em nenhuma das distâncias da borda amostradas.

Trabalhos recentes encontraram uma correlação significativa entre DAP, pH e a riqueza de espécies de líquens corticícolas. Em diferentes estágios de sucessão ecológica na Caatinga, por exemplo, um aumento na riqueza de espécies liquênicas pode ser associada a um pH menor (mais ácido), durante o período chuvoso e não está relacionada a circunferência do forófito (Mendonça 2014). Xavier- Leite (2013) em seu estudo comparando riqueza de líquens entre Caatinga e Brejo de altitude, também observou que o aumento na riqueza das espécies estava associada a menores valores de pH da casca das árvores (mais ácidos) e maiores valores de DAP. O pH da casca pode ser crucial na reprodução dessas espécies, pois alguns têm seu crescimento inibido de acordo com acidez da casca de seus hospedeiros (Cáceres et al. 2007). A riqueza de espécies liquênicas, por sua vez, pode não diferir em relação à rugosidade da casca nem com o diâmetro da árvore (Rosabal et al. 2012). E as espécies que crescem indiferente às características dos forófitos, tendem a ter uma distribuição mais ampla.

As espécies de árvores e o pH da casca são apontadas como as variáveis mais importantes para explicar a composição e riqueza de líquens e briófitas epífitos (Pereira, Muller & Moya 2014, Mezaka et al. 2012). Porém, as espécies de árvores hospedeiras podem estar mais correlacionadas com a estrutura da comunidade de líquens epífitos crostosos do que realmente o pH das amostras da casca (Spier et al. 2010). Os resultados desses autores demonstraram que os líquens nitrófitos e acidófitos preferem casca com um maior ou um pH mais baixo, respectivamente, mas esta preferência não é muito forte. Na verdade a própria espécie de árvore é um muito melhor preditor para a vegetação de epífitos do que o pH casca. Contudo, esta variável não foi utilizada na avaliação deste trabalho.

CONCLUSÃO

A riqueza de líquens corticícolas estava relacionada apenas com o fator abiótico de luminosidade, pois quanto maior a luminosidade menor a riqueza de espécies. Com relação ao gradiente de borda-interior, a riqueza não sofreu alteração. Contudo, a composição de espécies de líquens corticícolas sofre influência dos efeitos de borda em área de Caatinga, já que houve uma substituição de espécies ao longo do gradiente. Neste trabalho, verificou-se que a influência dos efeitos de borda para os líquens pode se estender além dos 200 m da borda.

Embora a riqueza de líquens não tenha sido influenciada pela distância da borda, a mudança na composição de líquens ao longo do gradiente borda-interior indica que houve uma variação de espécies mais e menos sensíveis aos ambientes de borda. Assim, o interior florestal é um ambiente adequado a determinadas espécies de líquens corticícolas, mais sensíveis a pequenas mudanças ambientais advindas da formação de bordas antrópicas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alves-Junior, FT. 2006. Efeito de borda na estrutura de espécies arbóreas em um fragmento de floresta ombrófila densa, Recife, PE. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias* 1: 49-56.
- Anderson, MC. 1964. Studies of the woodland light climate. I. The photographic computation of light conditions. *J Ecol* 52:27–51.
- Andrade, DS. 2015. Efeitos de borda sobre assembleias de líquens corticícolas crostosos em área de mata atlântica, no nordeste do Brasil. Dissertação. *Universidade Federal de Sergipe*, São Cristóvão. 103p.
- Aptroot, A; Spiman, HJM & Cáceres. MES. 2013. Twenty-one new species of *Pyrenula* from South America, with not on over- mature ascspores. *The Lichenologist* 45(2): 169- 198.
- Aptoot, A; Lucking, R; Spiman, HJM; Umaña, L & Chaves. JL 2008. Pyrenocarpous lichens with bitunicate asci a first assessment of the lichen biodiversity inventory in Costa Rica. *Bibliotheca Lichenologica*. In der gebruder Borntraeger Verlagsbuchhandlung. Berlin. Stuttgart.
- Arangón, G; Martínez I; Izquierdo, P; Belinchón, R, Escudero, A. 2010a. Effects of forest management on epiphytic lichen diversity in Mediterranean forests. *Appl Veg Sci* 13:183-94.
- Arangón, G; López, R; Martínez, I. 2010b. Effects of Mediterranean dehesa management on epiphytic lichens. *Sci. Total Environ* 409: 116–122.
- Arangón, G; Abuja, L; Belinchón, R & Martínez, I. 2015. Edge type determines the intensity of forest edge effect on epiphytic communities. *European Journal of Forest Research* 134(3): 443-451.
- Araújo, FS; Rodal, MJN; Barbosa, MRV & Martins, FR. 2005. Repartição da flora lenhosa no domínio da Caatinga. In: F.S. Araújo, M.J.N. Rodal & M.R.V. Barbosa [orgs]. Análise das variações da biodiversidade do bioma caatinga: suporte a estratégias regionais de conservação. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 13-33.
- Begon, M; Harper, JL & Townsend, CR. 1995. Ecology: individuals, populations and communities. 2 ed. Blackwell Science, Cambridge. 945p.
- Belinchón, R; Martínez, I; Escudero, A; Aragón, G & Valladares, F. 2007. Edge effect on epiphytic communities in a Mediterranean *Quercus pyrenaica* forest. *Journal of Vegetation Science* 18: 81-90.
- Belinchón, R; Martínez, I; Otálora, MAG; Aragón, G; Dimas, J & Escudero, A. 2009. Fragment quality and Matrix affect epiphytic performance in a Mediterranean forest landscape. *American Journal of Botany* 96(11): 1974-1982.

- Birelli, JM.; Torezan, MD. A redução da diversidade de epífitas vasculares com a fragmentação florestal é mais intensa para espécies dos estratos inferiores. CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, VIII. Caxambu, 2007. *Anais.*, Caxambu: Embrapa, 2007.
- Boudreault, C; Bergeron, Y; Drapeau, P & López, LM. 2008. Edge effects on epiphytic lichens in remnant stands of managed landscapes in the eastern boreal forest of Canada. *Forest Ecology and Management*, 255(5): 1461-1471.
- Brunialti, G; Frati, L & Loppi, S. 2012. Fragmentation of Mediterranean oak forests affects the diversity of epiphytic lichens. *Nova Hedwigia* 96(1-2): 265-278.
- Bundchen, C. 2010. Avaliação da distribuição da estatística R e nível descritivo amostral da análise de similaridade amostral da Análise de similaridade- ANOSIM: um estudo de caso do projeto MAPEM. Monografia. *Universidade Federal do Rio Grande do Sul*, Rio Grande do Sul. 48p.
- Brosfokske, KD; Chen, J; Naiman, RJ & Franklin, JF. 1997. Harvesting effects on microclimatic gradients from small Streams to uplands in western Washington. *Ecological Applications* 7(4): 1188–1200.
- Cáceres. MES. 2007. Corticolous crustose and microfoliose lichens of northeastern Brazil. *IHW- veriag*. München. 168p.
- Cáceres, MES; Lücking, R & Rambold, G. 2008. Corticolous microlichens in northeastern Brazil: habitat differentiation between coastal Mata Atlântica, Caatinga and Brejos de Altitude. *The Bryologist* 111(1): 98-117.
- Cadenasso, ML; Traynor, MM & Pickett, STA. 1997. Functional location of forest edges: Gradients of multiple physical factors. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 774-782.
- Cagnolo, L; Cabido, M & Valladares, G. 2006. Plant species richness in the Chaco Serrano Woodland from central Argentina: Ecological traits and habitat fragmentation effects. *Biological Conservation* 132(4): 510-519.
- Cavalcanti, ADD C & Rodal, MJN. 2010. Efeito de borda e dinâmica de plantas lenhosas em áreas de Caatinga em Carnaubais RN. *Revista Caatinga* 23(2): 41-50.
- Chaparro, MV; Ceballos, JA. 2002. Hongos Liquenizados. Primera edición. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 220p.
- Chen, J; Franklin, JF & Spies, TA. 1995. Growing-season microclimatic gradients from clearcut edges into old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications* 5: 74–86.
- Crawley, MJ. 2007. The R book. John Wiley & Sons Ltd.
- Davies-Colley, RJ; Payne, GW & M Elswijk, MV.2000. Microclimate gradients across a forest edge. *New Zealand Journal of Ecology* 24: 2.
- Demmig-Adams, B; Máguas, C; Adams III, WW; Meyer, A; Kilian, E & Lange, OL. 1990. Effect of high light on the efficiency of photochemical energy conversion in a variety of lichen species with green and blue-green phycobionts. *Planta* 180(3): 400-409.

- Ellis, CJ. 2012. Lichen epiphyte diversity: A species, community and trait-based review. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 14:131–152.
- Ewers, RM; Thorpe, S & Didham, RK. 2007. Synergistic interactions between edge and area effects in a heavily fragmented landscape. *Ecology* 88(1): 96-106.
- Esseen, PA & Renhorn, EK .1998. Edge Effects on Epiphytic Lichen in Fragmented Forests. *Conservation Biology* 12(6): 1307-1313.
- Fahrig, L. 2003. Effect of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487-515.
- Ferreira, EVR. 2011. Composição florística, estrutura da comunidade e síndrome de dispersão de sementes de um remanescente de Caatinga em Poço Verde- Sergipe. Dissertação. São Cristóvão. 81p.
- Honegger R.1998. The lichen symbiosis-what is so spectacular about it? *Lichenologist* 30 (3), 193–212.
- Peksa, O & Škaloud, P. 2011. Do photobionts influence the ecology of lichens? A case study of environmental preferences in symbiotic green alga *Asterochloris* (Trebouxiophyceae). *Molecular Ecology* 20 (18): 3936-3948.
- Fletcher, Robert J. 2005. Multiple edge effects and their implications in fragmented landscapes. *Journal of Animal Ecology* 74(2) :342-352.
- Garcia, LC; Resende, MQN; Pimenta, MA; Machado, RM & Lemos, JPF. 2007. Heterogeneidade do dossel e quantidade de luz no recrutamento do sub-bosque de uma mata ciliar no Alto São Francisco, Minas Gerais: análise através de fotos hemisféricas. *Revista Brasileira de Biociências* 5: 99-101.
- Gehlhausen, SM; Schwartz, MW & Augspurger, CK. 2000. Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forest fragments. *Plant Ecology* 147(1): 21-35.
- Gleason, HA. 1926. The Individualistic Concept of the Plant Association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 53 (1): 7-26.
- Gustafsson, L; Berg, A; Ehnström, B; Hallingbäck, T; Jonsell, M & Weslien, J. 1995. [Red-listed forest species in Sweden in an international perspective]. *Svensk Botanisk Tidskrift (Sweden)*. 89: 364–370.
- Hammer, O, Harper, DAT & Ryan, PD. 2001. PAST-PAlaeontological STatistics, ver. 1.89. *Palaeontologia electronica* 4(1): 1-9.
- Hardy, JP; Melloh, R; Koenig, G; Marks, D; Winstral, A; Pomeroy, JW & Link, T. 2004. Solar radiation transmission through conifer canopies. *Agricultural and forest meteorology* 126(3): 257-270.
- Harper, KA & Macdonald, SE. 2001. Structure and composition of riparian boreal forest: new methods for analyzing edge influence. *Ecology* 82(3):649-659.

- Harper, KA; MacDonald, E; Burton, P; Chen, J; Brosnoff, KD; Saunders, SC; Euskirchen, ES; Roberts, D; Jaiteh, MS & Esseen, P. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology* 19: 768-782.
- Hauck, M; Javkhlan, S; Lkhagvadorj, D; Bayartogtokh, B; Dulamsuren, C & Leuschner, C. 2012. Edge and land-use effects on epiphytic lichen diversity in the forest-steppe ecotone of the Mongolian Altai. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 207(6): 450-458.
- Hauck, M. 2014. Edge effects on epiphytic lichen diversity in the forest-steppe of the Kazakh Altai. *Plant Ecology & Diversity* 7(4): 473-483.
- Hedenås, H & Hedström, P. 2007. Conservation of epiphytic lichens: significance of remnant aspen (*Populus tremula*) trees in clear-cuts. *Biological conservation*, 135(3): 388-395.
- Hilmo, O & Holien, H. 2002. Epiphytic lichen response the edge environment in a Boreal *Picea abies* forest in Central Norway. *The Bryologist* 105(4): 48-56.
- INCRA. **Assentamento Santa Maria da laje recebe novo sistema de abastecimento de Água**, 2007. Disponível em: <http://www.incra.gov.br>
- INCRA. **Incra cede área para criação de parque Ecológico em Sergipe**, 2011. Disponível em: <http://www.incra.gov.br/index.php/noticias-sala-de-imprensa/noticias/1495-incra-cede-area-para-criacao-de-parque-ecologico-em-sergipe> Acesso em: 25/03/14.
- Jairus, K; Lõhmus, A & Lõhmus, P. 2009. Lichen acclimatization on retention trees: a conservation physiology lesson. *Journal of applied ecology* 46(4): 930-936.
- Kivistö, L; Kuusinen, M. 2000. Edge effects on the epiphytic lichen flora of *Picea abies* in middle boreal Finland. *Lichenologist* 32(4): 387-398.
- Lakatos, M; Rascher, U & Büdel, B. 2006. Functional characteristics of corticolous lichens in the understory of a tropical lowland rain forest. *New phytologist* 172(4): 679-695.
- Laurance, WF; Vasconcelos, H. 2009. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. *Oecologia Brasiliensis* 13(3): 434-451.
- Lima, AAF; Silva Júnior, CD. Diagnóstico sócio-econômico da produção de feijão no município de Poço Verde- SE. 2009. *Revista da Fapese* 5(1): 47-56.
- Lopes, AV; Girão, LC; Santos, BA; Peres, CA & Tabarelli, M. 2009. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* 14 (26):1154-1165.
- Lücking, R; Archer, AW & Aptroot, A. 2009. A World –Wide key to the genus *Graphis* (Ostropales: Graphidaceae). *The Lichenologist* 41(4-5): 1-90.
- Lücking, R.; Seavey, F; Common, RS; Beeching, SQ; Breuss, O; Buck, WR; Crane, L; Hodges, M; Hodgkinson, BP; Lay, E; Lendemer, JC; McMullin, RT; Mercado-Diaz, JA; Nelsen, MP; Rivas Plata, E; Safraneck, W; Sander, WB; Schaefer Jr, HP & Seavey, J. 2011. The lichens of Fakahatchee Strand Preserve State Park, Florida: Proceedings from

- the 18th Tuckerman Workshop. *Bulletim of the Florida Museum of Natural History*. 49(4): 127-186.
- Lumbsch, HT & Huhndorf, SM. 2007. Outline of Ascomycota – 2007. Myconet.13, ISSN. 1403- 1418.
- Marcelli, M.P. Fungos liquenizados.2006. In: *Biologia de líquens*. Xavier Filho; Legaz; Cordoba; Pereira. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural, 624p.
- Marini, L; Nascimbene, J & Nimis, PL. 2011. Large-scale patterns of epiphytic lichen species richness: photobiont-dependent response to climate and forest structure. *Science of the Total Environment* 409 (20): 4381-4386.
- Marmor, L & Randlane, T. 2007. Effects of road traffic on bark pH and epiphytic lichens in Tallinn. *Folia Cryptogamica Estonica* 43: 23-37.
- Marmor, L; Tõrra, T; Saag, L & Randlane, T. 2012. Species richness of epiphytic lichens in coniferous forests: the effect of canopy openness. In: *Annales Botanici Fennici*. Finnish Zoological and Botanical Publishing Board. 49(5):352-358.
- Martins, SMA; Käffer, MI; Alves, CR & Pereira, VC. 2011. Fungos liquenizados da Mata Atlântica, no sul do Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 25(2): 286-292.
- Mendonça, CDO. 2014. Influência de diferentes estágios sucessionais na composição e riqueza de líquens na caatinga. Dissertação. *Universidade Federal de Sergipe*, São Cristóvão. 106p.
- Menezes, Aline Anjos de 2013. Resposta da comunidade de microlíquens corticícolas a fatores ambientais em duas fitofisionomias. Dissertação. São Cristóvão.105p.
- Mežaka, A.; Brūmelis, G & Piterāns, A. 2012. Tree and stand-scale factors affecting richness and composition of epiphytic bryophytes and lichens in deciduous woodland key habitats. *Biodiversity and Conservation* 21(12): 3221-3241.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.
- Nascimbene, J & Marini, M. 2010. Oak forest exploitation and black-locust invasion caused severe shifts in epiphytic lichen communities in Northern Italy. *Sci. Total Environ* 408: 5506–5512.
- Nascimbene, J; Marini, L & Ódor, P. 2012. Drivers of lichen species richness at multiple spatial scales in temperate forests. *Plant Ecology & Diversity* 5(3):355-363.
- Nash III, TH. 2008. Lichen Biology, 2nd ed. *Cambridge University Press*, Cambridge.
- Norman, JM & Jarvis, PG. 1974. Photosynthesis in Sitka spruce (*Picea sitchensis* (Bong.) Carr.). III. Measurements of canopy structure and interception of radiation. *Journal of Applied Ecology*, 11(1): 375-398.

- Oliveira, JRPM, Pôrto KC, Silva MPP. 2011a. Richness preservation in a fragmented landscape: a study of epiphytic bryophytes in an Atlantic forest remnant in Northeast Brazil. *J Bryol* 33:279–290.
- Oliveira, AR; Pinto, JESS; Bomfim, JWR; Jesus, LE. 2011b1. O clima e os aspectos econômicos da agricultura do Município de Poço Verde/SE. *Revista Geográfica de América Central Número Especial EGAL*, 2011- Costa Rica II Semestre 2011 pp. 1-17.
- Oliveira, AR & Siqueira Pinto, JES. 2013. As transformações no campo e o modo de vida camponês: (des) territorialidade no município de Poço Verde/SE-DOI 10.5216/ag.v7i1.18775. *Ateliê Geográfico* 7(1): 197-214.
- Oosterhoorn, M & Kappelle, M. 2000. Vegetation structure and composition along an interior-edge-exterior gradient in a Costa Rica montane cloud forest. *Forest Ecology and Management*, Amsterdam 126: 291-307.
- Palmqvist, K & Sundberg, B. 2000. Light use efficiency of dry matter gain in five macro-lichens: relative impact of microclimate conditions and species-specific traits. *Plant Cell and Environment* 23(1):1-14.
- Pardow, A. 2007. Response of Epiphytic Crustose Lichens to Edge Effects in a Tropical Forest Fragment. Tese. Department of Ecology, University of Kaiserslautern, Germany, 77p.
- Pardow, A; Hartard, B & Lakatos, M. 2010. Morphological, photosynthetic and water relations traits underpin the contrasting success of two tropical lichen groups at the interior and edge of forest fragments. *Aobplants*, plq004: doi:10.1093/aobpla/plq1004.
- Penido, G; Ribeiro, V & Fortunato, DS. 2015. Edge effect on post-dispersal artificial seed predation in the southeastern Amazonia, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 75(2): 347-351.
- Pereira, I; Müller, F & Moya, M. 2014. Influence of Nothofagus bark pH on the lichen and bryophytes richness, Central Chile/Influencia del pH de la corteza de Nothofagus sobre la riqueza de líquenes y briófitos, Chile central. *Gayana. Botanica* 71(1): 120-130.
- Pinho, P; Bergamini, A; Carvalho, P; Branquinho, C; Stofer, S; Scheidegger, C & Máguas, C. 2012. Lichen functional groups as ecological indicators of the effects of land-use in Mediterranean ecosystems. *Ecological Indicators* 15: 36-42.
- Prado, DE. 2003. As caatingas da América do Sul. In: I.R. Leal; M. Tabarelli & JMC. Silva (eds.). *Ecologia e conservação da Caatinga*. Recife, Editora da Universidade Federal de Pernambuco.
- Provete, DB; Silva, FR & Souza TG. 2011; Estatística aplicada à ecologia usando o R. 599 Programa de Pós-Graduação Biologia Animal. Universidade Estadual Paulista. 118p
- R: A Language and Environment for Statistical Computing Reference Index The R Core Team Version 3.2.2 (2015-08-14).

- Ranius, T; Johansson, P; Berg, N & Niklasson, M. 2008. The influence of tree age and microhabitat quality on the occurrence of crustose lichens associated with old oaks. *Journal of vegetation science* 19(5): 653-662.
- Rheault, H; Drapeau, P; Bergeron, Y & Esseen, PA. 2003. Edge effects on epiphytic lichens in managed black spruce forests of eastern North America. *Canadian Journal of Forest Research* 33(1): 23-32.
- Ries, L; Fletcher Jr, RJ; Battin, J & Sisk, TD. 2004. Ecological responses to habitat edges: Mechanisms, models, and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35: 491 – 522.
- Rivas Plata, E; Lucking, R; Spiman, HJM; Mangold, A; Kalb, K & Lumbsch, HT.2010. A world- wide key to the thelotremoid Graphidaceae, excluding the Ocellularia-Myriotrema- Stegobulus clade. *The Lichenologist* 42(2): 139- 185.
- Rodrigues, E. 1998. Edge effects on the regeneration of forest fragments in south Brazil. Doctoral dissertation, Harvard University Cambridge, Massachusetts.
- Rodrigues, LC. 2012. A comunidade de microlíquens crostosos sofre alterações ao longo de gradientes ambientais na Caatinga. Dissertação. *Universidade federal de Sergipe*, São Cristóvão.82p.
- Rodrigues, PJFP; Nascimento, MT. 2006. Fragmentação florestal: breves considerações teóricas sobre efeitos de borda. *Rodriguésia* 57(1): 63-74.
- Rosabal, D; Burgaz, AR; Altamirano, A & Aragón, G. 2012. Differences in diversity of corticolous lichens between interior and edge of the Monte Barranca semi-deciduous forest, Santiago de Cuba. *The Bryologist* 115(2): 333-340.
- Sampaio, VSB. 2010. Características e potencialidades. In: *Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga*. Gariglio, MA; Sampaio, EVSB; Cestaro, LA & Kageyama, PY [org]. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 29-42p.
- Sampaio, Alexandre Bonesso & Scariot, Aldicir. 2011. Edge effect on tree diversity, composition and structure in a deciduous dry forest in central Brazil. *Revista Árvore*, Viçosa-MG 35(5): 1121-1134.
- Santos, A. M. D. M., & Santos, B. A. 2008. Are the vegetation structure and composition of the shrubby Caatinga free from edge influence? *Acta Botanica Brasilica*, 22(4), 1077-1084.
- Schoenwetter, T. 2010. Epiphytic lichen communities on mountain beech, *Nothofagus solandri* var. *cliffortioides* in Craigieburn Forest Park, South Island, New Zealand. Tese. *Lincoln University*.
- Secretaria de Estado do Planejamento e da Ciência e Tecnologia – **SEPLANTEC** – **Superintendência de Estudos e Pesquisas** – SUPES. Informes Municipais: Aracaju, 2000.

- Sillett, SC & Antoine, ME. 2004. Lichens and bryophytes in forest canopies. In: *Forest Canopies*. Lowman, M. D & Rinker, H. B. Elsevier Academic Press, MA, 151-174.
- Sipman, H. 2003. Artificial Key to Marbach's tropical Buellia s. l with short diagnosis.
- Sipman, HJ; Lücking, R.; Aptroot, A; Chaves, JL; Kalb, K., & Tenorio, LU. 2012. A first assessment of the Ticolichen biodiversity inventory in Costa Rica and adjacent areas: the thelotremoid Graphidaceae (Ascomycota: Ostropales). *Phytotaxa* 55(1): 1-214.
- Spier, L; Van Dobben, H & Van Dort, K. 2010. Is bark pH more important than tree species in determining the composition of nitrophytic or acidophytic lichen floras? *Environmental pollution* 158(12): 3607-3611.
- Tabarelli, M; Da Silva, JMC & Gascon, C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of Neotropical forests. *Biodiversity & Conservation* 13(7): 1419-1425.
- Tabarelli, M; Pinto, SR & Leal, IR. 2009. Floresta Atlântica nordestina: fragmentação, degeneração e conservação. *Ciência Hoje* 44: 36-41.
- Trovão, D. MBM; Fernandes, PD; Andrade, LA & Neto, JD. 2007. Variações sazonais de aspectos fisiológicos de espécies da Caatinga. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental* 11(3): 307-311.
- Will-Wolf, S; Hawksworth, DL; McCune, B, Rosentreter, R & Sipman, H. J. 2004. Lichenized fungi. *Biodiversity of fungi: Inventory and monitoring methods* 173-195.
- Wirth, R; Meyer, S. T; Leal, IR & Tabarelli, M. 2008. Plant herbivore interactions at the forest edge. In *Progress in Botany* Springer Berlin Heidelberg. 423-448.
- Xavier- Leite, AB. 2013. Influência de fatores ambientais na riqueza e composição de espécies de líquens corticícolas em área de Brejo de Altitude e Caatinga. *Dissertação*. Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão. 89p.
- Yahner, RH & Wright, AL. 1985. Depredation on artificial ground nests: effects of edge and plot age. *J. Wildl. Mgmt* 49: 508-12.

**CAPÍTULO 2 - NOVAS OCORRÊNCIAS DE LIQUENS CROSTOSOS,
POÇO VERDE, SERGIPE, BRASIL**

RESUMO

As amostras de líquens crostosos foram coletadas no município de Poço Verde em um fragmento florestal, como parte de um trabalho ecológico sobre os efeitos de borda na Caatinga. Dentre as 972 amostras, o trabalho de identificação resultou em 182 espécies, distribuídas em 57 gêneros e 16 famílias. São apresentados 19 novos registros para o estado de Sergipe, 09 para o nordeste e 14 novos para o Brasil. Frente ao crescimento da degradação ambiental e o crescente interesse na conservação da biodiversidade, esse estudo, revelou-se de grande contribuição para conhecimento da diversidade liquênica do semiárido brasileiro.

Palavras-chave: diversidade, fungos liquenizados, semiárido.

ABSTRACT

Samples of crostose lichens were collected in a Caatinga fragment, in the Poço Verde municipality, Sergipe, as part of an ecological study on the edge effects in the Caatinga. From the 972 collected samples, the identification work resulted in 182 species belonging to 57 genera and 16 families. 19 species are here presented as new records for the state of Sergipe, nine are reported for the first time for the Northeast Region, and 14 are new to Brazil. In view of the increasing environmental degradation and the growing interest in biodiversity conservation, this study proved to be of great contribution to knowledge of lichen diversity of the Brazilian semiarid region.

Keywords: diversity, lichenized fungi, semiarid.

INTRODUÇÃO

Um líquen é um organismo que consiste de um fungo e um organismo fotossintético, que pode ser uma alga e/ou cianobactéria, vivendo em uma estreita associação (Gilbert 2004). O número total de líquens é estimado em 13.500 a 17.000 espécies em todo o mundo, sendo que destes, 96% tem como parceiro fúngico um representante do filo Ascomycota (Deacon 1997). Em um estudo realizado por Sipman e Aptroot (2001), os autores propuseram a existência de cerca de 20.000 espécies, incluindo espécies órfãs (espécies anteriormente descritas e não mais encontradas). Além disso, eles frisaram a importância de mais estudos sobre a diversidade líquênica como uma prioridade, principalmente nos trópicos, onde é esperada a maioria das espécies de líquens “ausentes” e em vista da elevada taxa de destruição dessas florestas. O Brasil, por apresentar uma grande diversidade de vegetação, é esperado para ser responsável por 50% da diversidade líquênica. Para tanto, mais estudos sobre a diversidade de líquens crostosos e microfoliosos são necessários para contribuir com a riqueza de líquens nos trópicos, principalmente na região Nordeste do país, onde os líquens ainda são relativamente pouco estudados (Cáceres 2007).

A Caatinga é o tipo de vegetação que cobre a maior parte da área com clima semiárido da região Nordeste do Brasil (Giulliet et al. 2004). Apresenta uma grande diversidade de ambientes, que inclui, parcialmente, nove estados do Nordeste e a parte Norte de Minas Gerais, totalizando cerca de 800 km², pouco mais de 10% do território nacional (Brasileiro 2009). Na Caatinga sergipana, assim como todo o restante da Caatinga brasileira, o que vem sendo evidenciado é o acelerado processo de desmatamento, onde o homem tem intensificado as pressões exercidas na realização de suas atividades econômicas, que, na maioria das vezes, ocorre de forma irracional e insustentável, comprometendo a biodiversidade desse domínio, bem como a qualidade de vida dos habitantes ali presentes (Souza 2015). A compreensão da biodiversidade da Caatinga e dos processos bióticos e abióticos que caracterizam esse bioma são passos importantes para preservar e criar estratégias de conservação, a fim de reduzir a degradação ambiental (Mendonça 2014).

A substituição de florestas nativas por monoculturas florestais pode ocasionar perda de espécies líquênicas características dessas áreas, salientando, dessa forma, a necessidade de conservação desse ecossistema (Kaffer 2013). Dentre os trabalhos realizados no Brasil, destacam-se na região Sul do país, Spielmam (2006), Käffer et al. (2010), Martins et al. (2011) e Eliasaro et al. (2012). Na região Centro-Oeste, temos os trabalhos de Fleig & Riquelme (1991), Martins & Souza (2012). Na região Sul-Sudeste temos o trabalho de Benatt

& Marcelli (2007) que realizaram um levantamento da diversidade de fungos liquenizados com enfoque no manguezal do Rio Itanhaém. Sobre a diversidade de líquens crostosos e microfoliosos no Nordeste do Brasil destacam-se os trabalhos de Cáceres (2007) e Menezes et al. (2011).

Entre trabalhos e projetos recentes realizados no Brasil abordando a diversidade taxonômica de líquens, podem ser destacados o de Cáceres et al. (2014), na Mata Atlântica nordestina e da Amazônia, com adição de 461 espécies registradas pela primeira vez no Estado de Sergipe. Atualmente são conhecidas 628 espécies nesse estado e 502 espécies em Rondônia, com a implementação do Projeto Sisbiota no Brasil. O levantamento sobre a diversidade líquênica realizado por Mendonça (2014), reuniu sete municípios do estado de Sergipe, com adição de 54 espécies para o estado de Sergipe.

No município de Poço Verde, não há estudos anteriores sobre a diversidade líquênica. Este município apresenta desenvolvimento de atividades agrícolas, desde pequenos agricultores a grandes produtores rurais, que se utilizam de técnicas mais modernas (tratores e agrotóxicos, por exemplo) (Oliveira & Pinto 2013) e, conseqüentemente, mais agressivas à diversidade líquênica. O presente trabalho tem como objetivo apresentar as novas ocorrências de líquens crostosos para o Estado de Sergipe, para o Nordeste e para o Brasil, como resultado de um trabalho ecológico sobre os efeitos de borda para o bioma Caatinga, realizado nesse município e apresentado no Capítulo 1 desta dissertação de mestrado.

MATERIAL E MÉTODOS

As coletas foram realizadas em um fragmento florestal de Caatinga, na Fazenda Santa Maria da Lage, situado no município de Poço Verde, Sergipe, entre as coordenadas geográficas 10°42'11" S e 38°11'06" W (CPRM 2002, Oliveira et al. 2011). A vegetação presente no fragmento é composta por Caatinga, incluindo tanto espécies arbóreas como arbustivas. O clima da região é do tipo Megatérmico Semiárido, com transição de seco para Subúmido (SEPLANTEC 2000).

Foram realizadas seis expedições para a coleta dos líquens crostosos, entre os meses de outubro de 2014 a janeiro de 2015. A coleta das espécies de líquênica foi realizada em um remanescente de Caatinga georreferenciado com um GPS (Garmin 60CXS). A marcação das coordenadas geográficas foi realizada com o uso do sistema de UTM/UPS. Foram demarcados 80 pontos distribuídos aleatoriamente em diferentes distâncias da borda ao longo

do fragmento, que variaram entre 0 a 330 m da borda. Em cada ponto, era escolhida uma árvore contendo líquens. Cada forófito foi considerado uma unidade amostral, onde foram coletados os talos líquênicos entre 0,5 m a 1,5 m de altura.

Os líquens foram removidos dos troncos e galhos das árvores, com auxílio de faca e martelo. Posteriormente, acondicionados em sacolas de papel, nos quais foram registrados os seguintes dados: data, local da coleta e número da árvore. Como procedimento para se chegar a identificação das espécies líquênicas, foram realizados cortes transversais nos talos líquênicos de cada amostra, observando suas características morfológicas e testes químicos obtidos utilizando solução de Lugol (I 2%), solução aquosa de hidróxido de potássio (KOH 10%), com hipoclorito de sódio (C) (água sanitária comercial, NaClO), parafenilendiamina (P) e luz Ultravioleta (UV) observando se ocorriam reação positiva ou negativa.

A identificação do material biológico foi realizada no Laboratório de Liquenologia da Universidade Federal de Sergipe, em Itabaiana (SE). As devidas observações foram feitas inicialmente através de uma lupa binocular LEICA, modelo EZ4 e posteriormente, com uso de um microscópio óptico LEICA, modelo DM500. Para identificação das espécies, foi utilizada bibliografias especializadas, a exemplo, Cáceres (2007), Lücking et al. (2009), Aptroot et al. (2008), Aptroot et al. (2013), Harris (1995), Sipman et al. (2012), Aptroot (2012), Lücking et al. (2011), Rivas Plata et al. (2010), Sipman (2003), Aptroot & Cáceres (2013). As espécies identificadas foram depositadas no Herbário ISE, da Universidade Federal de Sergipe, Campus Professor Alberto Carvalho, em Itabaiana, Sergipe.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram analisadas 972 amostras de líquens corticícolas, das quais foram identificadas 182 espécies, incluindo três novos registros para a ciência, distribuídas em 16 famílias e 57 gêneros. Vale ressaltar que todos os registros são novas ocorrências para este município, devido à inexistência de estudos realizados anteriormente em Poço Verde. Dessa coleta, 19 espécies foram registradas pela primeira vez no Estado de Sergipe, nove no Nordeste e 14 são novos registros para o Brasil.

Neste estudo, a família com maior riqueza de espécies foi Graphidaceae com 63 espécies, seguida de Rocellaceae com 26 espécies, Arthoniaceae com 22 espécies, Trypetheliaceae com 16 espécies e Pyrenulaceae, com 11 espécies. Dentre os gêneros mais

representativos estão *Graphis* com 18 espécies, seguida de *Arthonia* com 10 espécies, *Opegrapha*, *Phaeographis*, *Pertusaria* e *Pyrenula* com nove espécies cada, *Lecanora* com 7 espécies, *Anisomeridium*, *Enterographa* e *Trypethelium* com 6 espécies.

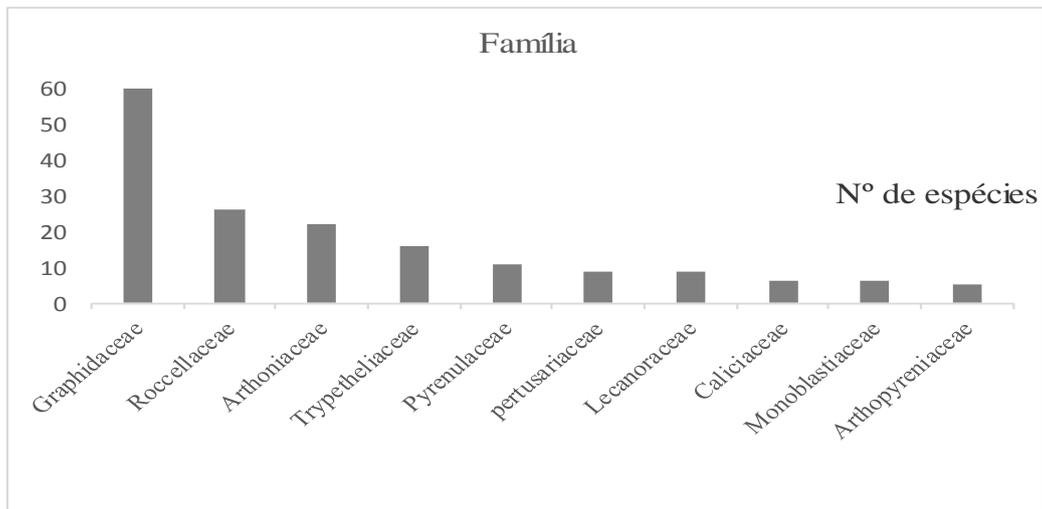


Figura 1- Lista de famílias e espécies mais representativas no município de Poço Verde, Sergipe.

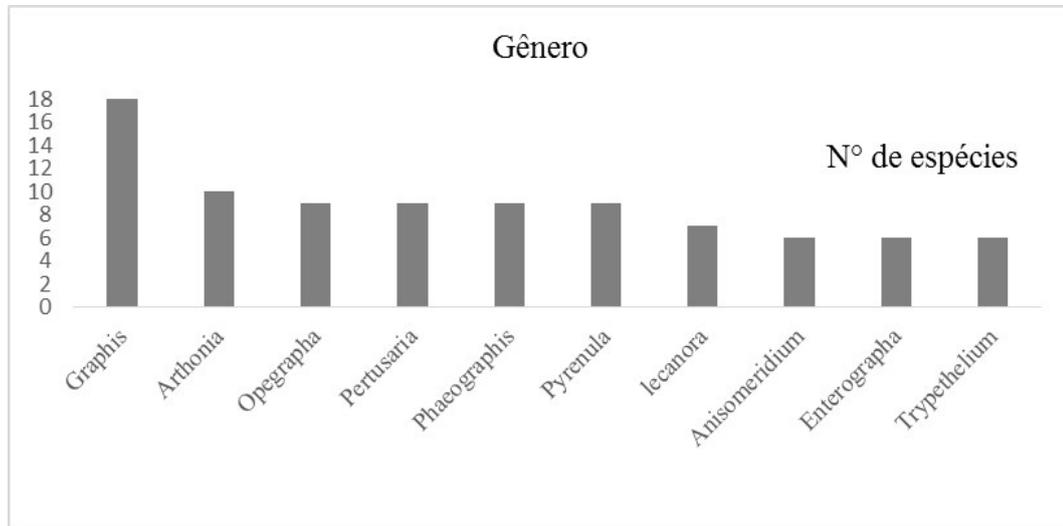


Figura 2 - Lista de gêneros e espécies mais representativos, no município de Poço Verde, Sergipe.

São novos para Sergipe: *Acanthothesia corcovadensis* (Redinger) Staiger & Kalb, citada anteriormente para o Estado do Paraná, por Dal Forno (2009); *Anisomeridium albisedum* (Nyl.) R.C. Harris, já citado para o Estado da Paraíba (Xavier-Leite 2013); *Anisomeridium anisolobum* (Müll. Arg) Aptroot; *Anisomeridium tamarindi* (Fée) R.C.

Harris, anteriormente citado para outros estados na região Nordeste, no Estado do Ceará por Menezes (2013), para o Estado da Paraíba (Xavier-Leite 2013) e Pernambuco (Lima 2013); *Arthopyrenia lyrata* R.C. Harris foi citada para Pernambuco por Lima (2013); *Arthopyrenia majuscula* (Nyl.) Zahlbr. foi citada anteriormente para o Ceará por Menezes (2013); *Arthothelium chiodectoides* (Nyl.) Zahlbr. citado para o Estado de Alagoas por Cáceres (2007); *Bacidia medialis* (Tuck.) Zahlbr citada para o Estado de Pernambuco recentemente (Sobreira 2015, Lima 2013), além do Estado de Rondônia por Cáceres et al. (2014); *Chapsa patens* (Nyl.) Frisch foi citado para o Estado de Alagoas (Cáceres et al. 2007); *Coenogonium geralense* (P. Henn) Lücking, citado anteriormente para os estados do Ceará (Menezes 2013), Pernambuco (Sobreira 2015) e Alagoas (Cáceres 2007); *Cryptothecia lichexanthonica* E.L. Lima, descrita por Lima (2013) no Estado de Pernambuco e citada para Rondônia por Cáceres et al. (2014b); *Fissurina tachygrapha* (Nyl.) Staiger, que já tinha sido citada para o Nordeste do Brasil, no Ceará (Menezes 2013); *Heterocyphelium leucampyx* (Tuck.) Vain. foi registrada no Estado da Bahia; *Heterodermia albicans* (Pers.) Swinscow & Krog, anteriormente citada para Alagoas por Menezes et al. (2011); *Graphis anfractuosa* (Eschw.) Eschw antes citadas para o Estado do Ceará (Menezes 2013), Pernambuco (Lima 2013), Rondônia (Cáceres et al. 2014) e para o Estado da Bahia; *Mycomicrothelia miculiformis* (Nyl. ex Müll. Arg.) D. Hawksw já havia sido relatada para o Ceará (Menezes 2013) e Pernambuco (Lima 2013); *Phaeographis lobata* (Eschw.) Müll.Arg. e *Polymeridium albidoreagens* Aptroot, A.A. Menezes & M. Cáceres, já citados para o Estado do Ceará (Menezes 2013); *Pyrenula acutispora* Kalb & Hafellner citada para o Estado de Pernambuco (Lima 2013); *Pyrenula bahiana* Malme citada para Bahia por Malme (1929); *Stegobolus wrightii* (Tuck) Frisch já citada para o Estado do Alagoas por Cáceres (2007); *Stirtonia ochracea* M.M.E. Alves, Aptroot & M. Cáceres, citada para o Estado do Ceará por (Alves et al. 2014).

Como novos registros para o Nordeste foram encontrados as seguintes espécies: *Anisomeridium biforme* (Borrer) R.C. Harris; *Fissurina comparilis* (Nyl.) Nyl. já reportada para Rondônia, região Norte do Brasil por Cáceres et al. (2014) e no Paraná por Dal Forno (2009); *Graphis nanodes* Vain. foi citada pela primeira vez para o Brasil em trabalho recente de Cáceres et al. (2014), no Estado de Rondônia, assim como as espécies *Ocellularia dolichotata* (Nyl.) Zahlbr., *Porina aenea* (Wallr.) Zahlbr.; *Opegrapha brachycarpa* Müll. Arg. também foram citadas para Rondônia por Cáceres et al (2014); *Phaeographis lindigiana* Müll. Arg.; *Polymeridium cinereonigricans* (Vain.) R.C. Harris.; *Pyxine subcinerea* Stirt. e

Thalloloma hypoleptum (Nyl.) Staiger citadas por Dal Forno (2009) em sua monografia sobre a família Graphidaceae no Estado do Paraná.

Para o Brasil, foram tidos como novos registros: *Anisomeridium leucochlorum* (Müll. Arg.) R.C. Harris, registradas anteriormente para o Canadá por Esslinger e Egan (1995) e para Cuba por Rosabal e Burgaz (2010); *Gassicurtia elizae* (Tuck.) Marbach, citadas para Carolina do Norte, nos Estados Unidos por Perlmutter (2005); *Leucodecton fissurinum* (Hale) Frisch, registrada por Frisch em (2006) para África e anteriormente descrita por Hale com o nome de *Myriotrema fissurinum* em 1981 no Sri Lanka; *Lithothelium illotum* (Nyl.) Aptroot foi citado para Cuba por Rosabal et al. (2012) e citada por Permluter et al. (2012) nos Estados Unidos ; *Mycomicrothelia confluens* (Müll. Arg.) D. Hawksw. citada para Galápagos, no Equador por Bungartz et al. (2011); *Ocellularia urceolaris* Ach. citada anteriormente para o Equador como *Myriotrema urceolare* (Ach.) Hale por Noske et al. (2007); *Opegrapha astraea* Tuck. também citada para as ilhas Galápagos, no Equador, por Bungartz et al. (2011); enquanto que *Opegrapha rionegrensis* Redinger foi descrita para o Paraguai, em 1940, por Redinger e citada por Robert Lücking, em 2004, na Costa Rica; *Pyrenula subgregantula* Müll. Arg. citada para Costa Rica e África tropical por Mull (1891); *Sclerophyton fluorescens* Sparrius encontrada em Cuba por Sparrius (2004); *Syncesia albiseda* (Nyl.) Tehl. foi citada para Tailândia por Wolseley e Hudson em 1977; *Syncesia leprobola* Nyl. ex Tehler também citada anteriormente para Galápagos, no Equador, por Bungartz et al. (2011); *Thelotrema diplotrema* Nyl. foi registrada anteriormente para a Coréia do Sul por Joshi et al (2012) e para o Kenia, na África do Sul, por Kirika et al. (2012); *Thelotrema subtile* Tuck, foi citada anteriormente no inventário sobre os líquens da Carolina do Norte, nos EUA, por Permluter et al. (2012) .

Tabela 1-Lista de espécies de líquens crostosos registrados na região semiárida no município de Poço verde. NO = nova ocorrência; SE = nova ocorrência para Sergipe; BR = nova ocorrência para o Brasil e C= nova espécie para a ciência.

Família	Táxon	NO
Arthoniales Henssen ex D. Hawksw. & O. E. Erikss.		
Arthoniaceae Reichenb. ex Eichenb.	<i>Arthonia</i> aff. <i>andamanica</i> (Makhija & Patw.) M. Cáceres & Lücking.	–
	<i>Arthonia</i> aff. <i>intervenians</i> Nyl.	–
	<i>Arthonia</i> aff <i>bessalis</i> Nyl.	–

	<i>Arthonia</i> aff. <i>complanata</i> Fée.	-
	<i>Arthonia andamanica</i> (Makhija & Patw.) M. Cáceres & Lücking.	-
	<i>Arthonia antillarum</i> (Fée) Nyl.	-
	<i>Arthonia bessalis</i> Nyl.	-
	<i>Arthonia complanata</i> Fée.	-
	<i>Arthonia parantillarum</i> Aptroot	-
	<i>Arthonia platygraphidea</i> Nyl.	-
	<i>Arthothelium</i> aff. <i>spectabile</i> A. Massal.	-
	<i>Arthothelium</i> sp.	-
	<i>Arthothelium chiodectoides</i> (Nyl.) Zahlbr.	SE
	<i>Coniocarpon</i> sp.	-
	<i>Coniocarpon cinnabarinum</i> DC.	-
	<i>Cryptothecia</i> aff. <i>lichexanthonica</i> E.L. Lima, Aptroot & M. Cáceres	-
	<i>Cryptothecia lichexanthonica</i> E.L. Lima, Aptroot & M. Cáceres	SE
	<i>Cryptothecia</i> sp.	-
	<i>Cryptothecia fabispora</i> M. Cáceres, E.L. Lima & Aptroot	-
	<i>Myriostigma miniatum</i> (Vain. ex Lücking) Aptroot, Ertz, Grube & M. Cáceres	
	<i>Stirtonia ochracea</i> M.M.E. Alves, Aptroot & M. Cáceres.	SE
	<i>Tylophoron moderatum</i> Nyl.	-
Melaspileaceae W. Watson	<i>Melaspilea</i> sp.	-
Roccellaceae Chevall.	<i>Bactrospora myriadea</i> (Fée) Egea & Torrente.	-
	<i>Chiodecton malmei</i> G. Thor	-
	<i>Enterographa</i> aff. <i>quassiicola</i> Fée	-
	<i>Enterographa anguinella</i> (Nyl.) Redinger	-

	<i>Enterographa compunctula</i> (Nyl.) Redinger	-
	<i>Enterographa quassiicola</i> Fée.	-
	<i>Enterographa Sipmanii</i> Sparrius.	
	<i>Enterographa subquassiicola</i> M. Cáceres & Lücking.	-
	<i>Heterocyphelium leucampyx</i> (Tuck.) vain.	SE
	<i>Lecanactis elaeocarpa</i> (Nyl.) Tehler	-
	<i>Lecanactis epileuca</i> (Nyl.) Tehler	-
	<i>Opegrapha</i> aff. <i>quintana</i> Redinger	-
	<i>Opegrapha astra</i> Tuck	BR
	<i>Opegrapha anguinella</i> (Nyl.) Ertz & Diederich	-
	<i>Opegrapha brachycarpa</i> Müll. Arg.	NE
	<i>Opegrapha</i> cf. <i>atrata</i> Müll. Arg.	-
	<i>Opegrapha</i> cf. <i>quintana</i> Redinger	-
	<i>Opegrapha rionegrensis</i> Redinger	BR
	<i>Opegrapha subdictyospora</i> M. Cáceres, E.L. Lima & Aptroot	-
	<i>Opegrapha</i> sp.	-
	<i>Sclerophyton elegans</i> Eschw.	-
	<i>Sclerophyton fluorescens</i> Sparrius	BR
	<i>Syncesia albiseda</i> (Nyl.) Tehler	BR
	<i>Syncesia farinacea</i> (Fée) Tehler	-
	<i>Syncesia leprobola</i> Nyl. ex Tehler	BR
	<i>Syncesia rhizomorpha</i> Tehler	-
Mycoporaceae Zahlbr.	<i>Mycoporum eschweileri</i> (Müll. Arg.) R.C. Harris	-
	<i>Mycoporum compositum</i> (A. Massal.) R.C. Harris	-
Lecanorales Nanff.		
Lecanoraceae Korb.	<i>Haematomma personii</i> (Fée) A. Massal.	-

	<i>Lecanora achroa</i> Nyl.	-
	<i>Lecanora cf. helva</i> Stizenb.	-
	<i>Lecanora coronulans</i> Nyl.	-
	<i>Lecanora helva</i> Stizenb.	-
	<i>Lecanora hypocrocina</i> Nyl.	-
	<i>Lecanora leprosa</i> Fée	-
	<i>Lecanora tropica</i> Zahlbr.	-
	<i>Ramboldia russula</i> (Ach.) Kalb, Lumbsch & Elix	-
Malmidaceae	<i>Malmidea cf. leptoloma</i> (Mull. Arg.) Kalb & Lücking	-
	<i>Malmidea gyalectoides</i> (Vain.) Kalb & Lücking	-
Ramalinaceae C. Agardh	<i>Bacidia medialis</i> (Tuck.) Zahlbr.	SE
	<i>Bacidia</i> sp.	-
Theloschistales D. Hawksw. & O.E. Erickss.		
Caliciaceae Chevall	<i>Cratiria lauri-cassiae</i> (Fée) Marbach	-
	<i>Cratiria obscurior</i> (Stirt.) Marbach & Kalb	-
	<i>Dirinaria leopoldii</i> (Stein) D.D. Awasthi	
	<i>Gassicurtia elizae</i> (Tuck.) Marbach	BR
	<i>Heterodermia albicans</i> (Pers.) Swinscow & Krog	SE
	<i>Pyxine subcinerea</i> Stirt.	NE
Ostropales Nanff.		
Coenogoniaceae (Fr.) Stizenb.	<i>Coenogonium geralense</i> (Henn.) Lücking	SE
Graphidaceae	<i>Acanthothecis aff. dialeuca</i> (Kremp.) Staiger & Kalb	-
	<i>Acanthothecis cf. dialeuca</i> (Kremp.) Staiger & Kalb	-
	<i>Acanthothecis cf. farinosa</i> Staiger & Kalb	-
	<i>Acanthothecis corcovadensis</i> (Redinger) Staiger & Kalb	SE
	<i>Acanthothecis</i> sp.1	-

	<i>Carbacanthographis stictica</i> Staiger & Kalb	-
	<i>Chapsa chionostoma</i> (Nyl) Rivas Plata & Mangold	-
	<i>Chapsa discoides</i> (Stirt.) Lücking	-
	<i>Chapsa patens</i> (Nyl.) Frisch	SE
	<i>Diorygma poitaei</i> (Fée) Kalb, Staiger & Elix	-
	<i>Dyplolabia afzelii</i> (Ach.) A. Massal.	-
	<i>Fissurina comparilis</i> (Nyl.) Nyl.	NE
	<i>Fissurina comparimuralis</i> Staiger	-
	<i>Fissurina mexicana</i> (Zahlbr.) Lücking & Rivas Plata	-
	<i>Fissurina tachygrapha</i> (Nyl.) Staiger	SE
	<i>Fissurina pseudostromatica</i> Lücking & Rivas Plata	-
	<i>Glyphis cicatricosa</i> Ach.	-
	<i>Glyphis scyphulifera</i> (Ach.) Staiger	-
	<i>Graphis anfractuosa</i> (Eschw.) Eschw.	SE
	<i>Graphis caesiella</i> Vain.	-
	<i>Graphis conferta</i> Zenker	-
	<i>Graphis desquamescens</i> Fée	-
	<i>Graphis dracena</i> Vain.	-
	<i>Graphis duplicata</i> Ach.	-
	<i>Graphis furcata</i> Fée	-
	<i>Graphis immersella</i> Müll. Arg.	-
	<i>Graphis immersicans</i> A.W. Archer	-
	<i>Graphis librata</i> C. Knight	-
	<i>Graphis nanodes</i> Vain.	NE
	<i>Graphis oxyclada</i> Müll. Arg.	-
	<i>Graphis palmicola</i> Makhija & Adaw.	-

<i>Graphis paralleloides</i> M. Cáceres & Lücking	-
<i>Graphis pinicola</i> Zahlbr.	-
<i>Graphis striatula</i> (Ach.) Spreng.	-
<i>Graphis submarginata</i> Lücking	-
<i>Graphis</i> sp.	CIE
<i>Halographa</i> sp.	CIE
<i>Hemithecium balbisii</i> (Fée) Trevis.	-
<i>Hemithecium implicatum</i> (Fée) Staiger	-
<i>Leucodecton fissurinum</i> (Hale) Frisch	BR
<i>Leucodecton occultum</i> (Eschw.) Frisch	-
<i>Leucodecton sordidescens</i> (Fée) Lücking & Sipman	-
<i>Ocellularia bahiana</i> (Ach.) Frisch	-
<i>Ocellularia</i> cf. <i>triglyphica</i> (Kremp.) Zahlbr.	-
<i>Ocellularia dolichotata</i> (Nyl.) Zahlbr.	NE
<i>Ocellularia urceolaris</i> Ach.	BR
<i>Phaeographis</i> aff. <i>neotricosa</i> Redinger	-
<i>Phaeographis</i> aff. <i>fusca</i> Staiger	-
<i>Phaeographis brasiliensis</i> (A. Massal.) Kalb and Matthes-Leicht	-
<i>Phaeographis lindigiana</i> Müll. Arg.	NE
<i>Phaeographis lobata</i> (Eschw.) Müll. Arg.	SE
<i>Phaeographis neotricosa</i> Redinger, Ark.	-
<i>Phaeographis nylanderi</i> (Vain.) Zahlbr.	-
<i>Phaeographis</i> sp.	-
<i>Phaeographis tortuosa</i> (Ach.) Müll. Arg.	-
<i>Sarcographa tricosia</i> (Ach.) Müll. Arg.	SE

	<i>Stegobolus wrightii</i> (Tuck.) Frisch	SE
	<i>Thalloloma hypoleptum</i> (Nyl.) Staiger	NE
	<i>Thelotrema diplotrema</i> Nyl.	BR
	<i>Thelotrema pachysporum</i> Nyl.	-
	<i>Thelotrema sordidescens</i> (Fée) Nyl.	-
	<i>Thelotrema subtile</i> Tuck.	BR
	<i>Thelotrema</i> sp.nv	CIE
Porinaceae Reichenb.	<i>Porina aenea</i> (Wallr.) Zahlbr.	NE
Pertusariales M. Choisy ex D. Hawksw. & O.E. Erikss		
Pertusariaceae Körb. ex Körb.	<i>Pertusaria carneola</i> (Eschw.) Müll. Arg.	-
	<i>Pertusaria</i> cf. <i>carneola</i> (Eschw.) Müll. Arg.	-
	<i>Pertusaria dehiscens</i> Müll. Arg.	-
	<i>Pertusaria flavens</i> Nyl.	-
	<i>Pertusaria quassiae</i> (Fée) Nyl.	-
	<i>Pertusaria</i> sp.	-
	<i>Pertusaria tropica</i> Vain.	-
	<i>Pertusaria tetrathalamia</i> (Fée) Nyl.	-
	<i>Pertusaria wulfenioides</i> B. de Lesd.	-
Pleosporales Luttr. ex M.E. Barr		
Arthopyreniaceae W. Watson	<i>Arthopyrenia cinchonae</i> (Ach.) Müll. Arg.	-
	<i>Arthopyrenia leucochlora</i> Müll. Arg.	BR
	<i>Arthopyrenia lyrata</i> R.C. Harris	SE
	<i>Arthopyrenia majuscula</i> (Nyl.) Zahlbr	SE
	<i>Arthopyrenia planorbis</i> (Ach.) Müll. Arg.	-
Pyrenulales Sink ex D. Hawksw. & OE Erikss.		
Monoblastiaceae W. Watson	<i>Anisomeridium albisedum</i> (Nyl.) R.C. Harris	SE

	<i>Anisomeridium anislobum</i> (Müll. Arg.) Aptroot	SE
	<i>Anisomeridium biforme</i> (Borrer) R.C. Harris	NE
	<i>Anisomeridium leucochlorum</i> (Müll.Arg.)R.C. Harris	BR
	<i>Anisomeridium subprostans</i> (Nyl.) R.C. Harris	-
	<i>Anisomeridium tamarindi</i> (Fée) R.C. Harris	SE
Pyrenulaceae Rabenh.	<i>Lithothelium illotum</i> (Nyl.) Aptroot	BR
	<i>Pyrenula anomala</i> (Ach.) Vain.	-
	<i>Pyrenula acutispora</i> Kalb &Hafellner.	SE
	<i>Pyrenula aspistea</i> (Afzel. ex Ach.) Ach.	-
	<i>Pyrenula bahiana</i> Malme	SE
	<i>Pyrenula cruenta</i> (Mont.) Vain.	-
	<i>Pyrenula microtheca</i> R.C. Harris	-
	<i>Pyrenula ochraceoflava</i> (Nyl.) R.C. Harris	-
	<i>Pyrenula quassiicola</i> Müll. Arg.	-
	<i>Pyrenula subgregantula</i> Müll. Arg.	BR
	<i>Pyrgillus javanicus</i> Nyl.	-
Trypetheliales Lücking, Aptroot & Sipman		
Trypetheliaceae Zenker	<i>Bathelium madreporiforme</i> (Eschw.) Trevis.	-
	<i>Mycomicrothelia confluens</i> (Müll. Arg.) D. Hawksw.	BR
	<i>Mycomicrothelia miculiformis</i> (Nyl. ex Müll. Arg.) D. Hawksw.	SE
	<i>Mycomicrothelia subfallens</i> (Müll. Arg.) D. Hawksw.	-
	<i>Polymeridium albidoreagens</i> Aptroot, A.A. Menezes & M. Cáceres	SE
	<i>Polymeridium amylosporum</i> (Vain.) Aptroot	-
	<i>Polymeridium catapastum</i> (Nyl.) R.C. Harris	-
	<i>Polymeridium cinereonigricans</i> (Vain.) R.C. Harris	NE

	<i>Polymeridium proponens</i> (Nyl.) R.C. Harris	-
	<i>Pseudopyrenula subnudata</i> Müll. Arg.	-
	<i>Trypethelium aeneum</i> (Eschw.) Zahlbr.	-
	<i>Trypethelium eluteriae</i> Spreng.	-
	<i>Trypethelium nitidiusculum</i> (Nyl.) R.C. Harris	-
	<i>Trypethelium ochroleucum</i> (Eschw.) Nyl.	-
	<i>Trypethelium subeluteriae</i> Makhija & Patw.	-
	<i>Trypethelium tropicum</i> (Ach.) Müll. Arg.	-

CONCLUSÃO

As novas ocorrências de líquens corticícolos na região nordeste e no estado de Sergipe, contribuem para o enriquecimento da micota liquenizada, ao preencher as lacunas de conhecimento acerca da distribuição geográfica dessas espécies, já registradas anteriormente em outras regiões do Brasil. Além disso, há a necessidade de aumentar os esforços de amostragem em todo o país, em vista de que, a decorrente degradação ambiental, pode contribuir para espécies que ainda não foram registradas pela ciência, acabem por nunca serem descobertas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alves, MME; Aptroot, A; Lacerda, SR; Cáceres, MES. Three new Arthoniaceae from Chapada do Araripe, Ceará, NE Brazil. 2014. *The Lichenologist* 46(5):663–667. doi:10.1017/S0024282914000206.
- Aptroot, A; Lücking, R; Spiman, HJM; Umaña, L & Chaves. JL 2008. Pyrenocarpous lichens with bitunicate asci a first assessment of the lichen biodiversity inventory in Costa Rica. *Bibliotheca Lichenologica*. In der gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung. Berlin. Stuttgart.
- Aptroot, A. 2012. A world key to the species of *Anthracotheceum* and *Pyrenula*. *The Lichenologist* 44(1): 5-53.
- Aptroot, A & da Silva Cáceres, ME. 2013. Pyrenocarpous lichens (except Trypetheliaceae) in Rondônia. *The Lichenologist* 45(6): 763-785.
- Aptroot, A; Sipman, HJ & da Silva Cáceres, ME. 2013. Twenty-one new species of *Pyrenula* from South America, with a note on over-mature ascospores. *The Lichenologist* 45(2): 169-198.
- Benatti, MN & Marcelli, MP. 2007. Gêneros de fungos liquenizados dos manguezais do Sul-Sudeste do Brasil, com enfoque no manguezal do Rio Itanhaém, Estado de São Paulo. *Acta Botanica Brasilica* 21(4): 863-878.
- Brasileiro, RS. 2009. Alternativas de desenvolvimento sustentável no semiárido nordestino: da degradação à conservação. *Scientia Plena* 5(5).
- Bungartz, F; Ziemmeck, F; Yáñez, AA; Nugra, F & Aptroot, A. 2011. CDF Checklist of Galapagos Lichenized Fungi - FCD Lista de especies de Hongos liquenizados de Galápagos. In: Bungartz, F; Herrera, H; Jaramillo, P; Tirado, N; Jiménez-Uzategui, G; Ruiz, D; Guézou, A & Ziemmeck, F. (eds.). Charles Darwin Foundation Galapagos Species Checklist - Lista de Especies de Galápagos de la Fundación Charles Darwin. Charles Darwin Foundation / Fundación Charles Darwin, Puerto Ayora, Galapagos: <http://www.darwinfoundation.org/datazone/checklists/true-fungi/lichens/> Acesso em: 24/11/2015.
- Cáceres. MES. 2007. Corticolous crustose and microfoliose lichens of northeastern Brazil. IHW- veriag. München.
- Cáceres, M.E.S; Lücking, R. & Rambold, G. 2007. Phorophyte specificity and environmental parameters versus stochasticity as determinants for species composition of corticolous crustose lichen communities in the Atlantic rainforest of northeastern Brazil. *Mycological Progress* 6(3):117-136.
- Cáceres, MES; Nascimento, ELL; Aptroot, A & Lücking, R. 2014. Líquens brasileiros: novas descobertas evidenciam a riqueza no Norte e Nordeste do país. *Bol. Mus. Biol. Mello Leitão* (N. Sér.) 35:101-119.

- CPRM, 2002. Bomfim, LFC; da Costa, IVG; Benvenuti, SMP. Projeto Cadastro da Infra-Estrutura Hídrica do Nordeste: Estado de Sergipe. Diagnóstico do Município de Poço Verde.
- Dal Forno, M. 2009. A família *graphidaceae* (ascomycota liquenizados) em restinga em Pontal do Sul, pontal do Paraná, Paraná. Dissertação. *Universidade federal do Paraná*, Curitiba. 158p.
- Deacon, JW. 1997. Fungal biology / J.W. Deacon.—4th ed.
- Eliasaro, S; Gerlach, ADCL & Gumboski, EL. 2012. Novos registros de fungos liquenizados para o estado do Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências* 10(4):507.
- Esslinger, TL & Egan, RS. 1995. A sixth checklist of the lichen - forming, lichenicolous, and allied fungi of the continental United States and Canada. *Bryologist*, 98(4): 467-549.
- Fleig, M & Riquelme, I. 1991. Liquens de Piraputanga, Mato Grosso do Sul, Brasil. A.
- Frisch, A. 2006. Contributions towards a new systematics of the lichens family Thelotremataceae I. The lichen family Thelotremataceae in Africa. *Bibliotheca Lichenologica* 92: 3-370.
- Giulietti, AM; Bocage Neta, AL; Castro, AAJF; Gamarra-Rojas, CFL; Sampaio, EVSB; Virgínio, J. F., ... & Harley, R. M. 2004. Diagnóstico da vegetação nativa do bioma Caatinga. In: JMC. Silva, M. Tabarelli, MT. Fonseca & LV. Lins (orgs.). *Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. pp. 48-90.
- Käffer, MI. 2005. Estudo de liquens corticícolas foliosos em um mosaico de vegetação no sul do Brasil (Doctoral dissertation, Universidade do Vale do Rio dos Sinos).
- Käffer, MI; Cáceres, MÊS; Vargas, VMF & Martins, SDA. 2010. Novas ocorrências de liquens corticícolas crostosos para a região sul do Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 24(4): 948-951.
- Käffer, MI; Alves, C; Cáceres, MEDS; Martins, SMDA & Vargas, VMF. 2011. Characterization of the corticolous lichen community from Porto Alegre and adjacent areas, RS, Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 25(4): 832-844.
- Käffer, MI. 2013. Novas citações de liquens crostosos para a Floresta Nacional de São Francisco de Paula e para o Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia Série Botânica* 68(2): 273-277.
- GBIF- Global diversity information facility. <http://www.gbif.org/species/5516941> on 2015-11-24 [Acesso em 24.11.15](#).
- Gilbert, O. 2004. Lichens naturally Scottish. Scottish Natural Heritage. ISBN 1 85397 373 4.
- Hale, ME.Jr. 1981. A revision of the lichen family Thelotremataceae in Sri Lanka. Bulletin of the British Museum (natural History) *Botany Series* 8:227-332.

- Joshi, S; Upreti, DK & Divakar, PK. 2011. A new species of lichen genus *Syncesia* (Roccellaceae) from India. *The Bryologist* 114(1): 215-219.
- Joshi, S; Jayalal, U; Oh, SO; Park, JS & Hur, JS. 2012. New records of lichen genus *Thelotrema* Ach.(thelotremoid Graphidaceae) from South Korea. *Mycobiology* 40(4):225-230.
- Lima, EL. 2013. Riqueza e composição de líquens corticícolas crostosos em área de Caatinga no estado de Pernambuco. *Dissertação*. Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 109p.
- Lücking R; Rivas-Plata E; Chaves JL; Umaña L & Sipman HJM. 2009. How many tropical lichens are there really? *Bibliotheca Lichenologica* 100: 399–418.
- Lucking, R.; Seavey, F; Common, RS; Beeching, SQ; Breuss, O; Buck, WR; Crane, L; Hodges, M; Hodgkinson, BP; Lay, E; Lendemmer, JC; McMullin, RT; Mercado-Diaz, JA; Nelsen, MP; Rivas Plata, E; Safraneck, W; Sander, WB; Schaefer Jr, HP & Seavey, J. 2011. The lichens of Fakahatchee Strand Preserve State Park, Florida: Proceedings from the 18th Tuckerman Workshop. *Bulletin of the Florida Museum of Natural History*. 49(4): 127-186.
- Kirika, P; Mugambi, G; Lücking, R & Lumbsch, HT. 2012. New records of lichen-forming fungi from Kenya. *Journal of East African Natural History* 101(1):73-98.
- Malme. 1929. *Arkiv for Botanik*. 22:11-26.
- Martins, DS & de Souza, MDGM. 2012. Fungos liquenizados (líquens) da fazenda Água Limpa, Distrito Federal, Brasil. *Heringeriana* 6(1): 62-65.
- Mendonça, CDO. 2014. Influência de diferentes estágios sucessionais na composição e riqueza de líquens na caatinga. *Dissertação*. Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão. 106p.
- Menezes, AA; Leite, ABX; Otsuka, AY; Jesus, LS & Cáceres, M. E. S. 2011. Novas ocorrências de líquens corticícolas crostosos e microfoliosos em vegetação de Caatinga no semi-árido de Alagoas. *Acta Botanica Brasilica*, 25(4): 885-889.
- Muller, J(Argoviensis). 1891. Primitiae Florae Costaricensis, Lichenes. - *Bulletin de la Societe Royal Botanique de Belgique* 30(1):49-97.
- Nöske, NM; Mandl, N & Sipman, HJM. 2007. 05 lichenes Checklist reserva biológica San Francisco (Prov. Zamora-Chinchi, S. Ecuador) *Ecotropical Monographs* 4: 101–117.
- Oliveira, AR; Pinto, JESS; Bomfim, JWR; Jesus, LE. 2011. O clima e os aspectos econômicos da agricultura do Município de Poço Verde/SE. *Revista Geográfica de América Central Número Especial EGAL*, 2011- Costa Rica II Semestre. 1-17.
- Oliveira, AR & Siqueira Pinto, JES. 2013. As transformações no campo e o modo de vida camponês: (des) territorialidade no município de Poço Verde/SE-DOI 10.5216/ag. v7i1. 18775. *Ateliê Geográfico* 7(1): 197-214.
- Perlmutter, GB. 2005. Lichen checklist for North Carolina, USA. *Evansia* 22(2): 51-77.

- Perlmutter, GP; Lendemer, JC; Guccion, JC; Harris, RC; Hodkinson, BP; Kubilius, W. P., ... & Schaefer, HP. 2012. A provisional survey of lichen diversity in south-central South Carolina, USA, from the 19th Tuckerman Lichen Workshop. *Opuscula Philolichenum* 11:104-119.
- Rivas Plata, E; Lücking, R; Spiman, HJM; Mangold, A; Kalb, K & Lumbsch, HT.2010. A world- wide key to the thelotremoid Graphidaceae, excluding the Ocellularia-Myriotrema- Stegobulus clade. *The Lichenologist* 42(2): 139- 185.
- Rosabal, D & Burgaz, AR. 2010. Líquenes corticícolas en dos formaciones vegetales de la Reserva Ecológica Loma del Gato-Monte Líbano (Cuba). *Botanica Complutensis* 34: 27-30.
- Rosabal, D; Burgaz, AR; Altamirano, A & Aragón, G. 2012. Differences in diversity of corticolous lichens between interior and edge of the Monte Barranca semi-deciduous forest, Santiago de Cuba. *The Bryologist* 115(2): 333-340.
- Secretaria de Estado do Planejamento e da Ciência e Tecnologia – *SEPLANTEC* – *Superintendência de Estudos e Pesquisas* – SUPES.Informes Municipais: Aracaju, 2000. Disponível em : <http://www.seplantec-supes.se.gov.br/>.
- Sobreira, PNB. 2015. Caracterização da micota liquenizada corticícola em Brejos de Altitude no estado de Pernambuco. *Dissertação*. Universidade federal de Pernambuco, Recife. 67p.
- Souza, HTR; Andrade, ICB; Cruz, IS; Gois, DV; Santos, LJP; Souza, RM & Souza, RR.2015. Relação clima-vegetação no Monumento Natural Grota do Angico-Sergipe-Brasil. *Interfaces Científicas-Saúde e Ambiente* 4(1):71-82.
- Sipman, HJM & Aptroot, A. 2001. Where are the missing lichens? *Mycological Research* 105: 1433-1439. <http://dx.doi.org/10.1017/S0953756201004932>.
- Spielmann, AA. 2006. Checklist of lichens and lichenicolous Fungi of Rio Grande do Sul (Brazil). *Caderno de Pesquisa. Série Biologia (UNISC)*. University Press. 18: 7-125. 875p.
- Sipman, HJ; Lücking, R.; Aptroot, A; Chaves, JL; Kalb, K & Tenorio, LU. 2012. A first assessment of the Ticolichen biodiversity inventory in Costa Rica and adjacent areas: the thelotremoid Graphidaceae (Ascomycota: Ostropales). *Phytotaxa* 55(1): 1-214.
- Xavier- Leite, AB. 2013. Influência de fatores ambientais na riqueza e composição de espécies de líquens corticícolas em área de Brejo de Altitude e Caatinga. *Dissertação*. Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão.89p.

CONCLUSÃO GERAL

CONCLUSÃO GERAL

Efeitos de borda induzem a mudanças microclimáticas. Essas transformações são substanciais e acarretam em impactos que atingem não só o espaço abiótico, mas também o biótico como um todo. Devido à forma como o homem vem utilizando de forma insustentável os recursos naturais, pequenas alterações configuram em consequências enormes para os ecossistemas florestais e os organismos que vivem nesse ambiente.

Líquens epífitos são organismos sensíveis às modificações que ocorrem no microclima, principalmente nos fatores ligados a luminosidade, que de certa forma relaciona-se com temperatura e umidade, importantes requisitos a manutenção do metabolismo e crescimento dos líquens. Através das análises estatísticas, foi constatado que a composição de espécies de líquens corticícolos crostosos teve uma variação na composição entre os líquens dos primeiros 100m da borda e os líquens nas distâncias a partir dos 200m da borda, indicando que houve uma substituição de espécies liquênicas ao longo do gradiente borda-interior. Tendo os níveis de transmitância difusa, fatores que influenciaram na riqueza de espécies. Contudo, os demais fatores ambientais não foram significativos para influenciar na estrutura das comunidades de líquens estudada.

Embora, estudos anteriores não tenham detectado efeito de borda na Caatinga, o presente trabalho dá uma indicativo de que organismos sensíveis como os líquens crostosos podem sofrer influência desses efeitos, uma vez que, a composição das espécies não foram as mesmas ao longo do gradiente. A intensa atividade de fragmentação, aliada as possíveis degradações decorrentes de uma matriz envolta por pastagem, pode ter contribuído com uma redução na qualidade ambiental e conseqüente modificação na composição de espécies. Mais estudos são necessários para complementar os resultados obtidos nesse trabalho.