



**SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO**

**Estrutura e riqueza de hepáticas (Marchantiophyta) epifíticas
em áreas fragmentadas de Cerrado com borda natural e
antrópica**

Lailah Luvizoto Assad

**Goiânia,
Março de 2010**

Lailah Luvizoto Assad

**Estrutura e riqueza de hepáticas (Marchantiophyta) epifíticas
em áreas fragmentadas de Cerrado com borda natural e
antrópica**

Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em
Ecologia e Evolução do Instituto de
Ciências Biológicas da Universidade
Federal de Goiás, como parte dos
requisitos para a obtenção do título
de mestre em Ecologia e Evolução.

Orientador: Dr. Frederico Augusto Guimarães Guilherme
Co-orientadora: Dra. Solange Xavier dos Santos

**Goiânia,
Março de 2010**

À cada dia que vivo mais me convenço de que o desperdício da vida está no amor que não damos, nas forças que não usamos, na prudência egoísta que nada arrisca e que, esquivando-nos do sofrimento, perdemos também a felicidade.

Carlos Drummond de Andrade

À minha família, que sempre foi meu alicerce e exemplo de vida

AGRADECIMENTOS

A todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho, agradeço:

A Deus por dar-me paciência, força e perseverança naquilo que me proponho fazer e me ensinar que nem sempre um não significa uma derrota.

Aos meus orientadores, Solange e Frederico. À Solange, por ter propagado em mim o amor pelas briófitas, pelo seu exemplo, dedicação, amizade, paciência e conhecimento que foram essenciais para a realização de todas as etapas deste trabalho. Ao Fred por sua confiança, experiência e apoio que foram fundamentais na elaboração e execução deste trabalho. Agradeço ainda aos dois pela presença indispensável em todas as coletas.

Ao pesquisador Denilson Fernandes Peralta pela significativa contribuição na identificação de algumas espécies.

À minha família, minha fonte de inspiração e apoio. Aos meus pais, Abrahão e Maria Cecília que sempre me incentivaram e foram os alicerces para a concretização deste sonho, e aos meus irmãos, Esmeralda e Ibrahim, pelas palavras de consolo e carinho. Amo muito vocês e obrigada por nunca me deixarem sentir sozinha.

Ao Fábio, amor da minha vida, por estar presente mesmo nos momentos de stress e ansiedade, pela sua compreensão, dedicação, segurança e carinho.

À Maria Adriana, minha amiga e cúmplice na dedicação pelas briófitas, pela ajuda indispensável neste trabalho, pelo companheirismo, exemplo e amizade.

Ao Wagner, Alice, Renato, Stephan, Helencássia e Maria Adriana pela ajuda nas coletas e por torná-las divertidas e menos cansativas e aos colegas de laboratório, principalmente à Isabel, pela disponibilidade e companheirismo nos dias de sábado.

À Agência Ambiental por conceder licença para realização da pesquisa no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas e aos funcionários do PESCAN pela receptividade e disponibilização de informações e aos proprietários e funcionários das Fazendas e demais propriedades nas quais se localizam algumas das áreas de estudo, por permitirem a realização do trabalho nestas áreas e pelas valiosas informações.

Aos colegas e professores do programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da UFG por contribuírem para o meu crescimento, pela disponibilidade em colaborar e pelo muito que aprendi com cada um. Agradeço especialmente à Priscila,

pela amizade e força nos momentos difíceis e ao professor Dr. Paulo De Marco pelas sugestões e incentivos.

SUMÁRIO

LISTA DE ABREVIATURAS.....	01
LISTA DE FIGURAS.....	02
LISTA DE TABELAS.....	04
RESUMO.....	05
ABSTRACT.....	07
1. INTRODUÇÃO.....	09
1.1.Causas e efeitos da fragmentação florestal.....	09
1.2. Efeito de borda.....	10
1.3. Fragmentação no Cerrado.....	13
1.4. Efeito de borda sobre a brioflora.....	14
2. OBJETIVOS GERAIS.....	17
3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	17
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	18
4.1. Área de estudo.....	18
4.2. Amostragem.....	20
4.3. Análise dos dados.....	26
5. RESULTADOS.....	28
5.1. Aspectos gerais.....	27
5.2. Parâmetros estruturais da vegetação arbórea.....	36
5.3. Relação entre parâmetros estruturais da vegetação arbórea e a brioflora.....	37
5.4. Efeitos de borda sobre a riqueza, abundância (cobertura) e composição de espécies de hepáticas.....	39
5.5. Frequência das formas de vida e microhabitat de preferência <i>versus</i> efeito de borda.....	43
6. DISCUSSÃO.....	45
6.1. Aspectos gerais.....	45
6.2. Efeito de borda sobre a estrutura da vegetação arbórea.....	45
6.3. Relação da estrutura da vegetação arbórea com a brioflora.....	47
6.4. Efeito de borda sobre a riqueza e abundância de hepáticas.....	47
6.5. Efeito de borda sobre a composição de hepáticas.....	51

6.6. Efeito de borda sobre as formas de vida de hepáticas e microhabitat de preferência.....	52
7. CONCLUSÕES.....	53
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	55

LISTA DE ABREVIATURAS

PESCAN - Parque Estadual da Serra de Caldas Novas

BA - Borda antrópica

BN - Borda natural

IF - Interior dos fragmentos

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** Fitofisionomias do Parque Estadual da Serra de Caldas Novas (PESCAN). 20
a) e b) cerrado sentido restrito; c) e d) enclave de floresta de galeria.
- Figura 2** Ambientes amostrados no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas 21
(PESCAN) e entorno. a) e b) bordas antrópicas; c) e d) interior de fragmentos; e) e f) bordas naturais.
- Figura 3** Localização da área de estudo: Parque Estadual da Serra de Caldas Novas 23
(PESCAN) e entorno, fragmentos (A, B C e D) e enclaves (1, 2, 3 e 4) amostrados.
- Figura 4** Representação do desenho amostral indicando o posicionamento das 24
parcelas (10×10m) **a)** na borda (BA) e interior (IF) dos fragmentos circundados por pastagem e **b)** e nas bordas naturais (BN, enclaves circundados por vegetação campestre).
- Figura 5** Coleta de dados no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas (PESCAN) 26
e entorno: a) demarcação das parcelas e b) amostragem das hepáticas.
- Figura 6** Representação das médias, erros-padrão e desvios-padrão da a) área basal, 36
b) número de indivíduos arbóreos e c) altura média dos indivíduos arbóreos nos três ambientes estudados no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas/GO e entorno. BN: borda natural, BA: borda antrópica e IF: interior dos fragmentos.
- Figura 7** Regressões entre os parâmetros fisionômicos da vegetação arbórea: a) área 37
basal ($R^2 = 0,009$; $p = 0,521$), b) altura média ($R^2 = 0,025$; $p = 0,308$) e c) número de indivíduos ($R^2 = 0,363$; $p = 0,001$) e a riqueza de hepáticas coletadas no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas/GO e entorno.

Figura 8	Regressões entre os parâmetros fisionômicos da vegetação arbórea: a) área basal ($R^2 = 0,085$; $p = 0,043$), b) altura média ($R^2 = 0,068$; $p = 0,071$), e c) número de indivíduos ($R^2 = 0,494$; $p < 0,001$) e a cobertura de hepática coletadas no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas/GO e entorno.	38
Figura 9	Estimativas de riqueza de espécies de hepáticas nos diferentes tratamentos (intervalo de confiança de 95%). BN: borda natural, BA: borda antrópica, IF: interior dos fragmentos, Parque Estadual da Serra de Caldas Novas/GO e entorno.	39
Figura 10	Representação das médias, erros-padrão e desvios-padrão da cobertura de hepáticas nos três ambientes estudados BN: borda natural, BA: borda antrópica, IF: interior dos fragmentos, no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas/GO e entorno.	40
Figura 11	Dissimilaridade entre e dentro dos ambientes estudados: BA: borda antrópica, BN: borda natural e IF: interior dos fragmentos, no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas/GO e entorno.	41
Figura 12	Diagrama de ordenação dos tratamentos (a) e espécies (b) produzido pela Análise de Correspondência Destendenciada (DCA), baseada na distribuição das 41 espécies nos três ambientes estudados no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas/GO e entorno. BN: borda natural, BA: borda antrópica e IF: interior dos fragmentos. Autovalores (eixo 1: 0,61; eixo 2: 0,34).	42

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** Frequência de ocorrência, aspectos ecológicos (variação altitudinal, formas de vida, microhabitat de preferência e distribuição geográfica) das espécies de hepáticas coletadas em bordas antrópicas (BA), bordas naturais (BN) e interior de fragmentos (IF) no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas/GO e entorno. * Primeira citação para Goiás. **29**
- Tabela 2** Distribuição de frequência das formas de vida de hepáticas coletadas no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas/GO e entorno, no interior dos fragmentos (IF), bordas antrópicas (BA) e bordas naturais (BN). Obs: frequência observada. Esp: frequência esperada. **43**
- Tabela 3** Distribuição de frequência dos microhábitats de preferência de hepáticas coletadas no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas/GO e entorno, no interior dos fragmentos (IF), bordas antrópicas (BA) e bordas naturais (BN). Obs: frequência observada. Esp: frequência esperada. **44**

RESUMO

Os danos causados pela proliferação de bordas na cobertura florestal, geralmente designados efeitos de borda, são extensos, podendo ocorrer através de grandes escalas espaciais e influenciar na composição de espécies, estrutura e processos ecológicos nos ecossistemas limítrofes. Apesar disso, os estudos têm demonstrado padrões de respostas altamente variáveis, sendo que as respostas dos organismos podem variar tanto em relação à paisagem quanto ao grupo taxonômico estudado. Neste contexto, as briófitas constituem um grupo ideal para a avaliação dos impactos da fragmentação, devido à sua sensibilidade às alterações microclimáticas resultantes da perda e degradação de habitats. Esse estudo teve o objetivo de avaliar como as comunidades de hepáticas (Marchantiophyta) epífitas respondem às bordas florestais proporcionadas antropicamente e às bordas naturais nas transições campo-floresta no bioma Cerrado. As áreas de estudo estão localizadas no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas e no seu entorno, compreendendo as cidades de Caldas Novas e Rio Quente, estado de Goiás. Foram amostrados três tipos de habitats: (1) enclaves florestais nas encostas da serra, com transições abruptas para campos rupestres; (2) borda (0 a 10 metros) e (3) interior (100 a 110 metros) de fragmentos de florestas estacionais circundados por matriz de pastagem. Estes foram os três tratamentos considerados na análise, designados por: **BN** (borda natural), **BA** (borda antrópica) e **IF** (interior do fragmento). Quatro parcelas de 10×10m foram plotadas aleatoriamente ao longo de transectos de 10×200m para cada tratamento em cada área. Para a amostragem nas parcelas, foram selecionadas todas as árvores com perímetro à altura do peito (PAP) $\geq$ 20 cm e com cobertura mínima de briófitas de 300cm². Para o levantamento quantitativo das hepáticas foi adotado o método de interceptação de linha. Entre os parâmetros da vegetação, o número de indivíduos arbóreos teve relação positiva com a riqueza e abundância de hepáticas, enquanto que a área basal teve relação positiva com a cobertura, o que demonstra a importância destes parâmetros na estruturação das comunidades de hepáticas. A riqueza de hepáticas foi maior nas bordas naturais e antrópicas em relação ao interior dos fragmentos, o que demonstra que o tipo de borda não parece influenciar na riqueza de hepáticas e esta maior riqueza nas bordas pode estar relacionada à hipótese do distúrbio intermediário. A cobertura de hepáticas foi maior em BN do que em BA, enquanto que as BN apresentaram composição florística distinta da BA e IF, o que pode ser reflexo das peculiaridades (umidade, temperatura e radiação solar) neste ambiente. A

avaliação dos efeitos de borda sobre as formas de vida e hábitos de preferência mostra algumas tendências importantes para a compreensão das respostas das hepáticas, principalmente devido a maior frequência de forma de vida pendente com baixa tolerância à dessecação e maior frequência de epífitas de sombra nas bordas naturais. Isso indica que a utilização de grupos funcionais no monitoramento dos efeitos da fragmentação pode proporcionar uma maior generalização para a avaliação das respostas das hepáticas.

Palavras-chave: Efeito de borda, fragmentação de habitat, briófitas, Cerrado, Goiás.

ABSTRAT

The damage caused by the proliferation of edge in forest cover, referred to as edge effects are extensive, may occur over large spatial scales influencing species composition, structure and ecological processes in boundaries of ecosystems. However, studies have shown highly variable response patterns of the taxonomic group studied in relation to the landscape. In this context, bryophytes are an ideal group for assessing the impacts of habitat fragmentation because of their sensitivity to changes in microclimate resulting from the loss and degradation of habitats. This study aimed to assess how the communities from epiphytes liverworts (Marchantiophyta) respond to forest edges originated of anthropogenic fragmentation and the natural edges in the grassland-forest transitions in the Cerrado. The study areas are located in the Parque Estadual da Serra de Caldas Novas and in surroundings, including Caldas Novas and Rio Quente cities, state of Goiás. We sampled three habitat types: (1) forest valleys on the slopes of the mountain with abrupt transitions to rocky fields, (2) edge (0 to 10 m) and (3) interior (100 to 110 m) of semideciduous forest fragments surrounded by a matrix of grass. These were the three treatments considered in the analysis, designated for: **BN** (natural edge), **BA** (anthropogenic edge) and **IF** (interior of the fragment). Four plots (10×10m) were randomly delimited along transects (10×200m) for each treatment in each area. For the sampling in the plots, were selected all trees with perimeter at breast height (PAP) ≥ 20 cm and with minimum coverage of bryophytes of 300cm². For the quantitative survey of liverworts the interception line method was utilized. Between vegetation parameters, the number of individual trees had positive relationship with richness and abundance in liverworts, whereas basal area had positive relationship with coverage demonstrating the importance of these parameters in liverworts community struture. The richness of liverworts was higher in natural and anthropogenic edges in relation to the interior of the fragments demonstrating that the type of edges do not seem to influence the richness of the liverworts and this increased richness at the edges may be related with the intermediate disturbance hypothesis. Coverage of liverworts was higher in BN than BA, while the BN had distinct floristic composition of BA and IF, that may reflect the environmental peculiarities (moisture, temperature and solar radiation). The evaluation of edge effects on life forms and preference of habits shows some important trends to understand the responses of the liverworts, mainly due to increased frequency of pendant life-forms with

low tolerance to desiccation and higher frequency of epiphytes shadow in natural edges. This indicates that the use of functional groups in monitoring the effects of fragmentation can provide a large generalization for the evaluation of responses the liverworts.

Key-words: Edge effect, habitat fragmentation, bryophytes, Cerrado, Goiás.

1. INTRODUÇÃO

1.1. Causas e efeitos da fragmentação florestal

O avanço das atividades antrópicas nos últimos séculos reduziu drasticamente a cobertura florestal. A fronteira agrícola, a urbanização e outras atividades humanas favoreceram a formação de fragmentos, onde superfícies cobertas por vegetação nativa contínua foram progressivamente suprimidas, deixando em seu lugar fragmentos de dimensões variadas, cercadas por campos, culturas agrícolas e outras coberturas (Saunders *et al.*, 1991; Constantino *et al.*, 2005). Este processo, denominado fragmentação de habitat, tem sido amplamente estudado resultando em diversas abordagens e conclusões relacionadas à magnitude e direção dos seus efeitos (Fahrig, 2003).

A fragmentação introduz uma série de novos fatores na história evolutiva de populações naturais de plantas e animais. Essas mudanças afetam de forma diferenciada os parâmetros demográficos de mortalidade e natalidade de diferentes espécies e, portanto, a estrutura e dinâmica de ecossistemas (Fahrig, 2002). Segundo Fahrig (2003), quatro efeitos da fragmentação sobre os padrões do habitat podem ser observados: redução da quantidade de habitat, aumento do número de fragmentos, diminuição da área total e aumento do isolamento entre os fragmentos. Além destes aspectos biogeográficos, outro efeito primário da fragmentação é a alteração nas condições físicas, ou seja, as mudanças microclimáticas dentro e ao redor do fragmento (Saunders *et al.*, 1991; Fahrig, 2003). Ambos os efeitos podem afetar negativamente as comunidades dentro das manchas remanescentes. Os efeitos biogeográficos podem resultar no aumento das extinções estocásticas e diminuição da recolonização devido ao isolamento de populações contínuas e redução no tamanho efetivo de populações, enquanto os efeitos ambientais expõem as espécies às alterações microclimáticas associadas com o aumento da quantidade de bordas em uma paisagem (Fahrig, 2003).

O interesse no estudo das conseqüências da fragmentação florestal sobre a conservação da biodiversidade tem aumentado significativamente, como forma de tentar prever o tamanho e a forma mais adequados de reservas florestais (Harris, 1988). O principal referencial teórico é fornecido pela Teoria de Biogeografia de Ilhas de MacArthur & Wilson (1967), elaborada para prever o número de espécies que uma ilha de

determinado tamanho poderá suportar, baseando-se no balanço entre a extinção e imigração. Com base também na Teoria de Metapopulação, a configuração espacial expressa pelo tamanho das unidades de paisagem e pelo grau de isolamento ou de conectividade entre unidades de um mesmo tipo, tornou-se o fator chave na determinação de uma série de processos ecológicos (Metzger, 2001).

Atualmente, vários estudos envolvendo a fragmentação vêm sendo realizados com enfoques diferentes. Além dos estudos sobre a relação entre a área do refúgio e o número de espécies e suas abundâncias, são adicionados ao conhecimento geral sobre a fragmentação, o isolamento e a conectância entre refúgios, os efeitos de bordas (Metzger, 1999; Debinski & Holt, 2000), estrutura genética e demográfica, além de estudos sobre a influência do tipo de matriz, e a complexidade das bordas nos fragmentos (Metzger, 1999).

Apesar do considerável enfoque teórico dado a configuração espacial dos habitats (Hanski, 1998; Kareiva & Wennergren, 1995), a maioria dos dados empíricos sugerem que mudanças na qualidade do fragmento relacionadas ao tamanho da mancha e ao aumento da proporção de bordas são de grande importância (Harrison & Bruna, 1999). Os danos causados pela proliferação de bordas, geralmente designados “efeitos de borda”, são extensos e podem ocorrer através de grandes escalas espaciais (Laurance, 2000) e dependendo da configuração espacial da fragmentação, a área de influência da borda pode ser o componente dominante da matriz da paisagem (Harper *et al.*, 2005). Devido a sua importância o efeito de borda tem sido um dos principais tópicos de interesse em estudos de padrões e processos associados com a fragmentação de habitat durante as últimas décadas (Laurance, 2000; Ries *et al.*, 2004; Harper *et al.*, 2005).

1.2. Efeito de borda

Os limites entre ecossistemas são estudados praticamente desde o início da ecologia. Dentre os diversos autores pode-se destacar Clements (1907) e Gleason (1927), que mesmo com suas visões distintas acerca dos ecossistemas, apontaram para o papel fundamental da borda, sendo Clements o primeiro a introduzir o termo “ecótono” para se referir às “zonas de transição” graduais ou abruptas entre diferentes ecossistemas, em uma perspectiva de super organismo altamente integrado (Clements, 1916 *apud* Begon *et al.*, 1995). Contudo, foi a partir do trabalho de Leopold (1933), que utilizou o termo “efeito de

borda” para descrever o aumento na riqueza e diversidade das espécies em paisagens fragmentadas, criando uma concepção geral de que as bordas eram benéficas para as espécies e incentivando práticas de manejo baseadas no aumento da criação de bordas (Harris, 1988; Yahner, 1988), que vários estudos foram desenvolvidos com o intuito de avaliar o efeito de borda em diferentes paisagens. Entretanto, a partir da década de 70, alguns estudos, relacionando as bordas com altas taxas de parasitismo e predação de aves (Gates & Gysel, 1978; Chasko & Gates, 1982) e com a diminuição da qualidade do habitat para muitas espécies, contribuíram para mudar a concepção amplamente benéfica das bordas.

As bordas podem ser descritas como zona de interação entre dois ambientes adjacentes separados por uma transição abrupta ou não, e sua identificação depende de como estas manchas são definidas, podendo esta definição ocorrer em uma grande variedade de escalas (Yahner, 1988; Ries *et al.*, 2004). Para Yahner (1988) é possível identificar dois tipos de bordas, as *inerentes*, assim consideradas aquelas inseridas na paisagem há um longo tempo e resultantes das diferenças locais naturais, e as bordas *induzidas*, que são aquelas recentemente geradas como fruto da fragmentação antrópica.

A borda antrópica, sendo um ecótono induzido formado por pastoreio, manejo da vegetação, plantio de culturas, incêndios, desmatamentos, entre outras atividades humanas, promovem efeitos negativos no ecossistema, como extinção de determinadas espécies e o favorecimento de outras mais generalistas (Odum, 2001). Segundo Metzger (1999), quando uma borda é criada de forma abrupta por interferência antrópica, ocorrem mudanças abióticas repentinas das matrizes para os fragmentos e vice-versa. Estas alterações podem ocasionar mudanças nos fatores climáticos ambientais, como a umidade, a radiação solar e o vento (Murcia, 1995; Laurance *et al.*, 1998). Alterações biológicas também ocorrem, gerando efeitos tanto diretos quanto indiretos, como mudanças na abundância e na distribuição de espécies nas proximidades das bordas, mudanças na interação entre as espécies, como predação, parasitismo, herbivoria, competição, dispersão de sementes e polinização (Murcia, 1995) e, conseqüentemente, mudanças na estrutura e fisionomia da vegetação (Tabarelli *et al.*, 1999).

O efeito negativo do aumento do perímetro de borda em formações florestais tem sido retratado por vários autores (Lovejoy *et al.*, 1986; Bierregaard *et al.*, 1992; Murcia,

1995; Viana & Tabanez, 1996, entre outros). O aumento no fluxo de radiação na borda gera rápido crescimento de espécies secundárias numa faixa de várias dezenas de metros ao redor da borda do fragmento e o aumento da exposição a ventos resulta em danos na vegetação, seja direta (por queda das árvores) ou indiretamente, por reduzir a umidade e aumentar a dessecação (Didham & Lawton, 1999; Kapos, 1989). Estas mudanças na estrutura da vegetação na borda podem afetar a composição e a distribuição das espécies e algumas podem se tornar restritas ao interior do fragmento.

A maioria dos estudos sobre efeito de borda tem dado maior enfoque às bordas criadas por processos antrópicos, sendo que os efeitos de borda em limites ecológicos naturais são pouco abordados (Murcia, 1995; Ries *et al.*, 2004). Segundo Constantino *et al.* (2005), vários são os fatores e processos que produzem fragmentos naturais, como: flutuações climáticas (que podem causar expansão ou retração de determinados tipos de vegetação), heterogeneidade de solos, topografia, processos de sedimentação e hidrodinâmica em rios e no mar e processos hidrogeológicos que produzem áreas temporariamente ou permanentemente alagadas. Esses fatores podem agir isoladamente ou combinados de forma dinâmica, mas ocorre num tempo muito mais longo que a fragmentação causada pelo homem (Haila, 2002). Assim, em uma escala geológica de tempo, a fragmentação natural pode causar isolamento de populações, o que pode levar à diferenciação genética e especiação, aumentando a diversidade biológica nestes locais (Constantino *et al.*, 2005).

Segundo Odum (1988), em ecossistemas inalterados pela ação antrópica, a região de confluência de dois habitats distintos geralmente apresenta maior riqueza na biodiversidade, quando comparada a apenas um dos habitat isoladamente. No entanto, se tais efeitos ocorrem nas bordas naturais, é essencial avaliar sua escala e importância (Holway, 2005), pois estes estudos também poderiam contribuir para a compreensão dos padrões e processos na paisagem (Harper & Macdonald, 2001), uma vez que sistemas naturalmente fragmentados podem prever zonas de referência neutra para avaliar o efeito da fragmentação sem haver confusão com a perda florestal (Pavlacky & Anderson, 2007). Embora provavelmente haja diferenças entre os fenômenos causados por diferentes tipos de bordas, principalmente devido às escalas espacial e temporal de sua criação, as bordas naturais também podem apresentar diferenças bióticas e abióticas quando comparadas com o interior da floresta (Mattlack, 1994).

Um grande número de trabalhos tem surgido nas últimas duas décadas, quantificando as respostas dos organismos às bordas (Ries *et al.*, 2004) e um crescente interesse nos mecanismos subjacentes a estas (Murcia, 1995; Fagan *et al.*, 1999; Cadenasso *et al.*, 2003). Entretanto, os padrões de respostas obtidos são altamente variáveis, e uma padronização e generalização ainda não foram possíveis, principalmente, no que diz respeito à intensidade e largura desse efeito, sugerindo que as bordas estão associadas com respostas idiossincráticas aos diferentes fenômenos ecológicos (Murcia, 1995; Ries *et al.*, 2004). Contudo, a compreensão das respostas das comunidades a diferentes tipos de bordas pode ser importante para o desenvolvimento de estratégias de conservação e pode ter várias implicações para o manejo visando minimizar os impactos da fragmentação e consequente manutenção da diversidade de espécies.

1.3. Fragmentação no Cerrado

O Cerrado brasileiro representa uma oportunidade para avaliar os efeitos de diferentes tipos de bordas sobre as comunidades biológicas, uma vez que este bioma apresenta grande heterogeneidade de habitats que compõem um mosaico natural de ecossistemas (Ratter *et al.*, 1997). Além disso, o Cerrado vem sofrendo uma agressiva perda de área para atividades humanas, principalmente a partir das décadas de 60 e 70, devido à expansão da atividade agropecuária, o manejo inadequado do solo, a introdução e dispersão de espécies exóticas, a intensa exploração de produtos nativos e as queimadas como manejo de pastagem (Ratter *et al.*, 1997; Aguiar *et al.*, 2004; Klink & Machado, 2005). Todos estes fatores contribuem para o aumento dos ambientes de bordas, tornando frágeis os fragmentos circundados por grandes extensões de pastagens ou monocultura (Klink & Machado, 2005).

Além dos efeitos da fragmentação provocada por ações antrópicas, o Cerrado pode fornecer importantes informações sobre a influência dos limites ecológicos naturais sobre as comunidades, uma vez que ele é composto por mosaicos de tipos vegetacionais cujos limites ou ecótonos são comuns (Furley, 1999). A dinâmica dos limites entre savana e floresta no Cerrado brasileiro é descrita como consistindo de expansões graduais da floresta interrompidas por ocasionais recuos, devido ao fogo ou outros distúrbios (Hopkins, 1992 *apud* Hoffmann *et al.* 2004). Segundo Hoffmann *et al.* (2003), estes limites são

geralmente abruptos, com a savana se estendendo dentro da floresta sobre distâncias de poucos metros e formando ecótonos onde mudanças florísticas e estruturais ocorrem (Puyravaud *et al.*, 1994).

Considerando que o Cerrado é o segundo maior bioma do país, superado apenas pela Floresta Amazônica, constitui um dos 25 *hotspots* mundiais de biodiversidade em função de sua riqueza biótica, nível de endemismo e grau de ameaça (Myers *et al.*, 2000; Oliveira & Marquis, 2002), e devido ao seu preocupante estado de fragmentação, fazem-se necessários estudos que quantifiquem os efeitos de borda sobre os diversos grupos taxonômicos neste bioma.

1.4. Efeitos de borda sobre a brioflora

As respostas ecológicas à borda podem variar em relação à paisagem (variações entre as manchas devido ao tamanho da área, história e tipo de matriz), em relação ao grupo taxonômico estudado (Murcia, 1995; Debinski & Holt, 2000), e até dentro de um mesmo grupo taxonômico, pois as espécies podem variar grandemente em sua susceptibilidade à fragmentação, considerando as suas diferentes habilidades de dispersão, persistência e estabelecimento em paisagens fragmentadas (Kolb & Diekmann, 2004). Diante dessas inconsistências e da falta de uma estrutura teórica unificada para que sejam feitas generalizações, Ries & Sisk (2004) sugerem investigar as repostas dos diferentes grupos taxonômicos aos diferentes tipos de bordas em uma paisagem.

Segundo Murcia (1995), os efeitos de borda aplicam-se diferentemente sobre guildas ou grupos biológicos distintos, qualitativa (tipo de efeito) e quantitativamente (intensidade). Entretanto, a maioria dos estudos que abordam a influência das bordas sobre a vegetação enfoca os efeitos produzidos sobre as comunidades de plantas vasculares, especialmente as angiospermas (Williams-Linera, 1990; Laurance, 1991; Mattlack, 1993; Mattlack, 1994; Fraver, 1994; Fox *et al.*, 1997; Williams-Linera *et al.*, 1997; Laurance *et al.*, 1998; Pharo *et al.*, 1999; Harper *et al.*, 2005), sendo poucos os estudos que se dedicam a outros grupos taxonômicos tais como líquens e briófitas (Esseen & Renhorn, 1998; Belinchón *et al.*, 2007; Moen & Jonson, 2003; Hylander, 2005). Entretanto, diferenças nas características fisiológicas entre plantas vasculares e briófitas sugerem que estes grupos

podem apresentar padrões de diversidade e respostas a gradientes ambientais de forma diferente (Pharo *et al.*, 1999).

Neste contexto, as briófitas, representadas por musgos (Bryophyta), hepáticas (Marchantiophyta) e antóceros (Anthocerotophyta), possuem características que as diferem das plantas vasculares como: fase gametofítica dominante, ausência de um sistema vascular bem desenvolvido e cutícula epidérmica, e suas relações hídricas são reguladas pelo microclima imediato (Proctor, 1982, 2002). Devido a estas características particulares, espera-se que as briófitas sejam diferentes das plantas vasculares, não somente em suas relações de nicho dentro da comunidade, mas também em suas respostas aos fatores ambientais (Lee & La Roi, 1979). Deste modo, estudos que investiguem as respostas destes grupos às alterações ambientais provocadas pelas bordas podem revelar padrões diferentes daqueles observados para plantas vasculares.

Segundo Pharo & Zartman (2007), as briófitas possuem características que as tornam ideais para a avaliação dos impactos ecológicos e evolutivos da fragmentação de habitat, pois possuem rápidas taxas de colonização e extinção, rápido tempo de geração, alta especificidade de substrato, geração haplóide dominante e ubiquidade global. Estas características permitem testar experimentalmente previsões baseadas na teoria de metapopulações e na genética de populações à luz da fragmentação de habitat (Zartman & Shaw, 2006). Além disso, as briófitas são plantas poiquilohídricas, ou seja, seus tecidos são diretamente expostos a mudanças na umidade, de modo que elas são incapazes de controlar a captura e perda de água para o ambiente (Proctor, 1982, 2002; Hylander, 2005; Proctor *et al.* 2007). Esta condição fisiológica as torna particularmente úteis como indicadoras dos efeitos da fragmentação, devido à sua sensibilidade às alterações microclimáticas resultantes da perda e degradação de habitats (Schofield, 1985).

Neste contexto, o efeito de borda pode influenciar diretamente a biologia das populações fragmentadas de hepáticas, uma vez que estas possuem uma maior simplicidade estrutural do que os musgos, sendo mais sensíveis à ação antrópica (Gradstein *et al.*, 2001). Deste modo, a abrupta mudança nas condições microclimáticas, tais como aumento na temperatura, aumento na radiação solar e, em muitos casos, a diminuição da umidade, associados com a exposição a diferentes condições da matriz circundante pode

impactar o crescimento local dessas plantas (Pharo & Zartman, 2007; Zartman & Shaw, 2006).

Além de alterações na riqueza, abundância e composição das espécies de briófitas, outros fatores podem ser alterados pelo efeito de borda, como por exemplo, a distribuição das diferentes formas de vida no ambiente. As formas de vida são determinadas por dois tipos de fatores: intrínsecos, isto é, genética da própria espécie, incluindo forma de crescimento (arranjo morfológico do gametófito), e extrínsecos, como condições ambientais (Richards, 1984) e a agregação dos indivíduos (Mägdefrau, 1982; Glime, 2007). Por serem fortemente relacionadas às condições de umidade e luminosidade, as espécies podem apresentar alterações na sua forma de vida dependendo das condições ambientais a que estão submetidas (Mägdefrau, 1982).

Cada forma de vida apresenta uma determinada tolerância às condições microclimáticas, tais como umidade, incidência de raios solares e temperatura. Algumas apresentam baixa tolerância à dessecação, predominado em ambientes úmidos e sombreados, enquanto outras estão mais relacionadas a locais secos, por possuírem características que conferem tolerância à baixa umidade (Schofield, 1985; Frahm, 2003; Kürschner, 2004; Glime, 2007). Desta forma, a presença e a proporção relativa das formas de vida podem dar indícios das condições microclimáticas do sítio e podem ser usadas como grupos funcionais para diagnosticar alterações promovidas pelos efeitos de borda.

Assim como as formas de vida, a distribuição das espécies quanto ao seu microhabitat de preferência pode ser usada também para caracterizar os ambientes ou detectar alterações microclimáticas. Richards (1984) classifica as espécies de acordo com seu habitat de preferência e as denomina como sendo especialistas de sombra, aquelas que são capazes de viver apenas em condições de baixa luminosidade e maiores taxas de umidade; especialistas de sol aquelas mais resistentes à dessecação e a maiores temperaturas; e generalistas aquelas que possuem amplo nicho ecológico, sendo capazes de sobreviver em ambas as condições ambientais (Gradstein *et al.*, 2001; Gradstein & Costa, 2003).

Estudos sobre a influência da fragmentação e do efeito de borda sobre as briófitas são mais comuns em florestas temperadas (Moen & Jonsson, 2003; Pharo *et al.*, 2004; Baldwin & Bradfield, 2005; Gignac & Dale, 2005; Hylander, 2005; Stewart & Mallik,

2006; Baldwin & Bradfield, 2007; Belinchón *et al.*, 2007; Hylander & Hedderson, 2007). No Brasil eles ainda são escassos, sendo possível ressaltar os trabalhos de Costa (1999), Zartman (2003); Zartman & Nascimento (2006); Alvarenga & Pôrto (2007), Oliveira (2007), Alvarenga (2007), Alvarenga & Pôrto (2007) e Silva & Pôrto (2009) realizados na Amazônia e Mata Atlântica. Para o bioma Cerrado, há apenas o trabalho de Carvalho (2009) que aborda aos efeitos de borda sobre comunidades de musgos.

Além disso, a maioria dos estudos quantificando os efeitos de borda sobre as briófitas fazem referência às comunidades da borda apresentando composições distintas daquelas do interior da floresta, mas relações consistentes entre diversidade e processos de borda não tem sido registradas (Pharo & Zartman, 2007). No entanto, resultados contrastantes seriam esperados dada a variabilidade de bordas em termos do tipo de matriz, estação, orientação e fisionomia (Murcia, 1995). As variações nas respostas das briófitas aos efeitos de borda também podem ocorrer como resultado de fatores ecológicos operando em diferentes escalas espaciais e temporais (frequência de distúrbio dentro da mancha, heterogeneidade de substrato, dispersão e estabelecimento, etc.) ou de respostas diferenciais entre os grupos de briófitas (Baldwin & Bradfield, 2007). Segundo Moen & Jonson (2003), as respostas das briófitas aos habitats de bordas são fortemente espécie-específica e dependentes do contexto. Portanto, o conhecimento de como as espécies respondem a essas perturbações é importante para que se possa tentar apontar diretrizes relacionadas ao manejo e à conservação de paisagens fragmentadas.

2. OBJETIVOS GERAIS

O estudo tem por objetivo avaliar como as comunidades de hepáticas (Marchantiophyta) epífitas respondem às bordas florestais proporcionadas antropicamente e às bordas naturais nas transições campo-floresta no bioma Cerrado e em relação a interior e borda dos fragmentos.

3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Este estudo visa testar especificamente seis hipóteses relacionando a riqueza, abundância e composição de espécies de hepáticas epífitas aos efeitos de borda:

1. Os fatores riqueza e abundância variam em função da estrutura da vegetação;
2. As bordas florestais apresentam menor riqueza e abundância em relação ao interior dos fragmentos;
3. As comunidades de bordas naturais apresentam maior riqueza e cobertura em relação às bordas florestais proporcionadas antropicamente;
4. Há diferenças na composição de espécies entre borda e interior dos fragmentos;
5. Há diferenças na composição de espécies entre bordas naturais e antrópicas;
6. A distribuição das diferentes formas de vida e o microhabitat de preferência variam de acordo com o tipo de ambiente: interior de fragmentos, borda antrópica e borda natural.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de estudo

As áreas de estudo estão localizadas no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas (PESCAN) e no seu entorno, compreendendo as cidades de Caldas Novas e Rio Quente. O PESCAN, instituído a partir da Lei 7.282, de 25/09/1970, constitui uma das nove Unidades de Proteção Integral existentes no estado de Goiás e está localizado na região centro-sul do estado, a nordeste da cidade de Caldas Novas e a noroeste da cidade de Rio Quente, entre os paralelos 17°43'56"S e 17°50'55,7"S e longitudes de 48°40'0"W a 48°42'57,6"W e abrange uma área de 125 Km². Apresenta uma elevação com um cume aplainado (platô), formando uma chapada em forma elipsoidal, suas laterais possuem encostas que formam muralhas naturais e a base da serra faz divisa com fazendas e loteamentos urbanos (Almeida & Sarmiento, 1998).

A serra possui altitude média de 1.043 m, com desníveis de 150 m em relação às áreas do entorno e é possível identificar uma variedade de tipos de solo (colúvies, cambissolos e litólicos associados aos afloramentos de rochas). Quanto à disponibilidade hídrica, o platô da serra é desprovido de água, sendo encontradas apenas pequenas cascatas e cursos de água na sua borda e nas encostas. Na base da serra há dois pequenos cursos de

água, um que abastece as cachoeiras da Confusão e do Paredão e outro a cachoeira da Cascatinha. Os demais locais contendo água ficam nas encostas da serra e são geralmente de difícil acesso. Além disso, essas encostas abrigam várias cabeceiras de córregos, sendo que as mais importantes são as cabeceiras do Rio Quente, na encosta Oeste, que constituem as fontes termais (Fleury, 1998a).

O clima da região se enquadra no tipo Aw da classificação de Köppen, que corresponde ao clima tropical chuvoso, quente e úmido, com chuvas de verão. A pluviosidade média anual é de cerca de 1.500mm, concentrando-se a precipitação no período de setembro a abril. A temperatura média anual varia de 20 a 25°C nos meses mais quentes (Fleury, 1998b).

Quanto à vegetação, a maior parte do parque é representada pelo cerrado sentido restrito. No alto da serra predomina o cerrado típico e em locais com afloramentos rochosos, campos rupestres. Em alguns pontos aparecem sobre os afloramentos rochosos espécies arbóreas, caracterizando o cerrado rupestre (Figura 1). Na área, ocorrem também vereda e alguns trechos de vegetação mais aberta, como campo limpo, campo sujo seco, campo sujo úmido e campo sujo com murundus. Na parte Sudoeste, ocorre a vegetação dos “Canions”, situada nos grotões e vales mais abertos e diferenciada das demais tipologias da serra. Ao longo dos vales, próximos à base da serra ocorrem florestas de galeria com nascentes d’água aflorando ao longo da encosta, formando enclaves de floresta estacional semidecidual (Figura 1). Estes enclaves apresentam transições abruptas para campos rupestres, gerando ambientes naturalmente fragmentados. Nas áreas circunvizinhas, à serra domina a vegetação de cerrado aberto e cerrado denso, havendo também florestas de galeria e com certa frequência, fragmentos de floresta estacional decidual e semidecidual (Antunes & Benvenuti, 1998).

Segundo estimativas de Almeida & Sarmiento (1998), a antropização nas proximidades da serra atinge mais de 70% da vegetação nativa, sendo mais crítica nas formações florestais, onde pequenos fragmentos estão sendo preservados isoladamente. Nos limites do parque, algumas áreas estão em melhor estado de conservação em função da sua localização em fundos de vales ou locais de difícil acesso. No entanto, no sopé da serra, bem como em todo o seu entorno, há alto grau de antropização em função de atividades agropecuárias, empreendimentos turísticos e loteamentos urbanos.



Figura 1. Fitofisionomias do Parque Estadual da Serra de Caldas Novas (PESCAN). a) e b) cerrado sentido restrito; c) e d) enclave de floresta de galeria.

4.2. Amostragem

Para avaliação dos efeitos das bordas natural e antrópica sobre as comunidades de hepáticas epífitas, a amostragem foi feita em três tipos de habitats: (1) enclaves florestais naturais nas encostas da serra com transições abruptas para campos rupestres; (2) borda (0 a 10 metros) e (3) interior (100 a 110 metros) de fragmentos de florestas estacionais semidecíduais circundados por uma matriz de pastagem (Figura 2). Estes foram os três tratamentos considerados na análise, designados respectivamente pelas seguintes siglas: BN (borda natural), BA (borda antrópica) e IF (interior do fragmento).



Figura 2. Ambientes amostrados no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas (PESCAN) e entorno. a) e b) bordas antrópicas; c) e d) interior de fragmentos; e) e f) bordas naturais.

Para os tratamentos BA e IF, foram selecionados quatro fragmentos localizados em propriedades circunvizinhas ao PESCAN, nos municípios de Caldas Novas e Rio Quente, os quais possuem área entre 10 e 40 hectares aproximadamente. Encontram-se, a seguir, a denominação, localização e extensão de cada fragmento:

- Fragmento A (17°47'35"S 48°47'36"W): situa-se no município de Rio Quente dentro das propriedades da Pousada do Rio Quente e apresenta aproximadamente 10 hectares (Figura 3).
- Fragmento B (17°46'11"S 48°39'00"W): localiza-se na base da serra de Caldas Novas, no município de Caldas Novas, e possui uma área aproximada de 40 hectares (Figura 3).
- Fragmento C (17°42'53"S 48°43'46"W): também está localizado na cidade de Caldas Novas e apresenta tamanho aproximado de 37 hectares (Figura 3).
- Fragmento D (17°44'79"S 48°47'90"W): está inserido no município de Rio Quente e seu tamanho é de aproximadamente 40 hectares (Figura 3).

Para o tratamento BN foram selecionados quatro enclaves de florestas estacionais semidecíduais circundados por vegetação campestre nas encostas da serra. Todos os enclaves constituem faixas florestais estreitas, em geral não ultrapassando 50 m de largura e 1.000 m de comprimento:

- Enclave 1 (17°46'18"S 48°39'92"W): É uma área conhecida como "Paredão" e está localizada no município de Caldas Novas, dentro dos limites do PESCAN (Figura 3).
- Enclave 2 (17°45'81"S 48°39'94"W): localizado no município de Caldas Novas, dentro dos limites do PESCAN (Figura 3).
- Enclave 3 (17°47'57"S 48°39'27"W): também localizado em propriedade particular no município de Caldas Novas (Figura 3).
- Enclave 4 (17°47'11"S 48°45'25"W): localizado em uma propriedade particular no município de Rio Quente, nas proximidades do PESCAN (Figura 3).

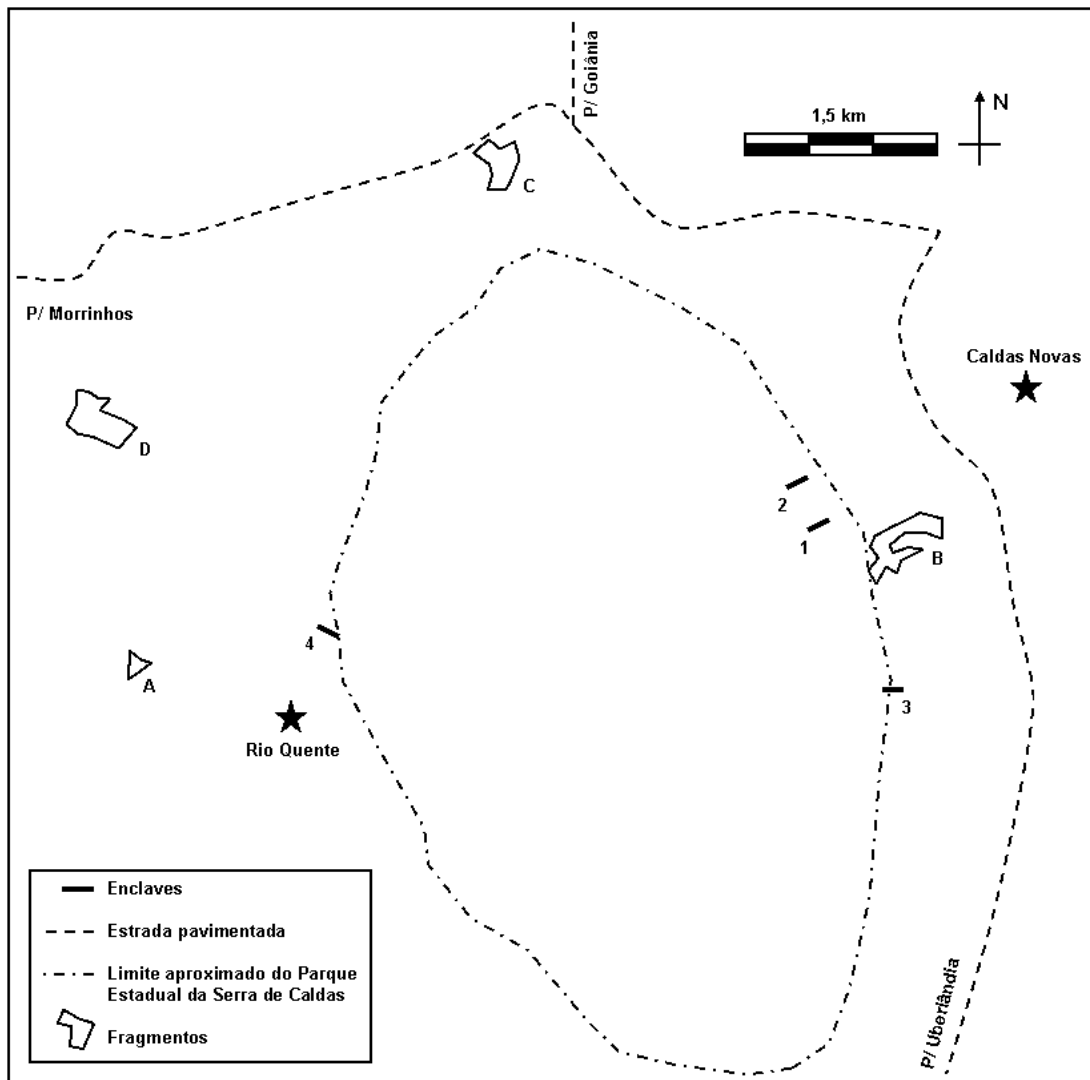


Figura 3. Localização da área de estudo: Parque Estadual da Serra de Caldas Novas (PESCAN) e entorno, fragmentos (A, B, C e D) e enclaves (1, 2, 3 e 4) amostrados.

Nos fragmentos de floresta estacional circundados por pastagem, foi considerada borda a faixa de 0 a 10 metros da margem para dentro do fragmento. Para alcançar as condições de interior, foi determinada uma distância de 100 metros a partir da borda devidos os tamanhos e formatos irregulares dos fragmentos e com base em estudos que abordam a influência das bordas sobre briófitas e líquens, que consideram a distância de 100 metros como referência das condições de interior, como Esseen & Renhorn (1998), Rheault *et al.* (2003), Esseen (2006), Belinchón *et al.* (2007) e Harper *et al.* (2005) que realizaram uma compilação de 44 estudos publicados sobre a influência da borda sobre a estrutura da vegetação em florestas boreais, temperadas e tropicais e verificou que a maioria destes estudos consideram 100m a distância de influência da borda.

Quatro parcelas de 10×10m (100m²) foram plotadas aleatoriamente ao longo de transectos de 2000m² (10×200m) para cada tratamento nas quatro réplicas (Figura 4). Em cada parcela, todas as árvores com perímetro à altura do peito (PAP) ≥ 20 cm (~ 6,4 cm de DAP - diâmetro à altura do peito) tiveram a circunferência registrada e a altura estimada para cada parcela. Os valores de DAP foram posteriormente utilizados para calcular a área basal. Isso permitiu avaliar diferenças na estrutura dos trechos florestais estudados entre os tratamentos. Entre estes forófitos, foram selecionados aqueles com cobertura mínima de hepáticas (árvores com manchas maiores ou iguais a 300cm² cobertas por hepáticas) para a amostragem das hepáticas epífitas.

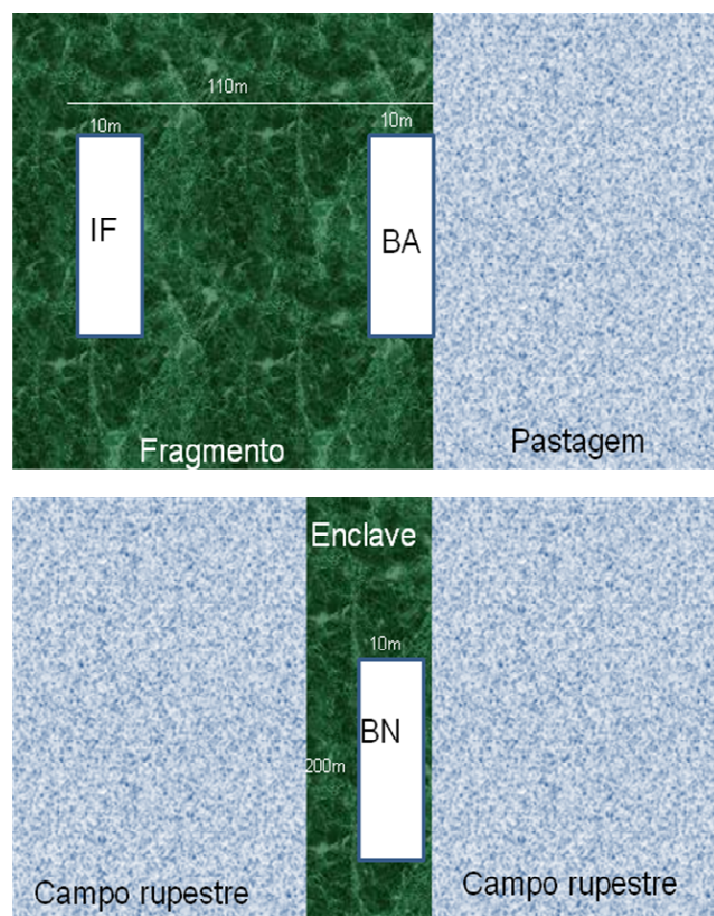


Figura 4. Representação do desenho amostral indicando o posicionamento das parcelas (10×10m) **a)** na borda (BA) e interior (IF) dos fragmentos circundados por pastagem e **b)** e nas bordas naturais (BN = enclaves circundados por vegetação campestre).

Para avaliar a abundância de hepáticas, utilizou-se o Manual para o Monitoramento de Parcelas Permanentes nos Biomas Cerrado e Pantanal (Felfili *et al.*, 2005), que tem como principais objetivos instalar parcelas permanentes de forma padronizada e com fins de monitoramento ao longo do tempo, uma vez que propostas para o levantamento

quantitativo de briófitas ainda não são bem estabelecidas. O referido Manual ainda não tem propostas para levantamento de briófitas, mas considera-se o método de interceptação de linha (Canfield, 1941) para amostragem de organismos pequenos, efêmeros e de difícil definição de indivíduos, devido à presença de *ramets*. Portanto, esse mesmo método foi empregado aqui, com modificações.

O método de interceptação de linha consiste em traçar uma linha sobre a mancha de briófitas presente no fuste de cada uma das árvores selecionadas para o levantamento dentro de cada parcela. Anota-se a projeção de cada espécie de hepática sobre a linha (ou seja, o comprimento da linha que é interceptada por uma espécie). A estimativa da proporção de área coberta por determinada espécie é dada pela razão entre o comprimento da linha que é interceptada pela espécie e o comprimento total da linha que é interceptada por todas as espécies. Uma fita métrica de 20 cm foi colocada em cada forófito na altura de 0 a 2 metros do fuste e foi feita a visualização da projeção vertical dos indivíduos presentes nesta. A cobertura relativa de cada espécie foi determinada dividindo a cobertura absoluta de cada uma pela soma da cobertura absoluta de todas multiplicadas por 100. O registro de ocorrência de cada espécie nas linhas foi utilizado para calcular a frequência das mesmas na área.

A amostragem, incluindo a coleta de hepáticas (Figura 5) foi realizada durante o período chuvoso (de janeiro a maio e novembro de 2008 e março de 2009), evitando que alterações bruscas na umidade entre as coletas influenciassem os resultados. Durante as coletas, aspectos como forma de vida, microhabitat de preferência, fase do ciclo de vida e associações com outros organismos foram registrados.

As espécies de hepáticas foram identificadas através de consultas à bibliografia especializada, principalmente os trabalhos de Fulford (1963; 1966; 1968), Gradstein *et al.* (2001), Lemos-Michel (2001), Gradstein & Costa (2003) e Yano & Peralta (2008a). A distribuição geográfica e a variação altitudinal das espécies foram consultadas em Yano (1984, 1995), Gradstein & Costa (2003), Valente & Pôrto (2006), Yano & Peralta (2006; 2008a e b) e Souza *et al.* (2008). O sistema de classificação adotado foi o de Crandall-Stotler & Stotler (2000).



Figura 5. Coleta de dados no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas (PESCAN) e entorno: a) demarcação das parcelas e b) amostragem das hepáticas.

As espécies foram classificadas de acordo com a forma de vida, seguindo a classificação de Mägdefrau (1982) com modificações de Frahm (2003). As formas de vida são fortemente relacionadas às condições de umidade e luminosidade, sendo consideradas adaptações especiais às diferentes condições ambientais (Schofield, 1985; Frahm, 2003; Kürschner, 2004; Glime, 2007). Desta forma, elas podem ser classificadas quanto à sua tolerância à dessecação: tufo e coxim apresentam alta tolerância, ocorrendo geralmente em ambientes abertos e xéricos; tapete e trama são moderadamente tolerantes; e dendróide, flabeliforme e pendente apresentam baixa tolerância à dessecação e dominam em ambientes sombreados e úmidos (Schofield, 1985; Kürschner, 2004). Além disso, as espécies foram classificadas de acordo com seu microhabitat de preferência, em epífitas de sombra, epífitas de sol e generalistas conforme os trabalhos de Gradstein & Costa (2003); Gradstein *et al.* (2001) e Oliveira *et al.* (2006), além de consulta a especialistas.

4.3. Análise dos dados

Para cada tratamento foram registradas a abundância e a riqueza de espécies de hepáticas epífitas. As estimativas de riqueza foram obtidas pelo procedimento Jackknife (Heltshe & Forrester, 1983) e comparadas por inferência do intervalo de confiança. Esta técnica permite a comparação da diversidade entre locais (tratamentos) por estimar um erro padrão associados à estimativa e um intervalo de confiança (Magurran, 2004). As

abundâncias foram comparadas entre os tratamentos através da análise de variância (ANOVA), para detecção de diferenças entre médias (Zar, 1996). Testes Tukey foram aplicados a posteriori para avaliar diferenças entre os tratamentos, caso a análise tenha mostrado valores significativos para probabilidades inferiores a 5%.

Para comparar os ambientes quanto aos seguintes parâmetros da estrutura da vegetação: altura média, área basal e número de indivíduos arbóreos, também foi utilizado ANOVA. Foram feitas regressões lineares tratando esses parâmetros como variáveis independentes e a riqueza de espécies e cobertura de hepáticas, como variáveis dependentes.

Para testar as diferenças na composição de espécies entre os tratamentos, foi utilizada a análise de similaridade (ANOSIM). Este método testa estatisticamente diferenças entre dois ou mais grupos de unidades amostrais, a partir de uma matriz de dissimilaridade. Se os grupos de unidades amostrais forem diferentes quanto à composição de espécies, a dissimilaridade entre os grupos deverá ser maior do que dentro deles (Clarke, 1993). Esta análise gera um teste estatístico (R) que varia de -1 a 1, sendo próximo de -1 quanto maior for a similaridade na composição de espécies entre os ambientes. A significância estatística do valor de R observado é obtida pela comparação com valores gerados aleatoriamente, através de 1000 permutações.

Posteriormente foi feita a ordenação dos dados por Análise de Correspondência Destendenciada (DCA, Detrended Correspondence Analysis, Hill & Gauch, 1980) utilizando a matriz de cobertura das espécies nos diferentes tratamentos. Essas análises, descritas a seguir, foram executadas utilizando-se o Programa PC-ORD. A DCA é derivada da análise de correspondência, porém é mais refinada que esta por reduzir a compressão no primeiro eixo, e a distorção no segundo e terceiros eixos (Hill & Gauch, 1980). Testes de qui-quadrado (χ^2) foram feitos para avaliar possíveis diferenças nas frequências observadas e esperadas entre as formas de vida e microhabitat de preferência por tratamento.

5. RESULTADOS

5.1. Aspectos gerais

Foram verificados 664 forófitos com PAP $\geq 20\text{cm}$ e cobertura de hepáticas $\geq 300\text{ cm}^2$, nos quais foram reconhecidas 41 espécies de hepáticas, distribuídas em 18 gêneros e sete famílias. As famílias mais representativas em termos de número de espécies foram Lejeuneaceae (23) e Frullaniaceae (nove). As espécies de maior ocorrência foram *Lejeunea flava* (227), *Mastigolejeunea auriculata* (152) e *Lejeunea minutiloba* (62). *Lejeunea minutiloba* e *Leucolejeunea xanthocarpa* estão sendo citadas pela primeira vez para Goiás (Tabela 1).

Dessas 41 espécies, 28 foram encontradas em BN, 26 em BA, e 24 em IF e as maiores ocorrências nos forófitos foram observadas em BN (37,1%) e IF (34,6%) (Tabela 1). A composição não foi homogênea, sendo que apenas 12 espécies ocorreram simultaneamente nos três ambientes estudados. Oito espécies ocorreram exclusivamente em BN (*Bryopteris filicina*, *Cheilolejeunea acutangula*, *C. oncophylla*, *Lejeunea capensis*, *Leucolejeunea xanthocarpa*, *Odontoschisma longiflorum*, *Plagiochila martiana* e *Taxilejeunea terricola*), quatro foram exclusivas em BA (*Frullania dilatata*, *Frullanoides tristis*, *Lejeunea phyllobola* e *Plagiochila adiantoides*), ao passo que apenas três ocorreram somente em IF (*Frullania caulisequa*, *Frullania riojaneirensis* e *Metzgeria conjugata*) (Tabela 1).

O padrão de distribuição geográfica mundial evidenciou a predominância de táxons neotropicais (57,5%) e pantropicais (24,4%), com ocorrência numa faixa de altitude desde o nível do mar até 2.500 m, sendo ampliada a faixa altitudinal de ocorrência das espécies *Cheilolejeunea clausa*, *Lejeunea minutiloba*, *L. phyllobola*, *Lopholejeunea subfusca* e *Porella complanata* (Tabela 1). A forma de vida conhecida como “trama” foi a mais abundante, sendo representada por 23 espécies, seguida de “tapete” com 11 espécies, “pendente” com seis espécies, e “talosa” com apenas uma espécie (Tabela 1). Quanto ao microhabitat de preferência, foram observadas 18 espécies de sol, 12 generalistas, 11 de sombra (Tabela 1).

Tabela 1. Frequência de ocorrência, aspectos ecológicos (variação altitudinal, formas de vida, microhabitat de preferência e distribuição geográfica) das espécies de hepáticas coletadas em bordas antrópicas (BA), bordas naturais (BN) e interior de fragmentos (IF) no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas/GO e entorno. * Primeira citação para Goiás

Família	Espécie	BA	BN	IF	Total	Variação altitudinal no Brasil	Forma de vida	Microhabitat de preferência	Distribuição mundial	Distribuição no Brasil
Cephaloziaceae	<i>Odontoschisma longiflorum</i> (Tayl.) Steph.	0 (0,0)	1 (0,3)	0 (0,0)	1 (0,1)	0-2000	Trama	Sombra	Neotropical	GO, MG, MT, PA, RJ, SC e SP.
Bryopteridaceae	<i>Bryopteris filicina</i>	0 (0,0)	8 (2,7)	0 (0,0)	8 (1,1)	0-2000	Pendente	Sombra	Neotropical	AL, AM, BA, CE, DF, ES, GO, MG, MS, MT, PA, PE, PR, RJ, RR, RS, SC, SE e SP
Jubulaceae	<i>Frullania arecae</i> (Spreng.) Gottsche	20 (8,9)	4 (1,3)	17 (6,2)	41 (5,1)	0-2000 m	Tapete	Sol	Pantropical	AC, BA, DF, ES, GO, RS, RJ, RO, SE e SP
	<i>Frullania caulisequa</i> (Nees) Nees	0 (0,0)	0 (0,0)	1 (0,4)	1 90,10	0-1300 m	Tapete	Sol	Neotropical	AC, BA, DF, ES, GO, MG, MG, PR, RR, RS, RJ, RO, PA, PE, SP e SE
	<i>Frullania dilatata</i> (L.) Dum.	5 (2,2)	0 (0,0)	0 (0,0)	5 (0,6)	0-1000 m	Tapete	Sol	Neotropical	BA, CE, ES, GO, MT, MS, MG, RJ e SP
Continua...										

Família	Espécie	BA	BN	IF	Total	Varição altitudinal no Brasil	Forma de vida	Microhabitat de preferência	Distribuição mundial	Distribuição no Brasil
	<i>Frullania ericoides</i> (Nees) Mont.	9 (4)	1 (0,3)	10 (3,6)	20 (2,5)	0-1300 m	Tapete	Sol	Pantropical	AC, AL, AM, BA, CE, DF, ES, FN, GO, MG, MS, MT, PA, PB, PE, PR, RJ, RS, SC, SE e SP
	<i>Frullania gibbosa</i> Nees	13 (5,8)	0 (0,0)	7 (2,5)	20 (2,5)	0-1200 m	Tapete	Sol	América Tropical	AC, AM, AP, BA, DF, ES, GO, MG, MS, MT, PA, PB, PE, PR, RJ, RR, SC e SP.
	<i>Frullania dusenii</i> Steph.	9 (4)	0 (0,0)	10 (3,6)	19 (2,3)	0-2200 m	Tapete	Sol	Neotropical	BA, ES, GO, MG, PE, RJ, RS, SC, SE e SP.
	<i>Frullania gymnotis</i> Nees & Mont.	2 (0,9)	1 (0,3)	0 (0,0)	3 (0,3)	0-2400 m	Tapete	Sol	Neotropical	BA, CE, ES, GO, PA, PE, RJ, RR, RS, SE e SP
	<i>Frullania kunzei</i> (Lehm. & Lindenb.) Lehm. & Lindenb.	4 (1,8)	20 (6,7)	2 (0,7)	26 (3,2)	0-2400 m	Tapete	Sol	Neotropical	AC, AL, AM, BA, CE, DF, ES, GO, MG, MT, PA, PB, PE, PR, RJ, RR, RS, SE e SP
Continua										

Família	Espécie	BA	BN	IF	Total	Varição altitudinal no Brasil	Forma de vida	Microhabitat de preferência	Distribuição mundial	Distribuição no Brasil
	<i>Frullania riojaneirensis</i> (Raddi) Ångstr.	0 (0,0)	0 (0,0)	2 (0,7)	2 (0,2)	0-1100 m	Tapete	Sol	Pantropical	AL, BA, CE, DF, ES, GO, MG, MS, MT, PA, PB, PE, PR, RJ, RS, SC, SE e SP
Lejeuneaceae	<i>Acanthocoleus aberrans</i> (Lindenb. & Gottsche) Kruijt.	0 (0,0)	1 (0,3)	1 (0,4)	2 (0,2)	50-2000m	Trama	Sol	África e América	AL, DF, ES, GO, MG, PR, RS, RJ, SC e SP
	<i>Aphanolejeunea truncatifolia</i> Horik.	1 (0,4)	0 (0,0)	2 (0,7)	3 (0,3)	0-1400 m	Tapete	Generalista	Pantropical	AM, BA, ES, DF, GO, MT, MS, MG, PA, PE, RS, RJ, SC e SP.
	<i>Cheilolejeunea clausa</i> (Nees & Mont.) R.M. Schust.	0 (0,0)	1 (0,3)	1 (0,4)	4 (0,5)	0-800 m	Trama	Generalista	Neotropical	AC, AM, AP, BA, CE, ES, GO, MG, MS, MG, PA, PR, PE, RJ, SC e SP
	<i>Cheilolejeunea discoidea</i> (Lehm. & Lindenb.) Kachroo & Schust.	8 (3,5)	0 (0,0)	3 (1,1)	11 (1,3)	0-2400m	Trama	Generalista	Neotropical	BA, ES, GO, MG, MT e SP
										<i>Continua</i>

Família	Espécie	BA	BN	IF	Total	Varição altitudinal no Brasil	Forma de vida	Microhabitat de preferência	Distribuição mundial	Distribuição no Brasil
	<i>Cheilolejeunea onophylla</i> (Ängstr.) Grolle & E. Reiner	0 (0,0)	1 (0,3)	0 (0,0)	1 (0,1)	300-2000 m	Trama	Generalista	Neotropical	AM, BA, GO, MG, PA, PR, RJ, RR, SC e SP
	<i>Cheilolejeunea acutangula</i> (Nees) Grolle.	0 (0,0)	1 (0,3)	0 (0,0)	1 (0,1)	0-2300 m	Trama	Sombra	Neotropical	AM, AP, BA, ES, GO, MG, MT, PA, PE, RJ, SC e SP
	<i>Schiffneriolejeunea polycarpa</i> (Nees) Gradstein	22 (9,7)	2 (0,7)	22 (7,9)	46 (5,8)	0-1000 m	Trama	Sol	Pantropical	AC, AM, BA, CE, DF, ES, GO, MG, MT, MS, PA, PB, PE, RS, RJ, RR, SC, SE e SP.
	<i>Frullanoides tristis</i> (Steph.) Van Slageren	1 (0,4)	0 (0,0)	0 (0,0)	1 (0,1)	0-1000 m	Trama	Sol	Neotropical	BA, CE, ES, GO, SE e PE
	<i>Lejeunea capensis</i> Gottsche	0 (0,0)	1 (0,3)	0 (0,0)	1 (0,1)	900-1900 m	Trama	Sombra	-	CE, MG, RJ, RS e SP
	<i>Lejeunea flava</i> (Sw.) Nees	42 (18,6)	117 (39,5)	68 (24,6)	227 (28,4)	0-2400 m	Trama	Generalista	Pantropical	AC, AL, AM, BA, CE, DF, ES, GO, MG, MS, MT, PA, PB, PE, PR, RJ, RR, RS, SC e SP
	Continua									

Família	Espécie	BA	BN	IF	Total	Varição altitudinal no Brasil	Forma de vida	Microhabitat de preferência	Distribuição mundial	Distribuição no Brasil
	<i>Lejeunea laetevirens</i> Nees & Mont.	1 (0,4)	9 (3,1)	3 (1,1)	13 (1,6)	0-1500 m	Trama	Generalista	Neotropical	AC, AL, AM, AP, BA, CE, DF, ES, FN, GO, MG, MS, MT, PA, PB, PE, RJ, RR, SC, SE e SP
	<i>Lejeunea maxonii</i> (A. Evans) X.-L. He	0 (0,0)	2 (0,7)	1 (0,4)	3 (0,3)	-	Trama	Generalista	-	AC, AL, AM, BA, CE, DF, ES, GO, MG, MS, MT, PA, PB, RS, RJ, SC e SP
	* <i>Lejeunea minutiloba</i> A. Evans	15 (6,7)	35 (11,8)	12 (4,3)	62 (7,8)	0- 880 m	Trama	Generalista	Caribe, sul dos Estados Unidos da América	ES, MS, PR, RJ e SP
	<i>Lejeunea phyllobola</i> Nees & Mont.	1 (0,4)	0 (0,0)	0 (0,0)	1 (0,1)	0-950 m	Trama	Generalista	Neotropical	AC, AM, GO, ES, PA, RJ, RS e SP
	* <i>Leucolejeunea xanthocarpa</i> (Lehm. & Lindenb.) A. Evans	0 (0,0)	3 (1,1)	0 (0,0)	3 (0,3)	0-2500 m	Trama	Sol	Pantropical	AL, BA, ES, MG, PE, RJ, RS, SC, SP, PE, RJ, RO, RR, SC e SP
	<i>Lopholejeunea nigricans</i> (Lindenb.) Schiffn.	18 (8)	16 (5,4)	26 (9,4)	60 (7,5)	0-1000 m	Trama	Sol	Neotropical	DF, AC, AM, BA, CE, ES, GO, MG, MS, MG, PA, PA, PE, PR, RJ, SC e SP
										<i>Continua</i>

Família	Espécie	BA	BN	IF	Total	Varição altitudinal no Brasil	Forma de vida	Microhabitat de preferência	Distribuição mundial	Distribuição no Brasil
	<i>Lopholejeunea subfusca</i> (Nees) Schiffn.	1 (0,4)	1 (0,3)	5 (1,8)	7 (0,9)	0-750 m	Trama	Sol	Pantropical	AC, AL, AM, AP, BA, CE, DF, ES, GO, MG, MS, MT, PA, PE, PB, RJ, RR, RO, SC e SP
	<i>Mastigolejeunea auriculata</i> (Wilson) Schiffn.	40 (17,8)	44 (13,5)	68 (24,6)	152 (19,1)	0-1500	Trama	Sol	Pantropical	MS, GO, MT, PA, PR e SP
	<i>Metalejeunea cuculata</i> (Reinw. et al.) Grolle	2 (0,9)	8 (2,7)	3 (1,1)	13 (1,6)	0-1350 m	Trama	Sombra	Pantropical	AC, AP, AM, BA, CE, DF, ES, GO, MG, MS, MT, PA, PR, RJ, RR e SP
	<i>Microlejeunea bullata</i> (Taylor) Steph.	3 (1,3)	10 (3,4)	7 (2,5)	20 (2,5)	0-2500 m	Trama	Sombra	Neotropical	AC, AM, BA, CE, DF, ES, GO, MG, MS, MT, PE, PR, RJ, RR, SC, SE e SP
	<i>Microlejeunea epiphylla</i> Bischl.	1 (0,4)	0 (0,0)	2 (0,7)	3 (0,3)	0-2050 m	Trama	Generalista	Neotropical	AL, AP, BA, CE, ES, GO, MG, MS, PA, PB, PE e SP
	<i>Lejeunea setiloba</i> Spruce	1 (0,4)	1 (0,3)	0 (0,0)	2 (0,2)	0-1100m	Trama	Sol	Neotropical	AM e SP
	<i>Taxilejeunea terricola</i> (Spruce) Steph.	0 (0,0)	1 (0,3)	0 (0,0)	1 (0,1)	-	Trama	Sol	-	BA, GO e RJ
										<i>Continua</i>

Família	Espécie	BA	BN	IF	Total	Varição altitudinal no Brasil	Forma de vida	Microhabitat de preferência	Distribuição mundial	Distribuição no Brasil
Metzgeriaceae	<i>Metzgeria conjugata</i> Lindb.	0 (0,0)	0 (0,0)	1 (0,4)	1 (0,1)	0-2000 m	Talosa	Sombra	Subcosmopolita	ES, GO, MG, PN, RS, RJ e SP
Plagiochilaceae	<i>Plagiochila adiatoides</i> (Sw.) Lindenb.	1 (0,4)	0 (0,0)	0 (0,0)	1 (0,1)	1000-2200 m	Pendente	Generalista	Neotropical	BA, GO, MG, RJ e SP
	<i>Plagiochila corrugata</i> (Nees) Nees & Mont.	0 (0,0)	1 (0,3)	2 (0,7)	3 (0,3)	0-2300 m	Pendente	Sombra	Neotropical	AC, DF, BA, GO, MG, ES, RJ, SP, PE, PR, SC e RS
	<i>Plagiochila martiana</i> (Nees) Lindenb.	0 (0,0)	1 (0,3)	0 (0,0)	1 (0,1)	0-1100m	Pendente	Sombra	Neotropical	AC, AL, BA, CE, DF, ES, GO, MG, MS, MT, PA, PE, PR, RJ, RS, SC e SP.
	<i>Plagiochila micropterys</i> Gottsche	1 (0,4)	2 (0,7)	0 (0,0)	3 (0,3)	0-1000 m	Pendente	Sombra	Neotropical	PA, BA, SP, RJ e RS
	<i>Plagiochila raddiata</i> Lindenb.	1 (0,4)	1 (0,3)	0 (0,0)	2 (0,2)	0-1350m	Pendente	Sombra	Neotropical	AC, AM, BA, CE, ES, GO, MG, MT, PA, PR, PE, RS, RJ, SC e SP
Porellaceae	<i>Porella complanata</i>	3 (1,3)	0 (0,0)	0 (0,0)	3 (0,3)	0-500m	Tapetes	Generalista	América Tropical	PE
Total		225	294	276	795					
		28,3%	37,0%	34,7%						

5.2. Parâmetros estruturais da vegetação arbórea

Não houve diferenças significativas entre os ambientes estudados quanto à área basal ($F_{2,45} = 1,757$; $p = 0,184$) e o número de indivíduos arbóreos ($H_{2,48} = 2,053$; $p = 0,358$) (Figura 6). Entretanto, a altura média dos indivíduos arbóreos foi significativamente maior em BN do que em BA ($F_{2,45} = 6,661$; $p = 0,002$), enquanto IF apresentou valores intermediários (Figura 6).

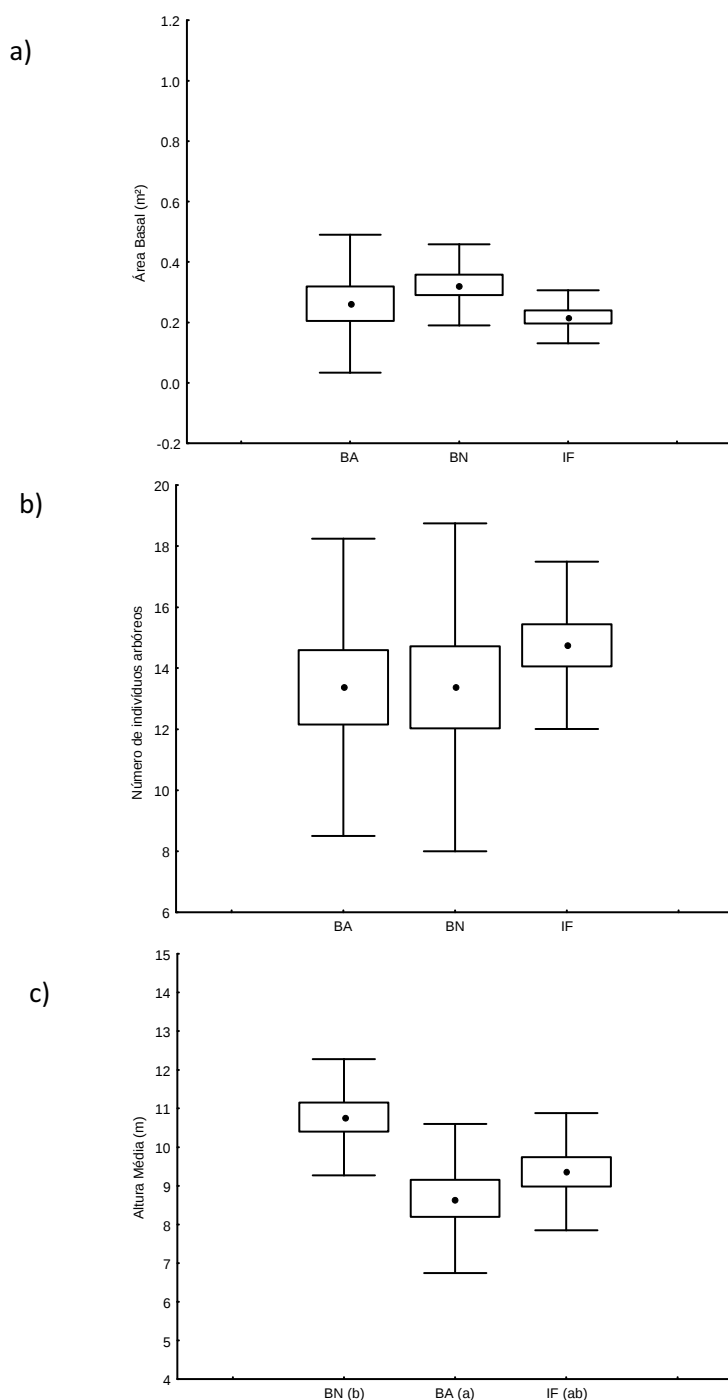


Figura 6. Representação das médias, erros-padrão e desvios-padrão da a) área basal, b) número de indivíduos arbóreos e c) altura média dos indivíduos arbóreos nos três ambientes estudados no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas/GO e entorno. BN: borda natural, BA: borda antrópica e IF: interior dos fragmentos.

5.3. Relação entre parâmetros estruturais da vegetação arbórea e a brioflora

Foi verificada relação significativamente positiva da riqueza de hepáticas apenas com o número de indivíduos arbóreos ($R^2 = 0,363$; $p = 0,001$) (Figura 7), enquanto a cobertura teve relação significativamente positiva com a área basal e número de indivíduos arbóreos ($R^2 = 0,085$; $p = 0,043$, $R^2 = 0,494$; $p < 0,001$, respectivamente) (Figura 8).

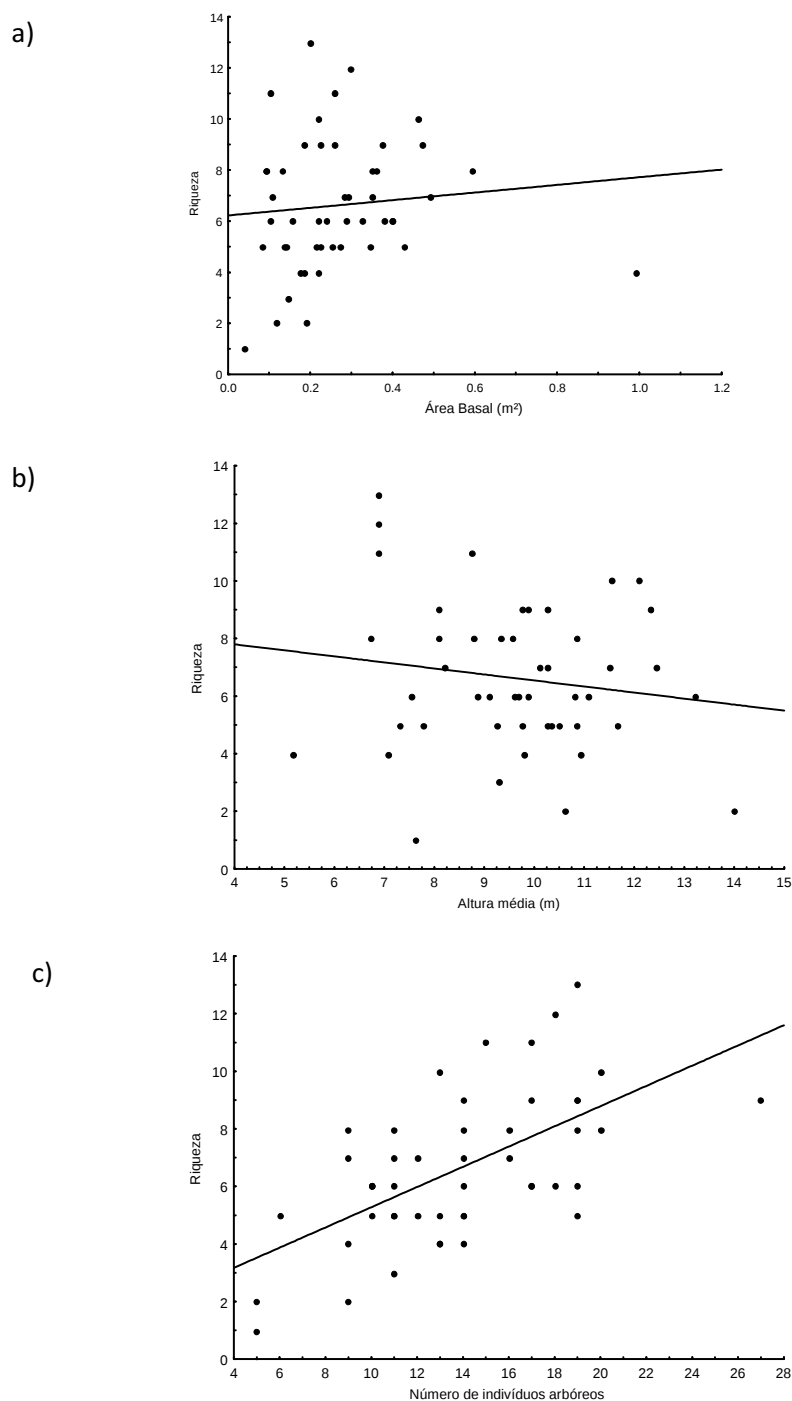


Figura 7. Regressões entre os parâmetros fisionômicos da vegetação arbórea: a) área basal ($R^2 = 0,009$; $p = 0,521$), b) altura média ($R^2 = 0,025$; $p = 0,308$) e c) número de indivíduos ($R^2 = 0,363$; $p = 0,001$) e a riqueza de hepáticas coletadas no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas/GO e entorno.

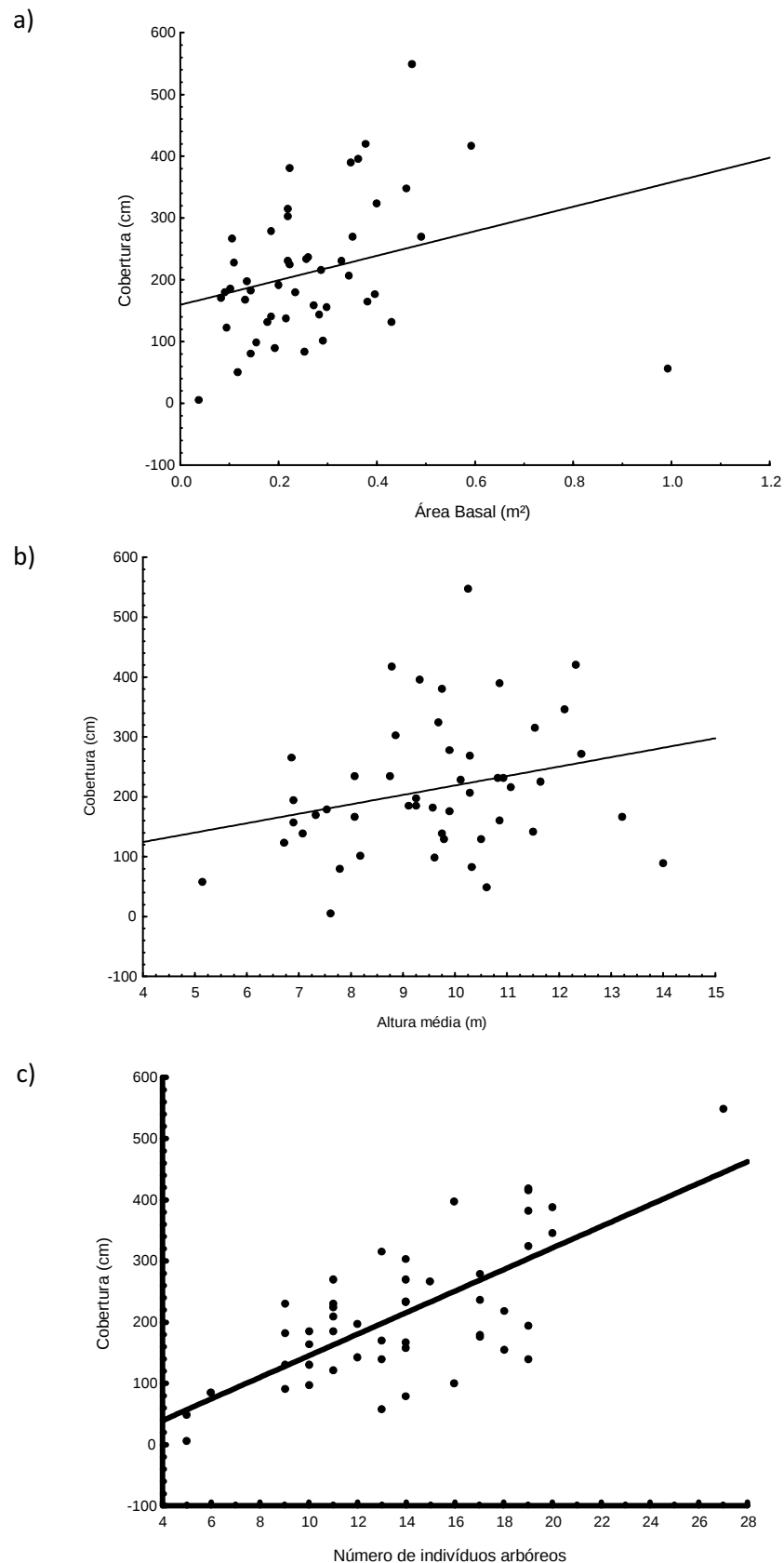


Figura 8. Regressões entre os parâmetros fisionômicos da vegetação arbórea: a) área basal ($R^2 = 0,085$; $p = 0,043$), b) altura média ($R^2 = 0,068$; $p = 0,071$), e c) número de indivíduos ($R^2 = 0,494$; $p < 0,001$) e a cobertura de hepáticas coletadas no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas/GO e entorno.

5.4. Efeitos de borda sobre a riqueza, abundância (cobertura) e composição de espécies de hepáticas

A comparação das estimativas de riqueza obtidas pelo Jackknife (42,1 para BN, 36,3 para BA e 30,5 para IF) mostrou que houve diferenças significativas entre IF e os diferentes tipos de bordas (BN e BA) (Figura 9). Por outro lado, considerando a cobertura média das hepáticas entre os tratamentos, BN teve cobertura significativamente maior do que BA ($F_{2, 45} = 5,5314$; $p = 0,007$), ao passo que em IF os valores foram intermediários (Figura 10).

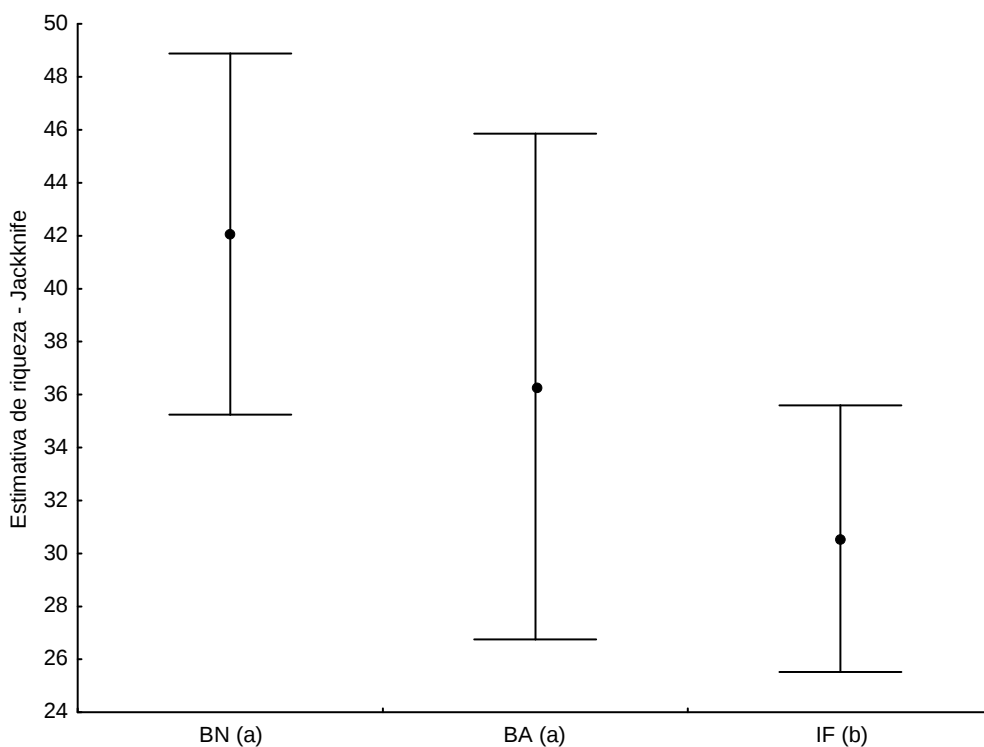


Figura 9. Estimativas de riqueza de espécies de hepáticas nos diferentes tratamentos (intervalo de confiança de 95%). BN: borda natural, BA: borda antrópica, IF: interior dos fragmentos, Parque Estadual da Serra de Caldas Novas/GO e entorno.

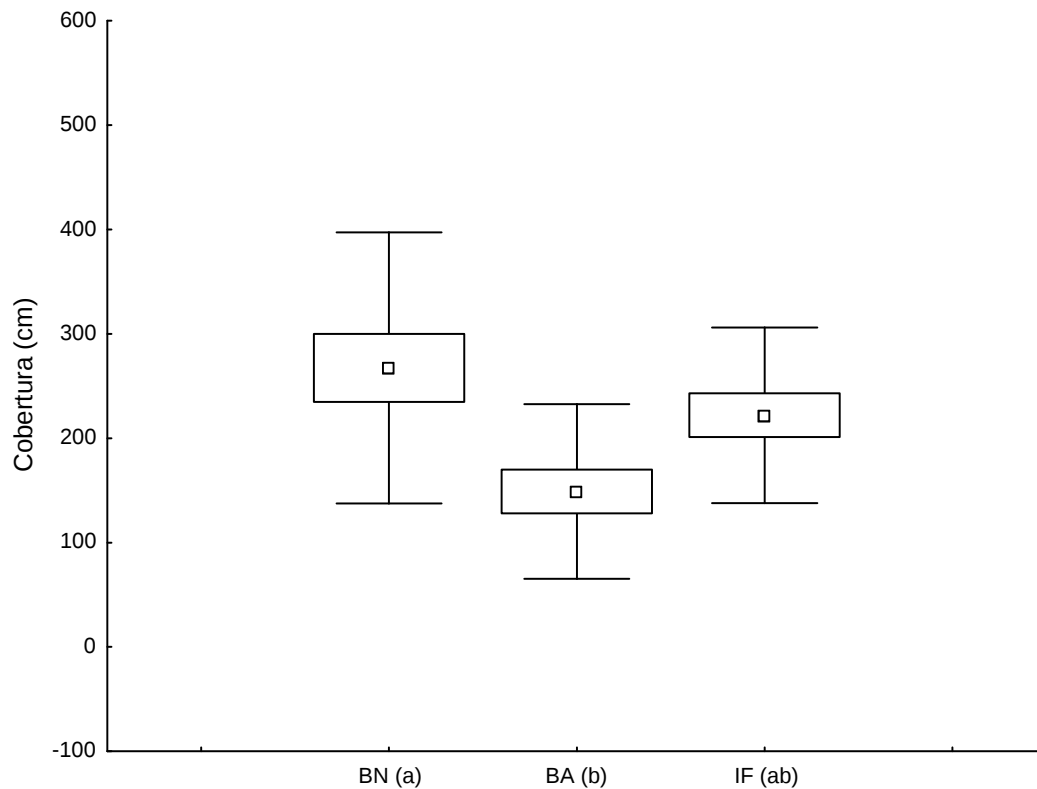


Figura 10. Representação das médias, erros-padrão e desvios-padrão da cobertura de hepáticas nos três ambientes estudados BN: borda natural, BA: borda antrópica, IF: interior dos fragmentos, no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas/GO e entorno.

A análise de similaridade mostrou diferenças entre os ambientes estudados com relação à composição de espécies (ANOSIM $R = 0,197$; $p < 0,001$). A comunidade de hepáticas foi mais distinta em BN, sendo que a composição de espécies nestes ambientes foi significativamente dissimilar de BA e IF (Figura 11).

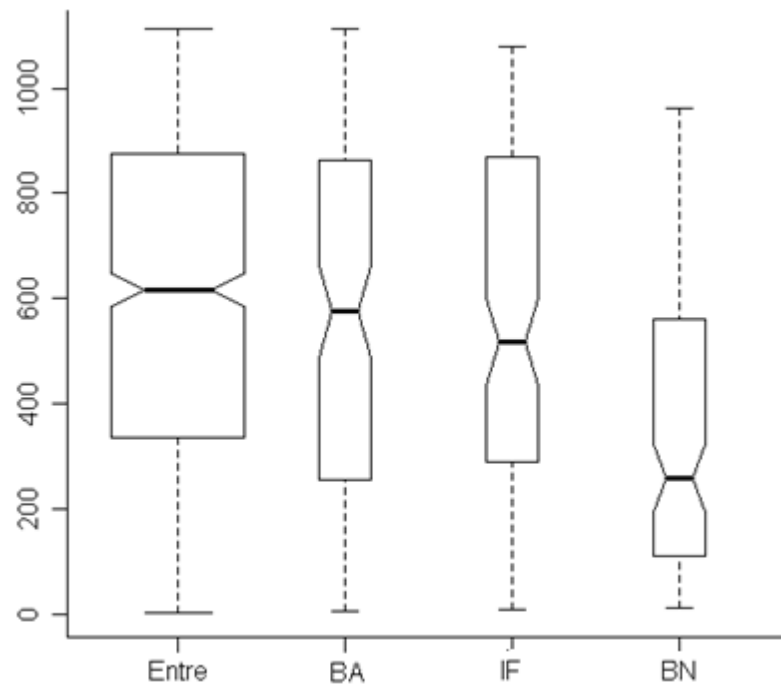


Figura 11. Dissimilaridade entre e dentro dos ambientes estudados: BA: borda antrópica, BN: borda natural e IF: interior dos fragmentos, no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas/GO e entorno.

Avaliando-se o diagrama da Análise de Ordenação Destendenciada (DCA) em termos de abundância de espécies (Figura 12) a primeira coordenada principal (eixo 1) representou 61% e a segunda (eixo 2) 34% da variância total da matriz de correlação entre objetos (parcelas) e descritores (espécies), totalizando 95%. Desta forma, deste resultado emergiram dois grupos florísticos. O primeiro grupo, formado por BA e IF, foi caracterizado principalmente pela abundância relativa das espécies *Frullania arecae*, *Lopholejeunea nigricans*, *Mastigolejeunea auriculata* e *Shiffneriolejeunea polycarpa* enquanto que o segundo grupo, formado por BN, foi caracterizado principalmente pela abundância relativa das espécies *Bryopteris filicina*, *Frullania kunzei*, *Lejeunea flava*, *L. minutiloba* e *Microlejeunea bullata*.

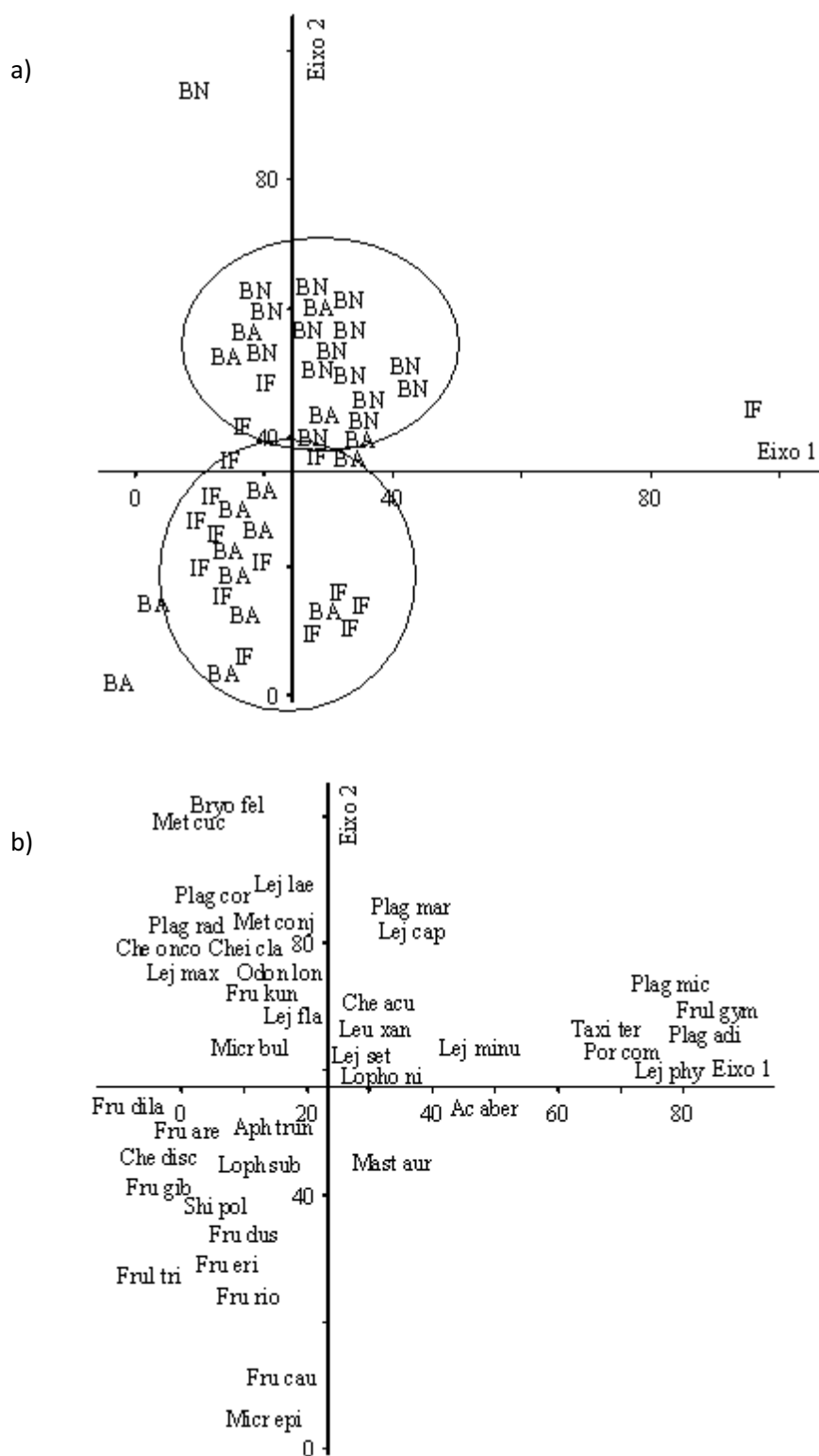


Figura 12. Diagrama de ordenação dos tratamentos (a) e espécies (b) produzido pela Análise de Correspondência Destendenciada (DCA), baseada na distribuição das 41 espécies nos três ambientes estudados no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas/GO e entorno. BN: borda natural, BA: borda antrópica e IF: interior dos fragmentos. Autovalores (eixo 1: 0,61; eixo 2: 0,34).

5.5. Frequência das formas de vida de hepáticas e microhabitat de preferência versus efeito de borda

Foram reconhecidas quatro formas de vida: trama, tapete, talosa e pendente, com um predomínio da primeira, com 79,9% dos registros. Em todos os ambientes estudados houve o predomínio de trama, seguido de tapete e pendente. A forma talosa foi a mais rara com apenas uma ocorrência no interior do fragmento.

O teste do qui-quadrado mostrou diferenças significativas na frequência de ocorrência das formas de vida nos diferentes tratamentos, exceto para a forma trama. O maior valor de qui-quadrado ocorreu para a forma de vida tapete em que BN e BA mostraram valor observado significativamente abaixo e acima do esperado, respectivamente, enquanto que os valores de IF ficaram bem próximos entre si e provavelmente não contribuíram para esse valor significativo. O contrário ocorreu com a forma de vida pendente, em que BA e IF mostraram valor observado significativamente abaixo do esperado, enquanto que BN mostrou valor observado acima do esperado (Tabela 2). A forma de vida talosa não constou na análise, pois apresentou frequência muito baixa (apenas uma ocorrência).

Tabela 2. Distribuição da frequência das formas de vida de hepáticas coletadas no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas/GO e entorno, no interior dos fragmentos (IF), em bordas antrópicas (BA) e bordas naturais (BN). Obs: frequência observada. Esp: frequência esperada.

Forma de vida	BA		BN		IF		χ^2	P
	obs	esp	obs	esp	obs	esp		
Pendente	3	5	13	7	2	6	7,67	< 0.01
Tapete	66	40	26	53	51	49	29,31	< 0.001
Trama	156	180	259	238	222	220	4,78	ns
Total	225	225	298	298	275	275		

Foram reconhecidos três microhabitats de preferência: epífita de sol, generalista e epífita de sombra, com um predomínio da primeira, com 51,7 % dos registros, seguido de generalista com 41,5% e epífita de sombra 6,8%; sendo que as espécies epífitas de sol e generalistas contribuíram com 93,2 % dos registros. Também houve predomínio de epífitas de sol em todos os tratamentos analisados, exceto em borda natural, onde houve predomínio das generalistas.

O teste de qui-quadrado mostrou diferenças significativas na frequência de ocorrência dos microhabitats de preferência das hepáticas nos diferentes tratamentos. O maior valor de qui-quadrado ocorreu para o microhabitat epífita de sol, em que BA e IF mostraram valor observado significativamente acima do esperado, enquanto BN mostrou valor observado abaixo do esperado. O contrário ocorreu com o microhabitat generalista em que BA e IF mostraram valor observado significativamente abaixo do esperado, enquanto que BN mostrou valor observado acima do esperado. Já no microhabitat epífita de sombra BN e IF mostraram valor observado significativamente acima do esperado, enquanto BA mostrou valor observado abaixo do esperado (Tabela 3).

Tabela 3. Distribuição de frequência dos microhabitats de preferência de hepáticas coletadas no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas/GO e entorno, no interior dos fragmentos (IF), bordas antrópicas (BA) e bordas naturais (BN). Obs: frequência observada. Esp: frequência esperada.

Microhabitat de preferência	BA		BN		IF		χ^2	P
	obs	esp	obs	esp	obs	esp		
Generalista	73	93	165	122	92	115	23,26	< 0.001
Epífita de sol	145	116	95	152	171	143	33,25	< 0.001
Epífita de sombra	07	15	34	20	13	9	14,60	< 0.001
Total	225	225	294	294	276	276		

6. DISCUSSÃO

6.1. Aspectos gerais

O valor de riqueza total observado neste estudo foi próximo aos relatados para outras áreas de Cerrado (Bôas-Bastos & Bastos, 1998 (12 sp.); Câmara 2002, (31sp.), Câmara & Costa, 2006 (18 sp); Visnadi, 2004 (45sp.); Sousa *et al.*, 2008 (54 sp.)) e Oliveira *et al.*, 2006 (30 sp.). Até o momento eram reconhecidas para Goiás cerca de 48 espécies de hepáticas (Gradstein & Costa, 2003). A alta contribuição de Lejeuneaceae é justificável, visto que é a maior família de hepáticas, com mais de 57 gêneros no Brasil e esse padrão é freqüentemente observado em florestas tropicais de maneira geral (Gradstein, 1995).

6.2. Efeito de borda sobre a estrutura da vegetação arbórea

O efeito de borda tem um importante papel na estrutura florestal (Harper *et al.*, 2005), onde as mudanças microclimáticas promovidas pela maior entrada de luz solar e ventos, causam diferenças nos parâmetros estruturais da vegetação ao longo do tempo (Gascon *et al.*, 2000; Harper *et al.*, 2005). Ou seja, a altura, a cobertura da copa e a área basal dos indivíduos arbóreos tendem a aumentar da borda para o interior do fragmento (Pauchard & Alaback, 2006; Harper *et al.*, 2005) e contribuem substancialmente para a intensidade do efeito de borda (Harper *et al.*, 2005). Entretanto, neste estudo não houve diferenças significativas entre os ambientes estudados quanto à área basal e o número de indivíduos arbóreos, somente foram registradas diferenças quanto à altura média, sendo que borda natural apresentou árvores mais altas do que nos fragmentos estudados, tanto em borda antrópica quanto em interior do fragmento.

Segundo Laurence & Bierregard (1996), muitas mudanças ambientais associadas à borda florestal podem afetar negativamente a comunidade de plantas que sobrevivem no remanescente. Os resultados encontrados indicam que as bordas naturais apresentam condições mais favoráveis para ao crescimento em altura dos indivíduos arbóreos quando comparada com as bordas antrópicas e também com o interior dos fragmentos. Estas áreas circundadas por vegetação nativa apresentarem cursos de água no seu interior, são de difícil acesso, estão menos sujeitas à interferência antrópica por estarem

localizadas nas dependências do parque ou nos seus limites, e não sofrem influências diretas como as bordas dos fragmentos, o que pode contribuir para a manutenção da qualidade da vegetação nos enclaves.

Entretanto, a ausência de diferenças da borda antrópica em relação ao interior dos fragmentos pode ser um indicativo de que a distância estabelecida de 100 metros não seja suficiente para atingir as condições típicas de interior de floresta, estando esta área sujeita também ao efeito de borda. Vários fatores podem ter contribuído para este resultado, como tamanho e forma dos fragmentos. Laurance & Yensen (1991) sugerem que o tamanho e a forma dos fragmentos são diretamente relacionados com o efeito de borda, que tem sua influência aumentada com a diminuição da área e com a irregularidade de forma.

Fragmentos frequentemente têm formas complexas, o que dificulta determinar se o interior foi suficientemente protegido do efeito de borda ou se contém microhabitats para proteger a diversidade de espécies (Gignac & Dale, 2005). Os fragmentos analisados neste estudo constituem manchas de tamanhos reduzidos e formatos irregulares, de forma que durante a seleção dos mesmos não foram encontrados fragmentos maiores que 40 hectares. Além disso, estes fragmentos apresentavam constantes distúrbios antrópicos (corte de árvores, abertura de áreas para pastagem, manejo de pasto) que podem ter contribuído para a expansão do efeito de borda para além dos 100 metros analisados. Segundo Laurance (2000), consequências de determinados efeitos de borda, tais como queimadas e corte seletivo de madeira, podem interferir em remanescentes florestais por mais de 400 metros ou até quilômetros.

Por outro lado, as bordas apresentam dinâmicas muito complexas, podendo não haver respostas lineares da vegetação (Murcia, 1995; Essen & Renhorn, 1998). Estudos recentes sugerem que os efeitos de borda são mais complexos do que previamente se pensava e que o declínio linear destes efeitos com o aumento da distância da margem parece não ser um padrão (Murcia, 1995; Cadenasso *et al.*, 1997). Muitos fatores colaboram com esta complexidade das respostas às bordas, como por exemplo, a idade de formação da borda (Moen & Jonson, 2003; Matlack, 1993; Kapos *et al.*, 1997).

6.3. Relação da estrutura da vegetação arbórea com a brioflora

A relação positiva entre riqueza e cobertura de hepáticas com o número de indivíduos arbóreos, também foi observada por Carvalho (2009). A autora verificou relação positiva da riqueza e cobertura de musgos com o número de indivíduos arbóreos em áreas fragmentadas com borda natural e antrópica. O parâmetro número de indivíduos arbóreos pode representar maior disponibilidade de substrato. Além disso, maior número de indivíduos possivelmente está relacionado a um número maior de espécies arbóreas, e isto pode influenciar a riqueza de hepáticas, uma vez que maior diversidade arbórea representa um vasto leque de funcionalidades disponíveis na casca (Oliveira *et al.*, 2009) e maior variabilidade de nichos. A cobertura de hepáticas também mostrou relação positiva com a área basal arbórea. Isso demonstra a importância da qualidade do habitat para a estruturação desta comunidade, uma vez que formações florestais detentoras de indivíduos arbóreos de maior porte indicam melhor estado de conservação em fragmentos (Guaritaqua & Ostertag, 2001).

Diante do exposto, a hipótese de que a riqueza e a abundância variam em função da estrutura da vegetação é aceita, uma vez que alguns parâmetros da vegetação tiveram relação com a riqueza e abundância de hepáticas, o que demonstra a importância da estrutura da vegetação arbórea na estruturação das comunidades de hepáticas. Evidências da importância dos fatores estruturais da vegetação sobre a riqueza e abundância das briófitas também foram detectadas por Belinchón *et al.* (2007), os quais verificaram que a cobertura de briófitas foi fortemente associada com o aumento do número de indivíduos e com o aumento do diâmetro médio das árvores. Moen & Jonson (2003) também observaram relações entre a riqueza e cobertura de hepáticas com fragmentos de maior tamanho, sugerindo que estas relações foram devidas aos parâmetros estruturais da vegetação, principalmente o diâmetro dos indivíduos arbóreos, que foi positivamente correlacionado ao tamanho da área.

6.4. Efeito de borda sobre a riqueza e abundância de hepáticas

A riqueza de epífitas tende a ser reduzida consideravelmente após perturbações em fragmentos florestais (Sillett *et al.*, 1995; Acebey *et al.*, 2003; Flores-Palacios & García-Franco, 2004, Wolf, 2005; Nöske *et al.*, 2008), porém, existem exceções a esta tendência (Hietz-Seifert *et al.*, 1996; Larrea, 1997; Nkongmenek *et al.*, 2002; Hietz, 2005; Holz & Gradstein, 2005a, b), o que ficou corroborado no presente estudo, onde a riqueza de hepáticas foi maior nas bordas em relação ao interior dos fragmentos. Isto demonstra que o tipo de borda não parece influenciar na riqueza de hepáticas, tanto no caso de matrizes dominadas por áreas naturais de campos rupestres, como áreas antropizadas, dominadas por pastagem.

A maior riqueza encontrada nas bordas (naturais e antrópicas) do que no interior dos fragmentos pode estar relacionada à hipótese do distúrbio intermediário, em que perturbações de natureza abiótica, como maior incidência de radiação solar, maior velocidade do vento e menor umidade, estariam favorecendo a criação de novos habitats e uma maior distribuição de espécies com alta capacidade de colonização. Segundo Laurence *et al.* (1998) e Tabarelli *et al.* (1999), espécies dispersas abioticamente e intolerantes à sombra podem ser beneficiadas nos remanescentes degradados.

Além disso, as bordas podem agregar condição de ambos os sistemas, matriz e interior, e desta forma apresentar espécies tanto do interior quanto da matriz circundante (Ries & Sisk, 2004). Eventualmente pode ocorrer aumento da riqueza brioflorística de uma área alterada, devido à invasão de novas espécies, entre elas, muitas ruderais e comuns a formações vegetacionais abertas e semi-áridas (Kantvilas & Jarman, 1993). Tal aumento pode estar relacionado ao fato de que com o aumento da radiação solar, muitas espécies intolerantes à sombra podem se estabelecer, especialmente membros de Lejeuneaceae e Frullaniaceae que possuem "sacos de água", que são adaptações para a retenção de água, diminuindo o risco de dessecação (Gradstein & Pócs, 1989).

Outro fator que pode explicar esse achado é o fato de que apesar das bordas supostamente apresentarem condições microclimáticas pouco adequadas para abrigar elevada riqueza, a proximidade com outros remanescentes poderia estar servindo como fonte de diásporos de algumas espécies mais exigentes tais como *Bryopteris filicina*, encontrada apenas nas bordas naturais. Além disso, a maioria das hepáticas formam tapetes pequenos aderindo-se intimamente ao substrato ou estando associadas a espécies

de maior dimensão (Richards, 1984), diminuindo assim o risco de dessecação. Além disso, embora briófitas sejam organismos poiquilohídricos, muitas podem tolerar meses e até anos sob alta irradiação solar e dessecação, com uma notável capacidade de recuperação da atividade fotossintética (Walter & Stadelmann, 1968).

Moen & Jonsson (2002) verificaram efeito de borda sobre a riqueza de hepáticas e líquens em fragmentos de floresta boreal, no entanto, estes autores consideraram ser, provavelmente, um artefato do sistema de estudo e não uma característica geral das áreas estudadas. Já a comparação entre interior e bordas dos fragmentos circundados por pastagem realizada por Carvalho (2009) não evidenciou a ocorrência de efeito de borda sobre a riqueza de musgos epífitos. Evidências foram detectadas apenas entre interior dos fragmentos e borda natural, sendo a riqueza maior no interior dos fragmentos.

Outro fator importante que se deve considerar é que habitats perturbados em regiões úmidas podem diferir de regiões secas, uma vez que climas secos de florestas tropicais são caracterizados pela ocorrência de extensos períodos áridos. O dossel de florestas secas tende a ser menor e mais aberto, o que resulta em menor complexidade na estratificação e nas condições microclimáticas (Graham & Andrade 2004). Portanto, qualquer fragmento de ecossistema aberto, como as florestas estacionais e cerrado *stricto sensu* deve possuir efetivas adaptações a secas e altos níveis de luz, o que pode torná-los mais tolerantes aos efeitos microclimáticos de perturbação do dossel. Este raciocínio sugere que o estresse induzido por dessecação através de perturbação pode ser menos importante em florestas secas (Werner & Gradstein, 2009). Isto suporta a idéia de que os efeitos de borda são complexos e que as espécies respondem a essas condições de forma específica (Saunders *et al.*, 1991; Murcia, 1995).

O presente estudo registrou maior cobertura de hepáticas nas bordas naturais do que nas bordas antrópicas. O mesmo padrão foi observado por Carvalho (2009) para musgos epífitos. Esta diferença entre os tipos de bordas estudadas demonstra que as características das bordas naturais provêm condições mais propícias ao crescimento e desenvolvimento de algumas espécies. Söderström (1988a), Hallingbäck (1998) e Ariyanti *et al.* (2008) demonstraram que muitas hepáticas epifíticas são favorecidas em condições úmidas, tendo sua cobertura diminuída significativamente em áreas degradadas.

Apesar das bordas naturais, assim como aquelas criadas antropicamente, consistirem de áreas limítrofes entre ambientes diferentes, estas bordas apresentam diferenças quanto à maioria dos fatores apontados por Murcia (1995) como sendo moduladores da intensidade do efeito de borda: idade (tempo de criação), tipo de matriz e histórico de manejo da matriz. As bordas naturais foram criadas ao longo do tempo por processos naturais, sendo consideradas inerentes à paisagem e à matriz circundante. Também são compostas por elementos da vegetação nativa que, embora representem uma ruptura abrupta das condições encontradas nos enclaves, poderiam estar funcionando como barreira para a radiação solar e a velocidade do vento. Para Scariot *et al.* (2005), quanto maior o contraste entre os fragmentos e a matriz, maior será a intensidade do efeito de borda sobre as espécies.

Outro fator que contribui para esta diferença é o fato de que fragmentos circundados por pastagem, como encontrado nas bordas antrópicas, estão sujeitos a práticas de manejo e diversas outras intervenções humanas que contribuem para a maior degradação na qualidade do habitat. Além disso, as características topográficas dos enclaves, principalmente o fato de estarem localizados em depressões e apresentarem cursos de água no seu interior, provavelmente condicionam maior umidade nestes ambientes.

Diante dos dados obtidos, rejeita-se a hipótese de que as bordas antrópicas possuem menor riqueza e cobertura que o interior dos fragmentos. Alguns estudos, realizados principalmente em ambientes temperados detectaram efeito de borda sobre riqueza e abundância de briófitas em fragmentos (Moen & Jonsson, 2003; Gignac & Dale, 2005). Entretanto, trabalhos realizados em fragmentos de Mata Atlântica não evidenciaram a ocorrência de efeito de borda sobre a riqueza e abundância de espécies de briófitas epífitas e epífilas (Alvarenga, 2007; Oliveira, 2007). Os autores atribuem isto especialmente às diferenças nas características dos fragmentos estudados, principalmente quanto à forma, ao isolamento e à matriz circundante, dificultando a detecção de um padrão. Além disso, Zartman (2003) e Zartman & Nascimento (2006) mostraram que o tamanho e o isolamento dos fragmentos florestais na Amazônia explicam melhor as alterações ocorridas na riqueza e abundância de epífilas do que a distância da borda, sugerindo um papel secundário das alterações locais atribuídas ao efeito de borda em comparação aos fatores no nível da paisagem.

Rejeita-se parcialmente a hipótese de que BN possui maior riqueza e cobertura do que BA, uma vez que a riqueza não diferiu entre estes ambientes. Pharo e Zartman (2007) ressaltam que relações consistentes entre diversidade e processos de borda não tem sido registradas. Isso provavelmente se deve ao fato das respostas dos organismos às bordas serem altamente variáveis, sendo moduladas por vários fatores, dada a variabilidade de bordas em termos do tipo de matriz, orientação e fisionomia (Murcia, 1995). Além disso, variações nas respostas das briófitas aos efeitos de borda podem ocorrer como resultado de fatores ecológicos operando em diferentes escalas espaciais e temporais (frequência de distúrbio dentro da mancha, heterogeneidade de substrato) ou de respostas diferenciais entre os grupos de briófitas, que podem variar de acordo com suas habilidades de dispersão e estabelecimento na paisagem fragmentada (Kolb & Diekmann, 2004; Baldwin & Bradfield, 2007).

6.5. Efeito de borda sobre a composição de hepáticas

A perda e a fragmentação de habitat e o conseqüente efeito de borda podem promover alterações na estrutura das comunidades, percebidas seja pela perda de espécies ou pela substituição por aquelas mais tolerantes à dessecação (Gradstein, 1992b, Costa, 1999). Neste sentido, a comunidade de hepáticas em borda natural estudada aqui diferiu dos demais tratamentos. O mesmo foi observado por Carvalho (2009) onde a composição de musgos epífitos em bordas naturais diferiu do interior e borda dos fragmentos circundados por pastagem. O alto número de espécies restritas evidenciou uma composição distinta, o que pode ser reflexo das peculiaridades (umidade, temperatura e radiação solar) neste ambiente e conseqüência das diferenças nas características da estrutura da vegetação, principalmente altura dos indivíduos, que foi significativamente maior nos enclaves. Belinchón *et al.* (2007) destacam a importância das variações na escala da árvore como preditores mais relevantes para a composição de comunidades de líquens e briófitas epífitas, como por exemplo a altura da árvore e a orientação do tronco (faces norte e sul), do que variáveis em escalas mais amplas.

O fato dos dois tipos de borda estudados apresentarem composições de espécies distintas reforça a idéia de que as diferenças espaciais e temporais na criação destas

bordas refletem mudanças nas comunidades biológicas, pois as diferentes condições podem favorecer a ocorrência de espécies com características distintas. Já o fato do interior e a borda dos fragmentos não serem dissimilares mostra que o efeito de borda sobre a brioflora possui faixa superior aos 100m avaliados, sugerindo que fragmentos pequenos, como os tratados neste estudo, podem estar totalmente inseridos em ambientes de borda.

Avaliando os dois grupos florísticos formados no diagrama da DCA, as bordas naturais diferiram dos demais tratamentos principalmente devido à abundância relativa de espécies de Lejeuneaceae e Plagiochilaceae sensíveis à dessecação. Enquanto que bordas antrópicas e interior dos fragmentos são caracterizados principalmente pela abundância relativa das espécies de Frullaniaceae e Lejeuneaceae mais tolerantes à dessecação. A presença destas espécies tolerantes à dessecação indica um maior estado de degradação nas bordas antrópicas e no interior dos fragmentos estudados, uma vez que algumas espécies requerem alta intensidade de luz, por exemplo, as do gênero *Frullania* com forte pigmentação (Glime, 2007). Espécies de *Frullania* toleraram a dessecação em comparação com outras espécies, como testado experimentalmente por et al. (2006) e observado no estudo de Oliveira et al. (2009), onde foi verificada a preferência de habitat de copa média e exterior, onde o grau de radiação é maior.

6.6. Efeito de borda sobre as formas de vida e microhabitat de preferência

Em todos os tratamentos analisados houve o predomínio de trama, seguido de tapete. Este resultado é semelhante aos encontrados por Costa (1999) e Montfoort & Ek (1990) *apud* Molinaro & Costa (2001) para as Florestas Tropicais de Terras Baixas, onde as formas de vida agregadas como trama e tapete são características e predominam em áreas abertas, com intensidade luminosa e umidade do ar alta.

Apesar de ter sido detectada maior frequência de forma de vida pendente com baixa tolerância à dessecação e maior frequência de epífitas de sombra nas bordas naturais, como era esperado, outras formas de vida mais tolerantes (tapete e trama) e epífitas de sol e generalista, também ocorreram nestas áreas. Isso demonstra que apesar destes ambientes apresentarem características que favoreçam o desenvolvimento de

formas de vida e microhábiats mais sensíveis à dessecação (principalmente o fato das bordas naturais estarem associadas a cursos de água), a presença de uma matriz impactante promove alterações microclimáticas que favorece também aquelas formas de vida mais tolerantes. Por outro lado, nas bordas antrópicas e no interior dos fragmentos predominaram formas de vida mais tolerantes à dessecação (trama) e moderadamente tolerantes (tapete) e generalistas. A forte pressão da matriz antrópica que estes ambientes sofrem provavelmente impede ou dificulta o estabelecimento de formas intolerantes à dessecação, como a pendente e as epífitas de sombra, favorecendo aquelas menos sensíveis.

A forte correlação de formas de vida com a umidade e as condições de luz tem sido repetidamente demonstrada (Bates, 1998; Gradstein *et al.*, 2002; Proctor, 1990; Schofield, 1981). Bates (1998) mostrou a correlação de flabeliformes, talóides, pendentes e tramas com uma alta disponibilidade de umidade atmosférica e Costa (1999) confirmou que os grupos mais sensíveis às alterações microclimáticas, como as epífitas de sombra e as formas de vida pendentes, são as primeiras a desaparecer em uma floresta secundária em estádios iniciais de sucessão.

Estes resultados, apesar de não mostrarem de forma completamente clara diferenças na distribuição das formas de vida e microhabitat de preferência, detectaram algumas tendências importantes para a compreensão dos efeitos de borda sobre as briófitas. Isso indica que a utilização de grupos funcionais para monitorar os efeitos da fragmentação sobre as briófitas pode gerar respostas que contribuem para a formação de generalizações para a avaliação das respostas dos organismos à borda, visto que os estudos não têm detectado padrões muito claros, principalmente no que diz respeito aos efeitos de borda (Baldwin & Bradfield, 2007).

7. CONCLUSÕES

Alguns parâmetros da vegetação arbórea mostraram-se importantes na estruturação das comunidades de hepáticas, tais como a relação positiva entre o número de indivíduos arbóreos e a riqueza e abundância de hepáticas; e a área basal frente à cobertura de hepáticas.

A riqueza de hepáticas foi maior nas bordas naturais e antrópicas em relação ao interior dos fragmentos. Isto demonstra que o tipo de borda não parece influenciar a riqueza de hepáticas e este fato pode estar relacionado à hipótese do distúrbio intermediário, em que perturbações de natureza abióticas, como maior incidência de radiação solar, maior velocidade do vento e menor umidade, estariam favorecendo a criação de novos habitats e a invasão de novas espécies, entre elas, muitas ruderais e comuns a formações vegetacionais abertas e semi-áridas.

A cobertura de hepáticas foi maior em borda natural do que em borda antrópica, o que demonstra que as características das bordas naturais como topografia, tempo de criação e matriz composta por vegetação nativa provêm condições mais propícias a algumas espécies. Outro fator que contribui para esta diferença é o fato de que fragmentos circundados por pastagem encontrados em bordas antrópicas estão sujeitos a práticas de manejo e diversas outras intervenções antrópicas que contribuem para maior degradação na qualidade do habitat.

As bordas naturais apresentam composição florística distinta da borda antrópica e interior dos fragmentos o que pode ser reflexo das peculiaridades (umidade, temperatura e radiação solar) neste ambiente e consequência das diferenças nas características da estrutura da vegetação, principalmente altura dos indivíduos, que foi significativamente maior nos enclaves, o que implicaria na necessidade de conservação de todos os ambientes estudados para efetiva preservação das hepáticas da área.

A avaliação dos efeitos de borda sobre as formas de vida e microhabitat de preferência mostra algumas tendências importantes para a compreensão das respostas das hepáticas, principalmente devido a maior frequência de forma de vida pendente com baixa tolerância à dessecação e maior frequência de epífitas de sombra nas bordas naturais. Isso indica que a utilização de grupos funcionais no monitoramento dos efeitos da fragmentação pode proporcionar uma maior generalização para a avaliação das respostas das briófitas.

Para a definição de padrões de repostas dos organismos aos efeitos de borda serão necessárias comparações com outros estudos sobre os efeitos da fragmentação de habitat no Cerrado, o que é dificultado pela carência de abordagens dessa natureza na região. Portanto, estudos adicionais que investiguem os efeitos dos diferentes tipos de bordas sobre as briófitas neste bioma são necessários para que comparações mais

consistentes possam ser feitas com os resultados aqui obtidos. Além disso, outros aspectos importantes tais como grau de isolamento do fragmento e histórico de perturbação podem também desempenhar um papel relevante sobre a diversidade das comunidades de hepáticas e merecem ser avaliados em trabalhos futuros.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Acebey, A.; Gradstein, R. S. & Kromer, T. 2003. Species richness and habitat diversification of bryophytes in sumontane rain forest and fallows of Bolivia. **Journal of Tropical Ecology** 19: 9-18.

Aguiar, L.M.S.; Machado, R.B. & Marinho-Filho, J.A. 2004. Diversidade Biológica do Cerrado. In: Aguiar, L.M.S.; Camargo, A.J.A. (eds.). **Cerrado: ecologia e caracterização**. EMBRAPA-CPAC, Brasília, pp. 17-40.

Almeida, A.F. & Sarmiento, F.N.M. 1998. **Parque Estadual da Serra de Caldas: Plano de Manejo**. CTE (Centro Tecnológico de Engenharia Ltda), FEMAGO, Goiânia, 205p.

Alvarenga, L.D.P. 2007. **Estrutura espacial e ecológica de briófitas epífitas e epífilas de remanescentes de Floresta Atlântica na Estação Ecológica de Murici**. Dissertação de mestrado – Universidade Federal de Pernambuco. Recife, Pernambuco.

Alvarenga, L. D. P. & Pôrto, K. C. 2007. Patch size and isolation effects on epiphytic and epiphyllous bryophyte in fragmented Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation** 34(3): 415-427.

Antunes, E.C. & Benvenuti, R.D. 1998. Vegetação. In: Almeida, A.F. & Sarmiento, F.N.M. (coord.) **Parque Estadual da Serra de Caldas: Plano de Manejo**. CTE (Centro Tecnológico de Engenharia Ltda), FEMAGO, Goiânia, pp. 65-102.

Aryianti, N. S.; Bos, M. M.; Kartawinata, K; Tjitrosoedirdjo, S. S.; Guhardja, E. & Gradstein, S. R. 2008 . **Biological Conservation** 141: 2516-2527.

- Baldwin, L.K. & Bradfield, G.E. 2007. Bryophyte responses to fragmentation in temperate coastal rainforests: a functional group approach. **Biological Conservation** 136: 408-422.
- Begon, M.; Harper, J. L. & Townsend, C. R. 1995. **Ecology: individuals, populations and communities**. 2nd ed. Blackwell Science, Cambridge. 945p.
- Belinchón, R.; Martinez, I.; Escudero, A.; Aragon, G. & Valadares F. 2007. Edge effects on epiphytic communities in a Mediterranean *Quercus pyrenaica* forest. **Journal of Vegetation Science** 18: 81-90.
- Bates, J. W. 1998. Is 'life-form' a useful concept in bryophyte ecology? **Oikos** 82: 223–237.
- Bierregard, R. O.; Lovejoy, T. E.; Kapos, V., Santos, A. A., & Hutchings, R. W. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. **BioScience** 42: 859-866.
- Bôas-Bastos, S. B. V. & Bastos, C. J. P. 1998. Briófitas de uma área de Cerrado no município de Alagoinhas, Bahia, Brasil. **Tropical Bryology** 15: 101-110.
- Câmara, P. E. A. S. 2002. **Levantamento da brioflora das Matas de Galeria da Reserva Ecológica do IBGE, RECOR**. Dissertação de Mestrado. Departamento de Botânica, Universidade de Brasília. 146p.
- Câmara, P. E. A. S. & Costa, D. P. 2006. Hepáticas e antóceros das matas de galeria da Reserva Ecológica do IBGE, RECOR, Distrito Federal, Brasil. **Hoehnea** 33(1): 79-87.
- Cadenasso, M.L.; Pickett, S.T.A.; Weathers, K.C. & Jones, C.G. 2003. A framework for a theory of ecological boundaries. **Bioscience** 53: 750-758.

Cadenasso, M. L., Traynor, M. M. & Pickett, S. T. A. 1997. Functional location of forest edges: gradients of multiple physical factors. **Canadian Journal of Forest Research**. 27. 774-782.

Canfield, R. 1941. Application of line interception in sampling range vegetation. **Journal of Forestry** 39: 388-394

Carvalho, M. A. S. 2009. **Efeitos de Borda Sobre Comunidades de Musgos (Bryophyta) Epifíticos em área de Cerrado no Brasil Central**. Dissertação de mestrado – Universidade Federal de Goiás. Goiânia. 54p.

Chasko, G. G. & Gates, J.E. 1982. Avian habitat suitability along a transmission-line corridor in an oak-hickory forest region. **Wildl. Monogr**. 82: 1-41.

Clarke, K.R. 1993. Non-parametric analyses multivariate analyses of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology** 18: 117-143.

Clements, F.E. 1907. **Plant Physiology and Ecology**. Holt, New York.

Crandall-Stotler, B. & Stotler, R.E. 2000. Morphology and classification of the Marchantiophyta. Pp 21-70. In: J. Shaw & B. Goffinet (Eds.). **Bryophyte Biology**, Cambridge University Press, Cambridge.

Constantino, R.; Britez, R. M.; Cerqueira, R.; Espindola, E. L. G.; Grelle, C. E. V.; Lopes, A. T. L.; Nascimento, M. T., Rocha, O.; Rodrigues, A. A. F.; Scariot, A.; Sevilha, A. C. & Tiepolo, G. 2005. Causas naturais, p. 44-63. In: Rambaldi, D.M. & Oliveira, D. A. S. (orgs.). 2005. **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, Efeitos, sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas**. 2ª ed., MMA/SBF. 508p.

Costa, K. P. 1999. Epiphyte bryophyte diversity in primary and secondary lowland rainforest in southeastern Brazil. **The Bryologist** 102(2): 320-326.

Debinski, D.M. & Holt, R.D. 2000. A survey of overview of habitat fragmentation experiments. **Conservation Biology** 14: 342-355.

Didham, R. K. & Lawton, J. H. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. **Biotropica** 31: 17-30. Dufrêne, M. & Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecology** 67: 345-366.

Esseen, P. A. 2006. Edge influence on the old-growth forest indicator lichen *Alectoria sarmentosa* in natural ecotones. **Journal of Vegetation Science** 17: 185-194.

Esseen, P. & Renhorn, K. 1998. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. **Conservation Biology** 12, 1307–1317.

Fagan, W.F.; Cantrell, R.S. & Cosner, C. 1999. How habitat edges change species interactions. **The American Naturalist** 153: 165-182.

Fahrig, L. 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. **Ecol. Appl.** 12:346-353.

Fahrig, L. 2003. Effect of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics** 34: 487-515.

Frahm, J.P. 2003. Manual of Tropical Bryology. **Tropical Bryology** 23: 1-196.

Fraver, S. 1994. Vegetation responses along edge-to-interior gradients in the mixed hardwood forests of the Roanoke River basin, North Carolina. **Conservation Biology** 8(3): 822-832.

Felfili, J. M.; Carvalho, F. A. & Haidar, R. F. 2005. **Manual para o monitoramento de parcelas permanentes nos biomas cerrado e pantanal**. Brasília: Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília,

Fleury, J.M. 1998a. Hidrografia. In: Almeida, A.F. & Sarmento, F.N.M. (coord.) **Parque Estadual da Serra de Caldas: Plano de Manejo**. CTE (Centro Tecnológico de Engenharia Ltda), FEMAGO, Goiânia, pp.54-57.

Fleury, J.M. 1998b. Clima. In: Almeida, A.F. & Sarmento, F.N.M. (coord.) **Parque Estadual da Serra de Caldas Novas: Plano de Manejo**. CTE (Centro Tecnológico de Engenharia Ltda), FEMAGO, Goiânia, pp. Quais as páginas?

Flores-Palacios, A.; García-Franco, J. G. 2004. Effect of isolation on the structure and nutrient content of oak epiphyte communities. **Plant Ecology** 173: 259-269.

Fox, B.J.; Taylor, J.E.; Fox, M.D. & Williams, C. 1997. Vegetation changes across edges of rainforest remnants. **Biological Conservation** 82:1-13.

Fulford, M. H. 1963. Manual of the Leafy Hepaticae of Latin América. Parte I. **Memoirs of the New York Botanical Garden** 11(1): 1-172.

Fulford, M. H. 1966. Manual of the Leafy Hepaticae of Latin América. Parte II. **Memoirs of the New York Botanical Garden** 11(2): 173-276.

Fulford, M. H. 1968. Manual of the Leafy Hepaticae of Latin América. Parte III. **Memoirs of the New York Botanical Garden** 11(3): 277-392.

Furley, P. A. 1999. The nature and diversity of neotropical savanna vegetation with particular reference to Brazilian cerrados. **Global Ecology and Biogeography** 8: 223-241.

Gascon, C.; Williamson, G. B. & Fonseca, G. A. B. 2000. Receding edges and vanishing reserves. **Science** 288: 1356-1358.

Gates, J. E, Gysel, L. W. 1978. Avian nest dispersion and fledging success inn field-forest ecotones. **Ecology** 59: 871-883.

Gignac, L. D. & Dale, M. T. 2005. Effects of fragment size and habitat heterogeneity on cryptogam diversity in the Low-boreal Forest of Western Canada. **The Bryologist** 108(1): 50-66.

Gleason, H. A. 1927. Further views on the succession concept. **Ecology** 8: 299-326.

Glime, J. M. 2007. **Bryophyte Ecology: Physiological Ecology**. Michigan Technological University and the International Association of Bryologists. <http://www.bryoecol.mtu.edu> (acesso em 06/07/2009).

Gradstein, S. R. 1992. Threatened Bryophytes of the Neotropical Rain Forest: a Status Report. **Tropical Bryology** 6: 83-93.

Gradstein, S. R. 1995. Bryophyte Diversity of the Tropical Rainforest. **Archives de Sciences de Genève** 48 (1): 91-96.

Gradstein, S. R.; Churchill, S.; Salazar-Allen, N. 2001. A guide to the bryophytes of tropical America. **Memoirs of New York Botanical Garden**, 86: 577p.

Gradstein, S.R. & Costa, D.P. 2003. Liverworts and Hornworts of Brazil. **Memoirs of the New York Botanical Garden** 87: 1-318.

Gradstein, S. R.; Heinrichs, J. & Kappelle, M. 2002. Bryophyte Diversity, Microhabitat Differentiation, and Distribution of Life Forms in Costa Rican Upper Montane *Quercus* Forest. **The Bryologist** 105 (3): 334-348.

Gradstein, S.R. & Pócs, T., 1989. Bryophytes. In: Lieth, H., Werger, M.J.A. (Eds.), **Tropical Rain Forest Ecosystems**. Elsevier, Amsterdam, 311–325p.

Graham, E.A. & Andrade, J.L. 2004. Drought tolerance associated with vertical stratification of two co-occurring epiphytic bromeliads in a tropical dry forest. **American Journal of Botany** 91: 699-706.

Guariguata, M. R. & Ostertag, R. 2001. Neotropical secondary Forest succession: Changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management** 148: 185-2006.

Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. **Nature** 396:41–49.

Haila Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. **Ecological Applications** 12: 321–34.

Harper, K.A.; MacDonald, E.; Burton, P.; Chen, J.; Brosnokske, K.D.; Saunders, S.C.; Euskirchen, E.S.; Roberts, D.; Jaiteh, M.S. & Esseen, P. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology** 19: 768-782.

Harper, K.A. & MacDonald, E. 2001. Structure and composition of riparian boreal forest : new methods for analyzing edge influence. **Ecology** 82 (3): 649-659.

Harris, L.D. 1988. Edge Effects and Conservation of Biotic Diversity. **Conservation Biology** 2 (4): 330-332.

Harrison, B. & Bruna, E. 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? **Ecography** 22:225–232.

Helshe, J.F. e Forrester, N.E. 1983. Estimating species richness using the Jackknife procedure. **Biometrics** 39(1): 1-11.

Hietz, P. 2005. Conservation of vascular epiphyte diversity in a Mexican coffee plantation. **Conservation Biology** 19: 391-399.

Hietz-Siefert, V.; Hietz, P. & Guevara. 1996. Epiphyte vegetation and diversity on remnant trees after forest clearance in southern Veracruz, México. **Biological Conservation** 75: 103-111.

Hill, M. O. & Gauch, H. G. 1980. Detrended Correspondence Analysis, an improved ordination technique. **Vegetation** 42: 47-58.

Hoffmann, W. A.; Lucatelli, V. M. P. C.; Silva, F. J.; Azevedo, I. N. C.; Marinho, M. S.; Albuquerque, A. M. S.; Lopes, A. O. & Moreira, S. P. 2004. Impact of the invasive alien grass *Melinis minutiflora* at the savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. **Diversity and Distributions** 10: 99-103.

Hoffmann, W. A.; Orthen, B. & Nascimento, P. K. V. 2003. Comparative fire ecology of tropical savanna and forest trees. **Functional Ecology** 17: 720-726.

Holway, D.A. 2005. Edge effects of an invasive species across a natural ecological boundary. **Biological Conservation** 121: 561-567.

Holz, I. & Gradstein, S. R. 2005a. Cryptogamic epiphytes in primary and recovering upper montane oak forests of Costa Rica: species richness, community composition and ecology. **Plant Ecology** 178: 89-109.

Holz, I. & Gradstein, S. R. 2005b. Phytogeography of the bryophyte floras of oak forests and páramo of the Cordillera de Talamanca, Costa Rica. **Journal of Biogeography** 32: 1591-1609.

Hylander, K. 2005. Aspect modifies the magnitude of edge on bryophyte growth in boreal forests. **Journal of Applied Ecology** 42: 518-525.

Hylander, K. & Hedderson, T. A. J. 2007. Does the width of isolated ravine forests influence moss and liverwort diversity and composition? A study of temperate forests in South Africa. **Biodiversity and Conservation** 16:1441–1458.

Kareiva, P. & Wennergren, U. 1995. Connecting landscape patterns to ecosystem and population processes. **Nature** 373:299–302.

Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology** 5:173-185.

Kapos, V.; Wandelli, E.; Camargo, J. L. & Ganade, G. 1997. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in central Amazonia.

Kantvilas, G. & Jarman, S. I. 1993. The cryptogamic flora of the isolated rainforest fragment in Tasmania. **Botanical Journal of the Linnean Society** 111: 211-228.

Klink, C. A. & Machado, R. B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology** 19(3): 707-713.

Kolb, A. & Diekmann, M. 2004. Effect of life-history traits of responses of plant species to forest fragmentation. **Conservation Biology** 19: 929-938.

Kürschner, H. (1999) Life strategies of epiphytic bryophytes in Mediterranean *Pinus* woodlands and *Platanus orientalis* alluvial forests of Turkey. **Cryptogamy, Bryology** 20:17–33.

Kürschner, H. 2004. Life Strategies and Adaptations in Bryophytes from the Near and Middle East. **Turkish Journal of Botany** 28: 73-84.

Laurance, W. F. 1991. Edge effects in tropical forest fragments: applications of a model for the design of nature reserves. **Biological Conservation** 57:205-219.

Laurance, W. F. 2000. Do edge effects occur over large spatial scales? **Trends in Ecology and Evolution** 15 (4): 134-135.

Laurance, W. F. & Bierregaard-Jr, R. O. (eds.). 1996. **Tropical Forest Remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago University Press. Chicago, p. 33-44.

Laurance, W.F.; Ferreira, L.V.; Merona, J.M.R. & Laurance, S.G. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology** 79:2032-2040.

Laurance, W. F. & Yensen, E. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. **Biological Conservation** 55:77-92.

Lee, T.D. & La Roi, G.H. 1979. Bryophyte and understory vascular plant beta diversity in relation to moisture and elevation gradients. **Vegetatio** 40(1): 29-38.

Lemos-Michel, E. 2001. **Hepáticas epífitas sobre o Pinheiro-Brasileiro no Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, Ed. da Universidade/ UFRGS. 191p.

Leopold, A. 1933. **Game Management**. Charles Scribner's Sons, New York.

Lovejoy, T. E.; Bierregaard-Jr., R. O.; Rylands, A.B.; Malcom, J. R.; Quintela, C. E.; Harpe, L. H.; Brown, Jr.; K. S.; Powell, A. H.; Powell, G. V. N.; Schubart, H. O. R. & Hays, M. B. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. *In*: Soulé, M. E. (ed.) **Conservation Biology: The science of scarcity and diversity**. Sinauer Associates. Sunderland. 257-285 p.

MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. 1967. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton University Press, 203p

Magurran, A. E. 2004. **Measuring biological diversity**. Blackwell Publishing, Oxford.

Mägdefrau, K. 1982. Life forms of bryophytes. *In*: Smith, A. J. E., (Ed.). **Bryophyte Ecology**. London: Chapman and Hall. 45-57 p.

Mattlack, G. R. 1993. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. **Biological Conservation** 66:185-194.

Mattlack, G. R. 1994. Vegetation dynamics of the forest edge – trends in space and successional time. **Journal of Ecology** 82: 113-123.

Metzger, J. P. 1999. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências** 71:445-463.

Metzger, J.P. 2001. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica** 1(1/2). <http://www.biotaneotropica.org.br>

Moen, J. & Jonsson, B. G. 2003. Edge Effects on Liverworts and Lichens in Forest Patches in a Mosaic of Boreal Forest and Wetland. **Conservation Biology** 17 (2): 380-388.

Molinaro, L. C. & Costa, D. P. 2001. Briófitas do arboreto do Jardim Botânico do Rio de Janeiro. **Rodriguésia** 52(81): 107-124.

Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution** 10: 85-62.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B & Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403: 853-858.

Nöske, N.; Hilt, N.; Werner, F.; Brehm, G.; Fiedler, K.; Sipman, H. J. & Gradstein, S. R. 2008. Disturbance effects on diversity of epiphytes and moths in a montane Forest in Ecuador. **Basic and Applied Ecology** 9:4-12.

Odum, E. P. 1988. **Ecologia**. Guanabara Koogan S. A., Rio de Janeiro. 434p.

Odum, E. P. 2001. **Fundamentos de ecologia**. 6 ed. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa: 250 -502 p.

Oliveira, J. R. P. M. 2007. **Efeitos da fragmentação e perda de habitat sobre a brioflora epífita de sub-bosque de Floresta Atlântica: estudo de caso na Estação**

Ecológica Murici, Alagoas, Brasil. Dissertação de mestrado – Universidade Federal de Pernambuco. Recife, Pernambuco.

Oliveira, J. R. P. M.; Alvarenga, L. D. P. & Pôrto, K. C. 2006. Briófitas da Estação Ecológica de Águas Emendadas, Distrito Federal, material coletado por Daniel Moreira Vital. In: Cordeiro (Ed.). **Homenagem ao Briólogo Daniel Moreira Vital**. Boletim do Instituto de Botânica, SP. n°. 18: 182-195p.

Oliveira, P. S. & Marquis, R. J. 2002. **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. Columbia University Press, New York. 367p.

Oliveira, S. M.; Steege¹, H.; Cornelissen, J. H. C. & Gradstein, S. R. 2009. Niche assembly of epiphytic bryophyte communities in the Guianas: a regional approach. **Journal of Biogeography** 36: 2076–2084.

Pauchard, A. & Alaback, P. 2006. Edge types defines alien plant species invasions along *Pinus contorta* burned, highway and clearcut forest edges. **Forest Ecology and Management** 223: 327-335.

Pavlacky, D.C. e Anderson, S.H. 2007. Does avian species richness in natural patch mosaics follow the forest fragmentation paradigm? **Animal Conservation** 10: 57-68.

Pharo, E. J.; Beattie, A. J. & Binns, D. 1999. Vascular plant diversity as a surrogate for Bryophyte and lichen diversity. **Conservation Biological** 13(2): 282-292.

Pharo, E. J.; Lindenmayer, D. B. & Taws, N. 2004. The effect of larg-scale fragmentation on bryoplytes in temperate florest. **Journal of Applied Ecology** 41:910-921.

Pharo, E. J. & Zartman, C. E. 2007. Bryophytes in a changing landscape: the hierarchical effects of habitat fragmentation on ecological and evolutionary processes. **Conservation Biological** 135: 315-325.

Proctor, M. C. F. 1982. Physiological ecology: water relations, light and temperature responses, carbon balance. In: Smith, A.J.E. (ed.) **Bryophyte Ecology**. Chapman and Hall, New York, pp.333-381.

Proctor, M. C. F. 1990. The physiological basis for bryophyte production. **Botanical Journal of the Linnean Society** 104: 61–77.

Proctor, M. C. F.; Oliver, M. J.; Wood, A. J.; Alpert, P.; Stark, L. R.; Cleavitt, N. L. & Misheler, B. D. 2007. Disiccatio-tolerance in bryophyte: a review. **The Bryologist** 110(4): 595-621.

Proctor, M. C. F. & Tuba, Z. 2002. Poikilohydry and homoihydry: antithesis or spectrum of possibilities? **New Phytologist** 156: 327-349.

Puyravaud, J. P.; Pascal, J. P. & Dufour, C. 1994. Ecotone structure as an indicator of changing forest-savanna boundaries (Linganamakki region, southern India). **Journal of Biogeography** 21: 581-593.

Ratter, J. A.; Ribeiro, J.F. & Bridgewater, S. 1997. The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. **Annals of Botany** 80: 223-230.

Rheault, H., Drapeau, P., Bergeron, Y. e Esseen, P.A. 2003. Edge effects on epiphytic lichen in managed black spruce forests of eastern North America. **Canadian Journal of Forest Research** 33: 23-32.

Richards, P.W., 1984. The ecology of tropical forest bryophytes. In: Schuster, R.M. (Ed.) **New Manual of Bryology**. The Hattori Botanical Laboratory, vol. 2. Nichinan. 1233–1270.

Ries, L.; Fletcher-Jr, R.J.; Battin, J. & Sisk, T. D. 2004. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics** 35: 491-522.

Ries, L. & Sisk, T. D. 2004. A predictive model of edge effects. **Ecology** 85(11): 2917-2926.

Romero, C., Putz, F.E. & Kitajima, K. 2006. Ecophysiology in relation to exposure of pendant epiphytic bryophytes in the canopy of a tropical montane oak forest. **Biotropica** 38, 35-41.

Saunders, D. A.; Hobbs, R. J. & Margules, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology** 5(1): 18-32.

Scariot, A.; Freitas, S. R.; Mariano Neto, E.; Nascimento, M. T.;Oliveira, L. C.; Sanaïotti, T.; Sevilha, A. C. & Villela, D. M. 2005. Vegetação e Flora. In **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, Efeitos sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas**. Brasília-DF, Ministério do Meio Ambiente. 103-123 p.

Schofield, W. C. 1981. Ecological significance of morphological characters in the moss gametophyte. **The Bryologist** 84: 149–165.

Schofield, W. B. 1985. **Introduction to bryology**. Macmillan Publishing Company, New York, 431p.

Sillet, S. C; Gradstein, S. R. & Griffin, D. 1995. Bryophyte diversity of Ficus trees crowns from cloud forest and pasture in Costa Rica. **The Bryologist** 98: 218-227.

Silva, M. P. P. e Pôrto, K. C. 2009. Effect of fragmentation on the community structure of epixylic bryophytes in Atlantic Forest remnants in the Northeast of Brazil. **Biodiversity and Conservation** 18(2): 317-337.

Sousa, M. A. R.; Klein, V. L. G.; Rezende, M. H. & Yano, O. 2008. Antóceros e Hepáticas do Parque Estadual da Serra dos Pirineus e arredores, Município de Pirenópolis, Goiás, Brasil. **Biological Neotropical**. 5(1): 1-16, 2008.

Stewart, K. J. & Mallik, A. U. 2006. Bryophyte responses to microclimatic edge effects across riparian buffers. **Ecological Applications** 16(4): 1474-1486.

Söderström, L. 1988. Sequence of bryophytes and lichens in relation to substrate variables of decaying coniferous wood in northern Sweden. **Nordic Journal of Botany** 8:89-97.

Tabarelli, M.; Mantovani, W. O. & Peres, C. A. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane atlantic forest Southeastern Brazil. **Biological Conservation** 91: 119-127.

Valente, E. B. & Porto, K. C. 2006. Hepáticas (Marchantiophyta) de um fragmento de Mata Atlântica na Serra da Jibóia, Município de Santa Teresinha, BA, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 20(2): 433-441.

Viana, V. M.; Tabanez, A. A. J. 1996. Biology and conservation of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. In: **Forest patches in tropical landscapes**. Washington, Island Press. 151-167 p.

Visnadi, S. R. 2004. Distribuição da brioflora em diferentes fisionomias de cerrado da Reserva Biológica e Estação Experimental de Mogi-Guaçu, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica** 18 (4): 965-973.

Walter, H., and E. Stadelmann. 1968. The physiological prerequisites for the transition of autotrophic plants from water to terrestrial life. **BioScience** 18:694-701.

Werner, F. A. & Gradstein, S. R. 2009. Diversity of dry forest epiphytes along a gradient of human disturbance in the tropical Andes. **Journal of Vegetation Science** 20: 59-67.

Williams-Linera, G. 1990. Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. **Journal of Ecology** 78: 356-373.

Williams-Linera, G.; Domínguez-Gastelú, V. & García-Zurita, M.E. 1997. Microenvironment and floristics of different edges in a fragmented tropical rainforest. **Conservation Biology** 12:1091-1102.

Wolf, J. H. D. 1995. The response of epiphytes to anthropogenic disturbance of pine-oak forest in the highlands of Chiapas, México. **Forest Ecology and Management** 112:376-393.

Yahner, R.H. 1988. Changes in wildlife communities near edges. **Conservation Biology** 2 (4): 333-339.

Yano, O. 1984. Checklist of Brazilian liverworts and hornworts. **The Journal of the Hattori Botanical Laboratory** 54: 484-548.

Yano, O. 1995. An new additional annotated checklist of Brazilian bryophytes. **The Journal of the Hattori Botanical Laboratory** 78: 137-182.

Yano, O. & Peralta, D. F. 2006. Novas ocorrências de briófitas para os estados de Alagoas e Sergipe, Brasil. **Arquivos do Museu Nacional, Rio de Janeiro**.64(4): 287-297.

Yano, O. & Peralta, D. F. 2008. **Briófitas (Anthocerotophyta e Marchantiophyta): Flora dos estados de Goiás e Tocantins**. Série Criptógamos. Vol. 7, Goiânia, 277p.

Yano, O. & Peralta, D. F. 2008b. Briófitas da Ilhabela, Estado de São Paulo, Brasil. **Hoehnea** 35(1): 111-121.

Zartman, C. E. 2003. Habitat fragmentation impacts on epiphyllous bryophyte communities in Central Amazonia. **Ecology** 84(4): 948-954.

Zartman, C.E. & Nascimento, E. M. 2006. Are habitat-tracking metacommunities dispersal limited? Inferences from abundance-occupancy patterns of epiphylls in Amazonian Forest fragments. **Biological Conservation** 127: 46-54.

Zartman, C.E. & Shaw, A.J., 2006. Metapopulation extinction thresholds in rainforest remnants. **The American Naturalist** 167, 177–189.

Zar, J.H. 1996. **Bioestatistical analysis**. 3 ed. Prentice-Hall, New Jersey.