



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução



Efeitos de Borda Sobre Comunidades de Musgos (Bryophyta) Epifíticos em área de Cerrado no Brasil Central

Maria Adriana Santos Carvalho

**Goiânia,
Março de 2009**

Maria Adriana Santos Carvalho

**Efeitos de Borda Sobre Comunidades de Musgos (Bryophyta)
Epifíticos em área de Cerrado no Brasil Central**

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 2009**

Aos meus amados pais, João e Rita, meus alicerces, meus exemplos, meu apoio
constante!

AGRADECIMENTOS

Fico feliz de poder expressar de alguma forma meus agradecimentos por toda ajuda e apoio que recebi durante este tempo. Espero ser justa e conseguir traduzir toda a minha gratidão!

Primeiramente, agradeço a Deus pelo dom da vida, pelas inúmeras oportunidades ao longo do caminho, por ser meu refúgio nos momentos difíceis e minha resposta diante de toda e qualquer dúvida!

Agradeço de forma muito especial aos meus orientadores, Solange e Frederico. À Solange, pela sua dedicação, paciência, carinho e amizade, que foram decisivos nas minhas conquistas, especialmente nesta! Por ter me introduzido no estudo das briófitas, me ensinando que nada é impossível para quem se dedica, por ter acreditado neste projeto e me apoiado em todas as etapas, tornando possível a sua realização. Ao Fred por sua disponibilidade e confiança desde o início, por apoiar minhas idéias, enriquecendo-as sempre com seu bom senso e experiência, que foram fundamentais na elaboração do projeto e execução deste trabalho. Agradeço ainda aos dois pela presença indispensável em todas as coletas.

Aos meus pais, João e Rita, e aos meus irmãos, Frederico e Fabiana, por todo amor e incentivo em todas as situações, especialmente durante o mestrado, colaborando de todas as formas possíveis.

Aos colegas da turma de mestrado e doutorado de 2007, pela amizade e companheirismo, pela disponibilidade em colaborar e pelo muito que aprendi com cada um. Agradeço especialmente à Analice e Mary, pela amizade e preocupação; ao Heury pelas palavras de incentivo e ao Leandro por colaborar em parte das análises.

Aos professores do programa de Pós Graduação em Ecologia e Evolução da UFG, por contribuírem de forma muito importante na minha formação. Agradeço especialmente ao professor Dr. Paulo De Marco pelas valiosas críticas e sugestões e também pelo incentivo.

À Lailah, minha companheira no estudo das briófitas, pelas sugestões, pela ajuda indispensável nas coletas e principalmente pelo incentivo e amizade.

Aos companheiros de campo: Alice, Renato, Wagner, Steffan, Helencássia e Lailah. Agradeço imensamente pela colaboração em todas as coletas e pelos momentos de descontração em meio às não poucas dificuldades com as quais nos deparamos.

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.

À Agência Ambiental por conceder licença para realização da pesquisa no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas. Aos funcionários do PESCAN pela receptividade e por colaborarem com dados e informações importantes.

À minha grande amiga (quase irmã) Elizandra pelo apoio em todos os momentos, me incentivando sempre com suas palavras positivas. Ao Bruno pelo amor, compreensão e paciência.

SUMÁRIO

LISTA DE ABREVIATURAS	01
LISTA DE FIGURAS	02
LISTA DE TABELAS	04
RESUMO	05
ABSTRACT	07
1. INTRODUÇÃO	09
1.1.Fragmentação florestal: causas e efeitos.....	09
1.2. Degradação de habitats no Cerrado.....	11
1.2.Efeitos da fragmentação florestal na distribuição e abundância da brioflora.....	12
2. OBJETIVOS GERAIS	15
3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	15
4. MATERIAL E MÉTODOS	16
4.1. Área de estudo.....	16
4.1.1. Parque Estadual da Serra de Caldas Novas e entorno.....	16
4.1.2. Fragmentos e enclaves.....	19
4.2. Desenho amostral, coleta de dados e identificação das espécies.....	22
4.3. Análise dos dados.....	26
5. RESULTADOS	27
5.1. Diversidade da comunidade de musgos.....	27
5.2. Parâmetros estruturais da vegetação.....	30
5.3. Relação entre parâmetros estruturais da vegetação e a brioflora.....	32
5.4. Efeitos de borda sobre a riqueza, abundância (cobertura) e composição de espécies de musgos.....	35
5.5. Efeitos de borda sobre a frequência de ocorrência das formas de vida dos musgos....	37
6. DISCUSSÃO	39
6.1. Efeitos de borda sobre a estrutura da vegetação.....	39
6.2. Relação da estrutura da vegetação com a brioflora.....	40
6.3. Efeitos de borda sobre a riqueza e a abundância de espécies de musgos.....	40
6.3.1. Interior dos fragmentos <i>versus</i> Bordas Antrópicas.....	40
6.3.2. Interior dos fragmentos <i>versus</i> Bordas Naturais.....	42
6.3.3. Bordas Antrópicas <i>versus</i> Bordas Naturais.....	42

6.4. Efeitos de borda sobre a composição de espécies de musgos.....	43
6.5. Efeitos de borda sobre a distribuição de frequência das formas de vida dos musgos.....	43
7. CONCLUSÃO.....	45
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	47

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** Localização da área de estudo: Parque Estadual da Serra de Caldas Novas (PESCAN), fragmentos (A, B C e D) e enclaves (1, 2, 3 e 4) amostrados. **17**
- Figura 2** Fitofisionomias do Parque Estadual da Serra de Caldas Novas. **a)** e **b)** cerrado sentido restrito; **c)** campo limpo com dominância de canela-de-ema (*Vellozia* sp); **d)** enclave de floresta de galeria. **18**
- Figura 3** Ambientes amostrados para a avaliação dos efeitos de borda: **a)** e **b)** *bordas naturais* (BN), localizadas em enclaves de mata nos municípios de Caldas Novas e Rio Quente, respectivamente; **c)** e **d)** *bordas antrópicas* (BA) de fragmentos localizados nos municípios de Caldas Novas e Rio Quente, respectivamente; **e)** e **f)** *interior de fragmento* (IF), localizado no município de Caldas Novas. **21**
- 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)** nas bordas naturais (BN, enclaves circundados por vegetação campestre). **23**
- Figura 5** Diferentes etapas da coleta de dados: **a)** e **b)** demarcação das parcelas; **c)** e **d)** registros dos parâmetros estruturais da vegetação nas parcelas; **e)** levantamento quantitativo dos musgos através do método de interceptação de linha; **f)** coleta dos musgos. **25**
- Figura 6** Estimativa de riqueza de espécies, **a)** no interior dos fragmentos, (IF) **b)** Borda antrópica (BA) e **c)** Borda natural (BN). **29**
- Figura 7** Representação das médias, erros-padrão e desvios-padrão da área basal nos três ambientes estudados. IF: Interior dos fragmentos, BA: Borda antrópica e BN: Borda Natural. **30**
- Figura 8** Representação das médias, erros-padrão e desvios-padrão da altura dos indivíduos arbóreos nos três ambientes estudados. IF: Interior dos fragmentos, BA: Borda antrópica e BN: Borda Natural. **31**
- Figura 9** Representação das médias, erros-padrão e desvios-padrão do número de indivíduos arbóreos nos três ambientes estudados. IF: Interior dos fragmentos, BA: Borda antrópica e BN: Borda Natural. **31**
- Figura 10** Regressões entre os parâmetros fisionômicos da vegetação arbórea: **a)** altura média ($r^2 = 0,06$; $p = 0,10$), **b)** número de indivíduos ($r^2 = 0,12$; $p = 0,02$), **c)** área basal ($r^2 = 0,005$; $p = 0,62$) e a riqueza de musgos. **33**

- Figura 11** Regressões entre os parâmetros fisionômicos da vegetação arbórea: **a)** altura média ($r^2= 0,13$; $p= 0,01$), **b)** número de indivíduos ($r^2= 0,51$; $p<0,001$), **c)** área basal ($r^2= 0,07$; $p=0,06$) e a cobertura de musgos. **34**
- Figura 12** Estimativas de riqueza de espécies de musgos nos diferentes tratamentos (intervalo de confiança de 95%). IF: Interior dos fragmentos, BA: Borda antrópica e BN: Borda Natural. **35**
- Figura 13** Representação das médias, erros-padrão e desvios-padrão da cobertura de musgos nos três ambientes estudados. IF: Interior dos fragmentos, BA: Borda antrópica e BN: Borda Natural. **36**
- Figura 14** Dissimilaridade entre e dentro dos ambientes estudados: BA: borda antrópica, BN: borda natural e IF: interior dos fragmentos. **37**

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** Famílias, espécies, frequência de ocorrência nos ambientes estudados e forma de vida. Entre parênteses estão os valores de frequência em porcentagem. **28**
- Tabela 2** Distribuição de frequência das formas de vida de musgos no interior dos fragmentos (IF), bordas antrópicas (BA) e bordas naturais (BN). Obs: frequência observada. Esp: frequência esperada. **38**

RESUMO

As mudanças microclimáticas promovidas pela proliferação de bordas nas paisagens fragmentadas, designadas “efeitos de borda”, podem resultar em alterações na composição de espécies, estrutura das comunidades e processos ecológicos. Apesar do drástico aumento das áreas de borda causadas pela fragmentação antrópica, as bordas e suas áreas de influência constituem uma importante característica estrutural também nas paisagens naturais. Isto é evidente no bioma Cerrado, que além da acelerada perda e degradação de habitats que vem sofrendo, é também composto por mosaicos de tipos vegetacionais cujos limites ou ecótonos são comuns. As briófitas constituem um grupo de organismos ideal para a avaliação dos efeitos de borda, pois devido às suas condições fisiológicas elas são vulneráveis às alterações microclimáticas, o que as torna particularmente úteis como indicadoras dos efeitos adversos da fragmentação. Diante disso, este trabalho teve por objetivo avaliar como as comunidades de musgos (Bryophyta) epífitos respondem às bordas florestais proporcionadas antropicamente e às bordas naturais nas transições campo-floresta no Cerrado. As áreas de estudo estão localizadas no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas e no seu entorno, compreendendo os municípios de Caldas Novas e Rio Quente, estado de Goiás. A amostragem foi feita em três tipos de habitats: (1) florestas de galeria 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 pelas siglas: **BN** (borda natural), **BA** (borda antrópica) e **IF** (interior do fragmento). Para cada tratamento foram selecionadas quatro réplicas. Quatro parcelas de 10×10m foram plotadas aleatoriamente ao longo de transectos de 10×200m para cada tratamento em cada área. Para a amostragem dos musgos nas parcelas, foram selecionadas todas as árvores com perímetro à altura do peito (PAP) ≥ 20 cm e com cobertura mínima de briófitas de 300cm². Para o levantamento quantitativo dos musgos foi adotado o método de interceptação de linha. A comparação das estimativas de riqueza de Jackknife (33,56 para IF, 30,56 para BA e 25,63 para BN) mostrou que houve diferenças apenas entre IF e BN e a cobertura de musgos foi significativamente maior em BN do que em BA ($F_{2, 45} = 5,34$; $p = 0,008$). A análise de similaridade (ANOSIM) mostrou que a comunidade de musgos foi mais distinta em BN, sendo que a composição de espécies neste ambiente foi significativamente dissimilar tanto de BA quanto de IF ($R = 0,198$; $p < 0,001$). Dois fatores podem explicar o fato do efeito de borda sobre a riqueza e

cobertura de espécies de musgos epífitos não ter sido evidenciado neste estudo: (1) A homogeneidade na estrutura da vegetação observada entre borda e interior e (2) o fato do estudo ter considerado apenas os musgos, enquanto muitos estudos confirmam uma maior sensibilidade das hepáticas aos diferentes distúrbios. Efeitos mais claros foram observados entre BA e BN, tanto na cobertura quanto na composição de espécies, o que se deve provavelmente às diferenças espaciais e temporais na criação destas bordas, ou ainda às características topográficas dos enclaves, principalmente o fato de estarem localizados em depressões e apresentarem cursos de água no seu interior, o que provavelmente determina maior umidade nestes ambientes. O teste de qui-quadrado mostrou diferenças significativas na frequência de ocorrência das formas de vida nos diferentes tratamentos, exceto para a forma tufo. O maior valor de qui-quadrado ocorreu para a forma de vida flabeliforme, que predominou em BN, colaborando com as evidências já apresentadas de condições microclimáticas mais favoráveis aos musgos em BN, visto que o hábito flabeliforme é intolerante á dessecação. Isto indica que a utilização de grupos funcionais de briófitas, como formas de vida, pode gerar uma maior generalização e obter respostas mais claras que a riqueza de espécies na avaliação dos efeitos de borda.

Palavras-chave: bordas antrópicas, bordas naturais, briófitas, Cerrado, fragmentação florestal, Goiás.

ABSTRACT

Microclimatic changes enhanced by the proliferation of edges in fragmented landscapes, known as "edge effects" may result on shifts in species composition, structure of communities and ecological processes. Despite the dramatic increase in edge areas caused by anthropogenic habitat fragmentation, the edges and their areas of influence is a relevant structural feature also in the natural landscape. This is evident in the Cerrado biome, which is suffering an accelerated degradation and habitat loss and is composed of mosaics of vegetation types which are common boundaries or ecotones. The bryophytes are an ideal group for assess the edge effects because are vulnerable to microclimatic changes promoted by their physiological conditions, making them particularly useful as indicators of the adverse fragmentation effects. Thus, this study aimed to assess how the communities of epiphytes mosses (Bryophyta) 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 its surroundings, including municipalities of Caldas Novas and Rio Quente, state of Goiás. Sampling was done in three habitat types: (1) gallery forests on the slopes of the mountain with abrupt transitions to rock outcrops fields, (2) edge (0 to 10 m) and (3) interior (100 to 110 m) of seasonal forest fragments surrounded by a matrix of grazing. These were the three treatments considered in the analysis, described by the abbreviations: **BN** (natural edge), **BA** (anthropogenic edge) and **IF** (interior of the fragment). For each treatment four replicates were selected. Four plots (10×10m) were randomly delimited along transects (10×200m) for each treatment in each area. For the sampling of mosses in the plots, were selected all trees with perimeter at breast height (PBH) ≥ 20 cm and with minimum bryophytes coverage of 300cm². For the quantitative survey of mosses was employed the interception line method. The comparison of Jackknife richness estimates (33.56 to IF, 30.56 to BA and 25.63 to BN) showed that there were differences between IF and BN. The coverage of mosses was significantly higher in BN than in BA ($F_{2,45} = 5.34$, $p = 0.008$). The analysis of similarities (ANOSIM) showed that the community of mosses was more distinct in BN, and the composition of species in this environment was significantly dissimilar to BA in IF ($R = 0.198$, $p < 0001$). Two factors may explain the fact that the edge effect on species richness and coverage of epiphytic mosses has not been shown in this study: (1) The homogeneity of the vegetation structure observed between edge and interior and (2) the fact that the study had considered only the mosses,

whereas many studies confirm a higher sensitivity to disturbance of the liverworts. Clearer effects were observed between BA and BN, both in coverage and in species composition, which is probably due to differences in spatial and temporal development of these edges, or topographic features of the gallery forests, particularly the fact of being located in depressions with creeks, which probably provides more moisture in these environments. The chi-square test showed significant differences in the frequency of occurrence of life forms in the different treatments, except for the tuft form. The greatest value of chi-square occurred to the flabelliform life form, which predominated in BN, collaborating with the evidence already presented of microclimatic conditions more favorable to mosses in BN, since the flabelliform habit are intolerant to desiccation. This indicates that the use of functional groups of bryophytes, such as life forms can generate more generalization and get clearer answers than species richness in the evaluation of the edge effects.

Key-words: anthropogenic edges, natural edges, bryophytes, Cerrado, forest fragmentation, Goiás.

1. INTRODUÇÃO

1.1. Fragmentação florestal: causas e efeitos

Historicamente, a cobertura da vegetação original do planeta tem sido extensamente modificada através do desmatamento, principalmente para a expansão de fronteiras agrícolas (Tilman 1999). A exploração exacerbada e o uso de práticas agrícolas inapropriadas têm conduzido a uma acelerada perda de habitats naturais. O resultado desta extensiva remoção da vegetação nativa é a transformação das florestas anteriormente contínuas em fragmentos de menor área total, isolados uns dos outros por uma matriz de habitat diferente da original e frequentemente definidos pelos seus limites físicos (bordas) (Wilcove et al. 1986 *apud* Fahrig 2003; Saunders et al. 1991). Este processo, denominado fragmentação de habitat, tem sido amplamente estudado nas últimas décadas, resultando em diversas abordagens e conclusões relacionadas à magnitude e direção dos seus efeitos (Fahrig 2003).

A fragmentação afeta tanto a extensão total quanto a configuração espacial do habitat disponível para muitas espécies (Saunders et al. 1991). Fahrig (2003) destaca quatro efeitos da fragmentação sobre os padrões do habitat: 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 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, enquanto os efeitos ambientais expõem as espécies às alterações microclimáticas associadas com o aumento da quantidade de bordas em uma paisagem (Fahrig 2003).

Apesar da configuração espacial dos habitats ter recebido considerável enfoque teórico (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 (Fahrig 2003; 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

e ubiquidade, 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).

Clements (1907) foi o primeiro a apontar o papel fundamental das bordas, introduzindo o termo “ecótono” para se referir às “zonas de transição” graduais ou abruptas entre diferentes ecossistemas. A influência destas áreas limítrofes sobre a biodiversidade tem sido registrada desde o início de século XX, quando Leopold (1933) usou o termo “efeito de borda” para descrever o aumento na abundância 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). No entanto, a partir da década de 1970, 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. Desde então, vários estudos têm sido desenvolvidos descrevendo respostas de diferentes táxons às bordas, principalmente as bordas criadas por atividades antrópicas (Ries et al. 2004).

As bordas podem ser reconhecidas como componentes funcionais da paisagem, devido a sua importância crucial nos processos ecológicos (Harrison & Bruna 1999; Ries et al. 2004). Segundo Murcia (1995) a criação de bordas pode afetar os organismos nos fragmentos florestais, por causar mudanças nas condições bióticas e abióticas. Se a exposição às bordas modifica as características da floresta, além de sua extensão de variação intrínseca natural, então a porção do fragmento sob a influência do efeito de borda será imprópria para o ecossistema original, e a área do fragmento será efetivamente reduzida para fins conservacionistas. Entre os ecossistemas adjacentes ocorre um fluxo constante de energia, nutrientes e espécies através da borda (Cadenasso & Pickett 2001). Como resultado, a composição de espécies, estrutura e processos ecológicos de um ecossistema próximo à linha de contato com outro ecossistema podem ser alterados. Desta forma, os efeitos das bordas sobre os fragmentos podem ser classificados em três principais tipos: *efeitos abióticos*, definidos como mudanças nas condições ambientais resultantes da proximidade com a matriz dissimilar; *efeitos biológicos indiretos*, caracterizados por mudanças nas relações entre as espécies, tais como predação, parasitismo, herbivoria, polinização e dispersão de sementes mediada por animais; e *efeitos biológicos diretos*, que envolvem mudanças na abundância e distribuição das espécies ao longo das bordas provocadas pelas condições físicas próximas à borda (Murcia 1995).

Apesar do drástico aumento das áreas de borda causadas pela fragmentação antrópica, as bordas e suas áreas de influência constituem uma importante característica estrutural também nas paisagens naturais (Harris 1988; Murcia 1995), considerando que estes ambientes são fragmentados em graus variados e sujeitos a contínuas mudanças devido a razões naturais (Haila 2002). Como resultados de descontinuidades nas estruturas física e biológica, algumas paisagens são naturalmente heterogêneas, apresentando nítidas transições entre os ecossistemas adjacentes e formando mosaicos de vários tipos de vegetação com diferentes configurações espaciais e funções ecológicas (Picket & Cadenasso 1995). As bordas são geralmente descritas como limites entre estas distintas manchas de habitat, de modo que a identificação da borda depende de como estas manchas são definidas, podendo esta definição ocorrer em uma grande variedade de escalas (Yahner 1988; Ries et al. 2004). Yahner (1988) denominou de bordas *inerentes*, aquelas inseridas na paisagem há um longo tempo e resultantes das diferenças locais naturais, enquanto as bordas *induzidas* seriam aquelas recentemente formadas, fruto da fragmentação antrópica. Embora provavelmente haja diferenças entre os fenômenos causados por estes dois 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).

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). 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). Segundo Pavlacky & Anderson (2007) o estudo de sistemas naturalmente fragmentados pode prever zonas de referência neutra para avaliar o efeito da fragmentação sem haver confusão com a perda florestal. Além disso, estes autores sugerem que a compreensão das respostas das comunidades a ambientes naturalmente heterogêneos pode ser importante para o desenvolvimento de estratégias de conservação que mimetizem a paisagem natural.

1.2. Degradação de habitats no Cerrado

O Cerrado brasileiro representa uma oportunidade ideal para avaliar os efeitos das bordas sobre as comunidades biológicas. Este bioma apresenta grande heterogeneidade de habitats e alternância de espécies, que compõem um mosaico natural de ecossistemas (Ratter

et al. 1997). Ele 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). De fato, o Cerrado vem sofrendo uma agressiva perda de área para atividades humanas, principalmente a partir das décadas de 1960 e 1970, devido à expansão da atividade agropecuária, o manejo deficiente 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 preocupante estado de fragmentação do Cerrado e, conseqüentemente, para a expansão dos ambientes de bordas tornando frágeis os fragmentos circundados por grandes extensões de pastagens ou monocultura (Klink & Machado 2005). Considerando este cenário de intensa degradação e fragmentação no Cerrado, fazem-se necessários estudos que quantifiquem os efeitos destes fatores sobre os diversos grupos taxonômicos neste bioma.

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. O Cerrado 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). De acordo com Puyravaud et al. (1994), a estrutura do limite entre floresta e savana é composta do ecótono e da borda. O ecótono inclui a área de transição entre a savana e a floresta onde mudanças florísticas e estruturais ocorrem, e a borda é a linha de contato entre as duas comunidades de plantas. Segundo Hoffmann et al. (2003) estes limites são geralmente abruptos, com a savana se estendendo dentro da floresta sobre distâncias de poucos metros.

1.3. Efeitos da fragmentação florestal na distribuição e abundância da brioflora

Nas duas últimas décadas tem surgido um grande número de trabalhos quantificando as respostas dos organismos às bordas (Ries et al. 2004) e um crescente interesse nos mecanismos subjacentes ao efeito de borda (Murcia 1995; Fagan et al. 1999; Cadenasso et al. 2003). Entretanto, os padrões de respostas obtidos são altamente variáveis, sugerindo que as bordas estão associadas com respostas idiossincráticas aos diferentes fenômenos ecológicos (Murcia 1995; Ries et al. 2004). As respostas ecológicas podem variar tanto em relação à paisagem (variações entre as manchas quanto ao tamanho da área, história e tipo de matriz)

quanto ao grupo taxonômico estudado (Murcia 1995; Debinski & Holt 2000), e dentro de um mesmo grupo taxonômico, as espécies podem variar grandemente em sua susceptibilidade à fragmentação devido 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 Pharo & Zartman (2007) as briófitas apresentam características que as constituem um grupo de plantas ideal 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 ubiqüidade global. Estas características permitem testar experimentalmente predições baseadas na teoria de metapopulações e na genética de populações à luz da fragmentação de habitat (Zartman & Shaw 2006). Além disso, estas plantas são poiquiloídricas, ou seja, o tecido é diretamente exposto a mudanças na umidade, de modo que elas são incapazes de controlar a captura e a perda de água para o ambiente (Proctor 1982; Proctor & Tuba 2002). Esta condição fisiológica as torna particularmente úteis como indicadoras dos efeitos adversos da fragmentação devido à sensibilidade às alterações microclimáticas que algumas espécies apresentam (Schofield 1985). Deste modo, o efeito de borda presta um papel fundamental na biologia das populações fragmentadas de briófitas. 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, impacta o crescimento local das briófitas (Pharo & Zartman 2007).

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. Forma de vida é um termo utilizado para descrever o resultado das condições de vida, incluindo forma de crescimento (arranjo morfológico do gametófito), influência do ambiente e a agregação dos indivíduos (Mägdefrau 1982; Glime 2007). Por serem fortemente relacionadas às condições de umidade e luminosidade, as formas de vida variam de acordo com as condições microclimáticas. 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). Deste modo,

as formas de vida podem ser usadas como grupos funcionais para diagnosticar alterações promovidas pelos efeitos de borda.

Apesar do potencial das briófitas como sistemas-modelo em estudos sobre os efeitos da fragmentação de habitat, 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; Harper et al. 2005). Entretanto, é necessário considerar as diferenças entre estes grupos de plantas. As briófitas apresentam características particulares (fase gametofítica dominante, ausência de um sistema vascular bem desenvolvido e relações hídricas reguladas pelo microclima imediato) que as diferencia 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). Portanto, estudos que investiguem as respostas destes grupos às alterações ambientais provocadas pelas bordas podem revelar padrões diferentes daqueles observados para plantas vasculares.

Dentre os poucos trabalhos que se dedicam ao estudo da influência da fragmentação de habitat e os efeitos de borda sobre as briófitas, a maioria tem sido desenvolvida em ambientes temperados (Moen & Jonson 2003; Pharo et al. 2004; Baldwin & Bradfield 2005; Gignac & Dale 2005; Hylander 2005; Stewart & Mallik 2006; Belinchón et al. 2007; Baldwin & Bradfield 2007; Hylander & Hedderson 2007), porém nos ecossistemas tropicais, o conhecimento ainda é bastante escasso. No Brasil, destacam-se alguns estudos realizados na Amazônia e Mata Atlântica: Zartman (2003), Zartman & Nascimento (2006), Oliveira (2007), Alvarenga (2007), Alvarenga & Porto (2007) e Silva & Porto (2009). Apesar destes esforços no sentido de aumentar o conhecimento acerca das respostas das briófitas à fragmentação, estudos ainda são necessários, sobretudo em relação aos efeitos de borda, para os quais as respostas são ainda bastante variáveis, e especialmente no bioma Cerrado, no qual nenhum trabalho foi realizado neste sentido.

2. OBJETIVOS GERAIS

O estudo tem por objetivo avaliar como as comunidades de musgos (Bryophyta) epífitos respondem às bordas florestais proporcionadas antropicamente e às bordas naturais nas transições campo-floresta no Cerrado.

3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

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

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

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de estudo

4.1.1. *Parque Estadual da Serra de Caldas Novas e entorno*

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.

Instituído oficialmente a partir da Lei 7.282, de 25/09/1970, o PESCAN 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 (Figura 1). O parque, que abrange uma área de 125 Km², é 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. A altura média da serra é de 1.043m, com desníveis de 150m em relação às áreas do entorno (Almeida & Sarmento 1998).

Na serra de Caldas distingue-se uma variedade de tipos de solo. No platô encontram-se solos coluviais, nas encostas ocorrem cambissolos e solos litólicos, associados aos afloramentos de rochas. Os cambissolos são distróficos e em parte, álicos devido aos altos teores de alumínio. No topo aplainado ocorrem espessos latossolos vermelho-escuros (Lopes, 1998). 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 com 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).

As características climáticas da região se enquadram 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).

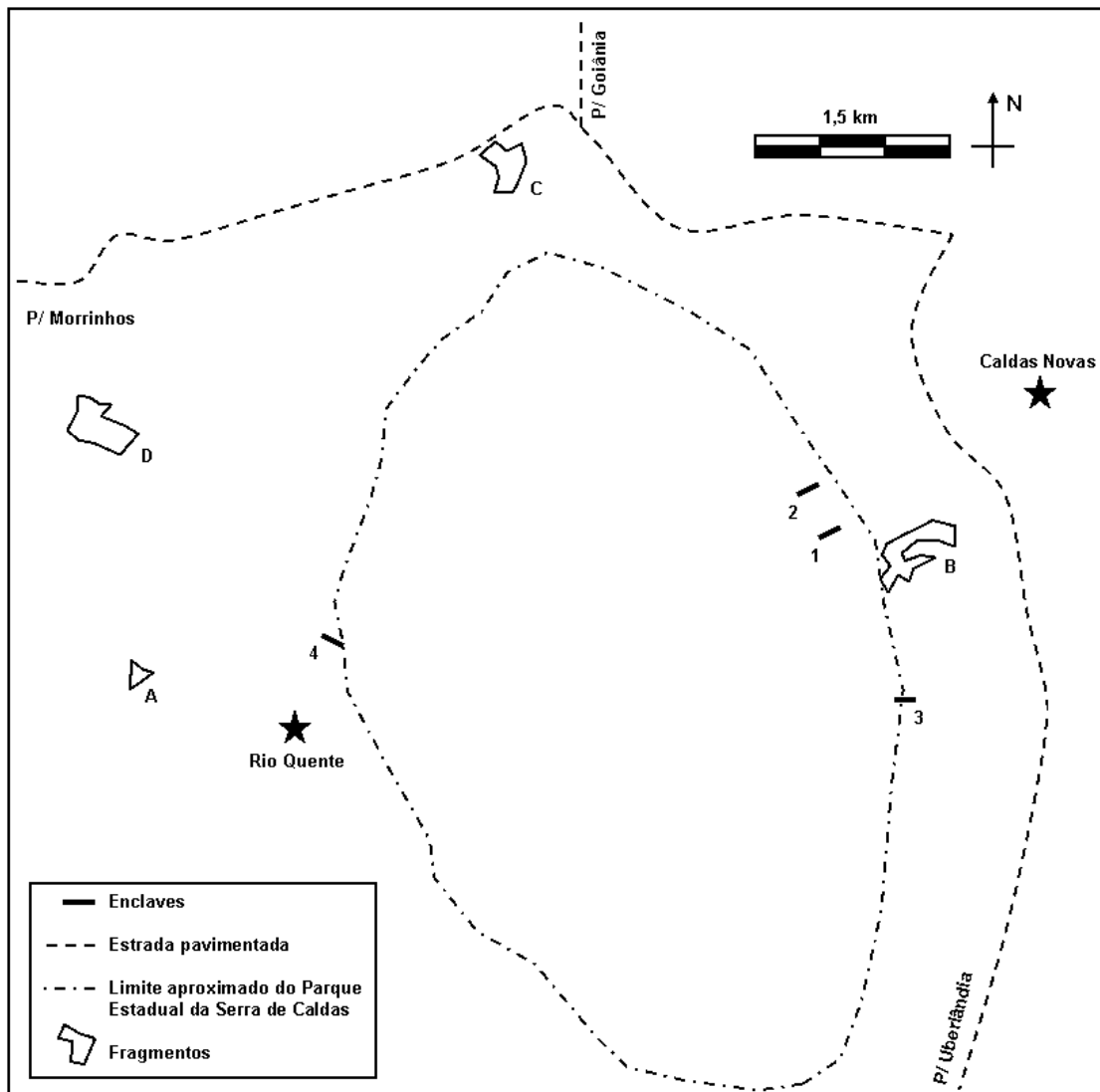


Figura 1. Localização da área de estudo: Parque Estadual da Serra de Caldas (PESCAN), fragmentos (A, B C e D) e enclaves (1, 2, 3 e 4) amostrados.

A maior parte do parque é representada por formações savânicas e campestres. No alto da serra predomina o cerrado sentido restrito (Figura 2a, b) e em locais com afloramentos rochosos, campos rupestres. Em alguns pontos aparecem sobre os afloramentos rochosos espécies arbóreas, caracterizando o cerrado rupestre. Na área ocorrem também veredas e alguns trechos de vegetação mais aberta, como campo limpo (Figura 2c), campo sujo seco, campo sujo úmido e campo sujo com murundus (Antunes & Benvenuti 1998). Na parte Sudoeste ocorre a vegetação dos “Canions”, situada nos grotões e vales mais abertos e diferenciada das demais tipologias da serra. Ao longo da encosta de toda a serra, ocorrem enclaves de floresta de galeria (Figura 2d), os quais apresentam transições abruptas para as formações campestres, constituindo formações florestais naturalmente fragmentadas. Nas

áreas circunvizinhas à serra domina a vegetação de cerrado sentido restrito e cerradões, havendo também fragmentos de floresta estacional semidecidual com transições graduais para floresta de galeria (Antunes & Benvenuti 1998).

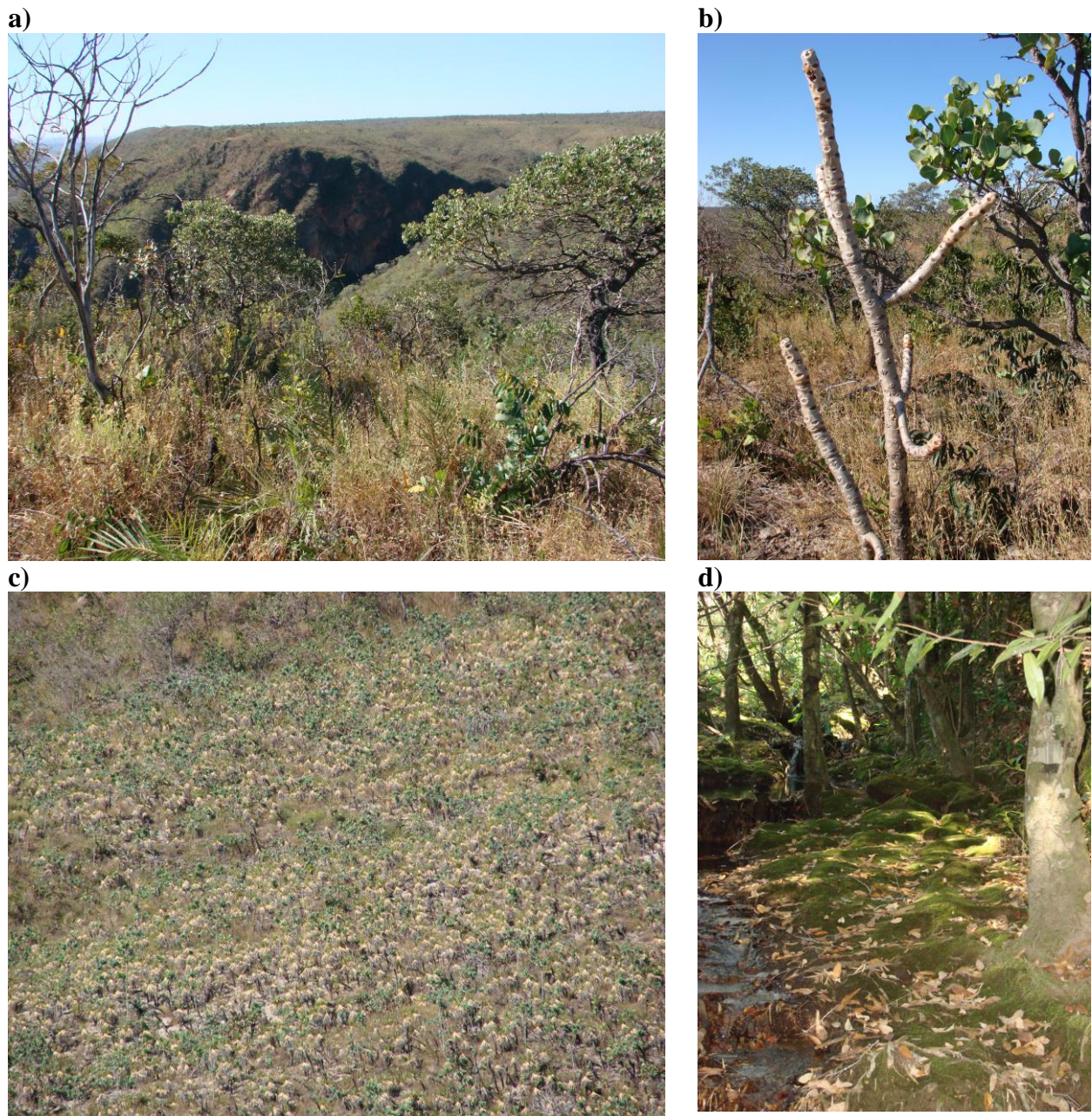


Figura 2. Fitofisionomias do Parque Estadual da Serra de Caldas Novas. a) e b) cerrado sentido restrito; c) campo limpo com dominância de canela-de-ema (*Vellozia* sp); d) enclave de floresta de galeria.

Segundo estimativas de Almeida & Sarmiento (1998), a antropização nas proximidades da serra chega a mais de 70% da vegetação nativa, sendo mais crítica nas formações florestais, onde pequenos fragmentos vem 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 platô da serra, bem como em todo o seu entorno, há alto grau de antropização em função de atividades agropecuárias, empreendimentos turísticos e loteamentos urbanos.

4.1.2. Fragmentos e enclaves

Para avaliação dos efeitos das bordas natural e antrópica sobre as comunidades de musgos epífitos, a amostragem foi feita em três tipos de ambientes: (1) enclaves florestais naturais nas encostas da serra com transições abruptas para campos rupestres (Figura 3a e b); (2) bordas de fragmentos florestais antropizados (0 a 10 metros) (Figura 3c e d) e (3) interior de fragmentos florestais (100 a 110 metros) (Figuras 3e e f). Estes foram os três tratamentos considerados na análise, sendo designados respectivamente pelas seguintes siglas: **BN** (borda natural), **BA** (borda antrópica) e **IF** (interior do fragmento).

Para os tratamentos **BA e IF**, foram selecionados quatro fragmentos de floresta estacional semidecidual nas áreas circunvizinhas ao Parque, todos circundados por uma matriz de pastagem. Nas encostas da serra, outras quatro áreas de enclaves de floresta de galeria circundados por vegetação campestre foram selecionadas para o tratamento **BN**.

Os quatro fragmentos florestais amostrados localizam-se em propriedades circunvizinhas ao Parque Estadual da Serra de Caldas Novas, nos municípios de Caldas Novas e Rio Quente, e possuem área entre 10 e 40 hectares aproximadamente. Encontram-se, a seguir, a denominação, localização e extensão de cada fragmento e enclave, conforme ilustrado na Figura 1:

- **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.
- **Fragmento B** (17°46'11"S 48°39'00"W): localiza-se na base da serra de Caldas, no município de Caldas Novas, e possui uma área aproximada de 40 hectares.

- **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.
- **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.

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.
- **Enclave 2** (17°45'81"S 48°39'94"W): localizado no município de Caldas Novas, dentro dos limites do PESCAN.
- **Enclave 3** (17°47'11"S 48°45'25"W): localizado em uma propriedade particular no município de Rio Quente, nas proximidades do PESCAN.
- **Enclave 4** (17°47'57"S 48°39'27"W): também localizado em propriedade particular no município de Caldas Novas.

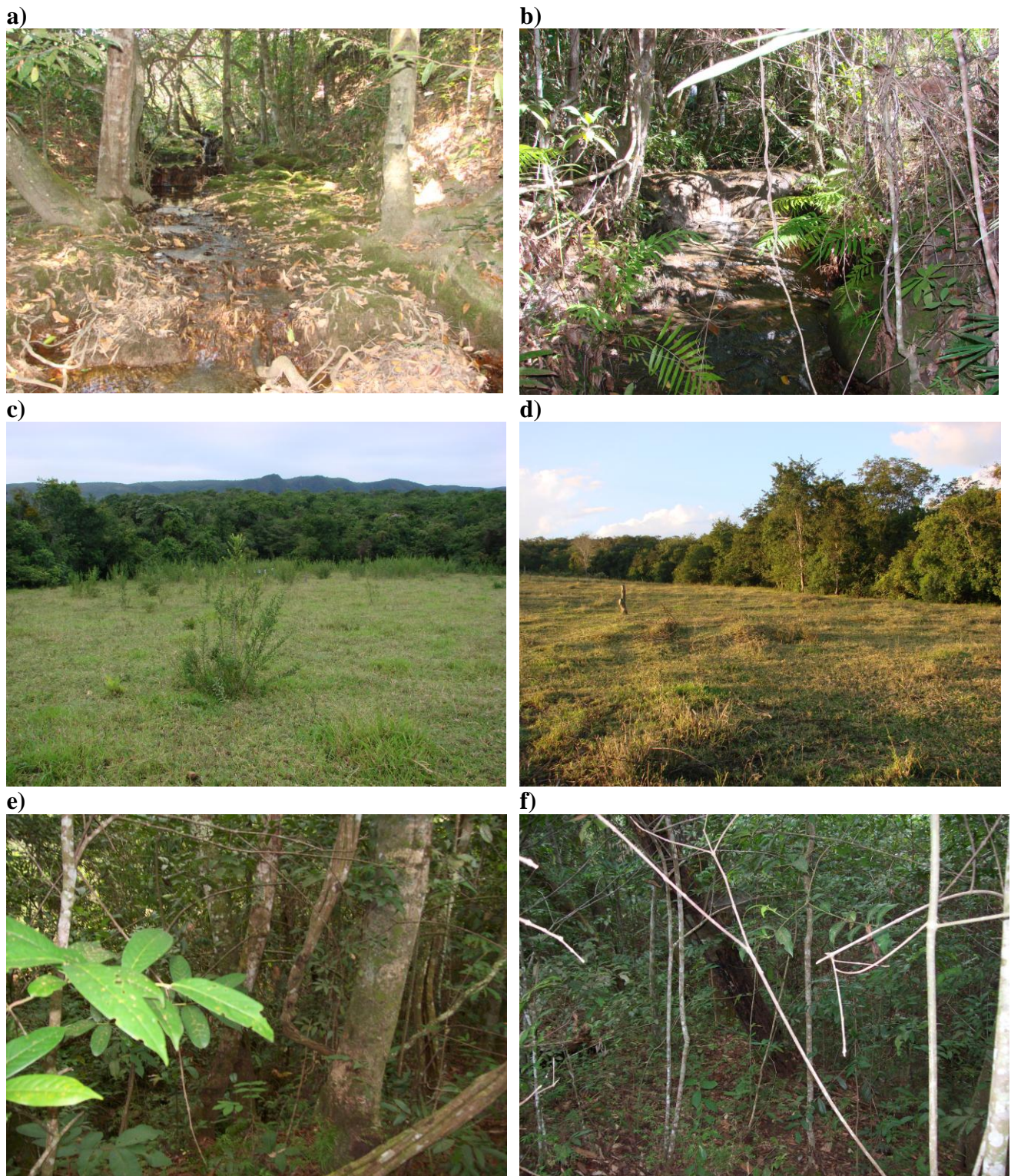


Figura 3. Ambientes amostrados para a avaliação dos efeitos de borda: **a)** e **b)** *bordas naturais* (BN), localizadas em enclaves de mata nos municípios de Caldas Novas e Rio Quente, respectivamente; **c)** e **d)** *bordas antrópicas* (BA) de fragmentos localizados nos municípios de Caldas Novas e Rio Quente, respectivamente; **e)** e **f)** *interior de fragmento* (IF), localizado no município de Caldas Novas.

4.2. Desenho amostral, coleta de dados e identificação das espécies

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 (Figura 4). Apesar da distância ou extensão de influência da borda sobre as condições bióticas e abióticas mostrar tendências variáveis em alguns estudos (Kapos 1989; Williams-Linera 1990; MacDougall & Kellman 1992; Moen & Jonsson 2003; Gignac & Dale 2005), a maioria indica que o efeito de borda desaparece a partir dos 50 metros (Murcia 1995). Neste contexto, o atual estudo se baseou ainda em alguns trabalhos que abordaram a influência das bordas sobre briófitas e líquens, os quais consideraram a distância de 100 metros como referência das condições de interior (Esseen & Renhorn 1998; Rheault et al. 2003; Esseen 2006; Belinchón et al. 2007).

Quatro parcelas de 10×10m (100m²) foram estabelecidas aleatoriamente ao longo de transectos de 2000m² (10×200m) para cada tratamento nas réplicas (Figuras 4, 5a e b). Em cada parcela, todas as árvores com perímetro à altura do peito (PAP) ≥ 20 cm (~ 6,37 cm de diâmetro à altura do peito, DAP) tiveram a circunferência registrada e a altura estimada em cada parcela para que fossem avaliadas as diferenças na estrutura dos trechos florestais estudados entre os tratamentos (Figuras 5c e d). Os valores de DAP foram posteriormente utilizados para calcular a área basal. Entre estes forófitos, foram selecionados apenas aqueles com cobertura mínima de briófitas (árvores com manchas maiores ou iguais a 300cm² cobertas por briófitas) para a amostragem dos musgos epífitos.

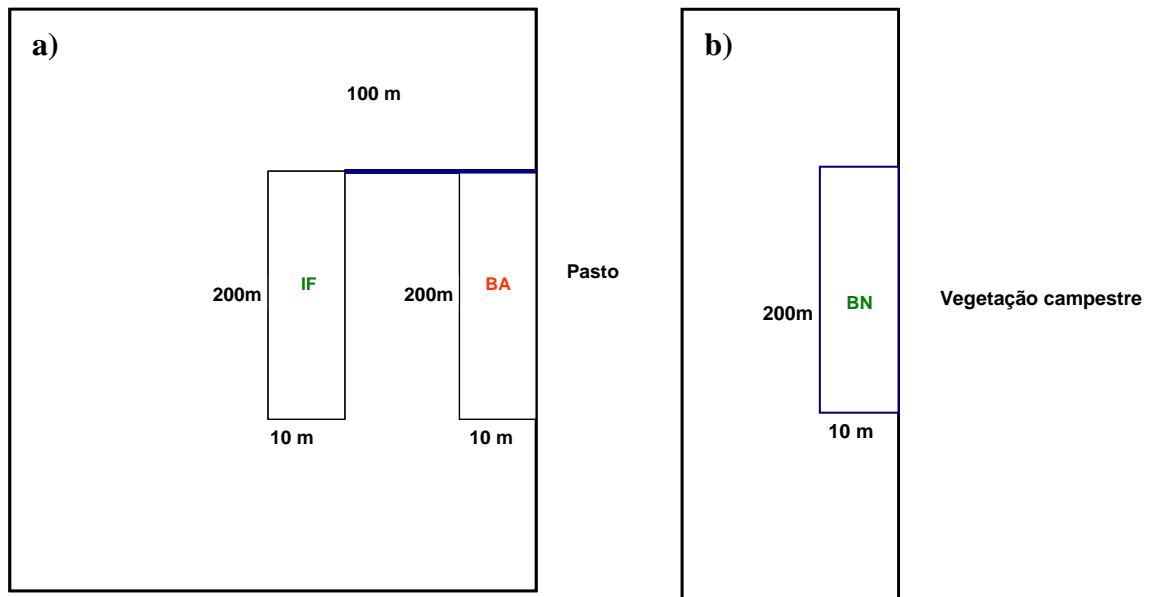


Figura 4. Representação do desenho amostral indicando o posicionamento das parcelas (10×10m), **a)** na borda (BA) e interior (IF) dos fragmentos circundados por pastagem e **b)** nas bordas naturais (BN, enclaves circundados por vegetação campestre).

Propostas para o levantamento quantitativo de briófitas ainda não são bem estabelecidas. Portanto, para avaliar a abundância e diversidade de musgos, este trabalho se baseou no 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. O referido Manual ainda não tem propostas para levantamento de briófitas, mas considera 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*, que são agregados de indivíduos que se propagam assexuadamente por meio de estruturas de reprodução vegetativa, apresentando a mesma constituição genética. Portanto, esse mesmo método foi empregado aqui, com modificações.

Assim, de acordo com o método de interceptação de linha, foram traçadas linhas sobre a brioflora presente no fuste de cada uma das árvores selecionadas para o levantamento dentro de cada parcela. Uma linha de 20 cm foi lançada em cada forófito na altura de 0 a 2 metros do fuste. Com o auxílio de uma fita métrica, colocada sobre cada linha, pôde-se visualizar a projeção vertical dos indivíduos presentes na linha (Figura 5e). Anotou-se a projeção de cada espécie de musgo sobre as mesmas (ou seja, o comprimento da linha que foi interceptada por

uma espécie). A estimativa da proporção de área coberta por determinada espécie foi dada pela razão entre o comprimento da linha interceptada pela espécie e o comprimento total da linha interceptada por todas as espécies. 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.

Os musgos foram coletados nos fustes dos forófitos com o auxílio de faca ou canivete e depositados em sacos de papel para serem posteriormente secos em estufa (Figura 5f). Durante as coletas, aspectos como forma de vida, fase do ciclo de vida e associações com outros organismos foram registrados.

As espécies de musgos foram identificadas através de consultas à bibliografia especializada, principalmente os trabalhos de Reese (1993), Sharp et al. (1994 a, b), Gradstein et al. (2001) e Yano & Peralta (2007). O sistema de classificação segue o proposto por Goffinet et al. (2008). Posteriormente 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).



Figura 5. Diferentes etapas da coleta de dados: **a)** e **b)** demarcação das parcelas; **c)** e **d)** registros dos parâmetros estruturais da vegetação nas parcelas; **e)** levantamento quantitativo dos musgos através do método de interceptação de linha; **f)** coleta dos musgos.

4.3. Análise dos dados

Para cada tratamento foram registradas a abundância e a riqueza de espécies de musgos epífitos. 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 associado à estimativa e um intervalo de confiança (Magurran 2004).

A abundância (medida pela cobertura) foi comparada entre os tratamentos através na análise de variância (ANOVA) (Zar 1996), para detecção de diferenças entre médias. Testes de Tukey foram aplicados *a posteriori* para avaliar quais tratamentos foram diferentes entre si.

A ANOVA também foi utilizada para comparar os ambientes quanto aos seguintes parâmetros da estrutura da vegetação: altura média, área basal e número de indivíduos arbóreos. Foram feitas regressões lineares tratando esses parâmetros como variáveis independentes e a riqueza de espécies e cobertura de musgos, 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 se há diferenças significativas 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 entre eles (Clarke 1993). Esta análise gera um teste estatístico (R) que varia de -1 a 1, sendo próximo de um 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.

Testes de qui-quadrado (χ^2) foram feitos para avaliar possíveis diferenças nas frequências observadas e esperadas entre as formas de vida por tratamento.

5. RESULTADOS

5.1. Diversidade da comunidade de musgos

Os musgos epífitos foram amostrados em 439 forófitos e o trabalho de identificação permitiu o reconhecimento de 36 espécies, distribuídas em 25 gêneros e 16 famílias. Destas espécies, quatro não foram identificadas até o nível específico. As famílias mais representativas em termos de número de espécies foram Calymperaceae e Sematophyllaceae, com seis espécies cada, seguidas por Stereophyllaceae, com quatro espécies. Das 36 espécies, 27 foram encontradas em IF, 23 em BA e 20 em BN. As maiores frequências de ocorrência das espécies nos forófitos foram observadas em BN e IF (Tabela 1).

Sete espécies ocorreram exclusivamente em BN (*Calymperes erosum* Müll. Hal., *Chryso-hypnum elegantulum* (Hook.) Hampe, *Leucobryum martianum* (Hornsch.) Hampe ex Müll. Hal., *Hyophila involuta* (Hook.) Jaeger, Sematophyllaceae sp, *Syrrophodon tortilis* Hampe e *Fissidens* sp), três ocorreram somente em IF (*Fabronia ciliaris* var. *polycarpa* (Hook.) Buck, *Pilosium chlorophyllum* (Hornsch.) Müll. Hal. e *Ptychostomum capillare* (Hedw.) Holyoak & Pedersen) e apenas duas foram exclusivas em BA (Calymperaceae sp e *Cyrto-hypnum* sp). As espécies *Calymperes lonchophyllum* Schwägr., *Chryso-hypnum diminutivum* (Hampe) Buck, *Fissidens elegans* Brid., *Isopterygium tenerum* (Sw.) Mitt., *Jaegerina scariosa* (Lorentz) Arzeni, *Meiothecium commutatum* (Müll. Hal.) Broth., *Octoblepharum albidum* Hedw, *Sematophyllum galipense* (Müll. Hal.) Mitt., *Sematophyllum subpinnatum* (Brid.) Britton e *Sematophyllum subsimplex* (Hedw.) Mitt. ocorreram nos três tipos de ambientes estudados (Tabela 1).

Em IF, as maiores porcentagens de ocorrência foram observadas para *Chryso-hypnum diminutivum* e *Octoblepharum albidum*. As espécies mais frequentes em BA foram *Chryso-hypnum diminutivum* e *Sematophyllum subpinnatum*. Em BN, predominaram *Jaegerina scariosa*, *Octoblepharum albidum* e *Chryso-hypnum diminutivum* (Tabela 1).

Foram identificados seis tipos de formas de vida entre as espécies estudadas (dendróide, flabeliforme, tapete, trama, coxim e tufo). Tufo, tapete e trama foram as formas de vida mais representativas, com 14, nove e oito espécies respectivamente (Tabela 1).

As curvas de acumulação de espécies mostraram-se ainda ascendentes para IF, BA e BN (Figuras 6a, b e c, respectivamente). Isso indica que um esforço amostral maior seria necessário para representar a riqueza de espécies dos ambientes estudados.

Tabela 1. Famílias, espécies, frequência de ocorrência nos ambientes estudados e forma de vida. Entre parênteses estão os valores de frequência em porcentagem.

Família	Espécie	IF	BA	BN	Forma de Vida
Bryaceae	<i>Ptychostomum capillare</i> (Hedw.) Holyoak & Pedersen	1 (0,4)	0 (0,0)	0 (0,0)	Coxim
Calymperaceae	Calymperaceae sp	0 (0,0)	1 (0,7)	0 (0,0)	Tufo
	<i>Calymperes erosum</i> Müll. Hal.	0 (0,0)	0 (0,0)	5 (2,1)	Tufo
	<i>Calymperes lonchophyllum</i> Schwägr.	4 (1,8)	2 (1,4)	2 (0,8)	Tufo
	<i>Octoblepharum albidum</i> Hedw	40 (17,5)	9 (6,3)	28 (11,5)	Tufo
	<i>Syrrhopodon ligulatus</i> Mont.	2 (0,9)	0 (0,0)	1 (0,4)	Tufo
	<i>Syrrhopodon tortilis</i> Hampe	0 (0,0)	0 (0,0)	4 (1,6)	Tufo
Cryphaeaceae	<i>Cryphaea filiformis</i> (Hedw.) Brid.	3 (1,3)	6 (4,2)	0 (0,0)	Tapete
	<i>Schoenobryum concavifolium</i> (Griff.) Gangulee	1 (0,4)	1 (0,7)	0 (0,0)	Dendróide
Entodontaceae	<i>Erythrodonium longisetum</i> (Hook.) Paris	10 (4,4)	13 (9,1)	0 (0,0)	Tufo
	<i>Erythrodonium squarrosus</i> (Hampe) Paris	2 (0,9)	8 (5,6)	0 (0,0)	Tufo
Fabroniaceae	<i>Fabronia ciliaris</i> var. <i>polycarpa</i> (Hook.) Buck	2 (0,9)	0 (0,0)	0 (0,0)	Tapete
Fissidentaceae	<i>Fissidens elegans</i> Brid.	1 (0,4)	2 (1,4)	3 (1,2)	Tufo
	<i>Fissidens</i> sp	0 (0,0)	0 (0,0)	1 (0,4)	Tufo
Helicophyllaceae	<i>Helicophyllum torquatum</i> (Hook.) Brid.	4 (1,8)	3 (2,1)	0 (0,0)	Tapete
Hypnaceae	<i>Chryso-hypnum diminutivum</i> (Hampe) Buck	62 (27,2)	28 (19,6)	25 (10,3)	Tapete
	<i>Chryso-hypnum elegantulum</i> (Hook.) Hampe	0 (0,0)	0 (0,0)	1 (0,4)	Tapete
	<i>Isopterygium tenerum</i> (Sw.) Mitt.	10 (4,4)	5 (3,5)	8 (3,3)	Tapete
Leucobryaceae	<i>Leucobryum martianum</i> (Hornschn.) Hampe ex Müll. Hal.	0 (0,0)	0 (0,0)	4 (1,6)	Coxim
	<i>Ochrobryum gardneri</i> (Müll. Hal.) Mitt.	17 (7,5)	0 (0,0)	15 (6,2)	Coxim
Orthotrichaceae	<i>Groutiella tumidula</i> (Mitt.) Vitt	2 (0,9)	5 (3,5)	0 (0,0)	Tufo
Pottiaceae	<i>Hyophila involuta</i> (Hook.) Jaeger	0 (0,0)	0 (0,0)	1 (0,4)	Tufo
	<i>Tortella humilis</i> (Hedw.) Jenn.	1 (0,4)	1 (0,7)	0 (0,0)	Tufo
	<i>Weissia jamaicensis</i> (Mitt.) Grout	2 (0,9)	1 (0,7)	0 (0,0)	Tufo
Pterobryaceae	<i>Jaegerina scariosa</i> (Lorentz) Arzeni	5 (2,2)	2 (1,4)	66 (27,2)	Flabeliforme
Racopilaceae	<i>Racopilum tomentosum</i> (Hedw.) Brid.	1 (0,4)	1 (0,7)	0 (0,0)	Trama
Sematophyllaceae	<i>Meiothecium commutatum</i> (Müll. Hal.) Broth.	8 (3,5)	1 (0,7)	13 (5,3)	Trama
	Sematophyllaceae sp	0 (0,0)	0 (0,0)	1 (0,4)	Trama
	<i>Sematophyllum cuspidiferum</i> Mitt.	16 (7,0)	0 (0,0)	24 (9,9)	Trama
	<i>Sematophyllum galipense</i> (Müll. Hal.) Mitt.	4 (1,8)	6 (4,2)	9 (3,7)	Trama
	<i>Sematophyllum subpinnatum</i> (Brid.) Britton	13 (5,7)	25 (17,5)	20 (8,2)	Trama
	<i>Sematophyllum subsimplex</i> (Hedw.) Mitt.	4 (1,8)	2 (1,4)	12 (4,9)	Tapete
Stereophyllaceae	<i>Entodontopsis leucostega</i> (Brid.) Buck & Ireland	7 (3,1)	7 (4,9)	0 (0,0)	Tapete
	<i>Entodontopsis nitens</i> (Mitt.) Buck & Ireland	5 (2,2)	12 (8,4)	0 (0,0)	Tapete
	<i>Pilosium chlorophyllum</i> (Hornschn.) Müll. Hal.	1 (0,4)	0 (0,0)	0 (0,0)	Trama
Thuidiaceae	<i>Cyrto-hypnum</i> sp	0 (0,0)	2 (1,4)	0 (0,0)	Trama
Total		228	143	243	

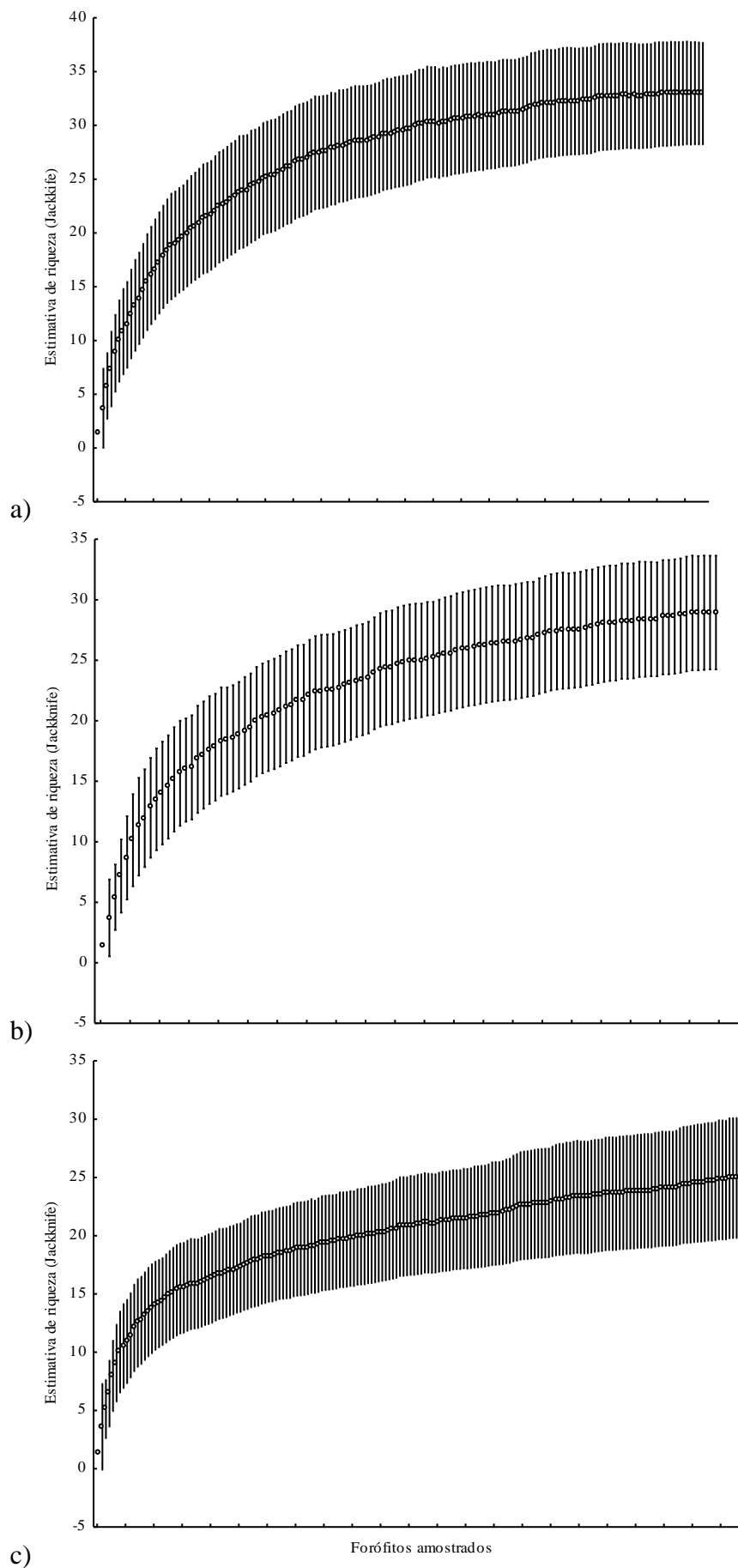


Figura 6. Estimativa de riqueza de espécies, **a)** no interior dos fragmentos (IF), **b)** Borda antrópica (BA) e **c)** Borda natural (BN).

5.2. Parâmetros estruturais da vegetação

Considerando que as briófitas podem ser afetadas por alterações na estrutura da vegetação e que mudanças na sua riqueza e abundância podem acompanhar estas alterações, antes da avaliação dos efeitos de borda sobre os musgos foram realizadas análises para comparar as características fisionômicas dos ambientes estudados. Para esta análise foram considerados os seguintes parâmetros fisionômicos: área basal, número de indivíduos arbóreos e altura média destes indivíduos.

O parâmetro área basal foi significativamente maior em BN do que em IF ($F_{2,45} = 3,37$; $p = 0,04$), enquanto BA apresentou valores intermediários (Figura 7). A altura média dos indivíduos arbóreos também diferiu entre os ambientes estudados ($F_{2,45} = 6,24$; $p = 0,004$), sendo significativamente maior em BN em relação à BA e IF (Figura 8). Não houve diferenças ($F_{2,45} = 0,59$; $p = 0,56$) entre os ambientes estudados quanto ao número de indivíduos arbóreos (Figura 9).

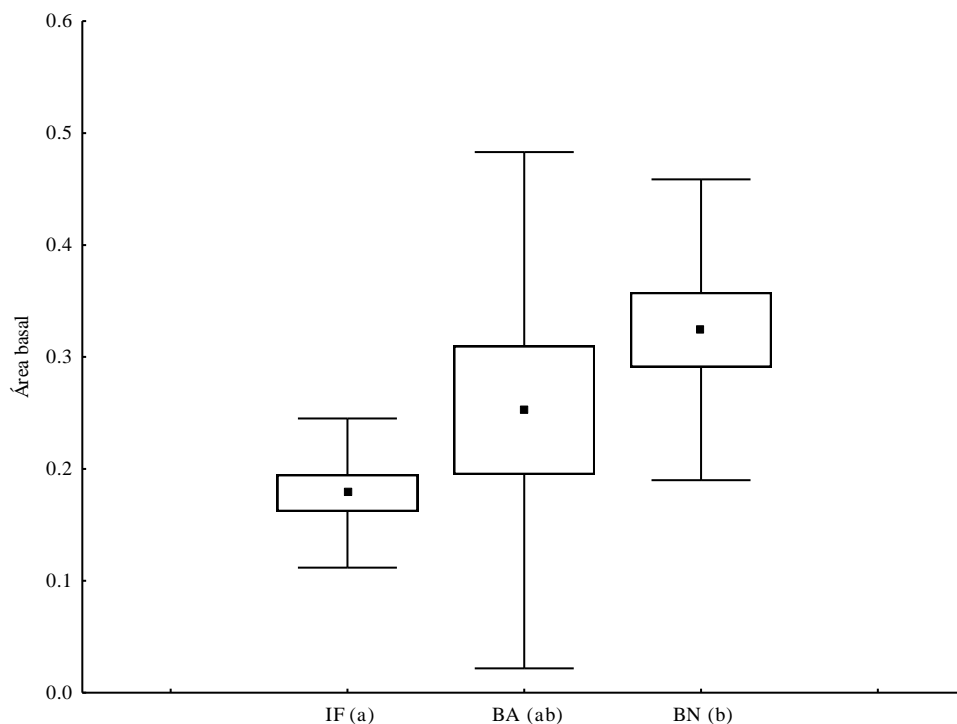


Figura 7. Representação das médias, erros-padrão e desvios-padrão da área basal nos três ambientes estudados. IF: Interior dos fragmentos, BA: Borda antrópica e BN: Borda Natural.

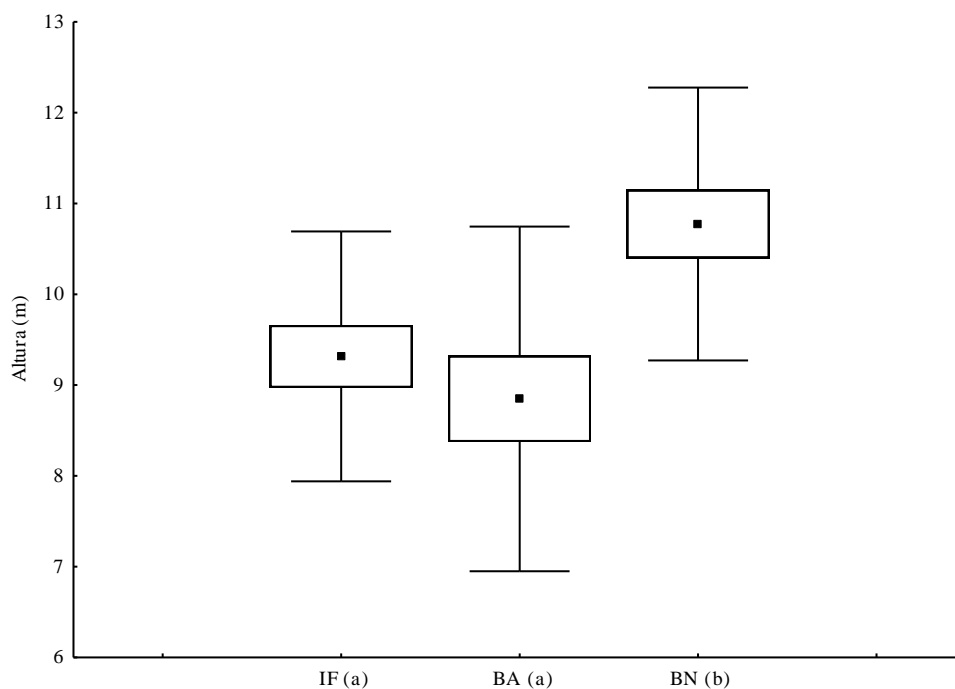


Figura 8. Representação das médias, erros-padrão e desvios-padrão da altura dos indivíduos arbóreos nos três ambientes estudados. IF: Interior dos fragmentos, BA: Borda antrópica e BN: Borda Natural.

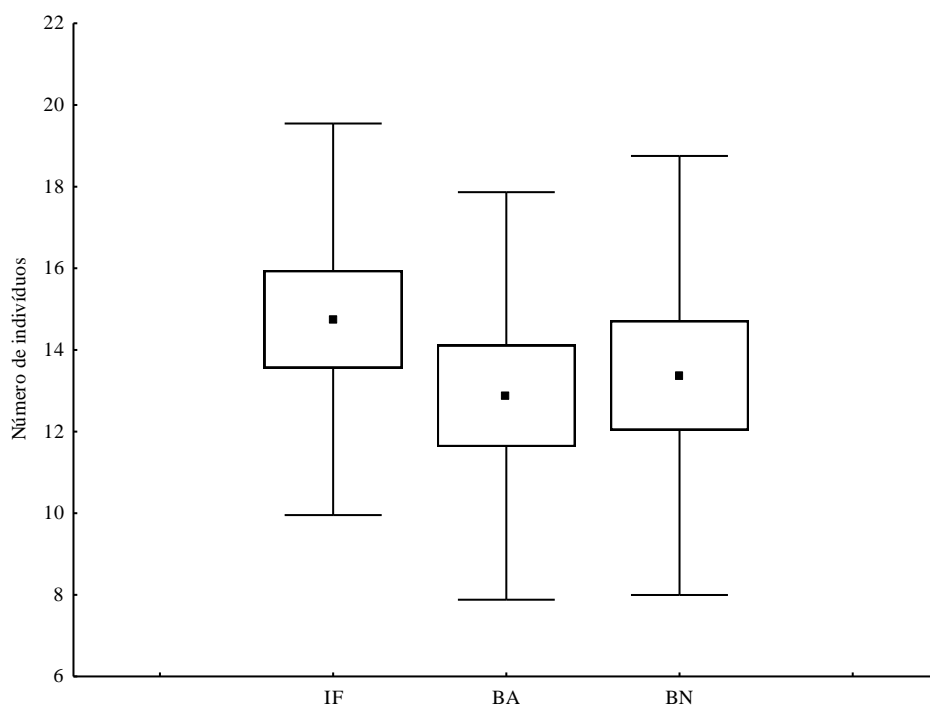


Figura 9. Representação das médias, erros-padrão e desvios-padrão do número de indivíduos arbóreos nos três ambientes estudados. IF: Interior dos fragmentos, BA: Borda antrópica e BN: Borda Natural.

5.3. Relação entre parâmetros estruturais da vegetação e a brioflora

Foi verificada relação da riqueza de espécies de musgos apenas com o número de indivíduos arbóreos (Figura 10). Ao passo que a cobertura das espécies de musgos mostrou associação com o parâmetro altura e número de indivíduos arbóreos (Figura 11). Apenas o parâmetro área basal não apresentou associação significativa com nenhuma das variáveis dependentes (riqueza e cobertura) (Figuras 10c e 11c).

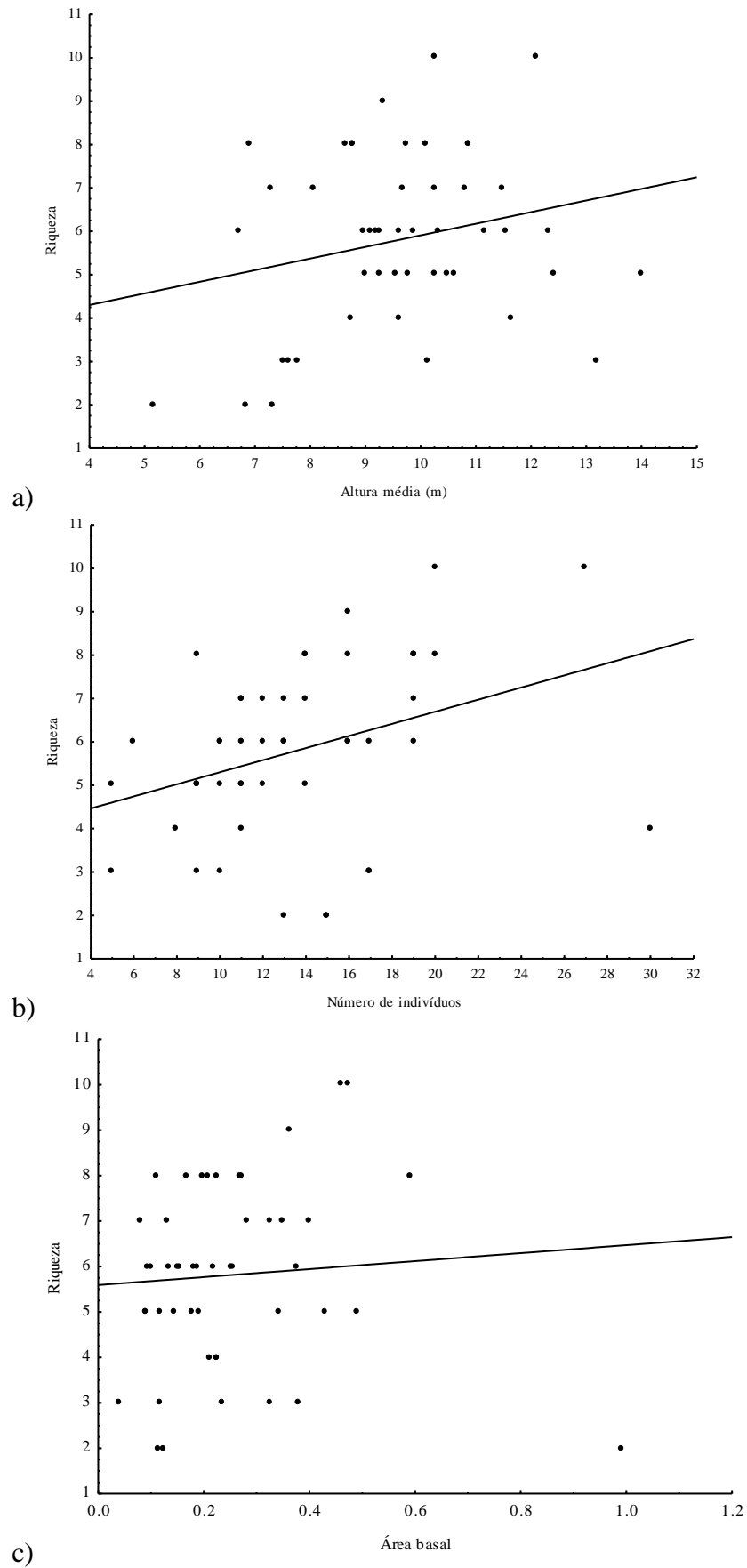


Figura 10. Regressões entre os parâmetros fisionômicos da vegetação arbórea: **a)** altura média ($r^2 = 0,06$; $p = 0,10$), **b)** número de indivíduos ($r^2 = 0,12$; $p = 0,02$), **c)** área basal ($r^2 = 0,005$; $p = 0,62$) e a riqueza de musgos.

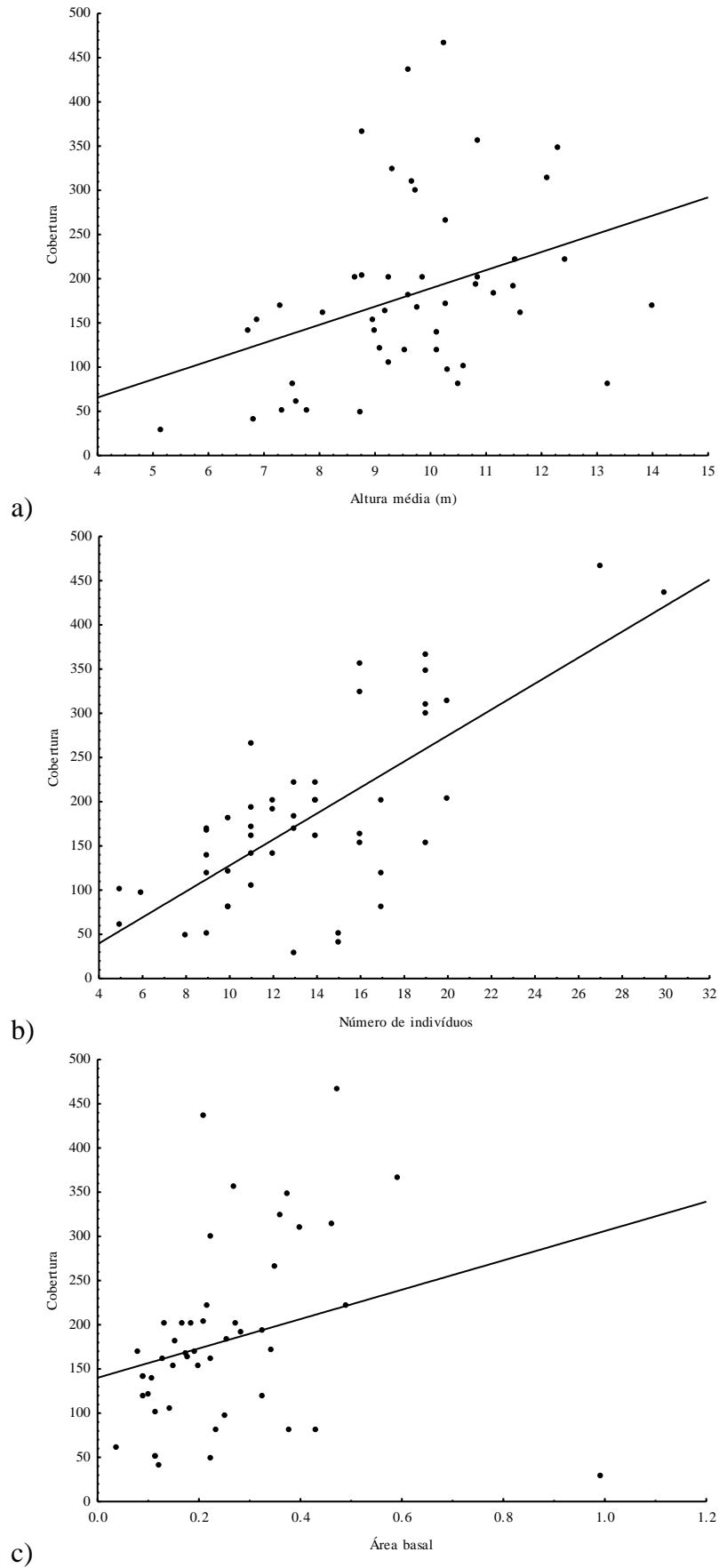


Figura 11. Regressões entre os parâmetros fisionômicos da vegetação arbórea: **a)** altura média ($r^2 = 0,13$; $p = 0,01$), **b)** número de indivíduos ($r^2 = 0,51$; $p < 0,001$), **c)** área basal ($r^2 = 0,07$; $p = 0,06$) e a cobertura de musgos.

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

A comparação das estimativas de riqueza obtidas pelo Jackknife (33,56 para IF, 30,56 para BA e 25,63 para BN) mostrou que houve diferenças apenas entre IF e BN (Figura 12).

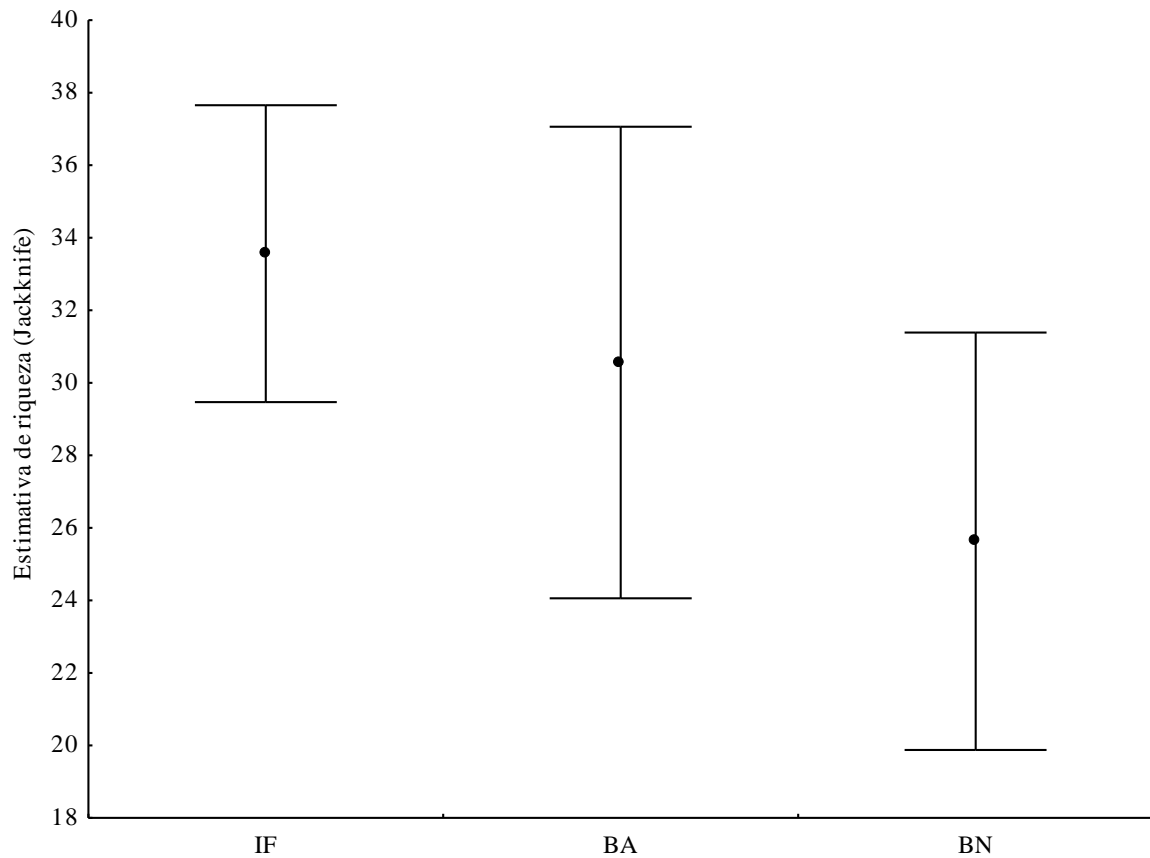


Figura 12. Estimativas de riqueza de espécies de musgos nos diferentes tratamentos (intervalo de confiança de 95%). IF: Interior dos fragmentos, BA: Borda antrópica e BN: Borda Natural.

A cobertura média dos musgos foi maior em BN, seguida por IF e BA (Figura 13). No entanto, diferenças foram detectadas apenas entre BN e BA ($F_{2, 45}=5.34$; $p=0,008$).

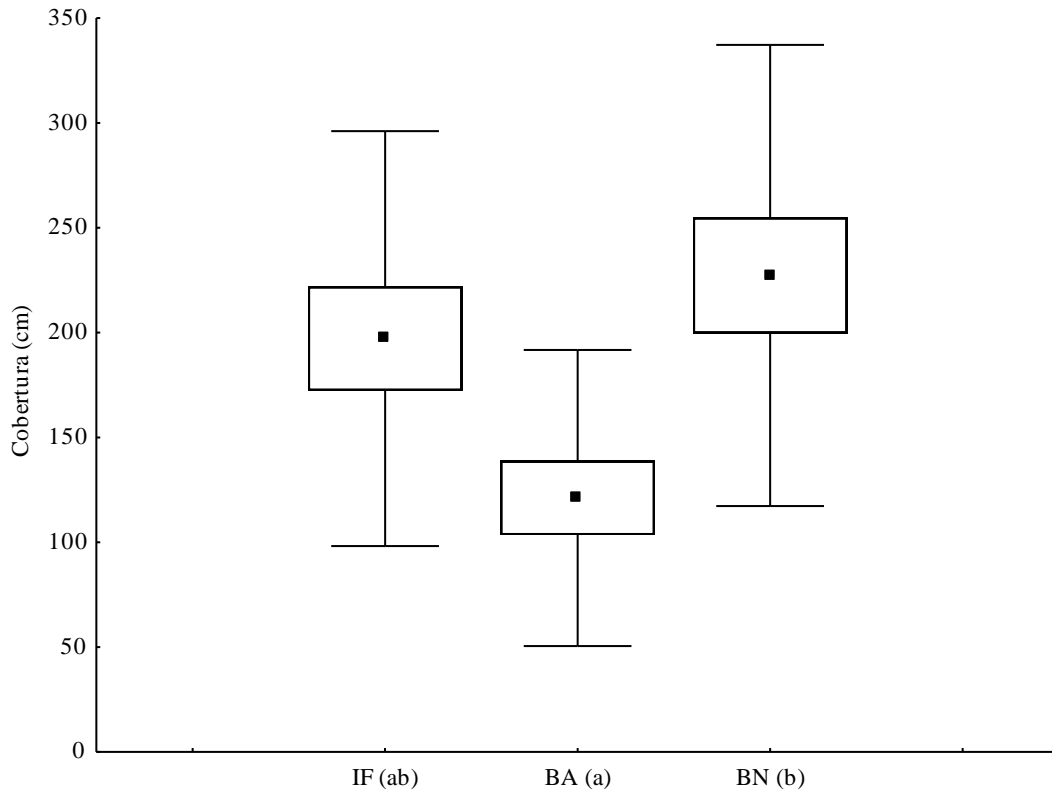


Figura 13. Representação das médias, erros-padrão e desvios-padrão da cobertura de musgos nos três ambientes estudados. IF: Interior dos fragmentos, BA: Borda antrópica e BN: Borda Natural.

A análise de similaridade mostrou que há diferenças entre os ambientes estudados com relação à composição de espécies (ANOSIM $R = 0,198$; $p < 0,001$). A comunidade de musgos foi mais distinta em BN, sendo que a composição de espécies neste ambiente foi significativamente dissimilar tanto de BA quanto de IF (Figura 14).

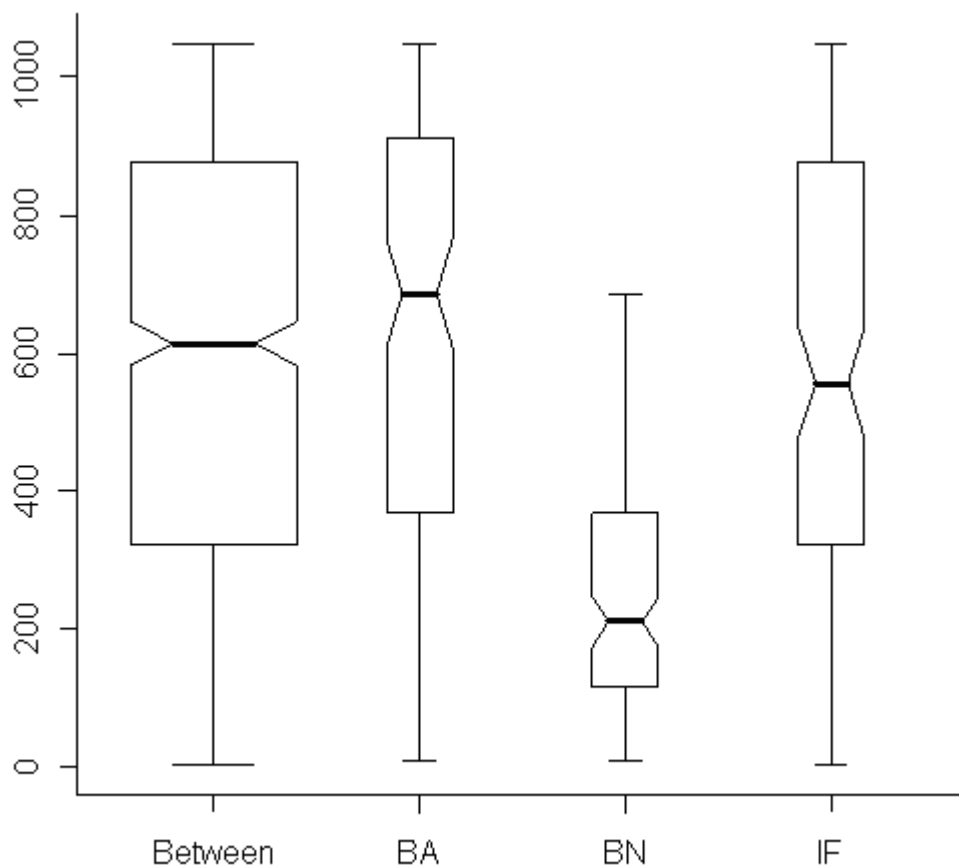


Figura 14. Dissimilaridade entre e dentro dos ambientes estudados: BA: borda antrópica, BN: borda natural e IF: interior dos fragmentos.

5.5. Efeitos de borda sobre a frequência de ocorrência das formas de vida dos musgos

O teste de qui-quadrado mostrou diferenças significativas na frequência de ocorrência das formas de vida nos diferentes tratamentos, exceto para a forma tufo. O maior valor de qui-quadrado ocorreu para a forma de vida flabeliforme, em que BA e IF mostraram valores observados abaixo do esperado, enquanto BN mostrou valores observados significativamente acima do esperado. O mesmo ocorreu com a forma de vida trama. Tapete foi mais frequente em BA e IF enquanto que coxim apresentou valores de frequência observados maiores que os esperados para BN e IF estando ausente em BA. Tufo apresentou frequências equivalentes entre os tratamentos (Tabela 2). O hábito dendróide não foi analisado, pois apresentou frequência muito baixa (apenas duas ocorrências).

Tabela 2. Distribuição de frequência das formas de vida de musgos no interior dos fragmentos (IF), bordas antrópicas (BA) e bordas naturais (BN). Obs: frequência observada. Esp: frequência esperada.

Formas de vida	IF		BA		BN		χ^2	P
	obs	esp	obs	esp	obs	esp		
Coxim	18	14	0	9	19	15	9,64	< 0,01
Flabeliforme	5	27	2	17	66	29	75,50	< 0,001
Tapete	95	71	62	44	34	76	37,09	< 0,001
Trama	45	59	36	37	79	64	6,77	< 0,05
Tufo	64	56	42	35	45	60	5,68	ns
Total	227	227	142	142	243	243		

6. DISCUSSÃO

6.1. Efeitos de borda sobre a estrutura da vegetação

Vários estudos mostram que o efeito de borda tem um importante papel na estrutura florestal. 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). 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 foi detectada qualquer resposta clara dos fatores fisionômicos, que não mostraram diferenças da borda em relação ao interior dos fragmentos. Isso 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. 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 do entorno do PESCAN constituem manchas de tamanhos reduzidos, de forma que durante a seleção dos mesmos não foram encontradas áreas maiores que 40 hectares, além de apresentarem formas variáveis e estarem sujeitos a constantes e diferentes tipos de distúrbios antrópicos (corte de árvores, abertura de áreas para pastagem, manejo de pasto), os quais podem ter contribuído para a expansão do efeito de borda para além dos 100 metros analisados.

Além disso, 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).

Os resultados obtidos indicam que as bordas naturais apresentam melhores condições no que diz respeito à estrutura da vegetação quando comparadas aos fragmentos circundados por pastagem, tanto em relação à borda quanto ao interior destes ambientes, visto que os parâmetros área basal e altura média dos indivíduos arbóreos foram maiores nos enclaves.

Considerando que os enclaves constituem bordas naturais por estarem circundadas por vegetação nativa, estas áreas estão menos sujeitas à interferência antrópica. Ademais, elas estão localizadas dentro do PESCAN ou nos limites do Parque e, apesar de serem locais de acesso a visitantes, elas não sofrem influências diretas como as bordas dos fragmentos, o que pode contribuir para a manutenção da qualidade da vegetação nestes enclaves.

6.2. Relação da estrutura da vegetação com a brioflora

Apesar da não evidência do efeito de borda sobre a estrutura da vegetação, as análises de regressão mostraram que a riqueza e a cobertura de musgos tiveram relação positiva com alguns dos parâmetros fisionômicos. Isso demonstra a importância da qualidade do habitat para a estruturação das comunidades de musgos, principalmente para a abundância das espécies, visto que a cobertura de musgos apresentou associação com dois dos três parâmetros fisionômicos avaliados (número de indivíduos e altura média dos indivíduos). Isto indica que em ambientes com vegetação cuja fisionomia apresente vegetação mais densa e com árvores de maior porte, ou seja, com menor alteração, as características ambientais são mais propícias ao desenvolvimento das briófitas, independente das mudanças na estrutura da vegetação acompanharem ou não a direção borda-interior.

Evidências da importância dos fatores estruturais da vegetação sobre a riqueza e abundância das briófitas também foram detectadas por Belinchón et al. (2007). Esses autores verificaram que a cobertura de briófitas foi fortemente associada com o aumento do número de indivíduos e do diâmetro médio das árvores. Além disso, Moen & Jonson (2003) também observaram relações entre a riqueza e cobertura de hepáticas em 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.

6.3. Efeitos de borda sobre a riqueza e a abundância de espécies de musgos

6.3.1. Interior dos fragmentos versus Bordas antrópicas

Alguns estudos, realizados principalmente em ambientes temperados detectaram efeito de borda sobre riqueza e abundância de briófitas (Moen & Jonsson 2003; Gignac & Dale 2005), no entanto, os resultados aqui obtidos não corroboram com estes estudos. Da mesma

forma, trabalhos realizados em fragmentos de Floresta Atlântica também não evidenciaram a ocorrência de efeito de borda sobre a riqueza e a abundância de espécies de briófitas epífitas e epífilas (Alvarenga 2007; Oliveira 2007). As justificativas para este resultado, encontradas nestes trabalhos, se referem, entre outros fatores, 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.

Pharo e Zartman (2007) ressaltaram que relações consistentes entre diversidade e processos de borda não têm 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 e Diekmann 2004; Baldwin & Bradfield 2007). Com base nisto, alguns fatores podem explicar o fato do efeito de borda sobre a riqueza e cobertura de espécies de musgos epífitos não ter sido evidenciado neste estudo:

1) A homogeneidade na estrutura da vegetação observada entre borda e interior indica que estes ambientes são estruturalmente semelhantes. Dessa forma, alterações na riqueza e abundância de espécies de musgos que acompanhariam mudanças na estrutura da vegetação ao longo do gradiente borda-interior, não foram detectadas.

2) O estudo se restringiu à divisão Bryophyta, analisando o efeito de borda apenas sobre os musgos epífitos. As tendências inconsistentes observadas nos estudos que investigam respostas das comunidades de briófitas à fragmentação podem ser resultantes das diferentes respostas dos grupos taxonômicos de briófitas. Por exemplo, muitos estudos que descrevem efeitos da fragmentação de habitat, dentre os quais o efeito de borda, sobre a diversidade de briófitas demonstram alterações em comunidades de hepáticas epífitas e epífilas principalmente (Moen & Jonson 2003; Zartman 2003; Zartman & Nascimento 2006; Baldwin & Bradfield 2005). As hepáticas são consideradas menos resistentes às mudanças no

microclima (Hylander et al. 2005; Kürschner 1999) e podem mostrar associação mais forte com o tamanho do fragmento do que os musgos (Baldwin & Bradfield 2007). Por outro lado, os musgos apresentam mais amplas variações em termos de formas de crescimento e colonização de diferentes substratos. Desta forma, a avaliação dos efeitos de borda sobre grupos funcionais de musgos pode apresentar respostas mais claras do que a riqueza de espécies propriamente dita.

6.3.2. Interior dos fragmentos versus Bordas Naturais

Apesar de apresentarem condições mais favoráveis no que diz respeito à estrutura da vegetação dentre os ambientes estudados, as bordas naturais tiveram menor riqueza de espécies, sendo significativamente diferente da riqueza de espécies encontrada no interior dos fragmentos. Embora enclaves e fragmentos apresentem semelhanças sob o aspecto vegetacional por ambos constituírem formações florestais, os enclaves são áreas de transição abrupta entre floresta de galeria e campos rupestres. Estas fisionomias apresentam vegetação e condições ambientais muito distintas, refletindo na estrutura da comunidade de musgos. Embora sejam faixas florestais localizadas geralmente em depressões e apresentem condições de umidade favorável, pois apresentam pequenos cursos de água em seu interior, os enclaves podem apresentar um número restrito de espécies de musgos por estarem circundados por uma matriz com condições ambientais muito diferentes (áreas abertas com vegetação de pequeno porte e predominância de espécies de briófitas rupícolas ou terrícolas). A vegetação campestre pode servir de barreira à dispersão de algumas espécies menos tolerantes à dessecação e que, portanto, não são capazes de se estabelecer em áreas de vegetação aberta.

6.3.3 Bordas Antrópicas versus Bordas Naturais

Em contraste aos efeitos das características dos enclaves sobre a riqueza de espécies, as condições microclimáticas destes ambientes parecem favorecer a abundância das espécies, visto que a maior cobertura de musgos foi observada nestes ambientes em comparação às bordas antrópicas. 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. Apesar de BN, assim como BA, consistir de uma área limítrofe entre ambientes diferentes, estas bordas apresentam diferenças quanto à maioria dos

fatores apontados como sendo moduladores da intensidade do efeito de borda: idade (tempo de criação), tipo de matriz e histórico de manejo da matriz (Murcia, 1995). As bordas naturais foram criadas ao longo do tempo por processos naturais, sendo consideradas inerentes à paisagem. Além disso, a matriz circundante é composta por elementos da vegetação nativa, que embora representem uma ruptura abrupta das condições encontradas nos enclaves, é diferente da matriz de pasto encontrada em BA, sujeita a práticas de manejo e diversas outras intervenções antrópicas. Outro fator preponderante são as características topográficas dos enclaves, principalmente o fato de estarem localizados em depressões e apresentarem cursos de água no seu interior, o que provavelmente determina maior umidade nestes ambientes.

6.4. Efeitos de borda sobre a composição de espécies de musgos

Embora as comunidades de musgos tenham apresentado composição distinta entre os ambientes estudados, dissimilaridades significativas só foram detectadas entre as bordas naturais e os demais ambientes. O fato dos dois tipos de borda estudados apresentar composições de espécies distintas reforça a idéia de que as diferenças espaciais e temporais na criação destas bordas refletem mudanças nas comunidades biológicas, principalmente alterando a composição das espécies, pois as diferentes condições podem favorecer a ocorrência de espécies com características distintas.

Além disso, Belinchón et al. (2007) destaca 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. Portanto, o fato de BN apresentar uma comunidade de musgos dissimilar em relação aos demais ambientes, pode ser consequência das diferenças nas características da estrutura da vegetação, principalmente altura dos indivíduos e área basal, significativamente maiores nos enclaves.

6.5. Efeitos de borda sobre a distribuição de frequência das formas de vida dos musgos

Apesar ter sido detectada alta frequência de formas de vida com baixa tolerância à dessecação (flabeliforme, trama e tapete) nas bordas naturais e interior de fragmentos, como era esperado, outras formas de vida mais tolerantes (coxim e tufo) também ocorreram nestas áreas, embora com menor frequência. Isso demonstra que apesar destes ambientes

apresentarem características que favoreçam o desenvolvimento de formas de vida sensíveis à dessecação (principalmente o fato das bordas naturais estarem associadas a cursos de água), a presença marcante de hábitos típicos de ambientes secos indica novamente que estes ambientes, sobretudo o interior dos fragmentos, vêm sofrendo efeitos das alterações microclimáticas devido à influência das bordas, associado ao diversificado grau de degradação dos fragmentos estudados. Por outro lado, nas bordas antrópicas predominaram formas de vida altamente (tufo) e moderadamente (tapete) tolerantes, embora a forma coxim tenha sido ausente neste ambiente. A forte pressão da matriz antrópica que estes ambientes sofrem provavelmente impede ou dificulta o estabelecimento de formas intolerantes à dessecação, como a flabeliforme, favorecendo aquelas menos sensíveis.

Estes resultados, apesar de não mostrarem de forma completamente clara diferenças na distribuição das formas de vida, detectam algumas tendências importantes para a compreensão dos efeitos de borda sobre as briófitas, pois confirma, por exemplo, a maior ocorrência de hábitos sensíveis à dessecação, como o flabeliforme, nas bordas naturais. Isso indica que a utilização de grupos funcionais para monitorar os efeitos da fragmentação sobre as briófitas pode gerar respostas mais claras, além de proporcionar grande generalização para a avaliação destas respostas, visto que os estudos não têm detectado padrões muito claros, principalmente no que diz respeito aos efeitos de borda (Baldwin & Bradfield 2007).

7. CONCLUSÃO

Apesar de não ter detectado respostas claras da riqueza e abundância de espécies de musgos aos efeitos de borda, foi possível confirmar a importância da qualidade do habitat para as briófitas no Cerrado. Alguns parâmetros da estrutura da vegetação mostram-se importantes principalmente para a cobertura de musgos nos ambientes estudados. Portanto, embora neste estudo os ambientes de borda e interior dos fragmentos não tenham sido diferentes quanto à riqueza e abundância de musgos, os resultados mostram que alterações na estrutura da vegetação decorrentes de ações antrópicas podem afetar estes fatores e impedir o desenvolvimento destas plantas em locais cujos efeitos da fragmentação promovam mudanças desta natureza.

O fato do efeito de borda sobre a riqueza e cobertura de espécies de musgos epífitos não ter sido evidenciado sugere que a influência das bordas antrópicas pode se estender para além dos 100 metros avaliados, principalmente devido às características dos fragmentos estudados (formas variáveis, tamanho reduzido e distúrbios constantes). Além disso, este resultado remete à importância de se considerar as diferentes respostas dos grupos taxonômicos de briófitas aos efeitos da fragmentação, de modo que o fato deste estudo não corroborar com trabalhos que detectaram efeito de borda sobre briófitas pode ser consequência de muitos deles avaliarem estes efeitos sobre hepáticas, que são consideradas mais sensíveis a distúrbios que os musgos.

Respostas mais evidentes foram observadas entre os dois tipos de bordas avaliados. Os enclaves florestais são bordas inerentes, que incorporam a paisagem a um longo período de tempo, além de apresentarem vegetação melhor estruturada, com maior área basal e indivíduos arbóreos de maior altura, e possuem cursos de água. Estes fatores podem justificar a maior abundância de briófitas observada neste tipo de borda em relação às bordas antrópicas. Além disso, as características peculiares das bordas naturais parecem ter determinado um conjunto de espécies distinto daqueles observados nas bordas e interior dos fragmentos. Os enclaves são “fragmentos” naturais separados por uma matriz que, embora seja composta por vegetação nativa, apresenta-se muito distinta e com características que podem dificultar a dispersão de espécies, por ser uma vegetação campestre, portanto, aberta e com menor disponibilidade de substrato para as briófitas, especialmente para as epífitas.

A avaliação dos efeitos de borda sobre as formas de vida mostra algumas tendências importantes para a compreensão das respostas das briófitas, principalmente devido à

dominância do hábito flabeliforme, que é muito sensível à dessecação, 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.

Comparações com outros estudos são de extrema importância, visto que podem gerar resultados mais gerais e colaborar para a definição de padrões, se eles realmente existem, nas repostas dos organismos ao efeito de borda. No entanto estas comparações são dificultadas pela escassez de estudos que abordam efeitos de borda em ambientes tropicais, sobretudo no Cerrado, para o qual pouco se conhece a respeito dos efeitos da fragmentação de habitat. Portanto, estudos que investiguem os efeitos dos diferentes tipos de bordas sobre as briófitas neste bioma são necessários para que comparações mais consistentes possam ser estabelecidas com os resultados aqui obtidos.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguiar, L.M.S.; Machado, R.B. e 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.
- Almeida, A.F. e Sarmiento, F.N.M. 1998. Parque Estadual da Serra de Caldas: Plano de Manejo. CTE (Centro Tecnológico de Engenharia Ltda), FEMAGO, Goiânia.
- 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. e Porto, K.C. 2007. Patch size and isolation effects on epiphytic and epiphyllous bryophytes in the fragmented Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation* **34**(3): 415-427.
- Antunes, E.C. e Benvenuti, R.D. 1998. Vegetação. In: Almeida, A.F. e Sarmiento, F.N.M. (coord.) Parque Estadual da Serra de Caldas: Plano de Manejo. CTE (Centro Tecnológico de Engenharia Ltda), FEMAGO, Goiânia.
- Belinchón, R.; Martinez, I.; Escudero, A.; Aragon, G. e Valadares F. 2007. Edge effects on epiphytic communities in a Mediterranean *Quercus pyrenaica* forest. *Journal of Vegetation Science* **18**: 81-90.
- Baldwin, L.K. e Bradfield, G.E. 2005. Bryophyte community differences between edge and interior environments in temperate rain-forest fragments of coastal British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research* **35**(3): 580–592.
- Baldwin, L.K. e Bradfield, G.E. 2007. Bryophyte responses to fragmentation in temperate coastal rainforests: a functional group approach. *Biological Conservation* **136**: 408-422.
- Cadenasso, M.L. e Pickett, S.T.A. 2001. Effect of edge structure on the flux of species into forest interiors. *Conservation Biology* **15**(1): 91-97.
- Cadenasso, M.L.; Pickett, S.T.A.; Weathers, K.C. e Jones, C.G. 2003. A framework for a theory of ecological boundaries. *Bioscience* **53**: 750-758.

- Canfield, R. 1941. Application of line interception in sampling range vegetation. *Journal of Forestry* **39**: 388-394
- Chasko, G.G. e Gates, J.E. 1982. Avian habitat suitability along a transmission-line corridor in an oak-hickory forest region. *Wildlife Monographs* **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.
- Debinski, D.M. e Holt, R.D. 2000. A survey of overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* **14**: 342-355.
- Esseen, P. e Renhorn, K. 1998. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. *Conservation Biology* **12**, 1307–1317.
- Fagan, W.F.; Cantrell, R.S. e Cosner, C. 1999. How habitat edges change species interactions. *American Naturalist* **153**: 165-182.
- Fahrig, L. 2003. Effect of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* **34**: 487-515.
- Felfili, J.M.; Carvalho, F.A. e 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. e Sarmiento, F.N.M. (coord.) Parque Estadual da Serra de Caldas: Plano de Manejo. CTE (Centro Tecnológico de Engenharia Ltda), FEMAGO, Goiânia.
- Fleury, J.M. 1998b. Clima. In: Almeida, A.F. e Sarmiento, F.N.M. (coord.) Parque Estadual da Serra de Caldas: Plano de Manejo. CTE (Centro Tecnológico de Engenharia Ltda), FEMAGO, Goiânia.
- Fox, B.J.; Taylor, J.E.; Fox, M.D. e Williams, C. 1997. Vegetation changes across edges of rainforest remnants. *Biological Conservation* **82**: 1-13.
- 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.
- 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.
- Gates, J.E. e Gysel, L.W. 1978. Avian nest dispersion and fledging success inn field-forest ecotones. *Ecology* **59**: 871-883.
- Gignac, L.D. e Dale, M.R. 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.
- Glime, J.M. 2007. *Bryophyte Ecology: Physiological Ecology*. Michigan Technological University and the International Association of Bryologists. <http://www.bryocol.mtu.edu> (acesso em 30/01/2009).
- Goffinet, B.; Buck, W.R. e Shaw, J. 2008. Morphology, anatomy, and classification of the Bryophyta. In: Goffinet, B. e Shaw, J. (ed.). *Bryophyte Biology*. Cambridge University Press, New York.
- Gradstein, S.R., Churchill, S.P. e Salazar, A.N. 2001. Guide to the Bryophytes of Tropical America. *Memoirs of the New York Botanical Garden* **86**: 1-577.
- Griffin III, D. 1979. Guia preliminar para briófitas frequentes em Manaus e adjacências. *Acta Amazonica* **9**(3): 1-67.
- Haila Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications* **12**: 321-34.
- Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* **396**:41-49.
- Harper, K.A.; MacDonald, E.; Burton, P.; Chen, J.; Brosnoff, K.D.; Saunders, S.C.; Euskirchen, E.S.; Roberts, D.; Jaiteh, M.S. e Esseen, P. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology* **19**: 768-782.
- Harper, K.A. e 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. e Bruna, E. 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography* **22**:225–232.
- Heltsh, J.F. e Forrester, N.E. 1983. Estimating species richness using the Jackknife procedure. *Biometrics* **39**(1): 1-11.
- Hylander, K. 2005. Aspect modifies the magnitude of edge on bryophyte growth in boreal forests. *Journal of Applied Ecology* **42**: 518-525.
- Hylander K, Dynesius M, Jonsson BG, Nilsson C (2005) Substrate form determines the fate of bryophytes in riparian buffer strips. *Ecological Applications* **15**:674–688
- Hylander, K. e 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.
- 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. e 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. e 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.
- Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* **5**:173-185.
- Kareiva, P. e Wennergren, U. 1995. Connecting landscape patterns to ecosystem and population processes. *Nature* **373**: 299–302.
- Klink, C.A. e Machado, R.B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology* **19**(3): 707-713.

- Kolb, A. e 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. *Cryptogamie, Bryologie et Lichénologie* **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.; Ferreira, L.V.; Merona, J.M.R. e Laurance, S.G. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* **79**: 2032-2040.
- Lee, T.D. e La Roi, G.H. 1979. Bryophyte and understory vascular plant beta diversity in relation to moisture and elevation gradients. *Vegetatio* **40**(1): 29-38.
- Leopold, A. 1933. *Game Management*. Charles Scribner's Sons, New York..
- Lopes, L.M. Solos. 1998. In: Almeida, A.F. e Sarmiento, F.N.M. (coord.) *Parque Estadual da Serra de Caldas: Plano de Manejo*. CTE (Centro Tecnológico de Engenharia Ltda), FEMAGO, Goiânia.
- MacDougall, A. e Kellman, M. 1992. The understorey light regime and patterns of tree seedlings in tropical riparian forest patches. *Journal of Biogeography* **19**:667-675.
- Mägdefrau, K. 1982. Life forms of bryophytes. In: A.J.E. Smith (ed.). *Bryophyte Ecology*. Chapman and Hall, New York.
- Magurran, A.E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, Oxford.
- 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.
- Moen, J. e 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.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* **10**: 58-62.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B e Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**: 853-858.
- 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.
- 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.; Lindenmayer, D.B. e Taws, A.N. 2004. The effects of large-scale fragmentation on bryophytes in temperate forests. *Journal of Applied Ecology* **41**(5): 910-921.
- Pharo, E.J. e Zartman, C.E. 2007. Bryophytes in a changing landscape: the hierarchical effects of habitat fragmentation on ecological and evolutionary processes. *Biological Conservation* **135**: 315-325.
- Pickett, S.T.A. e Cadenasso, M.L. 1995. Landscape ecology: spatial heterogeneity in ecological systems. *Science* **269**: 331-334.
- 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.
- Proctor, M.C.F. e Tuba, Z. 2002. Poikilohydry and homoihydry: antithesis or spectrum of possibilities? *New Phytologist* **156**: 327-349.

- Puyravaud, J.P.; Pascal, J.P. e 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. e Bridgewater, S. 1997. The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany* **80**: 223-230.
- Reese, W.D. 1993. Calymperaceae. *Flora Neotropica Monograph* **58**: 1-102.
- 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.
- Ries, L.; Fletcher-Jr, R.J.; Battin, J. e 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. e Sisk, T.D. 2004. A predictive model of edge effects. *Ecology* **85**(11): 2917-2926.
- Saunders, D.A.; Hobbs, R.J. e Margules, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* **5**(1): 18-32.
- Schofield, W.B. 1985. *Introduction to bryology*. Macmillan Publishing Company, New York.
- Sharp, A.J.; Crum, H.; Eckel, P.M. 1994a. The moss flora of Mexico. *The New York Botanical Garden* **69**(2): 1-580.
- Sharp, A.J.; Crum, H.; Eckel, P.M. 1994b. The moss flora of Mexico. *The New York Botanical Garden* **69**(2): 581-1113.
- 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.
- Stewart, K.J. e Mallik, A.U. 2006. Bryophyte responses to microclimatic edge effects across riparian buffers. *Ecological Applications* **16**(4): 1474-1486.

- Tilman, D. 1999. Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and efficient practices. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* **96**: 5995-6000.
- 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. e García-Zurita, M.E. 1997. Microenvironment and floristics of different edges in a fragmented tropical rainforest. *Conservation Biology* **12**:1091-1102.
- Yahner, R.H. 1988. Changes in wildlife communities near edges. *Conservation Biology* **2**(4): 333-339.
- Yano, O. e Peralta, D.F. 2007. Musgos (Bryophyta). In: Rizzo, J.A. (Coord.). *Flora dos estados de Goiás e Tocantins: Criptógamos*. PRPPG-UFG, Goiânia.
- Zartman, C.E. 2003. Habitat fragmentation impacts on epiphyllous bryophyte communities in Central Amazonia. *Ecology* **84**(4): 948-954.
- Zartman, C.E. e Nascimento, H.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. e Shaw, A.J., 2006. Metapopulation extinction thresholds in rainforest remnants. *The American Naturalist* **167**: 177-189.
- Zar, J.H. 1996. *Biostatistical analysis*. 3 ed. Prentice-Hall, New Jersey.