

IMPACTO DO EFEITO DE BORDA SOBRE A COMUNIDADE DE SAMAMBAIAS EPIFÍTICAS EM FLORESTA COM ARAUCÁRIA

IMPACT OF EDGE EFFECT ON THE COMMUNITY OF EPIPHYTIC FERNS IN ARAUCARIA FOREST

Vinícius Leão da Silva

Biólogo. Mestre em Qualidade Ambiental pela Universidade Feevale. Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental na Universidade Feevale – Novo Hamburgo (RS), Brasil.

Ivanete Teresinha Mallmann

Bióloga. Mestre em Qualidade Ambiental pela Universidade Feevale. Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental na Universidade Feevale – Novo Hamburgo (RS), Brasil.

Simone Cunha

Bióloga. Mestre em Qualidade Ambiental pela Universidade Feevale – Novo Hamburgo (RS), Brasil.

Jairo Lizandro Schmitt

Biólogo. Doutor em Botânica pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) – Porto Alegre (RS). Professor titular do Programa de Pós-graduação em Qualidade Ambiental da Universidade Feevale – Novo Hamburgo (RS), Brasil.

Endereço para correspondência:

Vinícius Leão da Silva – ERS-239, 2755 – Vila Nova – 93525-075 – Novo Hamburgo (RS), Brasil – E-mail: suicinivleao@hotmail.com

Recebido: 26/01/2017

Aceito: 24/07/2017

RESUMO

Samambaias epifíticas são consideradas importantes indicadoras de qualidade ambiental, pois são impactadas pelo efeito de borda. Neste trabalho, analisou-se esse efeito em duas comunidades de samambaias epifíticas em remanescentes de floresta com araucária, sendo a primeira denominada Macaco Branco, com uma estrada que corta o fragmento; e a outra, Cravina, apresentando uma área com produção agrícola no entorno. Foram sorteadas 12 parcelas na borda e no interior florestal de cada sítio, nas quais coletaram-se parâmetros fitossociológicos, microclimáticos e de abertura de dossel. Dezesesseis espécies de samambaias foram registradas. O interior do sítio Macaco Branco apresentou maior riqueza e umidade do ar, o que indica que esse ambiente oferece melhores condições microclimáticas para o desenvolvimento e estabelecimento dessas plantas. Os resultados demonstraram que o efeito de borda foi mais pronunciado no sítio Cravina, que possui matriz de agricultura, em comparação ao Macaco Branco, que é circundado por uma estrada.

Palavras-chave: fatores abióticos; fragmentação; qualidade ambiental.

ABSTRACT

Epiphytic ferns are considered important indicators of environmental quality, as they are impacted by the edge effect. In this work, this effect was analyzed in two communities of epiphytic ferns in remnants of Araucaria forest, the first one denominated Macaco Branco, with a road that cross the fragment; and the other, Cravina, presenting an area with agricultural production in the surroundings. Twelve plots were drawn on the edge and in the forest interior of each site, in which phytosociological, microclimatic and canopy opening parameters were collected. Sixteen species of ferns were recorded. The interior of the Macaco Branco site presented greater richness and air humidity, indicating that this environment offers better microclimatic conditions for the development and establishment of these plants. The results showed that the edge effect was more pronounced in the Cravina site, which has an agriculture matrix, compared to the Macaco Branco, which is surrounded by a road.

Keywords: abiotic factors; fragmentation; environmental quality.

INTRODUÇÃO

A fragmentação é um processo no qual uma grande extensão do habitat natural é transformada em uma série de pequenas manchas de área menor, isoladas umas das outras por uma matriz diferente da original (WILCOVE *et al.*, 1986; FAHRIG, 2003). Em função disso, ocorre o aumento de áreas de borda nos remanescentes, ocasionando importantes mudanças nas propriedades ecológicas (FAHRIG, 2003; MÄHLER JUNIOR & LARROCCA, 2009). Dessa forma, atualmente parte das paisagens florestais pode estar experimentando a influência de borda (HARPER *et al.*, 2005).

Ao contrário do que ocorre em zonas de tensão natural, onde há um gradiente de limites entre dois habitats, as bordas resultantes de atividades antropogênicas consistem em uma quebra abrupta da paisagem (PÉRICO *et al.*, 2005). Assim, a magnitude dos efeitos de borda depende do contraste entre a fisionomia da matriz e do fragmento florestal (ARAGÓN *et al.*, 2015). A qualidade da matriz usualmente aumenta quando a sua estrutura é mais similar com a do habitat que está isolado (PREVEDELLO & VIEIRA, 2010). Mesquita *et al.* (1999) evidenciaram que a taxa de mortalidade de árvores foi mais intensa em fragmentos contornados por pastagens do que por florestas secundárias, em início de estágio de sucessão.

Além da matriz de entorno, o tempo de criação das bordas pode ser um fator importante (SAUNDERS *et al.*, 1991; HARPER *et al.*, 2005). A regeneração natural nas imediações de um fragmento potencialmente pode tamponar as diferenças ambientais, diminuindo o efeito de borda (MESQUITA *et al.*, 1999; LAURANCE *et al.*, 2011).

O micro-habitat em uma borda é diferente do encontrado no interior dos remanescentes, sendo que alguns dos efeitos mais comuns estão intimamente ligados ao aumento da luminosidade e da temperatura, baixa umidade e aumento da incidência dos ventos (KAPOS, 1989). A incidência luminosa e dos ventos é mais elevada nas bordas florestais, pois os obstáculos naturais formados por árvores adjacentes são suprimidos (SILVA *et al.*, 2010).

Aproximadamente 3.300 espécies de epífitos ocorrem na Floresta Atlântica (KERSTEN, 2010) e em algumas formações florestais neotropicais podem compor mais de 50% das espécies vegetais (KERSTEN & SILVA, 2005). Dentre as fitofisionomias do bioma Floresta Atlântica, destaca-se a floresta com araucária, cujo elemento característico é a *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze,

com ocorrência praticamente restrita às regiões Sul e Sudeste do Brasil (KLEIN, 1960). Extremamente fragmentada, sua área de distribuição está condicionada a menos de 5% da sua superfície original (BRASIL, 2007).

Os epífitos são um importante componente vegetal e apresentam grande diversidade, além da capacidade de formar abrigo para outros organismos (BATAGHIN *et al.*, 2010). Eles são considerados importantes indicadores ecológicos e o seu monitoramento permite avaliar os efeitos da perturbação florestal (TURNER *et al.*, 1994; HICKEY, 1994; HIETZ, 1999) bem como o seu estágio sucessional (KERSTEN & KUNIYOSHI, 2009).

Samambaias podem ser um bom instrumento para testar os efeitos da fragmentação e perda de habitats (PEREIRA *et al.*, 2014; SILVA & SCHMITT, 2015). Apesar disso, estudos específicos considerando efeito de borda com esse grupo são escassos. Grime (1985) demonstrou que muitas espécies de samambaias não suportam alterações climáticas consequentes do efeito de borda, pois inúmeras são intolerantes às maiores incidências de vento e luminosidade. Paciencia e Prado (2004; 2005) e Silva *et al.* (2011) realizaram análises comparativas entre borda e interior de áreas florestais no Sudeste e Nordeste brasileiro, respectivamente, e verificaram que houve decréscimo na riqueza de espécies de samambaias na borda, quando comparada com o interior da floresta. Outros estudos desenvolvidos no sul do Brasil evidenciaram a capacidade das samambaias epífitas de responder aos processos de preservação e antropização local (ROCHA-URIARTT *et al.*, 2015; 2016; BECKER *et al.*, 2015), denotando o seu papel de indicadora da qualidade ambiental em florestas.

Os objetivos deste estudo foram:

1. comparar a cobertura, riqueza e composição de samambaias epífitas no interior e borda de dois sítios em floresta com araucária;
2. comparar as condições microclimáticas entre as bordas e interiores de ambos os sítios;
3. analisar a influência da abertura no dossel sobre a cobertura das plantas; e
4. verificar se sítios com bordas submetidos a diferentes matrizes de entorno são distintos em termos das variáveis bióticas e abióticas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O trabalho foi desenvolvido na Floresta Nacional da cidade de São Francisco de Paula (FLONASFP), no Rio Grande do Sul (Figura 1). A unidade de conservação cobre uma área de 1.606,60 ha e apresenta clima do tipo Cfb — C: temperado; F: sem uma estação seca definida; b: com verões quentes (PEEL *et al.*, 2007) —, sendo que as médias anuais de temperatura e precipitação pluviométrica são 14,1 °C e 2.468 mm, respectivamente (MORENO, 1961). A sede da FLONASFP está a 902 m de altitude.

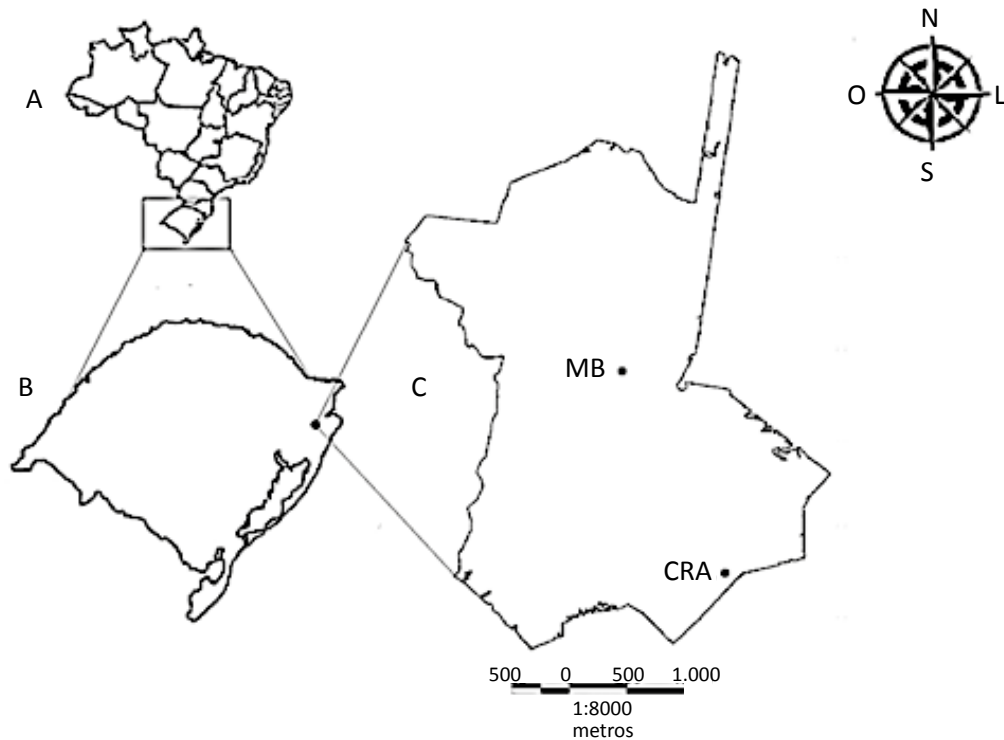
Os dois sítios escolhidos para a análise do efeito de borda estão localizados em floresta com araucária. O primeiro compreende uma área que apresenta borda em decorrência da abertura de uma estrada no interior da unidade

de conservação com aproximadamente 5 m de largura e é denominado Macaco Branco (29°25'08'S e 50°23'44'O; 960 m de altitude). A abertura da estrada ocorreu há 70 anos e, embora continue sendo uma das vias de acesso à unidade, não houve mais interferência nos dois fragmentos adjacentes a ela. O segundo diz respeito a uma área de floresta que apresenta uma borda lindeira com uma propriedade agrícola externa à FLONASFP denominada Cravina (29°26'51'S e 50°22'50'O; 918 m). Essa borda foi criada há pelo menos 40 anos e desde então vem sendo mantida com o cultivo de hortaliças de diversas espécies pelo sistema convencional. De acordo com Valarini *et al.* (2011), esse sistema de produção é caracterizado por aporte intensivo de insumos.

Demarcação das unidades amostrais

Em cada sítio, em uma extensão de 250 m de borda foram marcados 25 pontos distantes 10 m entre si, dos quais foram sorteados 12. Em cada ponto sorteado,

demarcou-se uma parcela de 10x10 m distante 5 m da borda do fragmento florestal. Paralelamente, a cada parcela de borda foi alocada, a uma distância



MB: sítio Macaco Branco; CRA: sítio Cravina.

Figura 1 – (A) Brasil; (B) Rio Grande do Sul; (C) Floresta Nacional de São Francisco de Paula.

de 100 m em direção ao interior florestal, outra unidade amostral de mesmo tamanho. Dessa forma, fo-

Seleção dos forófitos arbóreos

Em cada parcela foram analisadas todas as árvores com DAP \geq 10 cm até 4 m de altura, além de ser considerada a altura total de cada árvore e o número de indivíduos por parcela. Cada forófito foi dividido em quatro intervalos de 1 m, nos quais levou-se em consideração a presença ou a ausência de espécies de sa-

Inventário florístico e identificação taxonômica

O procedimento de coleta seguiu técnicas usuais propostas por Windisch (1992). Foram realizadas visitas trimestrais para a coleta de material botânico no período de um ano. Todo o material coletado foi depositado no Herbário PACA da Universidade do Vale do Rio dos

Variáveis microclimáticas

Utilizando um Termo-higro-anemômetro Luxímetro Digital Portátil (InstruTerm-Thal- 300, modelo 0211) acoplado a um tripé (VF WT-3111) e posicionado a 0,75 m do solo, foram coletados dados na borda e no interior dos sítios estudados relativos à temperatura, umidade relativa do ar e velocidade do vento. A coleta desses dados foi realizada em um dia de sol típico de verão e em outro de inverno. O período de coleta foi de 12 horas, com intervalo de 1 hora (das 6 às 18h).

Análise de dados

Verificou-se a normalidade dos dados por meio do teste Shapiro-Wilk. Como as hipóteses de normalidade não foram satisfatórias, analisaram-se os dados bióticos e abióticos pelo teste não paramétrico de Mann-Whitney (U), com probabilidade de 5% — para as análises estatísticas dos dados utilizou-se o programa Biostat 5.0 (AYRES *et al.*, 2007).

A composição florística de cada sítio foi analisada por meio do índice de Sørensen-Dice e, a partir de uma matriz de presença e ausência das espécies na borda e no

ram analisadas 12 parcelas na borda e 12 no interior, em cada sítio.

mambaias epifíticas. Para as espécies, atribui-se uma nota de cobertura por intervalo correspondente a 1, 3, 5, 7 ou 10, o que simula o parâmetro de dominância, uma vez que quanto maior a biomassa da espécie epifítica maior é a nota a ela aplicada (KERSTEN & WAECHTER, 2011).

Sinos (UNISINOS). Para as identificações taxonômicas, utilizaram-se referências bibliográficas especializadas e comparação com plantas herborizadas e tombadas. As famílias botânicas foram arrançadas de acordo com o sistema descrito por PPGI (2016).

A medida indireta da luz foi obtida por meio do grau de abertura de dossel e determinado a partir de fotos hemisféricas tomadas no centro de cada parcela na borda e no interior de ambos os sítios. O grau de abertura foi alcançado com o auxílio da câmera fotográfica Sony modelo H5 acoplada à lente olho de peixe Raynox Digital modelo DCR-CF 85 Pro. A câmera foi nivelada e posicionada a 1 m do solo. Para a obtenção do percentual de abertura de dossel, as imagens foram analisadas no programa GAP Light Analyzer, versão 2.0 (FRAZER *et al.*, 1999).

interior dos sítios, foi obtido um dendrograma de similaridade pelo método de ligação UPGMA (média aritmética não ponderada). Uma análise de componentes principais (PCA) foi realizada para verificar quais são os fatores mais relacionados com a segregação entre as parcelas das bordas e interiores de ambos os sítios e as variáveis mais fortemente correlacionadas aos grupos. Ambas foram realizadas pelo software *Paleontological Statistics Package for Education and Data Analysis (PAST)* versão 3.0 (HAMMER *et al.*, 2001).

RESULTADOS

Ao todo foram inventariadas 16 espécies de samambaias epifíticas, distribuídas em 10 gêneros

e 6 famílias. A família mais representativa foi a *Polypodiaceae* com nove espécies, seguida por

Aspleniaceae (três espécies), e *Dryopteridaceae*, *Hymenophyllaceae*, *Blechnaceae* e *Pteridaceae*, com apenas uma cada (Tabela 1).

O sítio Macaco Branco obteve a maior riqueza de espécies (15), somando as samambaias da borda e as do interior florestal. Já no sítio denominado Cravina a ri-

queza foi de dez espécies. *Pleopeltis pleopeltidis* (Fée) de la Sota, *Rumohra adiantiformis* (G.Forst.) Ching e *Vandenboschia radicans* (Sw.) Copel foram exclusivas do interior do sítio Macaco Branco, enquanto *Asplenium sellowianum* (Hieron.) Hieron foi a única espécie restrita ao interior do sítio Cravina (Tabela 1).

Tabela 1 – Famílias e espécies de samambaias encontradas em dois sítios de floresta com araucária no sul do Brasil.

Família/Espécie	CRA		MB	
	Borda	IN	Borda	IN
<i>Aspleniaceae</i>				
<i>Asplenium gastonis</i> Fée			X	X
<i>Asplenium scandicinum</i> Kaulf.		X		X
<i>Asplenium sellowianum</i> (Hieron.) Hieron.		X		
<i>Dryopteridaceae</i>				
<i>Rumohra adiantiformis</i> (G.Forst.) Ching				X
<i>Hymenophyllaceae</i>				
<i>Vandenboschia radicans</i> (Sw.) Copel.				X
<i>Blechnaceae</i>				
<i>Lomaridium acutum</i> (Desv.) Gasper & V.A.O. Dittrich	X	X	X	X
<i>Polypodiaceae</i>				
<i>Campyloneurum austrobrasiliense</i> (Alston) de la Sota	X	X	X	X
<i>Campyloneurum nitidum</i> (Kaulf.) C.Presl	X	X		X
<i>Microgramma squamulosa</i> (Kaulf.) de la Sota	X		X	X
<i>Niphidium crassifolium</i> Lellinger	X	X		X
<i>Pecluma pectinatifomis</i> (Lindm.) M.G.Price			X	X
<i>Pecluma recurvata</i> (Kaulf.) M.G.Price			X	X
<i>Pecluma sicca</i> (Lindm.) M.G.Price	X	X	X	X
<i>Pleopeltis hirsutissima</i> (Raddi) de la Sota	X		X	X
<i>Pleopeltis pleopeltidis</i> (Fée) de la Sota				X
<i>Pteridaceae</i>				
<i>Vittaria lineata</i> (L.) Sm.		X		X
Total	7	8	8	15

CRA: sítio Cravina; MB: sítio Macaco Branco; IN: Interior.

Em relação à média da altura das árvores, não foram observadas diferenças estatísticas significativas entre bordas e interiores de ambos os sítios (Tabela 2). Em média, foi significativamente maior na borda do Cravina quando comparada à do Macaco Branco ($U = 3022,5$; $P = 0,004$). As árvores do interior do Cravina também foram cerca de 1,5 m mais altas

do que as do interior do Macaco Branco ($U = 2483$, $P = 0,001$).

Considerando as bordas ($U = 3665$, $P = 0,318$) e os interiores ($U = 2813$, $P = 0,420$), não foram observadas diferenças significativas entre o DAP de árvores. Da mesma forma, quando comparados a borda e o

Tabela 2 – Comparação das variáveis bióticas e abióticas entre bordas e interiores dos sítios Macaco Branco e Cravina.

Parâmetro	Macaco Branco							U	P
	Borda			Interior					
	Mín.	Méd. ± DP	Máx.	Mín.	Méd. ± DP	Máx.			
SE (espécies forófito ⁻¹)	0	0,1 ± 0,4	3	0	0,5 ± 0,7	3	8	0,001	
CE (nota total espécie ⁻¹)	1	5,6 ± 8,7	27	1	6,5 ± 7,9	34	37	0,138	
NAP	7	9,2 ± 2,2	14	0	6,7 ± 3,8	12	41	0,074	
DAP (cm)	10	27,3 ± 25,6	220	10	20,5 ± 11,4	70	3737,5	0,057	
AA (m)	5	8,9 ± 2,8	18	5	8,5 ± 2,4	17	4385	0,853	
AD (%)	14,5	15,3 ± 1,2	18,1	9,5	12,6 ± 2,4	17,8	23	0,005	
T (°C)	6,5	18,6 ± 5,5	25,1	5,6	18,8 ± 5,5	26,6	284	0,943	
UR (%)	51,1	72,9 ± 10,9	90,7	48	72,5 ± 10,8	89	288	1,000	
VV (km/h)	0	0,4 ± 0,8	2,6	0	0,4 ± 0,7	2,4	280	0,869	
Parâmetro	Cravina							U	P
	Borda			Interior					
	Mín.	Méd. ± DP	Máx.	Mín.	Méd. ± DP	Máx.			
SE (espécies forófito ⁻¹)	0	0,2 ± 0,4	2	0	0,2 ± 0,5	3	3095	0,979	
CE (nota total espécie ⁻¹)	2	6,0 ± 4,7	15	3	7,3 ± 6,2	19	24	0,643	
NAP	3	6,4 ± 2,2	11	2	7,1 ± 3,0	14	58	0,419	
DAP (cm)	10	26,7 ± 16,8	103	10	26,7 ± 19,3	110	2919	0,522	
AA (m)	6,5	9,8 ± 2,7	19	5,5	10,0 ± 3,2	19	3093	0,972	
AD (%)	15,6	18,8 ± 2,3	23,7	7,1	12,3 ± 4,5	23,7	14	0,001	
T (°C)	8,2	20,2 ± 4,8	26,5	6,4	18,9 ± 5,0	24,8	238	0,303	
UR (%)	39,1	59,7 ± 9,6	75,2	50,7	68,5 ± 7,3	80	131,5	0,001	
VV (km/h)	0	4,2 ± 3,7	12,1	0	0,7 ± 1,0	3,3	74	<0,001	

Mín: valores mínimos; Méd. ± DP: valores médios ± desvio-padrão; Máx.: valores máximos; U: Teste de Mann-Whitney; P: 5% de significância; SE: riqueza de espécies; CE: cobertura de espécies; NAP: número de árvores por parcela; DAP: diâmetro à altura do peito de árvores ≥ 10 cm; AA: altura de árvores; AD: abertura de dossel; T: temperatura; UR: umidade relativa do ar; VV: velocidade do vento.

interior, o DAP do Macaco Branco e do Cravina foram equivalentes (Tabela 2).

Com relação ao número de árvores por parcela, verificou-se que a borda do Macaco Branco apresentou significativamente mais indivíduos que a do Cravina ($U = 22,5$, $P = 0,004$). No entanto, essa diferença não foi constatada entre os interiores florestais ($U = 65,5$, $P = 0,707$). O número de árvores por parcela da borda e do interior do Macaco Branco e do Cravina também não foram diferentes entre si estatisticamente (Tabela 2).

O dossel do interior do sítio Macaco Branco foi significativamente mais fechado em comparação à borda. Observou-se esse mesmo padrão para o sítio Cravina, no qual a borda foi significativamente mais aberta em relação à do interior (Tabela 2). A borda do sítio Macaco Branco apresentou dossel mais fechado que a do Cravina ($U = 12$, $P = 0,0005$). Essa diferença não foi observada entre os interiores dos sítios ($U = 64$, $P = 0,644$).

Considerando borda e interior do sítio Macaco Branco, verificaram-se diferenças estatísticas significativas entre riqueza de epífitos por forófito, sendo maior no interior florestal. Foram registradas no máximo três espécies por forófito e observou-se ausência de espécies em todos os forófitos de quatro parcelas da borda e em duas do interior (Tabela 2). No sítio Cravina não foram observadas diferenças significativas na riqueza de epífitos por forófito entre borda e interior. Uma parcela da borda e três do interior não apresentaram epífitos. No máximo, foram observadas três espécies por forófito (Tabela 2).

Em média, o interior do Macaco Branco registrou riqueza de epífitos estatisticamente maior que o do Cravina ($U = 2721,5$, $P = 0,019$). Não houve diferença estatística significativa entre as médias de riqueza de espécies epífitas das bordas de ambos os sítios ($U = 3775$, $P = 0,494$).

Também não se verificaram diferenças significativas na cobertura das samambaias epífitas entre borda e interior do respectivo sítio (Tabela 2). Na comparação entre bordas ($U = 37$, $P = 0,137$) e entre interiores ($U = 24$, $P = 0,643$), averiguou-se que as notas médias de cobertura foram equivalentes estatisticamente.

O índice de similaridade de Sørensen-Dice revelou que as espécies foram distribuídas em dois grupos,

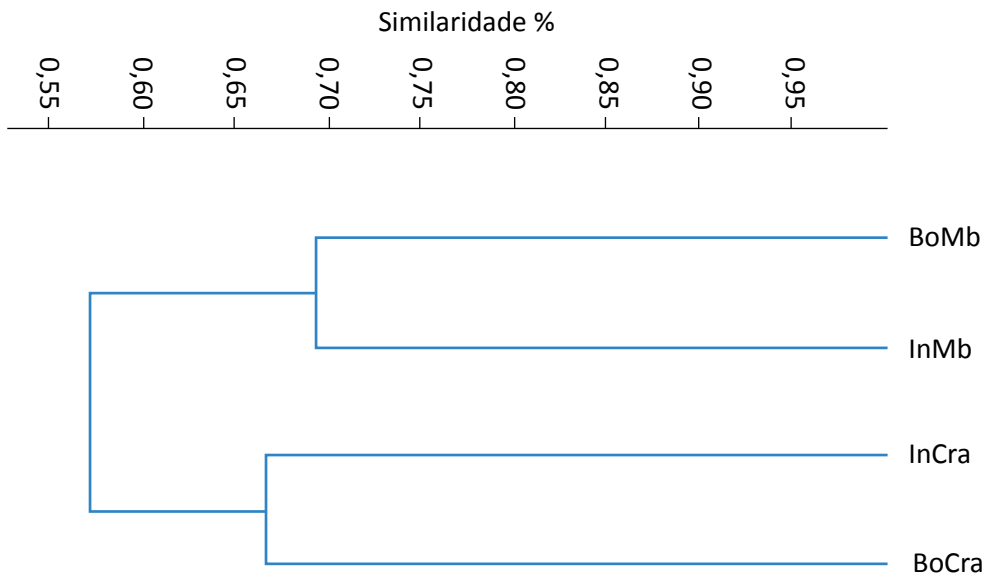
nos quais as comunidades de borda e interior dos respectivos sítios se uniram, com cerca de 70% de similaridade. Já na comparação dos grupos, percebe-se que a semelhança florística reduziu para menos de 60% (Figura 2).

Verificou-se que a temperatura média foi igual estatisticamente entre borda e interior de ambos os sítios (Tabela 2). A comparação entre as bordas ($U = 241$, $P = 0,332$) e os interiores também não evidenciou particularidades ($U = 282,5$, $P = 0,909$).

A velocidade do vento não apresentou distinções significativas entre borda e interior do Macaco Branco (Tabela 2). Já na comparação entre borda e interior do sítio Cravina, verificou-se diferença significativa, sendo que o seu interior registrou velocidade do vento cerca de duas vezes menor (Tabela 2). Na borda do Cravina, a velocidade máxima chegou a 12,1 km/h, e no interior não ultrapassou de 3,3 km/h. Já na do Macaco Branco foi significativamente menor ($U = 48,5$, $P = 0,0001$). Comparando os interiores, constatou-se que não houve diferenças para esse parâmetro ($U = 228$, $P = 0,216$).

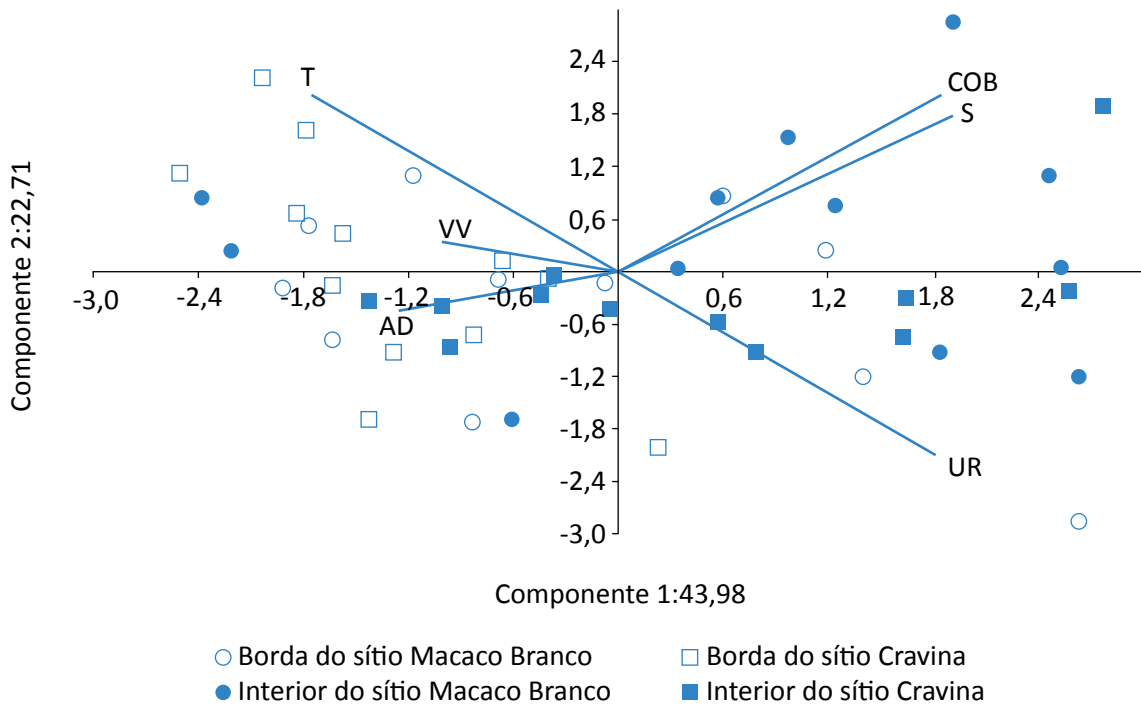
A umidade relativa do ar apresentou diferença significativa entre borda e interior do Cravina, sendo que o ar do interior foi em torno de 10% mais úmido que o da borda (Tabela 2). Já o sítio Macaco Branco não demonstrou diferença nessa variável (Tabela 2). O ar da borda do Cravina foi em média 13% mais seco do que o da borda do Macaco Branco ($U = 110$, $P = 0,0002$). Não foram observadas diferenças entre a umidade do ar dos interiores dos sítios ($U = 204,5$, $P = 0,085$).

A soma dos dois primeiros componentes principais da PCA explicaram 66,69% da variação e indicaram que no componente 1 (43,98%) a riqueza foi a variável mais relacionada (0,47), seguida da cobertura (0,46). Já no componente 2 (22,71%), a variável mais relacionada foi umidade relativa do ar (0,52), seguida pela cobertura de samambaias epífitas. Houve uma tendência na ordenação das parcelas do interior do sítio Macaco Branco apresentarem os valores mais correlacionados entre cobertura, riqueza e maiores percentuais de umidade relativa do ar. As parcelas do interior do sítio Cravina não apresentaram distribuição clara na ordenação. Parcelas de ambas as bordas se agruparam de acordo com os maiores valores de temperatura, velocidade do vento e abertura de dossel (Figura 3).



BoMb: Borda do sítio Macaco Branco; InMb: Interior do sítio Macaco Branco; InCra: Interior do sítio Cravina; BoCra: Borda do sítio Cravina.

Figura 2 – Dendrograma de similaridade florística gerado pelo Método de Associação Média (Unweighted Pair Group Method using Arithmetic averages – UPGMA) utilizando-se o coeficiente de Sørensen-Dice.



S: riqueza de samambaias epifíticas; COB: cobertura de samambaias epifíticas; AD: abertura de dossel; T: temperatura; UR: umidade relativa do ar; VV: velocidade do vento.

Figura 3 – Análise de componentes principais (PCA).

DISCUSSÃO

Os resultados sustentam que o interior do Macaco Branco é o mais preservado em relação às demais áreas comparadas. Johansson (1989) indicou que o número de espécies epifíticas possui relação inversa à degradação da vegetação em floresta tropical africana. Wolf (2005) relata que florestas pobres em epífitos apresentam um elevado grau de perturbação em um estudo desenvolvido em floresta temperada. De acordo com Bataghin *et al.* (2010), em um estudo desenvolvido em floresta estacional semidecidual, as plantas epifíticas são consideradas ótimas indicadoras de qualidade ambiental em função de suas características fisiológicas e nutricionais, refletindo o grau de preservação local.

Outros estudos realizados no sul do Brasil também indicam que há grande número de espécies concentrado em poucas famílias (SCHNEIDER & SCHMITT, 2011; SILVA & SCHMITT, 2015). Polypodiaceae está entre as famílias mais ricas nos levantamentos epifíticos realizados no Brasil por Labiak & Prado (1998), Bernardi & Budke (2010) e Schneider & Schmitt (2011). Ela também foi a mais rica no inventário realizado por Goetz *et al.* (2012) em Floresta com Araucária. Em um trabalho desenvolvido por Becker *et al.* (2015) na mesma unidade de conservação estudada, considerando epífitos sobre forófitos em *Dicksonia sellowiana* e *Araucaria angustifolia*, verificou-se que Polypodiaceae se manteve na primeira colocação em riqueza, considerando a riqueza total de 20 espécies de samambaias inventariadas.

O interior do sítio Macaco Branco registrou menor abertura de dossel em comparação com a sua borda, a maior média de riqueza por forófito bem como a maior riqueza total de samambaias epifíticas. Em um estudo desenvolvido por Silva & Schmitt (2015) com espécies terrícolas, a maior riqueza e cobertura no interior desse sítio também foram observadas, sinalizando que as samambaias podem ser consideradas excelentes bioindicadoras de qualidade ambiental, independente do ambiente preferencial de estabelecimento. Em um trabalho de Bataghin *et al.* (2008) verificou-se que a comunidade epifítica apresentou maior afinidade com os ambientes de interior em floresta com araucária. O aumento da incidência da luz solar nas bordas florestais representa um estresse para espécies de samambaias, que na sua maioria

estão adaptadas aos ambientes com menor luminosidade e, por consequência, mais úmidos (TRYON & TRYON, 1982). De acordo com Kessler *et al.* (2011), a umidade é um fator fundamental para o sucesso dessas plantas, associado a temperaturas e altitudes moderadas. Nesse caso, a abertura de dossel está diretamente relacionada à quantidade de luz que chega aos epífitos e, conseqüentemente, pode alterar a umidade relativa do ar.

A temperatura foi um fator que não variou neste estudo, apesar de muitos trabalhos o apresentarem como um dos mais decisivos para a ocorrência do efeito de borda em ambientes florestais (MURCIA, 1995; SILVA *et al.*, 2011). Fica evidenciado que a temperatura média não foi quesito decisivo para o desencadeamento do efeito de borda na floresta com araucária, contrariando o proposto em outros estudos, que a indicam como mais elevada em bordas florestais; nesse caso, aparentemente outros elementos são responsáveis pelas modificações nas bordas. Haddad *et al.* (2015) relatam que estudos experimentais revelam que a fragmentação possui vários efeitos simultâneos que se entrelaçam de forma complexa e operam em escalas de tempo potencialmente prolongados. Nesse sentido, nem sempre os fatores que influenciam determinada área florestal com certa fitofisionomia serão os mesmos que atuarão em outra.

Considerando que no interior do sítio Cravina a intensidade do vento foi menor, a umidade do ar maior e o dossel da floresta mais fechado, era esperado que a riqueza média e cobertura de epífitos fosse mais elevada do que na sua borda. Apesar de autores sugerirem que os efeitos de borda podem ser percebidos a distâncias de 10 a 20 m (ESSEEN & RENHORN, 1998), existem outros que citam 500 m de influência (LAURENCE, 1991). Nossos resultados indicam que no sítio Cravina a comunidade de samambaias epifíticas continua sob efeito de borda, mesmo a uma distância de 100 m em direção ao interior do fragmento.

Fragmentos florestais são frequentemente deteriorados a partir da utilização de pesticidas, queimadas e outras práticas comuns de uso da terra (VIANA *et al.*, 1997). Assim, alguns fatores não considerados neste estudo podem estar influenciando a comunidade de samambaias no sítio, como o *spray* dos agrotóxicos

lançados nas plantações de hortaliças da área lindeira e que, por ação do vento, podem estar sendo carregados ao interior do fragmento, acarretando decréscimo das espécies de samambaias epifíticas e de sua cobertura. Em estudo desenvolvido por Cassanego *et al.* (2010), levando em conta a ação de metais pesados encontrados em herbicidas sobre a germinação de megásporos e desenvolvimento esporofítico inicial de *Regnellidium diphyllum* Lindm., constatou-se o efeito deletério tanto na germinação quanto no desenvolvimento inicial dessa samambaia. Becker *et al.* (2015) verificaram menor diversidade de espécies epifíticas, incluindo samambaias em ambientes com mais concentração de metais pesados.

Apesar de mais vento e luminosidade incidindo no sub-bosque da borda do sítio Cravina, a riqueza foi semelhante entre a borda do Macaco Branco, embora houvesse diferenças na composição e compartilhamento de espécies de samambaias. A estrutura da vegetação também apresentou semelhanças como altura e diâmetro de árvores, corroborando a simplificação que as bordas artificiais causam em bosques com araucária. Tal dado também foi verificado por Silva & Schmitt (2015) para samambaias terrícolas, nas quais as duas bordas analisadas apresentaram diminuição de espécies entre os seus respectivos interiores. Fica evidente tanto para as terrícolas quanto epifíticas que o efeito de borda age na diminuição da riqueza.

O fato de a borda do Macaco Branco estar localizada no interior da unidade de preservação associada a uma estrada que possui não mais do que 5 m de lar-

gura também parece exercer efeito deletério significativo na riqueza de samambaias epifíticas em sua borda. A umidade relativa do ar e a velocidade do vento equivalentes entre a borda e o interior do sítio Macaco Branco podem ser explicadas porque nesse local a borda recebe influência de uma estrada, e adjacente a ela existe um maciço de floresta com araucária bem estabelecido. Nesse caso, a borda sofre um tampamento causado pela vegetação. De acordo com Laurence *et al.* (2011), a vegetação natural no entorno de um fragmento tem o potencial de selar as diferenças ambientais, diminuindo, assim, o efeito de borda. Já no sítio Cravina tal evidência não foi verificada, corroborando Aragón *et al.* (2015) quando mencionam que diferentes tipos de matrizes têm efeitos distintos no microclima e vão ao encontro à hipótese de que a magnitude dos efeitos de borda depende do contraste entre a fisionomia da matriz e do fragmento florestal. Um fragmento circundado por uma matriz diferente da original pode eliminar espécies e isolar comunidades, e o sucesso de colonização em áreas adjacentes pode ser limitado pelo fato de o habitat não ser mais propício para o desenvolvimento de samambaias.

Além desses fatores, a idade das bordas deve ser considerada, sendo que, de acordo com Laurence e Vasconcelos (2009), a intensidade dos efeitos pode ser influenciada pelo tempo de criação da borda. Segundo Walker e Sharpe (2010), a perda de habitat, impulsionada por atividades humanas como a fragmentação e o uso inadequado do solo, pode ser considerada a principal causa da diminuição da diversidade de samambaias.

CONCLUSÃO

Neste estudo ficou evidente que a borda florestal apresentando uma matriz de agricultura provavelmente é a responsável pela diminuição das samambaias epifíticas tanto da borda quanto do interior da floresta com araucária. Fica demonstrado que o interior do sítio Cravina apresenta uma equivalência de riqueza com sua respectiva borda, indicando que esse efeito está ultrapassando a marca dos 100 m no interior florestal.

A riqueza e a cobertura de samambaias epifíticas da borda do sítio Macaco Branco foram menores em relação ao seu interior, demonstrando que, por menos intensa que seja a atividade antrópica, tal como a pre-

sença de uma estrada dividindo uma mancha florestal, ocorre o efeito de borda.

Identificar quais elementos antrópicos são responsáveis pela diminuição de espécies é fundamental em florestas que estão fragmentadas. Essas plantas vasculares produtoras de esporos evidentemente respondem aos processos de fragmentação e de efeito de borda. Recomenda-se considerar esse grupo de plantas na avaliação da integridade de florestas de araucária, pois, além de espécies mais sensíveis desaparecerem, outras ruderais e oportunistas tornam-se mais recorrentes, causando simplificação das comunidades.

REFERÊNCIAS

- ARAGÓN, G.; ABUJA, L.; BELINCHÓN, R.; MARTÍNEZ, I. Edge type determines the intensity of forest edge effect on epiphytic communities. *European Journal of Forest Research*, v. 134, p. 443-451, 2015.
- AYRES, M.; AYRES JÚNIOR, M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. A. BIOESTAT – Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biomédicas. *ONG Mamiraua*, Belém, 2007.
- BATAGHIN, F. A.; BARROS, F.; PIRES, J. S. R. Distribuição da comunidade de epífitas vasculares em sítios sob diferentes graus de perturbação na Floresta Nacional de Ipanema, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 33, n. 3, p. 501-512, 2010.
- BATAGHIN, F. A.; FIORI, A.; TOPPA, R. H. Efeito de borda sobre epífitas vasculares em Floresta Ombrófila Mista, Rio Grande do Sul, Brasil. *O Mundo da Saúde*, v. 32, n. 329-338, 2008.
- BECKER, D. F. P.; LINDEN, R.; SCHMITT, J. L. Richness, coverage and concentration of heavy metals in vascular epiphytes along an urbanization gradient. *Science of The Total Environment*, v. 584-585, p. 48-54, 2017.
- BECKER, D. F. P.; MÜLLER, A.; SCHMITT, J. L. influência dos forófitos *Dicksonia sellowiana* e *Araucaria angustifolia* sobre a comunidade de epífitas vasculares em Floresta com Araucária. *Floresta*, v. 45, n. 4, p. 781-790, 2015.
- BERNARDI, S.; BUDKE, J. C. Estrutura da sinúsia epifítica e efeito de borda em uma área de transição entre floresta estacional semidecídua e floresta ombrófila mista. *Floresta*, v. 40, n. 1, p. 81-92, 2010.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. *Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Autorização – Portaria MMA nº 9, de 23 de janeiro de 2007.* / Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Brasília: MMA, 2007.
- CASSANEGO, M. B. B.; DROSTE, A.; WINDISCH, P.G. Effects of 2,4-D on the germination of megaspores and initial development of *Regnellidium diphyllum* Lindman (Monilophyta, Marsileaceae). *Brazilian Journal of Biology*, v. 2, n. 70, p. 361-366, 2010.
- ESSEEN, P.; RENHORN, K. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. *Conservation Biology*, v. 12, n. 6, p. 1307-1317, 1998.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Reviews in Ecology. Evolution and Systematics*, v. 34, p. 487-515, 2003.
- FRAZER, G. W.; CANHAM, C. D.; LERTZMAN, K. P. *Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0*: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation. New York: Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, 1999.
- GOETZ, M. N. B.; FRAGA, L. L.; SCHMITT, J. L. Florística e aspectos ecológicos de samambaias e licófitas em um parque urbano do Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisas Botânicas*, v. 63, p. 165-173, 2012.
- GRIME, J. P. Towards a functional description of vegetation. In: WHITE, J. *The population structure of vegetation*. Junk, Dordrecht, The Netherlands: Springer, 1985. p. 503-514.
- HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R. D.; LOVEJOY T. E.; SEXTON, J. O.; AUSTIN, M. P.; COLLINS, C. D.; COOK, W. M.; DAMSCHEN, E. I.; EWERS, R. M.; FOSTER, B. L.; JENKINS, C. N.; KING, A. J.; LAURANCE, W. F.; LEVEY, D. J.; MARGULES, C. R.; MELBOURNE, B. A.; NICHOLLS, A. O.; ORROCK, J. L.; SONG, D. X.; TOWNSHEND, J. R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, v. 1, n. 2, p. 1-9, 2015.

- HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological statistics package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica*, v. 4, 2001.
- HARPER, K. A.; MACDONALD, S. E.; BURTON, P. J.; CHEN, J.; BROSOFSKE, K. D.; SAUNDERS, S. C.; EUSKIRCHEN, E. S.; ROBERTS, D.; JAITEH, M. S.; ESSEN, P. E. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, v. 19, n. 3, p. 768-782, 2005.
- HICKEY, J. E. A floristic comparison of vascular species in tasmanian oldgrowth mixed forest with regeneration resulting from logging and wildfire. *Australian Journal of Botany*, v. 42, n. 4, p. 383-404, 1994.
- HIETZ, P. Diversity and conservation of epiphytes in a changing environment. *Pure and Applied Chemistry*, 1999. Disponível em: <<http://fradnai.free.fr/docs/doc17.pdf>>. Acesso em: 16 jan. 2017.
- JOHANSSON, D. R. Vascular epiphytism in Africa. In: LIETH, H.; WERGER, M. J. *Tropical rain forest ecosystems: Ecosystems of the world*. Amsterdã: Elsevier, 1989. v. 14b. p. 7-53.
- KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, v. 5, p. 173-185, 1989.
- KERSTEN, R. A. Epífitos vasculares – Histórico, participação taxonômica e aspectos relevantes, com ênfase na Mata Atlântica. *Hoehnea*, v. 37, n. 1, p. 9-38, 2010.
- KERSTEN, R. A.; KUNIYOSHI, Y. S. Conservação das florestas na bacia do alto Iguazu, Paraná – Avaliação da comunidade de epífitas vasculares em diferentes estágios serais. *Floresta*, v. 39, n. 1, p. 51-66, 2009.
- KERSTEN, R. A.; SILVA, S. M. Florística e estrutura de comunidades de epífitas vasculares da planície litorânea. In: MARQUES, M. C. M.; BRITZ, R. M. *História natural e conservação da Ilha do Mel*. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 2005. p. 125-144.
- KERSTEN, R. A.; WAECHTER, J. L. Métodos quantitativos no estudo de comunidades epifíticas. In: FELFILI-FAGG, J. M.; EISENLOHR, P. V.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; MEIRA NETO, J. A. A. *Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de caso*. Viçosa: Editora da UFV, 2011. v. 1. p. 156-176.
- KESSLER, M.; KLUGE, J.; HEMP, A.; OHLEMULLER, R. A global comparative analysis of elevational species richness patterns of ferns. *Global Ecology Biogeography*, v. 20, p. 868-880, 2011.
- KLEIN, R. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. *Sellowia*, v. 12, p. 17-44, 1960.
- LABIAK, P. H.; PRADO, J. Pteridófitas epífitas da Reserva Volta Velha, Itapoá - Santa Catarina, Brasil. *Boletim do Instituto de Botânica*, v. 11, p. 1-79, 1998.
- LAURANCE, W. F. Edge effects in tropical forest fragments: applications of a model for the design of nature reserves. *Biological Conservation*, v. 57, n. 2, p. 205-219, 1991.
- LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L. C.; LUIZÃO, R. C. C.; LAURANCE, S. G.; PIMM, S.; BRUNA, E. M.; STOUFFER, P. C.; WILLIAMSON, G. B.; BENITEZ-MALVIDO, J.; VASCONCELOS, H. L.; VAN HOUTAN, K.; ZARTMAN, C. E.; BOYLE, S. A.; DIDHAM, R. K.; ANDRADE, A.; LOVEJOY, T. E. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. *Biological Conservation*, v. 144, n. 1, p. 56-67, 2011.
- LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. *Oecologia Brasiliensis*, v. 13, n. 3, p. 434-451, 2009.
- MÄHLER JUNIOR, J. K. F.; LAROCCHA, J. F. Fitofisionomias, desmatamento e fragmentação da Floresta com Araucária. In: FONSECA, C. R.; SOUZA, A. F.; LEALZANCHET, A. M.; DUTRA, T.; BACKES, A.; GANADO, G. (Eds.). *Floresta com araucária: ecologia, conservação e desenvolvimento sustentável*. Ribeirão Preto: Holos, 2009. p. 243-252.

- MESQUITA, R. C. G.; DELAMÔNICA, P.; LAURANCE, W. F. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation*, v. 91, n. 2, p. 129-134, 1999.
- MORENO, J. A. *Clima do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: Secretaria da Agricultura, 1961. 42 p.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.
- PACIENCIA, M. L. B.; PRADO, J. Efeitos de borda sobre a comunidade de pteridófitas na Mata Atlântica da região de Una, sul da Bahia, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 27, n. 4, p. 641-653, 2004.
- PACIENCIA, M. L. B.; PRADO, J. Effects of forest fragmentation on pteridophyte diversity in a tropical rain forest in Brazil. *Plant Ecology*, v. 180, n. 1, p. 87-104, 2005.
- PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Koppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions, European Geosciences Union*, v. 11, n. 5, p.1633-1644, 2007.
- PEREIRA, A. F. N.; SILVA, I. A. A.; SANTIAGO, A. C. P.; BARROS, I. C. L. Efeito de borda sobre a comunidade de samambaias em fragmento de floresta atlântica (Bonito, Pernambuco, Brasil). *Interciência*, v. 39, n. 4, p. 281-287, 2014.
- PÉRICO, E.; CEMIN, G.; LIMA, D. F. B.; REMPE, C. Efeitos da fragmentação de habitats sobre comunidades animais: utilização de sistemas de informação geográfica e de métricas de paisagem para seleção de áreas adequadas a testes. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. *Anais... Goiânia: INPE*, 2005. p. 2339-2346.
- PREVEDELLO, J. A.; VIEIRA, M. V. Plantation rows as dispersal routes: a test with didelphid marsupials in the Atlantic Forest, Brazil. *Biological Conservation*, v. 143, n. 1, p. 131-135, 2010.
- PTERIDOPHYTE PHYLOGENY GROUP (PPGI). A community-derived classification for extant lycophytes and ferns. *Journal of Systematics and Evolution*, v. 54, n. 6, p. 563-603, 2016.
- ROCHA-URIARTT, L.; BECKER, D. F. P.; GRAEFF, V.; KOCH, N. M.; SCHMITT, J. L. Functional patterns and species diversity of epiphytic vascular spore-producing plants in riparian forests with different vegetation structure from southern Brazil. *Plant Ecology and Evolution*, v. 149, p. 261-271, 2016.
- ROCHA-URIARTT, L.; CASSANEGO, M. B. B.; BECKER, D. F. P.; DROSTE, A.; SCHMITT, J. L. Riparian forest environmental diagnosis: an integrated analysis of botanical and meteorological parameters and of atmospheric air genotoxicity. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, v. 35, p. 102-115, 2015. SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, v. 5, n. 1, p. 18-32, 1991.
- SCHNEIDER, P. H.; SCHMITT, J. L. Composition, community structure and vertical distribution of epiphytic ferns on *Alsophila setosa* Kaulf., in a Semideciduous Seasonal Forest, Morro Reuter, RS. *Brazil. Acta Botanica Brasílica*, v. 25, n. 3, p. 557-565, 2011.
- SILVA, I. A. A.; PEREIRA, A. F. N.; BARROS, I. C. L. Edge effects on fern community in an Atlantic Forest remnant of Rio Formoso, PE, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 71, n. 2, p. 421-430, 2011.
- SILVA, M. M.; GANADE, G.; BACKES, A. Regeneração natural em um remanescente de floresta ombrófila mista, na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisas Botânica*, v. 61, p. 259-278, 2010.
- SILVA, V. L.; SCHMITT, J. L. The effects of fragmentation on Araucaria forest: analysis of the fern and lycophyte communities at sites subject to different edge conditions. *Acta Botanica Brasílica*, Belo Horizonte, v. 29, n. 2, p. 223-230, 2015.
- TRYON, R. M.; TRYON, A. F. *Ferns and allied plants with special reference to Tropical America*. Nova York: Springer Verland, 1982. 857 p.

TURNER, I. M.; TAN, H. T. W.; WEE, Y. C.; BIN IBRAHIM, A.; CHEW, P. T.; CORLETT, R. T. A study of plant species extinction in Singapore: lessons of the conservation of tropical biodiversity. *Conservation Biology*, v. 8, n. 3, p. 705-712, 1994.

VALARINI, P. J.; OLIVEIRA, F. R. A.; SCHILICKMANN, S. F.; POPPI, R. J. Qualidade do solo em sistemas de produção de hortaliças orgânico e convencional. *Horticultura Brasileira*, v. 29, n. 4, p. 485-491, 2011.

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. A. J.; BATISTA, J. L. F. Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Landscape*. Chicago: University of Chicago Press, 1997. p. 351-365.

WALKER, L.; SHARPE, J. Ferns, disturbance and succession. In: MEHLTRETER, K. V.; WALKER, L. R.; SHARPE, J. M. *Fern Ecology*. Cambridge: Cambridge University Press, 2010. p. 177-219.

WILCOVE, D. S.; MCLELLAN, C. H.; DOBSON, A. P. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: SOULÉ, M. E. *Conservation Biology: the scarcity and diversity*. Sunderland: Sinauer, 1986. p. 237-256.

WINDISCH, P. G. *Pteridófitas da região norte-ocidental do Estado de São Paulo: Guia para estudo e excursões*. 2. ed. São José do Rio Preto: Editora da UNESP, 1992. 110 p.

WOLF, J. H. D. The response of epiphytes to anthropogenic disturbance of pine-oak forests in the highlands of Chiapas, Mexico. *Forest Ecology and Management*, v. 212, n. 1, p. 376-393, 2005.

