

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

**DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE INSETOS FITÓFAGOS, COM ÊNFASE EM
GALHADORES, EM TRÊS DIFERENTES REGIÕES DO BRASIL**

RUBENS AKESHI MACEDO ODA

ORIENTADOR: DR. RICARDO FERREIRA MONTEIRO

Tese de doutorado apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em
Ecologia da Universidade Federal do
Rio de Janeiro como requisito parcial
para obtenção do Grau de Doutor em
Ecologia

RIO DE JANEIRO

2006

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE INSETOS FITÓFAGOS, COM ÊNFASE EM GALHADORES, EM TRÊS
DIFERENTES REGIÕES DO BRASIL

Rubens Akeshi Macedo Oda

Prof. Ricardo Ferreira Monteiro, Dr., UFRJ

Prof. Marcelo Trindade Nascimento, Dr., UENF

Prof^a. Helena Castanheira de Moraes, Dr^a., UNB

Prof^a. Valéria Cid Maia, Dr^a., Museu Nacional – UFRJ

Prof. Ricardo Iglesias Rios, Dr., UFRJ

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da
Universidade Federal do Rio de Janeiro como requisito parcial para obtenção do Grau de
Doutor em Ecologia

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL
MARÇO DE 2006

FICHA CATALOGRÁFICA

ODA, RUBENS AKESHI MACEDO

Distribuição espacial de insetos fitófagos, com ênfase em galhadores, em três diferentes regiões do Brasil.

105 p. 29,7 cm (Instituto de Biologia/UFRJ, D. Sc, Ecologia, 2006)

Tese - Universidade Federal do Rio de Janeiro, PPGE

1. herbivoria 2. galhas entomógenas 3. hipótese do estresse hídrico 4. mudanças climáticas 5. estratificação

I. IB/UFRJ II. Título (série)

À intrigante complexidade da natureza,
e especialmente aos insetos...

AGRADECIMENTOS

Ao amor sem o qual seria impossível aceitar o frio, chuva e cansaço. A esperança sem a qual o fim chegaria antes do meio. A vida, que nas suas diversas manifestações permitiu que este embrião fosse alimentado e protegido até seu nascimento.

À Andréa que soube apoiar-me na geração deste trabalho e foi uma das principais motivadoras, abdicando de tempo e carinho em prol de minha realização pessoal. Realizamo-nos juntos !

À Lorena, que ainda no útero materno pode conhecer as picadas dos borrachudos em Picinguaba e o frio de Itatiaia em nossas idas à campo, e ao Pedrão que entre o Power-Ranger e o video-game pode aproveitar um pouco deste papai atarefado.

Aos meus pais e avós, especialmente a mamãe doutora que soube motivar, cobrar e vibrar quando necessário.

À minha irmã, Gabriela, que inicia neste momento a sua caminhada científica. Espero sinceramente que você mantenha sua energia e seus princípios na construção de uma sólida (ou líquida!) carreira Biológica.

Ao Dr. Ricardo Ferreira Monteiro pela orientação, não somente científica, mas também pessoal, que através dos anos pode ser transformada e renovada em amizade e respeito. Obrigado.

À Dra. Margarete Valverde Macêdo pelas conversas, puxões de orelha e sua onipresença em momentos bons e difíceis da minha vida.

Às gerações de amigos do Laboratório de Ecologia de Insetos, dos tempos de calouro aos de dinossauro: Antônio, Jussara, Fernando, Sandor, Marina, João, Maite, Mariana Silveira, Mariana Saavedra, Flávia, Pimenta, Rodrigo, Eduardo, André, Viviane, Karine, Adriana, Luana, Fernanda, Vivian, Pedro, Milena, Abacaxi, Sama, Cristina, Jéssica. Todos que de alguma forma contribuíram na gestação e desenvolvimento do

trabalho, bem como na criação de um excelente ambiente de trabalho.

Dos colegas de laboratório um agradecimento especial ao Vagner, que com sua simplicidade e solicitude me auxiliou em vários aspectos desta tese.

Às pessoas que facilitaram o desenvolvimento do trabalho amazônico, especialmente Daniel, Gina, Moacir, David e Sebastião (Zé Bati); aos novos e antigos amigos que compartilharam as mesmas experiências por um tempo curto mas intenso.

Aos amigos externos da Biologia, que aprenderam um pouco sobre galhas em nossas conversas e souberam compreender minha freqüente ausência. Obrigado Rogério, Flávio Rocha, Edson Cruz, Edson Moscoso, Luciano, Edson Gabriel, Hingrid, Denise, Sylvio, Geraldo, Carlos Heitor, Ângela e Manuel Afonso.

A motivação conferida pelos amigos Wagner Carvalho, Zé Cristian, Felipe, Armando e Mércia.

Ao professor amigo Paulo Gilberto pela ajuda nas traduções.

Aos professores Fernando Fernandez e Érica Caramaschi, que sem perceber injetaram adrenalina, cafeína e taurina em minhas veias e me auxiliaram a acender o pavio da minha mente.

Ao Ibama e pessoal de apoio das unidades de conservação onde desenvolvemos o trabalho, especialmente o Parque Nacional de Itatiaia, Parque Nacional da Serra dos Órgãos e Floresta Nacional do Tapajós que deram apoio irrestrito ao prosseguimento do trabalho.

Ao amigo Zalar que facilitou a realização deste trabalho no PARNA Itatiaia.

Ao apoio logístico/financeiro fornecido pelo Large Scale Biosphere-Atmosphere Experiment in Amazônia (LBA) e Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM).

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia (PPGE/UFRJ) e a todos seus alunos, funcionários e professores.

A Capes pela bolsa de doutorado a mim concedida.

RESUMO

Uma assembléia de herbívoros associada a uma espécie hospedeira em particular pode representar uma unidade sensível de mapeamento da biodiversidade, constituindo uma entidade ecológica e evolutiva de estudo (Novotny *et al.*,2005). Agregar conhecimento sobre as interações inseto-plantas *lato-sensu*, especialmente em guildas específicas como são os galhadores é importante para a política de conservação, o monitoramento das mudanças globais, assim como para o entendimento da origem e manutenção da diversidade de espécies tropicais. Insetos galhadores apresentam maior riqueza de espécies em latitudes intermediárias, ambientes áridos, quentes e com vegetação esclerófila de tipo mediterrânea. Entender os padrões de riqueza de espécies galhadoras em ambiente tropical significa grande avanço no estudo de suas distribuições geográficas, dos mecanismos de escolha das plantas hospedeiras, e mesmo aspectos da evolução deste hábito alimentar. Este trabalho tem como objetivo investigar em três diferentes eco-regiões brasileiras (Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (RJ), Parque Nacional do Itatiaia (MG) e Floresta Nacional do Tapajós (PA) a relação entre riqueza de galhas com outros parâmetros da comunidade inseto-plantas entre si e com diferentes aspectos climáticos/microclimáticos. Este trabalho divide-se portanto em três capítulos que analisam, cada um deles, a variação espacial em três diferentes formações vegetais: as formações de restinga com diferenças inerentes ao solo e disponibilidade de água (Cap.I) ; estratos verticais na floresta amazônica e a exclusão artificial da chuva (Cap.II); e a variação altitudinal no Parque Nacional do Itatiaia (Cap.III). As amostragens na Restinga de Jurubatiba e no Parque de Itatiaia foram feitas através de interceptos de linha e posterior vistoria das plantas interceptadas registrando-se o número de indivíduos de plantas, a riqueza de plantas, o número de plantas com galhas e a riqueza de galhas. Já no ecossistema amazônico avaliou-se a herbivoria por fitófagos externos e galhadores

através da escolha casual de indivíduos em três diferentes estratos verticais e nas parcelas controle e com exclusão artificial de chuva. A riqueza de galhadores foi maior nas formações abertas de restinga do que em Mata de restinga; apresentou valores decrescentes com o aumento da altitude em Itatiaia e a frequência de plantas com galhas foi maior no dossel do que no sub-bosque amazônico. Somente a herbivoria por insetos exofíticos foi distinta entre as parcelas seca e controle na Amazônia. A ocorrência de maior riqueza de galhas na formação de *Clusia*, entre as formações de restinga, e no dossel, entre os estratos verticais amazônicos, reforçam a hipótese do estresse hídrico como agente promotor da riqueza de galhadores.

ABSTRACT

An assembly of herbivores associated with one host species may be a precise unit for mapping biodiversity, constituting an ecological and evolutionary study unity (Novotny *et al.*, 2005). Gathering knowledge on the insect-plants interactions *lato-sensu*, especially on specific guilds such as gall-makers is important for conservation policy, for monitoring global changes, as well as for understanding of the origin and maintenance of tropical species diversity. Gall makers present larger species richness in intermediate latitudes, harsh environments and with sclerophyllous Mediterranean-type vegetation. Understanding the patterns of galling species richness (GSR) in tropical region means great progress in the study of their geographical distributions, and the mechanisms of host plant choice, and even aspects of the evolution of this feeding habit. The objective of this work was to investigate in three different Brazilian eco-regions (Restinga of Jurubatiba National Park (RJ), Itatiaia National Park (MG) and Tapajós National Forest (PA) the relationship between the GSR and other community insect-plant parameters and with different climatic/microclimatic traits. This work was divided therefore into three chapters that analyze the spatial variation in three different vegetation types, which are: the Restinga formations with inherent differences to the soil and availability of water (Chap.I); vertical stratification in the Amazonian forest and the artificial throughfall exclusion (Chap.II); and the altitudinal variation in Itatiaia National Park (Chap.III). The samplings in Jurubatiba's Restinga and Itatiaia's forest were made through line intercepts and subsequent inspection of the intercepted plants recording the number of plants, the plants species richness, the number of plants with galls and the GSR. However, in the Amazonian ecosystem the herbivory was evaluated for external feeders and gall-makers through the individuals chosen randomly in three different vertical layers and in two plots – artificial

throughfall exclusion and control. The GSR was higher in the open-shrub formations of Restinga than in Restinga Forest; GSR presented decreasing values with the increase of the altitude in Itatiaia and the frequency of plants with galls was higher in the canopy than in the Amazonian understory. Only the external herbivory by exophagous insects was different among the dry and control plots in Amazonia. The occurrence of higher GSR in the *Clusia* formation, among the Restinga formations, and in the canopy, among the Amazonian vertical strata, reinforce the hygrothermal stress hypothesis as GSR promoter.

SUMÁRIO

A. INTRODUÇÃO	1
A. 1. Distribuição espacial dos organismos.....	1
A.2. Fatores que determinam a diversidade.....	2
A. 3. Diversidade de insetos.....	6
A. 4. A evolução do hábito galhador.....	7
A.5. Mudanças globais e a ecologia de comunidades.....	12
B.OBJETIVOS	15
C. ÁREA DE ESTUDO	15
<hr/>	
CAPÍTULO I: Distribuição de insetos galhadores no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (Macaé, RJ): Influências fisionômicas e microclimáticas	16
RESUMO	16
ABSTRACT	17
II.INTRODUÇÃO	18
II.1. Distribuição espacial dos organismos.....	18
II.2. Diversidade de insetos.....	19
II.3. Insetos em restingas.....	24
III.OBJETIVOS	25
IV. MATERIAL	E
MÉTODOS	26
IV.1. Área de estudo.....	26
IV.2. Amostragem.....	30
V.RESULTADOS	33
V.1. Comparações entre os cordões arenosos de restinga.....	33

V.2. Comparações entre as formações de <i>Clusia</i> e Ericaceae.....	36
V.3. Comparações entre Restinga aberta e Mata periodicamente inundada.....	46
VI.DISSCUSSÃO.....	59
VI.1. Comparações entre os cordões arenosos de restinga.....	59
VI.2. Riquezas de galhas nas formações de <i>Clusia</i> e Ericaceae.....	59
VI.3. Comparações entre as formações abertas de moita e a Mata periodicamente inundada.....	63
VII.	
CONCLUSÕES.....	67

CAPÍTULO II: Estratificação vertical e influência da exclusão artificial da chuva em diferentes guildas de insetos fitófagos na Amazônia69

RESUMO.....	69
ABSTRACT.....	70

II.INTRODUÇÃO.....	71
II.1. Diversidade biológica nos trópicos.....	72
II.2. Diversidade de insetos.....	73
II.3. Ecologia de dossel.....	74
II.4. Variações climáticas e seus impactos em comunidades amazônicas.....	76

III.OBJETIVOS.....	79
---------------------------	-----------

IV.	MATERIAL	E
MÉTODOS.....	79	
IV.1. Área de estudo.....	79	
IV.2. Amostragem.....	81	

V.RESULTADOS.....	87
--------------------------	-----------

VI.DISSCUSSÃO	93
VI.1. Herbivoria externa x insetos galhadores.....	93
VI.2. Estratificação vertical.....	94
VI.3 . Efeito da exclusão da chuva sobre a herbivoria.....	97
VII. CONCLUSÕES	98

CAPÍTULO III: Distribuição de insetos galhadores em diferentes altitudes no Parque Nacional do Itatiaia (RJ/MG)	99
--	----

RESUMO	99
ABSTRACT	100

II. INTRODUÇÃO	101
II.1. Fatores que determinam a diversidade.....	101
II.2. A Mata Atlântica Brasileira.....	102
II.3. Altitude e riqueza de espécies.....	104

III.OBJETIVOS	109
----------------------------	-----

IV. MATERIAL E MÉTODOS	110
IV.1. Área de estudo.....	110
IV.2. Amostragem.....	113

V.RESULTADOS	115
---------------------------	-----

VI.DISSCUSSÃO	136
----------------------------	-----

VII. CONCLUSÕES	141
------------------------------	-----

D. RESULTADOS E DISCUSSÕES FINAIS	142
D.1. Padrões na riqueza de espécies ganhadoras.....	142
D.2. Estresse hídrico/nutricional e sua influência na riqueza de espécies ganhadoras.....	146
D.3. Relação da riqueza de espécies ganhadoras e a riqueza de plantas.....	148
D.4. Relação da riqueza de espécies ganhadoras e a densidade de plantas.....	151
E. CONCLUSÕES	154
F. ANEXOS	157
G. BIBLIOGRAFIA	159

A. Introdução

A. 1. Distribuição espacial dos organismos

O mundo pode ser caracterizado de diversas formas menos como constante ou uniforme (RICKLEFS,1990). As populações de todas as espécies são espacialmente estruturadas por recursos limitantes ou condições ambientais propícias, fatores que na natureza usualmente encontram-se distribuídos de maneira não uniforme (BEGON *et al.*, 1986). Distribuições variam hierarquicamente desde o indivíduo até um conjunto amplo de espécies, podendo ser estudadas em várias escalas (KOTLIAR & WIENS, 1990).

Todo naturalista sabe que as interações bióticas variam entre diferentes locais. Interações como as entre plantas e polinizadores, relações predador-presa, interações patógenos-hospedeiros e a competição interespecífica sempre variam espacialmente em função das distribuições distintas das espécies (TRAVIS, 1996).

Mudanças na composição de espécies podem ocorrer de duas formas distintas: (1) mudanças graduais ao longo de gradientes autocorrelacionados de fatores ambientais; (2) mudanças abruptas entre ambientes distintos (HUGHES *et al.*, 2000).

Riqueza de espécies freqüentemente correlaciona-se com outras medidas de diversidade ecológica, morfológica, filogenética ou funcional (GASTON, 1996) gerando diferentes avaliações da biodiversidade. Como a riqueza de espécies de uma região é usualmente não homogênea espacialmente, entender como a biodiversidade varia geograficamente, delimitando as principais variáveis de predição da riqueza de espécies, é um dos principais objetivos dos ecólogos modernos. Infelizmente descrever tendências geográficas na riqueza de espécies conferindo a importância relativa aos diversos fatores atuantes é complicado e pode seguir duas metodologias diferentes (GASTON & WILLIAMS, 1996): i – considerar todos os dados biológicos, históricos e atuais, sobre a distribuição geográfica das espécies; ii – diferenciar padrões e processos, detectando

relações em ambientes multivariados (LOBO *et al.*, 2001). Estudos de séries históricas nas regiões tropicais são dificultados, especialmente para insetos, uma vez que somente uma ínfima fração das espécies possuem registros de tais dados na literatura e uma grande proporção de táxons permanece sem ser descrita.

Artrópodos são animais ectotérmicos de pequeno tamanho, o que os torna, conseqüentemente, bastante sensíveis a variações climáticas (DANKS, 1992; THOMAS *et al.* 1994) devendo responder numericamente a gradientes climáticos (MACARTHUR, 1972; DANKS, 1992). Padrões na abundância e riqueza de insetos herbívoros têm sido descritos ao longo de gradientes climáticos (LANDSBERG & GILLIESON, 1995; STRATHDEE & BALE, 1995; HYSELL *et al.*, 1996), altitudinais (STEVENS, 1992; OLSEN, 1994) e latitudinais (GASTON, 1996; HODKINSON, 1997).

A.2. Fatores que determinam a diversidade

A biodiversidade abrange a variedade e a variabilidade de todos os organismos vivos do planeta. Diversos níveis hierárquicos de organização são relevantes em seu estudo como a *diversidade genética* que refere-se à variabilidade dentro da espécie, podendo ser medida através da variação genética em determinada população; a *diversidade de espécies* que refere-se à riqueza de espécies encontrada em escala local, regional ou global; a *diversidade taxonômica* que refere-se à variedade de organismos de um nível taxonômico acima de espécie (gênero, família, ordem etc.) em determinada região; a *diversidade de interações* que refere-se a grupos de diversas espécies que coexistem interagindo troficamente ou através de outros processos bióticos como a polinização e a competição; e a *diversidade de ecossistemas* que se refere à comunidade de organismos e ao ambiente físico interagindo como uma unidade ecológica. Nos níveis de interações e ecossistemas, a preservação não significa manter somente um grupo de

espécies, mas também os padrões e os processos nas mais diversas escalas (JONHSON,1995).

Ecólogos e biogeógrafos têm buscado entender a variação espacial na abundância e na distribuição das espécies. Nessa tarefa, dois grandes problemas de definição e quantificação são freqüentes na utilização de índices de diversidade: o primeiro problema se refere ao acesso da abundância relativa das espécies (PIELOU, 1975; WHITTAKER, 1977). O padrão de distribuição de abundâncias das espécies nas comunidades é usualmente similar, com muitas espécies raras e poucas comuns, e embora as espécies raras individualmente pouco representem para a comunidade elas constituem uma grande parcela da totalidade dos indivíduos nas comunidades tropicais (PRESTON, 1962; WILLIAMS, 1964). O segundo problema é a escala espacial em que a diversidade é medida. Diversidade e riqueza de espécies aumentam com a área amostrada, e a natureza quantitativa do efeito espécie-área é consequência direta da heterogeneidade do ambiente físico.

Tradicionalmente a diversidade de espécies é considerada primariamente como fenômeno histórico, um reflexo do acúmulo de espécies ao longo do tempo e dessa forma assunto periférico no que diz respeito ao estudo da Ecologia (WALLACE, 1876; FISCHER, 1960). No início dos anos 1960 a diversidade passou a ser percebida como resultado de interações ecológicas, principalmente a competição (SCHLUTER & RICKLEFS, 1993a). Recentemente, ecólogos passaram a investigar processos ao longo de ampla escala temporal e espacial, reconhecendo conexões entre o habitat local e a biogeografia global, e entre aspectos atuais e a longa história da vida na Terra (RICKLEFS, 1987). A diversidade de espécies depende de processos ecológicos e evolutivos, eventos históricos e circunstâncias geográficas (SCHLUTER & RICKLEFS,1993a).

Relações entre a diversidade de espécies e macrodescritores têm sido objeto de estudo em diversos trabalhos ecológicos (FISCHER, 1960; PIANKA, 1966; STEHLI *et al.*, 1969; BROWN & GIBSON, 1983; STEVENS, 1989; RICKLEFS, 1990). Variáveis e processos como latitude, clima, produtividade primária, heterogeneidade de habitat, complexidade de habitat, distúrbios, tamanho e distância de ilhas têm sido correlacionadas à diversidade de espécies (SCHLUTER & RICKLEFS, 1993a).

Condições que favoreçam a produtividade em particular, como a temperatura e a precipitação, parecem gerar incremento na diversidade de espécies (RICHERSON & LUM, 1980; CURRIE & PAQUIN, 1987; CURRIE, 1991).

Distúrbios podem também influenciar a riqueza de espécies gerando um mosaico de comunidades em diferentes estágios sucessionais em uma mesma região, alterando a comunidade predita a partir das condições ambientais (WATT, 1947). Embora resultado de distúrbios, este mosaico pode apresentar riqueza de espécies superior a uma grande comunidade inalterada (CONNELL, 1975, 1978; PAINE, 1966; HUSTON, 1979; KEOUGH, 1984).

Muitos desses fatores têm origem em percepções empíricas. Outros processos têm derivado de explicações teóricas como a predação denso-dependente (PAINE, 1966; JANZEN, 1970; CLARK & CLARK, 1984) e a estocasticidade temporal e espacial (SALE, 1977, 1978; LEVINS, 1979; CHENSSON, 1986). Teorias baseadas nessas explicações detêm pouco suporte experimental enfatizando a dificuldade em distinguir entre os fenômenos que inspiram hipóteses e os testes de mecanismos propostos a explicá-las (SCHLUTER & RICKLEFS, 1993a).

A influência de aspectos geográficos na comunidade é notável na biogeografia de ilhas, onde o número de espécies aumenta em função do tamanho da ilha e diminui em função de sua distância do continente (CONNOR & MCCOY, 1979; ABBOTT, 1980; MACARTHUR & WILSON, 1963, 1967).

Historicamente, um dos padrões mais estudados de diversidade é sua relação com a latitude (PIANKA, 1994). A diversidade de organismos é usualmente alta no equador diminuindo gradualmente com o aumento da latitude. Considerável especulação sobre as causas do gradiente latitudinal de diversidade gerou diversas hipóteses e teorias que podem não ser excludentes (PIANKA, 1966). As principais hipóteses dessa variação seriam tempo evolutivo, estabilidade climática, previsibilidade climática, heterogeneidade espacial, produtividade primária, estabilidade da produtividade primária, competição, predação diferenciada e distúrbios (PIANKA, 1994).

Complexidade regional também é importante em termos de incremento na diversidade. Ecólogos têm descrito a alta diversidade de regiões montanhosas em comparação com planícies (SIMPSON, 1964; COOK, 1969). Este padrão pode relacionar-se ao elevado número de espécies isoladas alopatricamente em vales ou em montanhas.

Embora tais padrões emergentes de diversidade sejam amplamente aceitos na literatura, a diversidade muitas vezes não corresponde perfeitamente às condições climáticas locais; habitats similares em diversos continentes usualmente suportam números de espécies bastante dissimilares (ORIAN & PAINE, 1983; SCHLUTER & RICKLEFS, 1993b). Tais disparidades nos forçam a assumir que em alguns casos processos históricos e geográficos podem predominar sobre os determinantes climáticos.

A biodiversidade é vasta, complexa e pouco estudada. O número de espécies conhecidas encontra-se na faixa de 1,7 milhões, sendo estimada em até 13 milhões de espécies (WILSON, 1999).

O Brasil encontra-se entre os 12 países detentores de megadiversidade. Estima-se que 20% das espécies do planeta estão em território brasileiro. As Angiospermas, principal grupo de plantas terrestres e a base majoritária das teias tróficas terrestres, apresentam a maior riqueza de espécies do mundo em nosso país (MCNEELY *et al.*, 1990). O país possui o maior número de espécies de plantas e anfíbios e encontra-se

entre os mais ricos em pássaros, répteis e mamíferos (GROOMBRIDGE, 1992). A Mata Atlântica e o Cerrado estão entre os 25 “hot spots” de biodiversidade ameaçados de devastação (WILSON, 1999). Além da biodiversidade de espécies, os aspectos genéticos e ambientais são relevantes em nosso país, porque temos centros de diversidade de diversos grupos e uma imensa heterogeneidade ambiental.

A. 3. Diversidade de insetos

Muitos autores têm advogado em prol da conservação de táxons pouco estudados e pouco carismáticos à população em geral (PEARSON & CASSOLA, 1992; PIMM & GITTLEMAN, 1992, SCOTT *et al.*, 1993) e, certamente, os insetos estão nessa categoria. A maioria das espécies de insetos ainda não foi descrita (HAMMOND, 1992), e sua identificação requer o amparo de especialistas treinados (HUGHES *et al.*, 2000).

Insetos formam o grupo mais abundante de animais na Terra, sendo sua importância não somente restrita à riqueza de espécies, mas também no número de indivíduos, biomassa, e processos ecológicos em que participam como a ciclagem de nutrientes, polinização, dispersão de sementes, manutenção da comunidade de plantas via fitofagia, incluindo predação de sementes, e recurso alimentar a aves, mamíferos, répteis e peixes (GULLAN & CRANSTON, 1994). Milhares de espécies de insetos se alimentam de plantas e praticamente cada planta e cada parte dela, seja folha, flor, caule ou raiz, serve de alimento para algum tipo de inseto. Os insetos fitófagos pertencem a somente nove das cerca de 30 ordens existentes no grupo. Porém, essas nove ordens são exatamente as que concentram maior riqueza de espécies. Considerando todos os animais e plantas superiores, estima-se que 26% das espécies sejam insetos fitófagos. Os outros insetos, incluindo saprófagos, predadores, parasitas e parasitóides, correspondem a 32% do total de organismos (STRONG *et al.*, 1984).

Insetos fitófagos podem utilizar seu recurso de diversas formas. Os fitófagos externos ou exófagos podem comer tecido vegetal mastigando-o, como os besouros, ou sugando-o, como os percevejos e cigarras. Os fitófagos internos ou endófagos são classificados em minadores, galhadores, brocadores e predadores de sementes (STRONG *et al.*, 1984).

Galhas são alterações no desenvolvimento de tecidos vegetais (MANI, 1964). Diversos são os organismos indutores de galhas, tais como rotíferos, nematódeos, algas, bactérias, fungos, vírus e ainda plantas da família Loranthaceae; porém, os indutores mais comuns são ácaros e insetos, especialmente os Diptera (DARLINGTON, 1975; FELT, 1940; GAGNÉ, 1989, 1994).

Diptera constitui a terceira maior ordem de insetos com estimativas de 120.000 espécies, e são possivelmente os animais mais abundantes em ambientes temperados (HUGHES *et al.*, 2000). Eles estão envolvidos em várias funções ecológicas incluindo decomposição, polinização e controle de pestes (KEARNS, 1992; BERENBAUM, 1995).

Para insetos herbívoros, o tamanho do nicho é diretamente dependente da amplitude da dieta. Informações sobre a distribuição do hospedeiro são críticas no entendimento dos processos que levam a alta diversidade. Mesmo que alguns autores defendam que insetos herbívoros são mais especializados nos trópicos (eg: PRICE, 1980; PRICE, 1991), existe evidência contrária principalmente para fitófagos externos (NOVOTNY *et al.*, 2002b).

A. 4. A evolução do hábito galhador

Dentre os grupos de insetos fitófagos, insetos galhadores oferecem um sistema que facilita a identificação de padrões geográficos de diversidade e a avaliação de possíveis mecanismos que gerem tais padrões. Galhas são conspícuas, fáceis de

amostrar, e estabelecem relação usualmente específica com sua espécie hospedeira o que favorece sua identificação (REDFERN & ASKEW, 1992).

Galhas de cada espécie são constantes na estrutura, usualmente diferindo conspicuamente de galhas de outras espécies relacionadas crescendo na mesma planta. A partir disso conclui-se que um mecanismo bastante preciso é empregado por cada indutor na manipulação do crescimento do tecido da planta, o que torna a galha importante ferramenta taxonômica (REDFERN & ASKEW, 1992; ANANTHAKRISHNAN 1984; DODSON & GEORGE, 1986; WEIS *et al.*, 1988; DREGER-JAUFFRET & SORTHOUSE, 1992; CUEVAS-REYES *et al.*, 2004).

Estudos populacionais e biogeográficos das espécies galícolas (indutores, inquilinos e parasitóides) são facilitados devido a seu hábito sésil, relação parasítica com a planta hospedeira, e sua fase de vida larval restrita a essa estrutura. Estudos que determinem a amplitude de distribuição e a taxa de dispersão entre habitats dessas espécies são escassos, da mesma forma que estudos comparativos entre ambientes.

Os cecidomiídeos (Diptera: Cecidomyiidae) formam uma das maiores famílias de insetos, com cerca de 5.400 espécies, a maioria das quais indutoras de galhas. Essa família fornece informação comparativa sobre a evolução dos grupos galhadores primitivos e mais derivados (GAGNÉ, 1989). Entre os grupos primitivos predominam subfamílias fungívoras com gêneros bem distintos, pobres em espécies e de distribuição ampla, indicando longa história evolutiva. Entre estes grupos primitivos estão a subfamília Lestrimiinae, que possui cerca de 547 espécies descritas em todo mundo (GAGNÉ, 2004). Em contraste, a terceira e mais jovem subfamília de cecidomiídeos, os Cecidomyiinae, que contém indutores de galhas, incluem cerca de 4281 espécies descritas no mundo, com muitas espécies ainda aguardando sua descoberta e descrição (GAGNÉ, 2004). A maior parte dos Cecidomyiinae são altamente adaptados e sincronizados com seus hospedeiros como (GAGNÉ, 1989): *Neolasioptera* Felt, 1908 -

133 spp.; *Rhopalomyia* Rübсаamen, 1892 - 126 espécies; e *Asphondylia* Loew, 1850 - 247 espécies. Desta forma, podemos concluir que os fungívoros primitivos tiveram história evolutiva com gradual divergência de linhagens enquanto linhagens fitófagas com gêneros indutores de galhas demonstraram irradiação adaptativa bombástica. Essa comparação ilustra como a geração de linhagens altamente diversas de fitófagos específicos podem ocorrer em ambientes de elevada riqueza de espécies de plantas (PRICE, 2002). ROSKAM (1985) encontrou forte relação entre o tamanho de cada família vegetal e a riqueza de cecidomiídeos associados a ela. Em plantas lenhosas a riqueza de espécies de plantas explicava 66% e nas herbáceas 33% da riqueza de espécies galhadoras (ROSKAM, 1985).

De maneira geral, cecidomiídeos têm colonizado uma ampla gama de famílias vegetais: 85 famílias nos Neotrópicos e 89 famílias na América do Norte (GAGNÉ, 1989; 1994). Isso indica que ao longo da evolução houve grande capacidade de mudança de hospedeiro entre plantas de gêneros e famílias distintas. Galhas podem se formar em gemas, folhas, caules, flores, frutos e sementes, e muitos tipos de galhas podem ser gerados por um único gênero de Cecidomyiidae. Muitas vezes porém, a diversificação de espécies galhadoras evolui a partir do uso de novas espécies de plantas, novas partes da planta e novos formatos de galhas.

Insetos galhadores apresentam maior riqueza de espécies em latitudes intermediárias, ambientes áridos, quentes e com vegetação esclerófila de tipo mediterrânea (FERNANDES & PRICE, 1988, 1991; LARA & FERNANDES, 1996; CARNEIRO *et al.*, 1998; PRICE *et al.*, 1998; WRIGHT & SAMWAYS, 1998). Canga e cerrado (Brasil), “chaparral” (EUA), e “fynbos” (África do Sul) possuem plantas esclerófilas (folhas duras, vida longa, baixa carga de nutrientes e alta taxa de compostos secundários) que geralmente representam um espaço livre de inimigos às espécies galhadoras (FERNANDES & PRICE, 1991). Esses ambientes são caracterizados pela alta incidência

de radiação solar, baixa disponibilidade de nutrientes no solo, incêndios nos períodos mais secos do ano (EITEN, 1972; FERRI, 1977; GOOLAND & FERRI, 1979) e têm sido considerados como os maiores *hotspots* de diversidade de espécies galhadoras do mundo (GONÇALVES-ALVIM & FERNANDES, 2001).

Existem várias hipóteses que discutem a vantagem adaptativa do hábito galhador:

➤ *Hipótese não adaptativa* - expressa que em geral galhas não impõem nenhum valor adaptativo à planta hospedeira ou ao inseto galhador (BEQUARET, 1924).

➤ *Hipótese adaptativa à planta hospedeira* – segundo esta hipótese considera-se que a reação da planta favorece o órgão atacado pelo galhador, sendo a planta hospedeira a maior beneficiada no desenvolvimento da galha (MANI, 1964).

➤ *Hipótese do benefício mútuo* - sugere que galhas agem como forma de proteção para a planta, e como recurso alimentar abundante para o galhador (COCKERELL, 1890).

➤ *Hipótese nutricional*- afirma que como as galhas são potencialmente ricas em nutrientes (nitrogênio, fosfato, proteínas e lipídios) (SHANNON & BREWER, 1980; MANI, 1964), assim como apresentam uma redução de defesas químicas (MEYER, 1957), estas seriam extremamente adaptativas à espécie galhadora.

➤ *Hipótese do micro-ambiente* – segundo esta hipótese a principal vantagem à formação de galhas seria a proteção do galhador a inúmeras variações de fatores físicos (FELT, 1940).

➤ *Hipótese do espaço livre de inimigos* - muitos autores têm sugerido que as galhas evoluíram como uma proteção natural contra os inimigos dos cecidógenos, principalmente parasitóides (ASKEW, 1961).

➤ *Hipótese do estresse hídrico* - embora todas hipóteses anteriores mostrem explicações ecológicas-evolutivas para a associação de galhadores a suas plantas hospedeiras, nenhuma foi tão amplamente aceita como a hipótese do estresse hídrico.

Umidade aparentemente tem forte efeito em guildas especializadas de herbívoros (FERNANDES & PRICE, 1991; PRICE *et al.*, 1998; WRIGHT & SAMWAYS, 1998). Segundo a hipótese do estresse hídrico, em ambientes xéricos, insetos galhadores são menos sujeitos a mortalidade por fungos patogênicos e outros inimigos naturais do que em ambientes méxicos, enquanto insetos exófagos sofreriam os efeitos da desidratação em ambientes xéricos e proliferariam mais abundantemente em ambientes méxicos (FERNANDES & PRICE, 1988, 1992; GODFRAY, 1994). Embora essa hipótese tenha sido elaborada primeiramente a partir de dados obtidos em um ambiente tropical, e tenha sido testada nos mais diversos biomas do mundo, existe pouca informação que compare os herbívoros nos sistemas tropicais em relação à pluviosidade ou outras variáveis climáticas.

Outras hipóteses foram levantadas na tentativa de explicar a variação da riqueza de galhas entre ambientes e entre espécies de plantas hospedeiras como:

➤ *Hipótese da riqueza de espécies de plantas* - sugere que a diversidade florística de habitats pode ser a responsável pelas diferenças locais entre a riqueza de espécies galhadoras, uma vez que desta forma haveria maior potencial de plantas hospedeiras para a colonização por galhadores (FERNANDES & PRICE, 1988; WRIGHT & SAMWAYS, 1998; GONCALVES-ALVIM & FERNANDES, 2001).

➤ *Hipótese da idade da família de plantas* – esta hipótese prediz uma correlação positiva entre a idade geológica da família de plantas e a riqueza de espécies galhadoras. Quanto mais antiga a família de plantas, mais tempo as espécies de galhadores tiveram para associar-se evolutivamente as mesmas (SOUTHWOOD, 1960, 1961a,b).

➤ *Hipótese da complexidade estrutural* – a partir desta hipótese acredita-se que a riqueza de espécies galhadoras, assim como a de outros fitófagos, está relacionada com a arquitetura de suas plantas hospedeiras (forma de vida, volume da planta e número

de ramos, quantidade de folhas em relação ao diâmetro da copa etc.) (LAWTON, 1983; LEATHER, 1986; DANSA & ROCHA, 1992; FERNANDES & PRICE, 1988; GONCALVES-ALVIM & FERNANDES, 2001). Segundo esta hipótese, árvores podem ser colonizadas de forma mais ampla do que ervas ou arbustos graças à complexidade arquitetural e conseqüentemente maior diversidade de microhabitats (LEATHER, 1986).

➤ *Hipótese da idade da planta* – propõe que a frequência de espécies galhadoras em uma espécie de planta em particular está relacionada ao seu estado ontogenético. Esta hipótese defende que mesmo assumindo que plantas novas têm folhas com mais compostos de defesa do que folhas maduras, taxas de dano são maiores em plantas imaturas graças a maior qualidade nutricional das suas folhas (COLEY & BARONE, 1996; BASSET, 2001). Alguns estudos têm mostrado que a frequência de insetos galhadores é relacionada à idade da planta (eg: CRAIG *et al.*, 1989).

A.5. Mudanças globais e a ecologia de comunidades

Desde a década de 1980, têm-se intensificado o estudo e as discussões a respeito de um fenômeno ambiental que afeta o planeta com graves implicações para a economia e vida em sociedade. Trata-se do fenômeno cunhado pelas Nações Unidas como “Mudanças Climáticas Globais”. A Convenção das Nações Unidas sobre Mudança do Clima, aprovada em 1992, define esse fenômeno da seguinte forma: “Mudança que possa ser direta ou indiretamente atribuída à atividade humana, que altere a composição da atmosfera mundial e que se some àquela provocada pela variabilidade climática natural observada ao longo de períodos comparáveis”.

Atualmente, mudanças climáticas globais vêm ocorrendo no intervalo de poucas décadas. Segundo um painel intergovernamental de cientistas criado no âmbito das Nações Unidas, o Painel Intergovernamental de Mudança Climática (IPCC), o aumento da concentração de gases de efeito estufa na atmosfera do planeta, resultante do

crescimento demográfico e econômico acelerado desde o advento da revolução industrial, está alterando a variabilidade natural do clima e causando uma mudança climática global irreversível. A temperatura média da superfície da Terra pode aumentar entre 1 e 3,5° C até 2100, o índice mais rápido de mudança desde o final da última era glacial. No relatório, os cientistas previram, também, que o nível médio dos oceanos iria aumentar entre 15 e 95 cm, até 2100, ocasionando inundação de muitas áreas costeiras. Além disso, previram alterações nos padrões de chuvas, o que aumentará a possibilidade de secas, inundações e tempestades fortes em muitas regiões (IPCC,2001).

No caso das florestas, um estoque natural de carbono, o desmatamento e as queimadas estão contribuindo para o efeito estufa, uma vez que liberam principalmente CO₂ para a atmosfera. Recentemente, o governo brasileiro divulgou seu inventário das emissões de gases estufa referente ao período de 1990-1994, cujo resultado indica que a maior parte das emissões brasileiras (70%) resulta do desmatamento de nossas florestas (MCT, 2004). No entanto o inventário representa apenas uma fração das emissões atuais. Em 1994, por exemplo, a taxa de desmatamento na Amazônia girou em torno de 14.000 km² enquanto o valor estimado para 2004 supera os 24.000 km². A emissão por queima de combustíveis fósseis no país também aumentou (cerca de 30%). Conclui-se que a situação atual é pior do que aquela revelada pelos números deste levantamento.

Num país reconhecido como detentor de megabiodiversidade, como é o Brasil, cumpre destacar ainda mais os potenciais impactos das mudanças climáticas sobre a diversidade biológica, ou biodiversidade, já bastante ameaçada. Além de enfrentarem os problemas de degradação e perda de habitat, poluição e exploração irracional de recursos, as espécies e sistemas naturais enfrentam também o desafio de adaptarem-se aos novos regimes climáticos, decorrentes do fenômeno do aquecimento global. Sabe-se que inúmeras espécies irão desaparecer em função das mudanças climáticas e que ecossistemas migrarão ou terão seus regimes alterados. Há estudos que indicam que a

Amazônia deverá ficar mais quente e mais seca, o que geraria mais incêndios e impactos sobre a fauna e flora. Desprovida da vegetação, com o solo exposto e destruído pela erosão, poderá iniciar-se um processo de desertificação em alguns pontos da região.

Cerca de 15% da Floresta Amazônica já foi removida, principalmente devido à implantação de rodovias, que abriram caminho, na década de 70, a atividades mineradoras, à colonização, ao avanço da fronteira agrícola e à exploração madeireira (MMA,2002).

Entender como as comunidades de insetos respondem a fatores climáticos e microclimáticos em ambientes tropicais e as alterações que estas podem sofrer mediante uma diminuição da umidade florestal, é fundamental para subsidiar programas para a predição de alterações nas plantas, ciclagem de nutrientes e outros processos ecológicos, que dependem funcionalmente desses organismos.

É urgente que padrões de riqueza de espécies e de diversidade de interações sejam descritos em ambientes tropicais, haja vista a grande ameaça que estes ambientes sofrem de forma direta ou indireta.

B. Objetivos

Este trabalho tem como principal objetivo investigar os fatores que influenciam a distribuição e a abundância de insetos fitófagos ou danos ocasionados por estes, especialmente em galhas. No capítulo I procura-se analisar se formações de restinga com diferenças inerentes ao solo e disponibilidade de água possuem diferentes comunidades de galhadores/plantas hospedeiras. No capítulo II são comparados quanto à taxa de dano por fitófagos externos e galhadores, diferentes estratos verticais na floresta amazônica e duas parcelas, uma com exclusão artificial da chuva e outra controle. No capítulo III, cinco localidades com diferentes altitudes e formações vegetacionais são comparadas em função das comunidades de galhadores.

Além disso buscamos através da análise conjunta de nossos dados verificar a aplicação de hipóteses sobre a variação da riqueza de espécies de galhas, nessas diferentes formações tropicais. Avaliou-se, principalmente: 1- se a riqueza de espécies de galhas depende da riqueza de espécies de plantas, 2- do estresse hídrico e nutricional do local e, 3- do número (densidade) de plantas, com o intuito de contribuir para o entendimento dos processos responsáveis pela variação espacial na riqueza de espécies galhadoras.

C. Área de estudo

O presente trabalho foi desenvolvido em três unidades de conservação localizadas em três diferentes ecorregiões brasileiras: O Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (RJ), o Parque Nacional do Itatiaia (RJ, MG) e a Floresta Nacional do Tapajós (PA).

O Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (22° 19' S e 41° 44' W) possui clima quente e úmido, na região de baixada, e tropical úmido nas áreas que apresentam

relevo mais acidentado. A temperatura média das mínimas é de 18,7^oC com a mínima absoluta de 6,4^oC, para o período entre os anos de 1931 a 1970. A média das máximas obtidas para esse mesmo período foi de 27,7^oC com máxima absoluta de 39^oC. A umidade relativa do ar oscila entre 82 e 84%, com ventos de maior intensidade seguindo a direção leste, seguidos pelos ventos nordeste (FIDERJ, 1977). Restingas são biomas costeiros em solos arenosos que podem apresentar diferentes formações vegetacionais. Neste estudo trabalhamos na formação arbustiva aberta de *Clusia*, formação arbustiva aberta de Ericaceae e na Mata de restinga.

A Floresta Nacional do Tapajós, localiza-se nos municípios de Santarém, Aveiro e Belterra (Pará) e é administrada pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Situa-se entre os paralelos de 2^o 40' a 4^o 10' S e os meridianos de 54^o 45' e 55^o 00' W. Nessa área de preservação está montado um experimento de exclusão de chuva, executado com o intuito de monitorar as mudanças impostas por uma estiagem prolongada e intensa, sobre vários aspectos da estrutura florestal. Além disso, passarelas e torres de amostragem permitem uma oportunidade única de pesquisa do dossel de árvores amazônicas.

O Parque Nacional do Itatiaia, localiza-se a noroeste do estado do Rio de Janeiro, entre as latitudes 22^o 19' e 22^o 45' S e longitudes 44^o 45' e 44^o 50' W, abrangendo hoje 30.000 ha (CÂMARA, 1991). A região do Parque compreende a parte mais elevada da Serra da Mantiqueira, tendo como ponto culminante as "Aguilhas Negras" com 2.787m. A maior parte da área pertence ao estado do Rio de Janeiro, e o restante a Minas Gerais, estendendo-se na direção Oeste até a divisa de São Paulo. Sua área possui relevo bastante acidentado e uma amplitude altitudinal de mais de 2000 metros.

Capítulo I: Distribuição de insetos galhadores no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (Macaé, RJ): Influências fisionômicas e microclimáticas

Resumo

Segundo FERNANDES & PRICE (1991) ambientes xéricos possuem maior riqueza de galhas do que ambientes méxicos principalmente pela mortalidade diferenciada que galhadores devem sofrer por ataques de fungos e inimigos naturais nestes ambientes. Este trabalho objetivou testar a aplicação desse padrão em três diferentes formações no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (Macaé, RJ), bem como entre três cordões vegetacionais arenosos distintos em restinga. Estes sistemas, embora contíguos geograficamente, apresentam gradiente hídrico e conseqüentes diferenças florísticas. No período de janeiro a julho de 2003 a amostragem das plantas e dos galhadores foi realizada através do uso de interceptos de linha, analisando-se todas as plantas lenhosas com mais de 30 cm de altura, registrando-se o número de indivíduos de plantas, o número de indivíduos com galhas, a riqueza de plantas e coletando-se os ramos galhados para posterior morfotipagem. Entre a formação de *Clusia* e a formação de Ericaceae somente a riqueza de espécies galhadoras e a riqueza de espécies galhadoras/riqueza de plantas com galhas foram diferentes, sendo maiores na formação de *Clusia*. Todos os parâmetros analisados, com exceção do número de plantas com galhas, foram diferentes entre a Mata de Restinga e as formações abertas de *Clusia* e Ericaceae. Não houve diferenças significativas na riqueza de galhas entre os três cordões de restinga, uma vez que as espécies de plantas com galhas e de galhadores entre os mesmos foi bastante similar. Embora o número de plantas com galhas não tenha variado significativamente entre as formações, as diferenças na riqueza de galhadores, riqueza de plantas com galhas, número de plantas com galhas/total de plantas e riqueza galhas/riqueza de plantas com galhas sugerem que estes ambientes são utilizados de maneira diferenciada pelas

espécies galhadoras, que apresentam maior ocorrência nas formações abertas do que na Mata de restinga. Diferenças microclimáticas como a exposição a efeitos dessecantes (calor, luz e ventos), e a sua influência nos aspectos ecofisiológicos da planta hospedeira, como a produção diferenciada de compostos secundários, parecem ser os responsáveis pelas diferenças na riqueza de galhadores observadas entre as formações de Restinga. Dados corroboram com a hipótese do estresse hídrico de que em ambientes xéricos ocorre maior riqueza de galhadores.

Palavras-chave: *herbivoria, micro-habitat, galhas, hipótese do estresse hídrico*

Abstract

According to FERNANDES & PRICE (1991) xeric environments support higher galling species richness (GSR) than mesic environments mainly for the differential mortality that gall-makers should suffer by fungi attacks and natural enemies. This work has the objective to test the application of this pattern in three different formations in the Restinga de Jurubatiba National Park (Macaé, RJ), as well as among three different sandbanks. These systems, although contiguous geographically, they present notable water-source gradient and consequent differences in vegetation. In the period of January to July of 2003 the sampling of the plants and of the gall-makers was accomplished through the use of line intercepts, all the woody plants with more than 30 cm of height were analyzed recording the number of plants, the number of plants with galls, the plant species richness and collecting branches with gallhs for further identification. Between the *Clusia* formation and the Ericaceae formation only the GSR and the GSR/richness of plants with galls were different, being higher in the formation of *Clusia*. All of the analyzed parameters, but number of plants with galls, were different between the Restinga Forest

and the open-shrub formations of *Clusia* and Ericaceae. There were not significant differences in the GSR among the three sandbanks, once the species of plants with galls and gall-makers among them were quite similar. Although the number of plants with galls has not varied significantly among the formations, the differences in the GSR, richness of plants species with galls, number of plants with galls/total of plants and GSR/ richness of plants species with galls suggest that these formations are used in differentiated ways by the gall-makers, that occur more especially in the open-shrub formations than in the Restinga forest. Microclimatic differences as the exposure to desiccant effects (heat, light and winds), and its influence in the ecophysiological traits of the host plant, as the differentiated production of secondary compounds, seem to be the responsible for the differences in the GSR observed among the Restinga formations. The Data corroborate with the hygrothermal stress hypothesis that in xeric environments present a higher frequency of gall-makers.

Key-words: *herbivory, micro-habitat, insect galls, hygrothermal stress hypothesis*

II. Introdução

II.1 Distribuição espacial de organismos

O mundo pode ser caracterizado de diversas formas menos como constante ou uniforme (RICKLEFS,1990). A importância do espaço nos estudos ambientais é constante, desde a escala global à de microhabitats. Todo naturalista sabe que as interações bióticas variam entre diferentes locais de uma distribuição. Em interações plantas-polinizadores, relações predador-presa, interações patógenos-hospedeiros ou a competição interespecífica, uma espécie sempre possui distribuição espacial ampla o suficiente para que faça com que esta participe de diferentes interações bióticas. As

buscas para as causas desta variação remetem a múltiplas questões e focalizam vários aspectos ecológicos e evolutivos (TRAVIS, 1996).

Quatro aspectos caracterizam muito da variação geográfica. Primeiro, ela é fortemente correlacionada com características físicas do ambiente como latitude, altitude, aridez, salinidade e profundidade. Segundo, o número de espécies incrementa com a mudança nestas variáveis físicas, gerando padrões geográficos de gradientes de espécies. Terceiro, estas tendências são encontradas na maior parte dos taxa, existindo porém algumas exceções de interesse biológico. Quarto, estatisticamente é fácil de comprovar que muitos destes padrões não são casuais (BROWN,1995).

Riqueza de espécies freqüentemente correlaciona-se com outras medidas de diversidade ecológica, morfológica, filogenética ou funcional (GASTON, 1996) gerando formas de mensuração da biodiversidade. Como a riqueza de espécies de uma região é usualmente não espacialmente homogênea, entender a distribuição geográfica da biodiversidade delimitando as principais variáveis de predição da riqueza de espécies é um dos principais objetivos dos ecólogos modernos. Investigar quais fatores atuam na variação espacial das riquezas de espécies é complicado e pode seguir duas metodologias diferentes (GASTON & WILLIAMS, 1996): i – considerar todos os dados biológicos, históricos e atuais, sobre a distribuição geográfica das espécies; ii – diferenciar padrões e processos, detectando relações em ambientes multivariados (LOBO *et al.*, 2001). Estudos de séries históricas nas regiões tropicais são dificultados, especialmente para insetos, uma vez que somente uma ínfima fração das espécies possuem registros de tais dados na literatura e uma grande proporção de táxons permanecem sem serem descritos.

II.2 Diversidade de insetos

Poucos estudos têm demonstrado a relação entre a distribuição das abundâncias de espécies ao longo do espaço e tempo e a diversidade tropical (WOLDA, 1978, 1992; HUBBELL & FOSTER, 1986; TERBORGH *et al.*, 1990; GILL, 1991; KATO *et al.*, 1995; CONDIT *et al.*, 1996; DEVRIES *et al.*, 1997; NOVOTNY & BASSET, 1998). A urgência gerada pela fragmentação de habitats porém tem forçado ecólogos a realizar inventários rápidos (ROBERTS, 1991; ANON, 1993), ou a desenvolver técnicas de extrapolação para estimar a riqueza de espécies em uma grande variedade de habitats (NOSS, 1990; RYTI, 1992; COLWELL & CODDINGTON, 1994; HAMMOND, 1994; PEARSON, 1994; KEISTER *et al.*, 1996; LONGINO & COLWELL, 1997). Por exemplo, livros recentes têm discutido sobre diferentes formas de medir a diversidade e sua aplicação em ecologia de comunidades e biologia da conservação (MAGURRAN, 1988; GROOMBRIDGE, 1992; RICKLEFS & SCHLUTER, 1993; EDWARDS *et al.*, 1994; FOREY *et al.*, 1994; HUSTON, 1994; HEYWOOD, 1995; GASTON, 1996; HAYEK & BUZAS, 1996). Muito foco tem sido dado em inventários em vez de serem incentivados estudos detalhados sobre os fatores que contribuem à diversidade biológica. Como a maior parte das espécies da Terra é de insetos (GROOMBRIDGE, 1992), este grupo tem grandes chances de gerar padrões e processos de diversidade biológica que sejam representativos da biota.

O comportamento de seleção da planta hospedeira em insetos fitófagos gera questões em diversos níveis (FUTUYMA, 1983; COURTNEY *et al.*, 1989; RENWICK, 1989; THOMPSON & PELLMYR, 1991; BERNAYS & CHAPMAN, 1994; MAYHEW 1997). Processos locais de competição, predação, colonização, extinção e variação casual operam sobre as espécies herbívoras que apresentam restrições em sua distribuição como resultado da evolução e dispersão geográfica (RICKLEFS, 1987). Os poucos estudos existentes nos trópicos sugerem que fatores locais, como a abundância da planta hospedeira, produção de folhas e a abundância dos predadores, parecem particularmente importantes na seleção das plantas pelos insetos herbívoros (STRONG, 1977; GILBERT

& SMILEY, 1978; LEWINSOHN, 1991; MARQUIS, 1991; BASSET, 1996). Não há dados empíricos para afirmar se a riqueza de espécies de insetos em florestas tropicais deve ser atribuída a processos locais de curta duração, a processos regionais de longa duração ou a idiosincrasias da história evolutiva das interações inseto-planta. Deve ser também notado que alguns fatores devem ter influência não somente ecológica (ex. dispersão) mas também evolutiva (ex. especiação). Por exemplo, a sazonalidade da produção de folhas novas pode selecionar a evolução de herbívoros especialistas com ciclos vitais sincrônicos.

A emergência dos artrópodos como o grupo de maior sucesso na Terra está diretamente correlacionada com suas adaptações aos problemas relacionados ao balanço hídrico (BORROR & DELONG, 1969). Sua elevada superfície relativa (superfície/volume) impõe desafios particulares à vida em ambientes secos. Artrópodos de deserto mostram por exemplo adaptações extremas ao equilíbrio hídrico, como a redução da perda de água via transpiração cuticular e respiração, assim como mecanismos de osmorregulação e excreção que propiciam a economia de água (EDNEY, 1977; HADLEY, 1981,1985).

Dentre os grupos de insetos fitófagos, insetos galhadores oferecem um sistema que facilita a identificação de padrões geográficos e a avaliação de possíveis mecanismos que gerem tais padrões. Galhas são conspícuas, fáceis de amostrar, e estabelecem relação usualmente específica com sua espécie hospedeira o que favorece sua identificação (REDFERN & ASKEW, 1992).

Existem diversas hipóteses sobre a vantagem adaptativa do hábito galhador, mas nenhuma tem sido tão amplamente aceita como a hipótese do estresse hídrico. Umidade aparentemente tem forte efeito em guildas especializadas de herbívoros (FERNANDES & PRICE, 1991; PRICE *et al.*, 1998; WRIGHT & SAMWAYS, 1998). Segundo a hipótese do estresse hídrico, em ambientes xéricos, insetos galhadores são menos sujeitos a mortalidade por fungos patogênicos e outros inimigos naturais do que em ambientes

mésicos, enquanto insetos exófagos sofreriam os efeitos da desidratação em ambientes xéricos e proliferariam mais abundantemente em ambientes mésicos (FERNANDES & PRICE, 1988, 1992; GODFRAY, 1994). Embora essa hipótese tenha sido elaborada primeiramente a partir de dados obtidos em um ambiente tropical, e tenha sido testada nos mais diversos biomas do mundo, existe pouca informação que compare os herbívoros nos sistemas tropicais em relação a pluviosidade ou outras variáveis climáticas.

Outras hipóteses foram levantadas na tentativa de explicar a variação da riqueza de galhas entre ambientes e entre espécies de plantas hospedeiras como:

➤ *Hipótese da riqueza de espécies de plantas* - sugere que a diversidade florística de habitats pode ser a responsável pelas diferenças locais entre a riqueza de espécies galhadoras, uma vez que desta forma haveria maior potencial de plantas hospedeiras para a colonização por galhadores (FERNANDES & PRICE, 1988; WRIGHT & SAMWAYS, 1998; GONCALVES-ALVIM & FERNANDES, 2001).

➤ *Hipótese da idade da família de plantas* – esta hipótese prediz uma correlação positiva entre a idade geológica da família de plantas e a riqueza de espécies galhadoras. Quanto mais antiga a família de plantas, mais tempo as espécies de galhadores tiveram para associar-se evolutivamente as mesmas (SOUTHWOOD, 1960, 1961a,b).

➤ *Hipótese da complexidade estrutural* – a partir desta hipótese acredita-se que a riqueza de espécies galhadoras, assim como a de outros fitófagos, está relacionada com a arquitetura de suas plantas hospedeiras (forma de vida, volume da planta e número de ramos, quantidade de folhas em relação ao diâmetro da copa etc.) (LAWTON, 1983; LEATHER, 1986; DANSA & ROCHA, 1992; FERNANDES & PRICE, 1988; GONCALVES-ALVIM & FERNANDES, 2001). Segundo esta hipótese, árvores podem ser colonizadas de forma mais ampla do que ervas ou arbustos graças à complexidade arquitetural e conseqüentemente maior diversidade de microhabitats (LEATHER, 1986).

➤ *Hipótese da idade da planta* – propõe que a frequência de espécies galhadoras em uma espécie de planta em particular está relacionada ao seu estado ontogenético. Esta hipótese defende que mesmo assumindo que plantas novas têm folhas com mais compostos de defesa do que folhas maduras, taxas de dano são maiores em plantas imaturas graças a maior qualidade nutricional das suas folhas (COLEY & BARONE, 1996; BASSET, 2001). Alguns estudos têm mostrado que a frequência de insetos galhadores é relacionada à idade da planta (PRICE *et al.*,1990; CRAIG *et al.*,1989).

Padrões de associação entre herbívoros e suas plantas hospedeiras refletem a qualidade das plantas como recursos alimentares e são influenciados pela sua composição de nutrientes, defesas e fenologia. A disponibilidade para plantas de recursos críticos como nutrientes e água limitam as taxas de crescimento, e a combinação de disponibilidade de recursos e taxas de crescimento parece selecionar estratégias de defesa previsíveis (COLEY *et al.* 1985; COLEY, 1988; MARQUES *et al.* 2000). Espécies de plantas em ambientes com recursos abundantes parecem ter evoluído com altas taxas de crescimento, folhas com vida curta, defesas de baixo custo e móveis, e alto valor nutricional, características que tendem a promover altas taxas de herbivoria. Tendências opostas são fortes em ambientes com recursos limitados (COLEY *et al.*, 1985). Suportando estas observações estão muitos estudos de campo que mostram uma correlação geral entre o tempo de vida de folha e sua capacidade de defesa (COLEY, 1988, STANTON, 1975; COLEY, 1983; LOWMAN, 1992; BASSET, 1994). Estudos comparativos entre biomas indicam correlação positiva entre a expansão da folha e a sua massa específica (indicador geral de resistência à herbivoria) e correlação negativa da expansão foliar com a concentração de nitrogênio, nutriente crítico aos herbívoros (MATTSON, 1980; REICH *et al.* 1997; ACKERLY & REICH, 1999).

Diferentemente do esperado como tendência aos herbívoros em geral, registros fósseis indicam que a maior diversidade de galhas ocorreu durante a metade do Eoceno (WILF *et al.* 2001), período de extrema seca, o que é consistente com os estudos que mostram correlação negativa de diversidade de galhas e umidade do ambiente (PRICE *et al.* 1998; FERNANDES & PRICE, 1992b). Diferentemente dos galhadores, observações das necessidades fisiológicas de folívoros externos apontam de forma consistente a importância para estes últimos de adaptações que evitem seu dessecamento (CONNOR & TAVERNER, 1997; WILMER, 1982; GIVNISH, 1999).

II.3 Insetos em Restingas

Foram os trabalhos de RÜBSAAMEN (1905, 1907) e TAVARES (1920,1921) os pioneiros sobre descrições de galhas no Brasil. Estes trabalhos, sobretudo os de Tavares, contribuíram para a descrição de muitas espécies de Cecidomyiidae (Diptera), principal grupo indutor de galhas (GAGNÉ, 1994).

No ambiente de restinga os trabalhos pioneiros surgem no início da década de 90 com esforços conjuntos do Laboratório de Ecologia de Insetos da UFRJ e Departamento de Entomologia do Museu Nacional. Neste período foram publicados inúmeros estudos taxonômicos (MAIA *et al.*, 1992; COURI & MAIA, 1992; MAIA, 1993a, 1993b; MAIA & COURI, 1993) e de descrição preliminar de alguns padrões ecológicos (MONTEIRO *et al.*, 1994).

MONTEIRO *et al.* (1994), ressaltam a grande riqueza de galhas entomógenas na restinga, não obstante esse bioma não abrigar flora tão exuberante como no cerrado, floresta atlântica e floresta amazônica. Trabalhos recentes como os de MAIA (2001a, 2001b) descrevem esta grande diversidade de espécies em restingas fluminenses listando 94 espécies de Cecidomyiidae galhadores associados a 53 espécies de plantas hospedeiras.

Os trabalhos iniciais com galhas em restingas embora tenham se concentrado principalmente na restinga de Barra de Maricá (RJ), apresentaram também coletas e descrições esporádicas na região que hoje compreende o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. A noção de que estudos ecológicos de longa duração seriam essenciais para aumentar o poder explanatório e preditivo da Ecologia deu força à iniciativa de criação de linhas de pesquisa neste sentido. Com este intuito surgiu o programa Long Term International Research Program (LTER) que atualmente engloba 25 países em todos os continentes (NOTTROTTE *et al.*, 1994; SPOTT, 2000). No Brasil, a partir do ano 2000, o CNPq vem financiando Projetos Ecológicos de Longa Duração (PELD) nos principais biomas do país, e o bioma de número cinco – equivalente à restinga – foi estabelecido no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (SCARANO & ESTEVES, 2004).

Como resultado das pesquisas do PELD no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, MONTEIRO *et al.* (2004) apresentaram uma revisão dos estudos na área do parque sugerindo padrões que serão discutidos neste capítulo.

III. Objetivos

Este trabalho pretende descrever padrões de distribuição de insetos galhadores no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (Macaé, RJ), analisando:

- 1) A influência das diferenças na composição biótica (riqueza e abundância de plantas) de três formações de restinga (restinga arbustiva aberta de *Clusia*, restinga arbustiva aberta de Ericaceae e Mata de restinga) na distribuição das espécies galhadoras.
- 2) A variação na ocorrência de galhadores em diferentes cordões de restinga dispostos paralelamente ao mar.

3) A importância do local de desenvolvimento de sua planta hospedeira no sucesso adaptativo do inseto galhador e mesmo na evolução do hábito galhador.

IV. Material e Métodos

IV.1. Área de estudo

O presente trabalho foi desenvolvido no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (RJ) (FIGURA 1). Restingas são planícies litorâneas arenosas de idade quaternária existentes ao longo da costa brasileira, resultantes da ação conjunta de fatores como fontes de areia, correntes de deriva litorânea, variações do nível relativo do mar e armadilhas para retenção de sedimentos (SUGUIO & TESSLER, 1984). Essas planícies de cordões arenosos são, geralmente, ocupadas por comunidades vegetais características e diversificadas, resultado de fatores ambientais locais, como topografia, proximidade do mar, condições do solo, profundidade do lençol freático, bem como pelas diferentes inter-relações, aumentando em complexidade na medida em que estão mais distantes do oceano (LACERDA *et al.*, 1993).

O primeiro cordão de restinga localiza-se logo após a formação arbustiva fechada de pós-praia (ARAÚJO *et al.*, 1998), sendo os próximos cordões (2º e 3º) delimitados por braços das lagoas gerados a partir do afloramento do lençol freático. O terceiro cordão, mais distante do mar, localiza-se contíguo à mata periodicamente inundada (FIGURA 2).

Este complexo fitogeográfico de áreas com elevada diversidade de habitats é formado por grandes mosaicos de ecossistemas definidos e interligados funcionalmente (ARAÚJO & LACERDA, 1987). A região norte fluminense apresenta uma das áreas mais extensas de restinga do sudeste brasileiro (300 km²).

As peculiaridades geológicas e biológicas dessa região a transformaram em Reserva da Biosfera da Unesco em 1992. Em 29 de abril de 1998, 14.860 ha (148,60

km²) dessa área formaram o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (22° 19' S e 41° 44' W). O Bioma 5 do programa governamental PELD corresponde à área total do Parque.

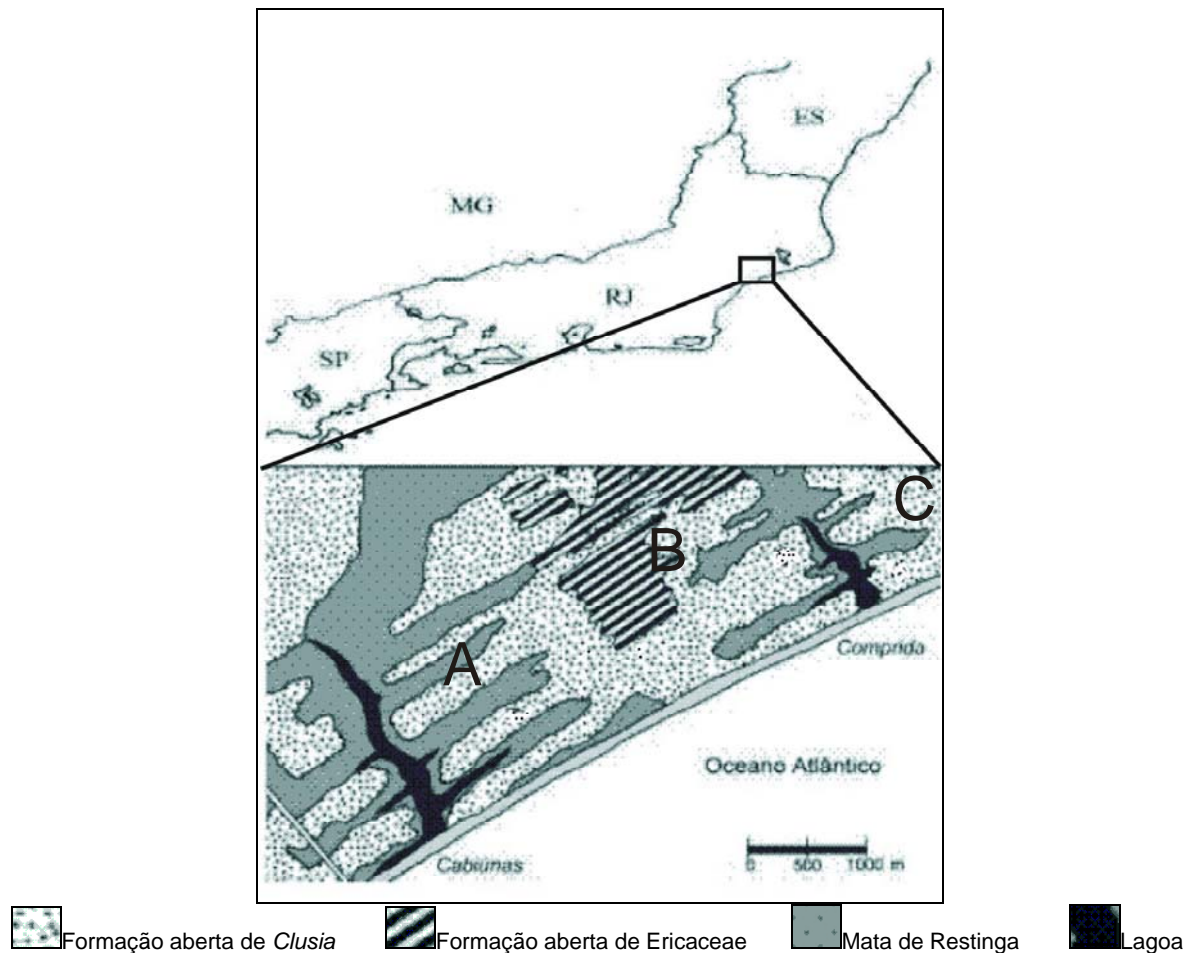


FIGURA 1: Localização do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba no Estado do Rio de Janeiro. Pontos de coleta localizados por letras. Modificado de MATTOS *et al.* (2004).

As chuvas na região alcançam a média anual de 1300mm, concentrando-se nos meses de primavera e verão. O período de menor pluviosidade ocorre nos meses de inverno, sem definição de uma estação seca acentuada (RADAMBRASIL, 1983). A temperatura média das mínimas é de 18,7°C com a mínima absoluta de 6,4°C, para o

período entre os anos de 1931 a 1970. A média das máximas obtidas para esse mesmo período foi de 27,7°C com máxima absoluta de 39°C. A umidade relativa do ar oscila entre 82 e 84%, com ventos de maior intensidade seguindo a direção leste, seguidos pelos ventos nordeste (FIDERJ, 1977).

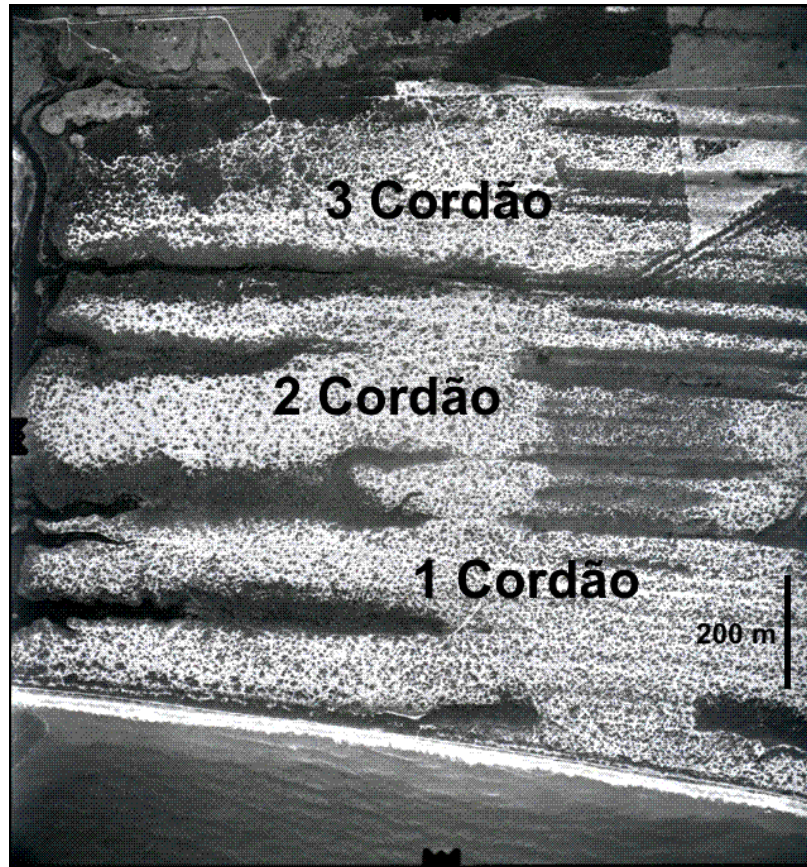


FIGURA 2: Aspecto dos cordões arenosos na Restinga do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Localização de pontos de coleta contíguos à Lagoa de Cabiúnas (Foto aérea: Dorothy Araújo)

Em função das características arenosas do solo do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, a biota assume um papel fundamental na ciclagem da matéria, uma vez

que atua como um centro armazenador de nutrientes ao incorporá-los à sua biomassa. No solo, a retenção dos nutrientes decorre de trocas iônicas com a matéria orgânica depositada sobre o solo (HAY & LACERDA, 1984), sendo que, uma vez sobre o solo, a decomposição desse material orgânico ocorre lentamente (GARAY *et al.*, 1995). Em contraste com a Mata Atlântica, na qual os processos de ciclagem de nutrientes ocorrem em um horizonte mais profundo (70 cm), na restinga os processos de decomposição restringem-se a uma camada mais superficial do solo (10 cm) (GARAY & SILVA, 1995).

A planície arenosa costeira do norte fluminense é coberta por formações vegetais que não são encontradas em outros trechos do litoral fluminense, ou porque não ocorrem naturalmente ou porque já são muito escassas, devido à alta taxa de degradação que atinge esses ecossistemas. ARAÚJO *et al.* (1998) descreveram e classificaram os tipos de vegetação ocorrentes neste ecossistema e identificaram dez tipos de formações fisionômicas. Dentre estes dez tipos de vegetação este trabalho concentra-se no estudo de três formações fisionômicas: a formação arbustiva aberta de *Clusia*, a arbustiva aberta de Ericaceae e a Mata periodicamente inundada.

A formação arbustiva aberta de *Clusia* é constituída por moitas densas de variados tamanhos, intercaladas por espaços de areia com vegetação esparsa. Aproximadamente, 141 espécies vegetais compõem esta faixa de areia, que é a de maior cobertura no parque apresentando cerca de 40% da sua área total. O estrato arbustivo é, principalmente, dominado pelas espécies: *Clusia hilariana* Schltldl, *Erythroxylum subsessile* (Mart.) OE Schulz e *Eugenia umbelliflora* Berg., enquanto nas moitas de pequeno porte *Allagoptera arenaria* (Gomes) O. Kuntze é a espécie dominante (ARAÚJO *et al.*, 2004).

A formação arbustiva aberta de Ericaceae é dominada por moitas de vários tamanhos e formatos irregulares, apresentando corredores de vegetação herbácea, densa ou esparsa, ou indivíduos isolados de *Allagoptera arenaria*. Nas áreas abertas, nota-se,

predominantemente, espécimes de *Aechmea nudicaulis* (L.) Grisebach, *Cereus fernambucensis* Lem., *Chamaecrista ramosa* (Vogel) Irwin & Barneby, *Cuphea flava* Spreng., *Evolvulus genistoides* Ooststr., *Marcetia taxifolia* (A. St.-Hil.) DC., *Pilosocereus arrabidae* (Lem.) Byles & Rowley e *Turnera ulmifolia* L. Nesta formação, a riqueza de espécies vegetais é próxima a 105 espécies (ARAÚJO *et. al.*, 1998).

A mata periodicamente inundada representa a faixa de areia situada entre os cordões arenosos, sujeita à inundação durante a época das chuvas em função do afloramento do lençol freático. A camada superficial do solo apresenta grande quantidade de matéria orgânica com espessura, por vezes, maior do que 2 m. Nesta formação, são observadas 91 espécies vegetais. A mata apresenta uma vegetação arbórea (*Andira fraxinifolia* Benth., *Calophyllum brasiliense* Camb., *Symphonia globulifera* (L.) e *Tapirira guianensis* Aubl. com altura, em alguns casos, de até 23 m (ARAÚJO *et. al.*, 1998).

Talvez por se tratar de um sistema Quaternário geologicamente recente (SUGUIO & TESSLER, 1984), a flora e a fauna das restingas praticamente não abrigam endemismos (ARAÚJO, 2000; CERQUEIRA, 2000). Diversas espécies de mata atlântica migraram para estes terrenos novos ao longo dos tempos, encontrando lá condições ambientais mais extremas do que aquelas propiciadas pelo ambiente de mata.

IV. 2. Amostragem

No período de janeiro a julho de 2003 campanhas quinzenais foram realizadas para a amostragem das plantas com galhas. Vistorias e coletas foram realizadas nos municípios de Macaé e Carapebus, em pontos localizados próximos à Lagoa de Cabiúnas (ponto A), na Lagoa Comprida (ponto B) e próximo à Praia de Carapebus (ponto C) (Figura 1).

A amostragem das plantas e dos galhadores foi realizada através do uso de interceptos de linha de 50m. Esticados dentro da área de estudo, analisava-se todas as plantas lenhosas com mais de 30 cm de altura interceptadas pela linha. As plantas eram vistoriadas até o alcance das mãos (cerca de 2,5m) e após 3 minutos sem registro de galhas seguia-se a vistoria de um novo indivíduo. Em campo, registrava-se para cada intercepto o número total de plantas, o número de plantas com galhas e a riqueza total de espécies de plantas (com e sem galhas). Coletavam-se todos os ramos com galhas para morfoespecação destas e registro da riqueza de galhas e de plantas com galhas em cada intercepto. A identificação das plantas foi realizada com auxílio da Profa. Dorothy Araújo (Departamento de Ecologia, UFRJ).

O material testemunho coletado (insetos galhadores e galhas) foi depositado na coleção entomológica do Laboratório de Ecologia de Insetos do Departamento de Ecologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ).

Na comparação entre as formações aberta de *Clusia* e de Ericaceae foram amostradas 48 linhas, sendo 24 (1200m) em cada formação. As linhas foram distribuídas nos 3 cordões arenosos mais próximos ao mar (8 em cada cordão), os dados destes interceptos também foram utilizados para comparação entre os cordões arenosos. Para a comparação com a Mata de Restinga foram amostrados 14 interceptos (700m) no interior da mata, distando no mínimo 5 metros da borda, afim de minimizar seu efeito sobre a amostragem.

Além dos parâmetros aferidos – número de plantas, riqueza de plantas, número de plantas com galhas, riqueza de plantas com galhas, riqueza de galhas – parâmetros relativos também foram calculados, tais como: riqueza de plantas / número de plantas, número de plantas com galhas / número total de plantas, riqueza de galhas / número de plantas com galhas, riqueza de galhas / riqueza de plantas com galhas e riqueza de galhas/ riqueza total de plantas.

As comparações entre as formações de restinga e entre os cordões arenosos foram feitas através de uma análise de função discriminante utilizando-se todos os parâmetros descritores obtidos. Parâmetros relativos como riqueza de plantas / número de plantas, número de plantas com galhas / número total de plantas, riqueza de galhas / número de plantas com galhas, riqueza de galhas / riqueza de plantas com galhas e riqueza de galhas/ riqueza total de plantas não foram utilizados na análise discriminante a fim de evitar a redundância de variáveis. Valores de $p < 0,05$ foram considerados significativos. Após detecção da não normalidade de algumas variáveis (Teste de Kolmogorov-Smirnov), foi realizada análise de variância (ANOVA) não paramétrica (Kruskal-Wallis) buscando observar quais parâmetros variavam significativamente entre as formações de restinga e entre seus cordões arenosos (ZAR, 1998). Teste de Qui-quadrado com correção de Yates foi realizado na comparação da riqueza de plantas e galhadores em Myrtaceae em relação às demais famílias de plantas.

Curvas cumulativas de espécies de galhadores e de plantas com galhas foram feitas utilizando o programa *Biodiversity Pro* (Natural History Museum – London). As riquezas esperadas nos cordões de restinga e nas formações de restinga estudadas foram obtidas a partir do modelo *Jackknife 1*, e comparadas com o acúmulo de espécies observado nos interceptos.

A partir da mais recente análise florística da formação arbustiva aberta de *Clusia* do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (ARAÚJO *et al.*, 2004) e dados históricos da descrição de espécies galhadoras neste local (MONTEIRO *et al.*, 2004 – ver anexo I) foi feita uma regressão linear entre a riqueza de espécies de galhas descritas para cada espécie de planta e seu respectivo Índice de Valor de Importância (IVI), que traduz a importância fitossociológica de cada espécie na formação arbustiva aberta de *Clusia*. Tal análise utilizou somente os IVI da formação de *Clusia* uma vez que esta é a de maior área de abrangência do parque e é no seu domínio que têm se concentrado a maior parte de

estudos da equipe de ecologia vegetal do PELD Bioma 5, sendo portanto mais completos seus dados de florística e fitossociologia (ARAÚJO *et al.*, 2004).

V. Resultados

V.1. Comparações entre os cordões arenosos de restinga

O primeiro cordão arenoso apresentou um total de 52 espécies de galhas distribuídas em 25 espécies de plantas galhadas. O segundo cordão apresentou 52 espécies de galhas em 22 espécies de plantas e o terceiro cordão 45 espécies de galhas também em 22 espécies de plantas (TABELA I). Uma lista das espécies de plantas e galhas encontradas encontra-se disponível no ANEXO I.

A análise discriminante não apontou diferenças significativas entre os três cordões de restinga (FIGURA 3). Nenhum parâmetro descritor da comunidade de plantas/galhadores mostrou diferenças significativas entre os três cordões de restinga (TABELA II).

TABELA I: Comparação entre valores indicadores da presença de galhas em termos absolutos e relativos obtidos a partir de interceptos em três diferentes cordões arenosos de restinga.

Cordões de restinga	1 ^o			2 ^o			3 ^o		
	Parâmetros	Total	Média	Desvio	Total	Média	Desvio	Total	Média
Número de plantas (NP)	383	23,94	6,99	348	21,75	6,07	412	25,75	6,08
Riqueza de plantas (SP)	NA	12,94	2,84	NA	12	3,41	NA	12,75	3,47
Número de plantas com galhas	213	13,31	4,67	203	12,69	4,63	234	14,63	3,81
Riqueza de plantas com galhas	25	7,56	1,82	22	6,56	1,99	22	7,63	2,39
Riqueza de galhas (SG)	52	11,69	2,98	52	10,75	3,96	45	12,31	4,27
SP/NP	NA	0,56	0,12	NA	0,57	0,16	NA	0,50	0,08
Número de plantas com galhas/ NP	8,917	0,56	0,11	9,39	0,59	0,15	9,23	0,58	0,22
SG/SP	NA	0,92	0,23	NA	0,92	0,27	NA	0,97	0,22
SG/Número de plantas com galhas	15,31	0,96	0,35	13,90	0,87	0,22	13,66	0,85	0,22
SG/Riqueza de plantas com galhas	2,08	1,56	0,29	2,05	1,63	0,27	2,05	1,64	0,34

TABELA II: Coeficientes parciais obtidos na análise de função discriminante entre três cordões arenosos de restinga do PARNA Jurubatiba

Parâmetros	Wilks'	Parcial	F(removido)	p	Toler.	1-Toler.
Número de plantas (NP)	0,912	0,916	1,886	0,165	0,218	0,782
Riqueza de plantas (SP)	0,890	0,937	1,373	0,265	0,258	0,742
Número de plantas com galhas	0,861	0,970	0,635	0,535	0,270	0,730
Riqueza de plantas com galhas	0,887	0,941	1,278	0,289	0,246	0,754
Riqueza de galhas	0,842	0,991	0,188	0,829	0,255	0,745

A análise dos valores parciais de F mostrou a inexistência de diferenças significativas entre quaisquer pares de cordões arenosos analisados. (TABELA III). As análises de variância (Kruskall-Wallis) também não detectaram nenhuma variável significativamente diferente entre os três cordões de restinga (TABELA IV).

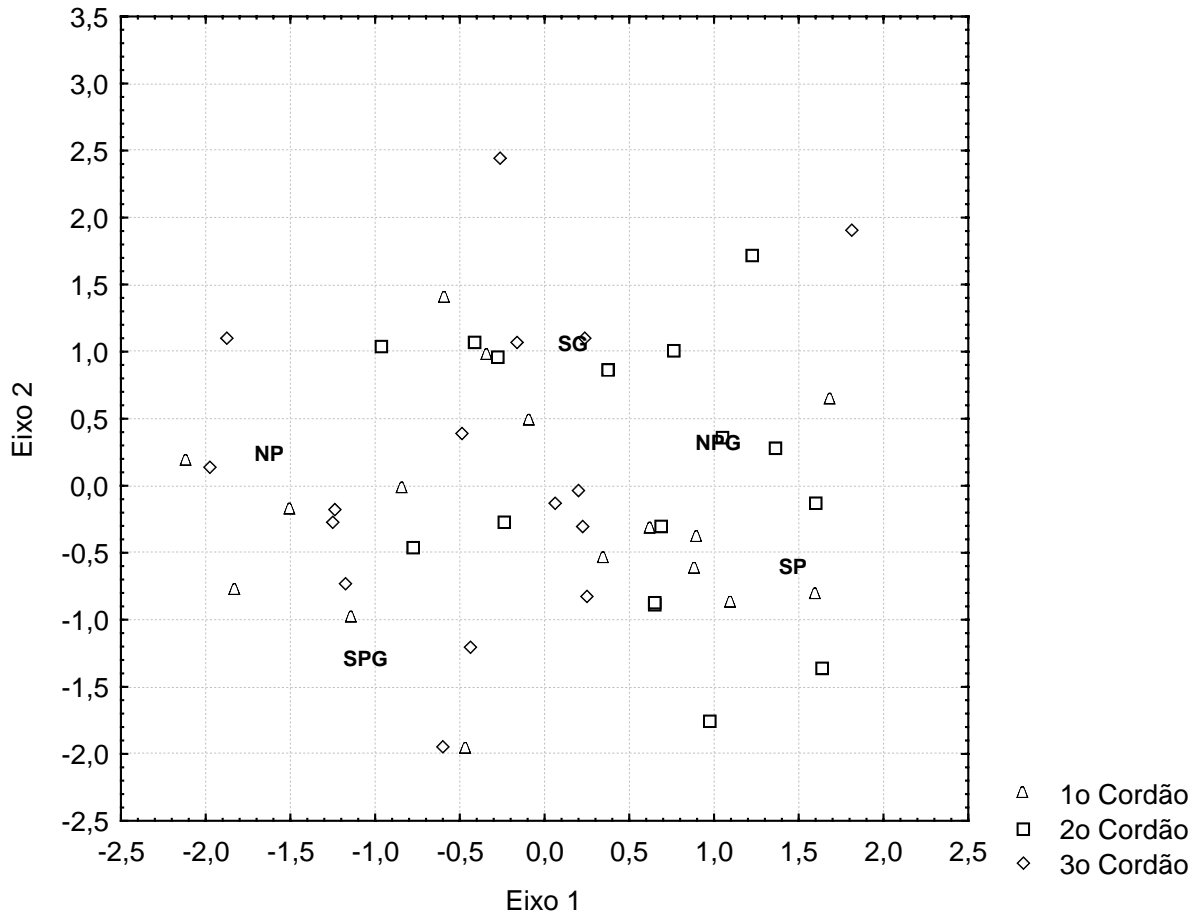


FIGURA 3: Análise de função discriminante a partir de parâmetros de comunidade de galhas e suas plantas hospedeiras analisados em três diferentes cordões arenosos de restinga aberta no PARNA da Restinga de Jurubatiba (Wilks' Lambda: 0,835 , $F(10,82) = 0,775$ $p < 0,653$). NP= número de plantas; NPG= número de plantas com galhas; SG= riqueza de galhas; SP= riqueza de plantas; SPG= riqueza de plantas com galhas.

TABELA III: Valores parciais de F e p entre três cordões arenosos de restinga do PARNA Jurubatiba.

Formação	1° Cordão		2° Cordão		3° Cordão	
	F	p	F	p	F	p
1° Cordão	-					
2° Cordão	0,716	0,615	-			
3° Cordão	0,365	0,869	1,292	0,286	-	

TABELA IV: Valores parciais de H e p (ANOVA Kruskal-Wallis) para os parâmetros descritores da comunidade de galhas em três cordões arenosos de restinga do PARNA Jurubatiba.

Cordões de restinga	H	p
Número de plantas (NP)	2,850	0,24
Riqueza de plantas (SP)	0,544	0,76
Número de plantas com galhas	2,018	0,36
Riqueza de plantas com galhas	2,165	0,34
Riqueza de galhas (SG)	0,551	0,759
SP/NP	3,07	0,215
Número de plantas com galhas/ NP	0,74	0,689
SG/SP	0,400	0,819
SG/Número de plantas com galhas	0,986	0,61
SG/Riqueza de plantas com galhas	0,457	0,795

As curvas de acúmulo de espécies de galhas nos três cordões arenosos assim como a riqueza de plantas com galhas mostraram padrões convergentes com as curvas geradas casualmente pelo estimador de jackknife (FIGURA 4).

V.2. Comparações entre as formações de *Clusia* e *Ericaceae*

Na formação arbustiva aberta de *Clusia* foram vistoriadas 606 plantas, sendo 28 espécies, pertencentes a 19 famílias, que apresentaram 68 morfoespécies de galhas. Já na formação arbustiva de *Ericaceae* dos 537 indivíduos de plantas vistoriados 26

espécies, pertencentes a 17 famílias vegetais, tiveram um total de 54 morfoespécies de galhas (TABELA V).

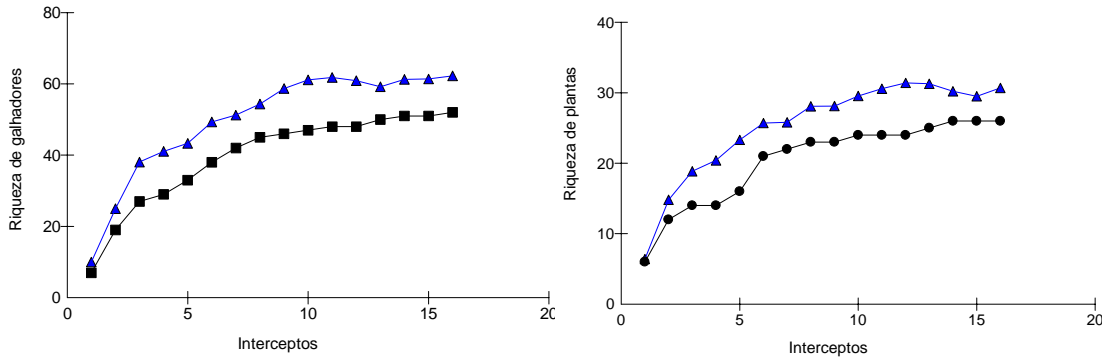
A análise de função discriminante não mostrou diferenças significativas nos parâmetros descritores da comunidade de plantas/galhadores entre a formação de *Clusia* e a formação de Ericaceae. Nenhuma das variáveis utilizadas foi significativa na diferenciação destas duas formações de restinga (TABELA VI).

TABELA V: Comparação entre valores indicadores da presença de galhas em termos absolutos e relativos obtidos a partir de interceptos na restinga arbustiva aberta de *Clusia* e de Ericaceae.

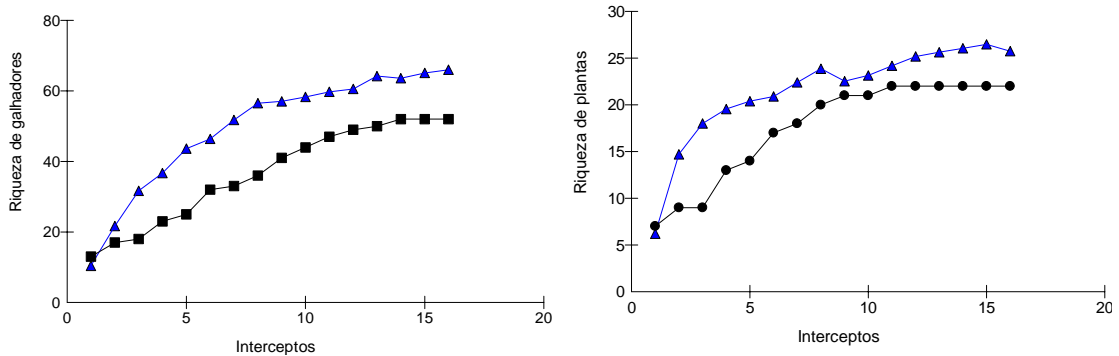
Formações Vegetais	Ericaceae			Clusia		
	Total	Média	Desvio	Total	Média	Desvio
Parâmetros						
Número de plantas (NP)	537	22,38	5,99	606	24,42	6,75
Riqueza de plantas (SP)	NA	11,83	3,13	NA	13,45	2,91
Número de plantas com galhas	305	12,71	4,50	345	13,74	4,30
Riqueza de plantas com galhas	26	6,79	1,96	28	7,79	2,04
Riqueza de galhas (SG)	54	10,47	2,95	68	12,87	4,18
SP/NP	NA	0,54	0,14	NA	0,57	0,12
SG/SP	NA	0,95	0,22	NA	0,91	0,25
Número de plantas com galhas/ NP	0,57	0,57	0,14	0,57	0,57	0,11
SG/Número de plantas com galhas	0,18	0,49	0,18	0,19	0,97	0,26
SG/Riqueza de plantas com galhas	2,08	1,76	0,12	2,43	1,21	0,42

A análise de variância (Kruskal-Wallis) entre as duas formações mostrou ausência de diferença entre a formação de *Clusia* e Ericaceae na maioria das variáveis analisadas. Embora houvesse tendência a menor número de indivíduos e riqueza de espécies, tanto de galhas quanto de plantas, na formação de Ericaceae, somente a riqueza de galhas e a riqueza de galhas/riqueza de plantas com galhas foram significativamente menores na restinga de Ericaceae do que na restinga de *Clusia* (FIGURA 5).

1º Cordão



2º Cordão



3º Cordão

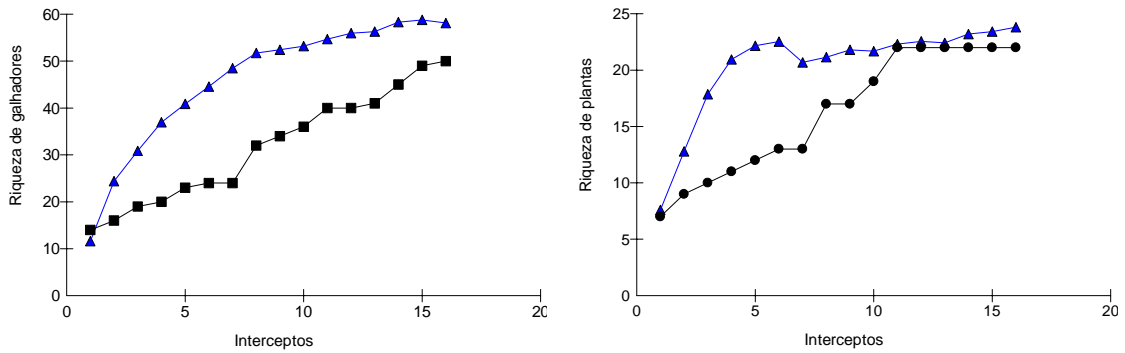


FIGURA 4: Curva de acúmulo de espécies de galhas (à esquerda) e de plantas com galhas (à direita) em três cordões arenosos de restinga. Triângulos representam o acúmulo de espécies esperado pelo modelo *Jackknife* 1.

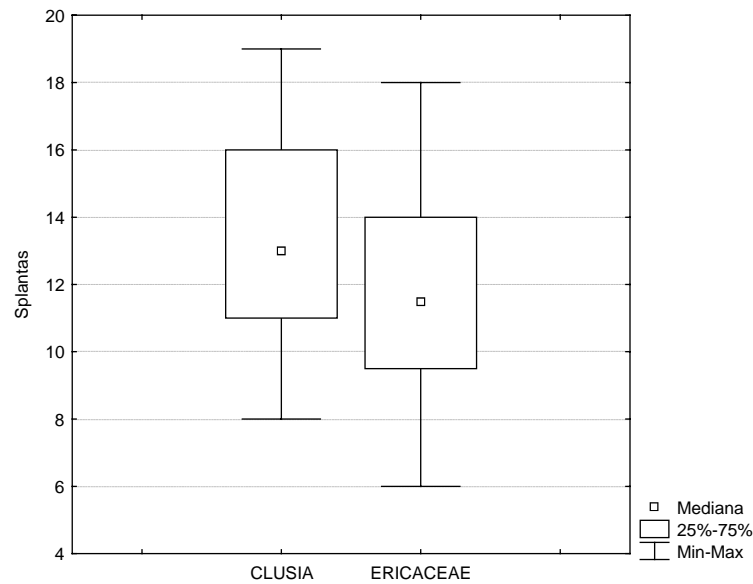
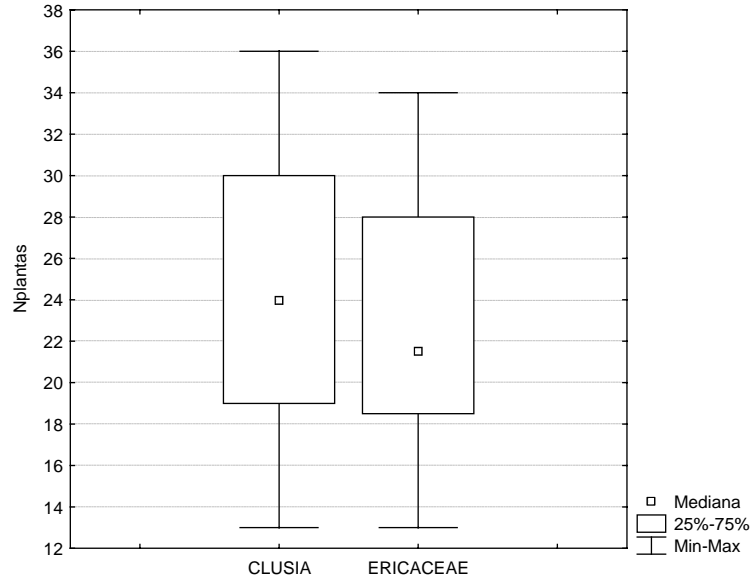


FIGURA 5-A: Variação nos parâmetros descritores da comunidade de plantas/galhadores da formação aberta de *Clusia* e formação aberta de Ericaceae no PARNA Jurubatiba, diferenças significativas em destaque: número de plantas ($H=1,427$, $p=0,232$) e riqueza de plantas ($H=3,486$, $p=0,0619$).

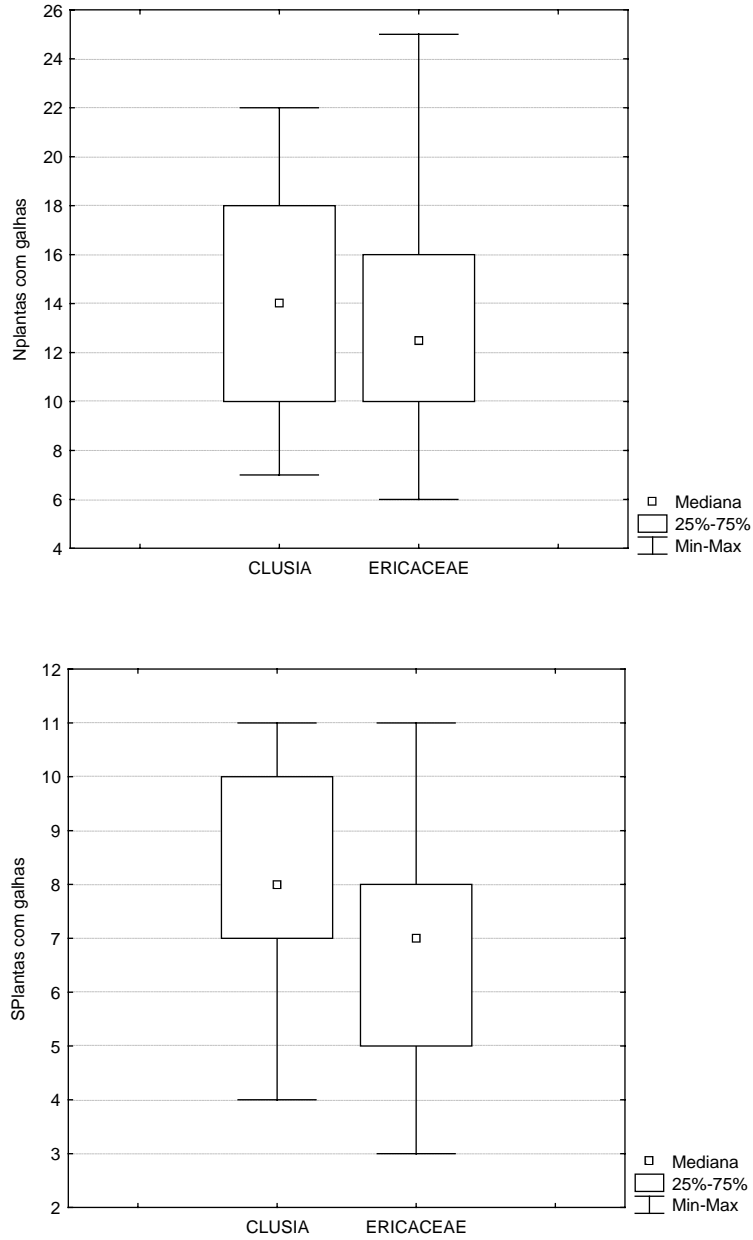


FIGURA 5-B: Variação nos parâmetros descritores da comunidade de plantas/galhadores da formação aberta de *Clusia* e formação aberta de Ericaceae no PARNA Jurubatiba, diferenças significativas em destaque: número de plantas com galhas ($H=0,9875$, $p =0,320$) e riqueza de plantas com galhas ($H=3,184$, $p =0,0744$).

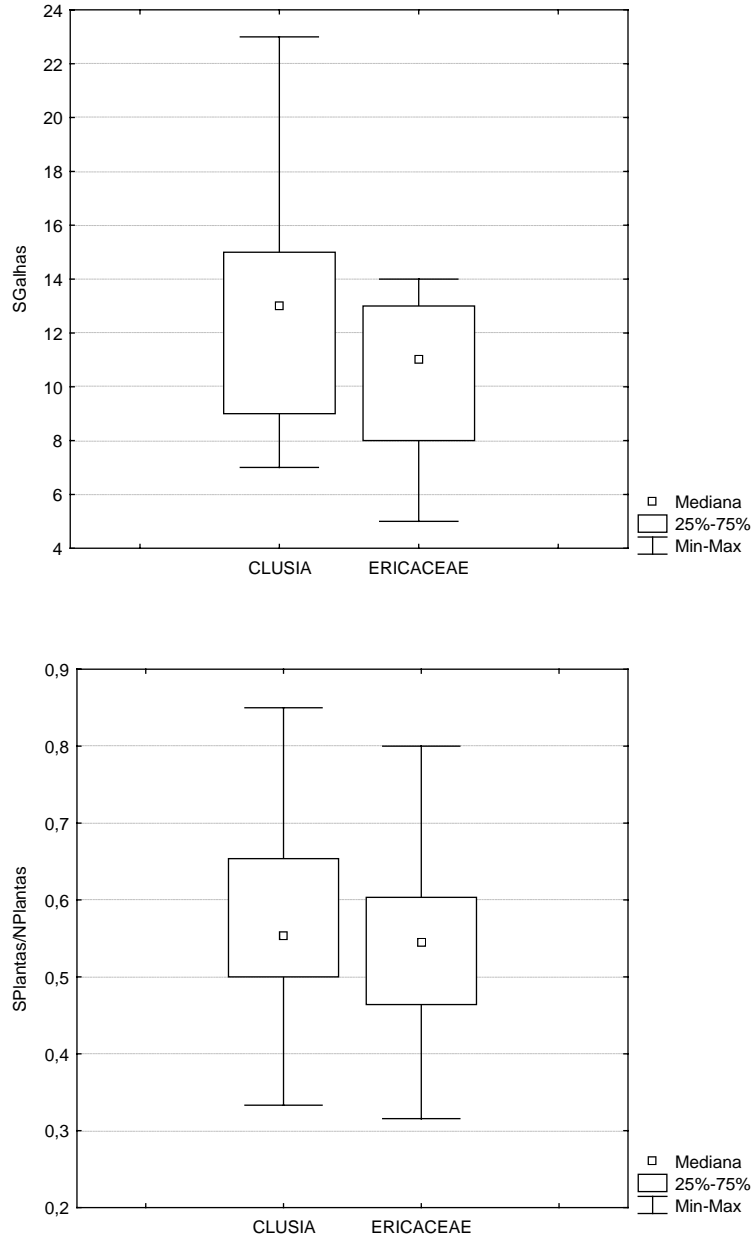


FIGURA 5-C: Variação nos parâmetros descritores da comunidade de plantas/galhadores da formação aberta de *Clusia* e formação aberta de Ericaceae no PARNA Jurubatiba, diferenças significativas em destaque: **riqueza de galhas (H=5,064, p =0,024)** e riqueza de plantas/número de indivíduos de plantas (H=0,396, p =0,529).

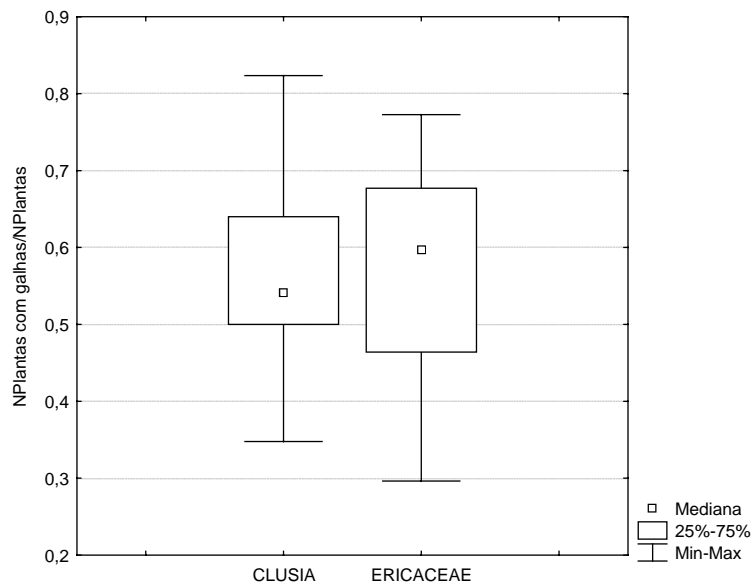
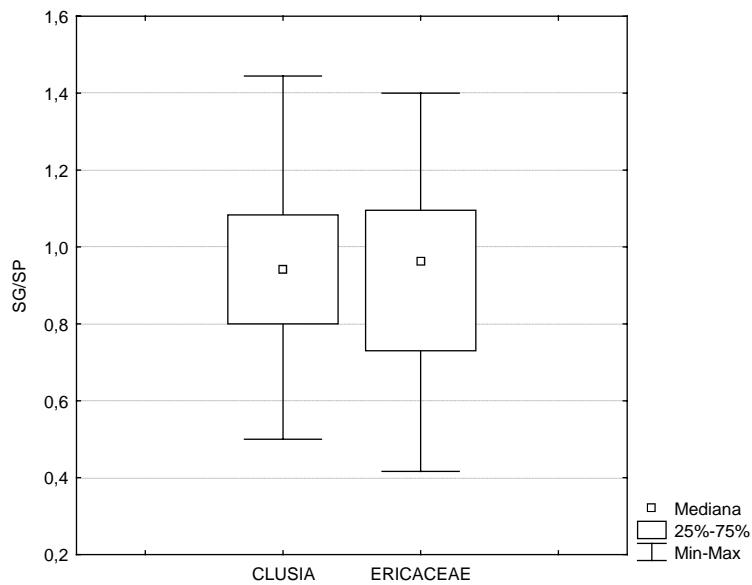


FIGURA 5-D: Variação nos parâmetros descritores da comunidade de plantas/galhadores da formação aberta de *Clusia* e formação aberta de Ericaceae no PARNA Jurubatiba, diferenças significativas em destaque: riqueza de galhas/riqueza de plantas ($H= 0,221$, $p=0,638$) e número de plantas com galhas/total de plantas ($H=0,228$, $p =0,633$).

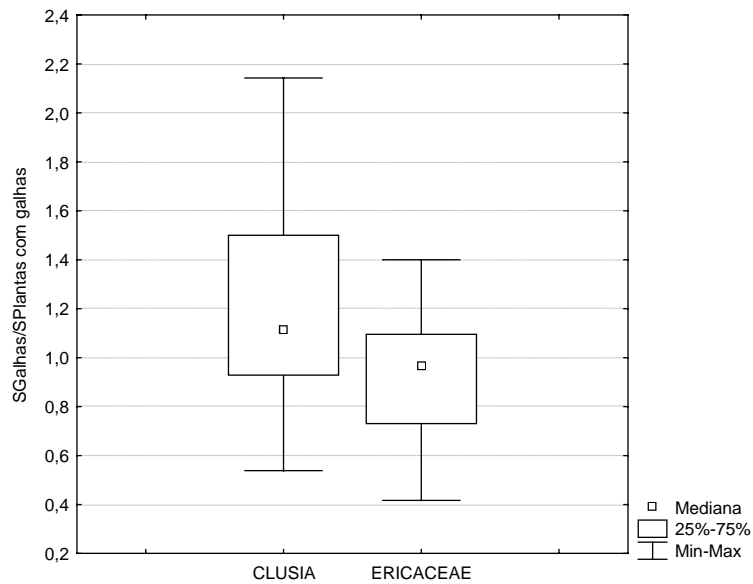
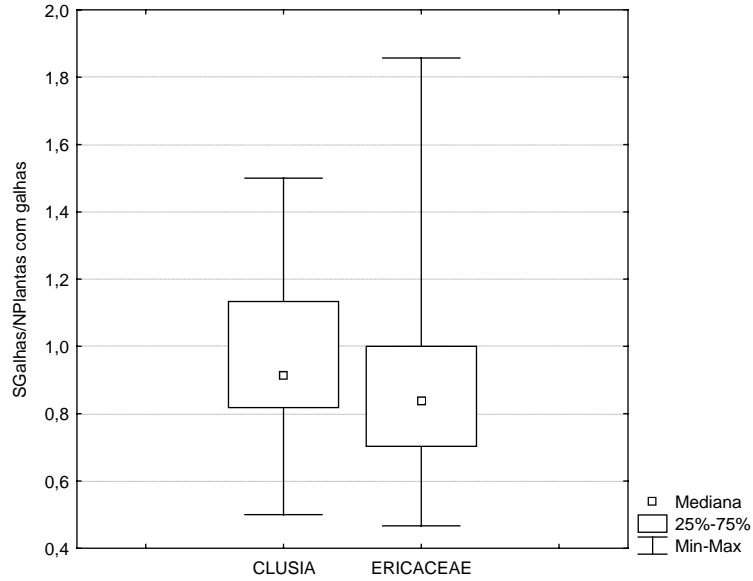


FIGURA 5-E: Variação nos parâmetros descritores da comunidade de plantas/galhadores da formação aberta de *Clusia* e formação aberta de Ericaceae no PARNA Jurubatiba, diferenças significativas em destaque: riqueza de galhas/número de plantas com galhas ($H=2,264$, $p=0,132$) e **riqueza de galhas/riqueza de plantas com galhas ($H=7,157$, $p=0,008$)**.

TABELA VI: Coeficientes parciais obtidos na análise de função discriminante entre duas formações abertas de restinga (*Clusia* e *Ericaceae*) do PARNA da Restinga de Jurubatiba (Wilks' Lambda: 0,894 approx. $F(5,56) = 1,332$, $p < 0,2647$).

Parâmetros	Wilks'	Parcial	F(removido)	p	Toler.	1-Toler.
Número de plantas (NP)	0,894	0,999	0,004	0,947	0,208	0,792
Riqueza de plantas (SP)	0,897	0,996	0,206	0,652	0,292	0,708
Número de plantas com galhas	0,897	0,997	0,179	0,674	0,242	0,758
Riqueza de plantas com galhas	0,895	0,999	0,064	0,801	0,279	0,721
Riqueza de galhas	0,924	0,967	1,888	0,175	0,280	0,720

Dentre as famílias vegetais amostradas, *Myrtaceae* destaca-se como a de maior riqueza vegetal em ambas as formações abertas de restinga. Embora a riqueza de *Myrtaceae* seja o dobro de outras famílias importantes, como por exemplo *Malpighiaceae*, sua riqueza de galhas é mais do que quatro vezes superior ao desta família (FIGURA 6). Mesmo sendo a riqueza de galhas de *Myrtaceae* proporcionalmente bastante superior a das demais famílias de plantas, esta diferença não foi significativa segundo o teste de Qui-quadrado com correção de Yates ($p=0,293$).

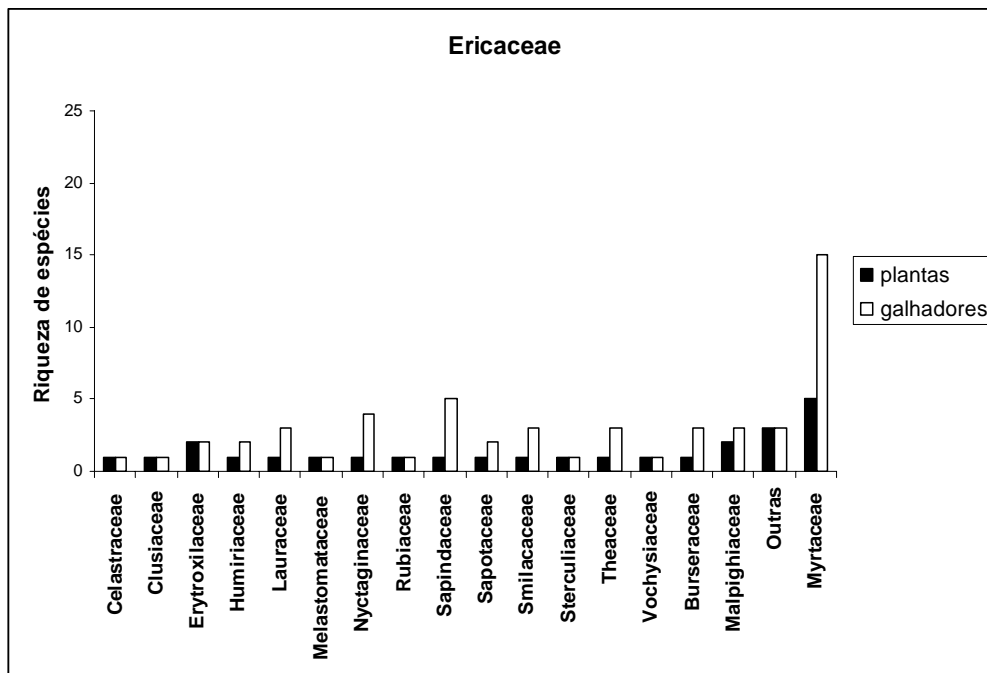
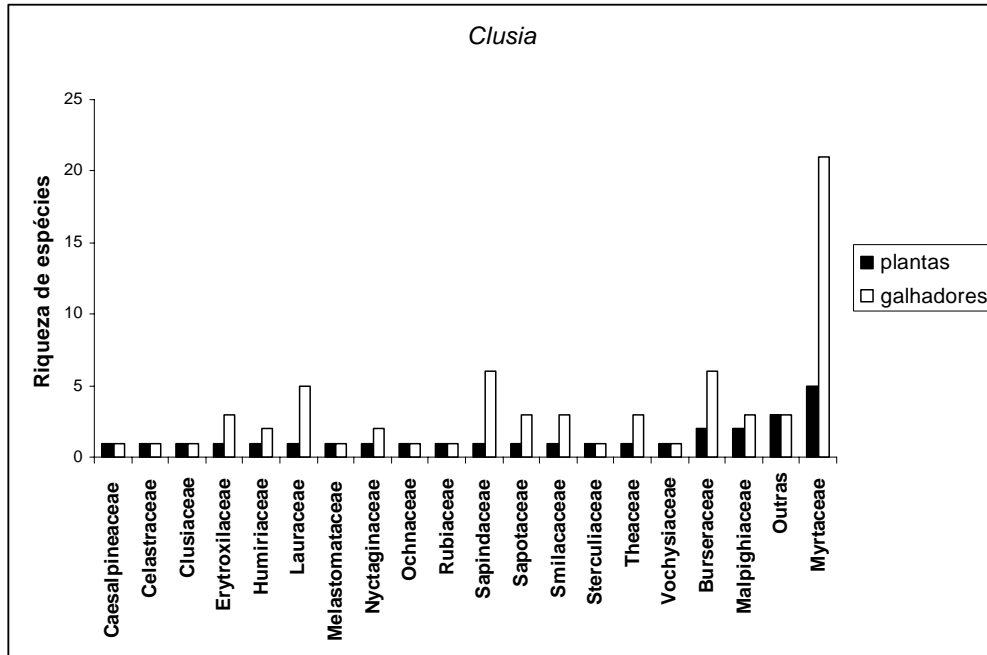


FIGURA 6: Riqueza de galhas nas várias famílias de plantas amostradas por interceptos na restinga arbustiva aberta de *Clusia* e arbustiva aberta de *Ericaceae*.

V.3. Comparações entre as formações abertas de moita e a Mata periodicamente inundada

A análise dos dados relativos à comunidade de galhas nas formações abertas de restinga e na Mata periodicamente inundada sugerem um maior número de plantas com galhas e riqueza de galhas na formação aberta, especialmente de *Clusia*, do que na Mata de restinga (TABELA VI). A riqueza de galhas por espécie de planta e o número de plantas com galhas em relação ao total de plantas coletadas indicam claramente esta diferença, uma vez que os valores das formações abertas de *Clusia* e Ericaceae equivalem a mais do que o dobro dos valores encontrados na Mata periodicamente inundada em restinga.

Uma vez que o ambiente florestal apresenta maior densidade de indivíduos do que a formação de moitas, o número de interceptos utilizados para a amostragem de mata foi menor (14) do que nas formações abertas (24 em *Clusia* e 24 em Ericaceae). Mesmo com o número mais reduzido de interceptos o número total de plantas amostradas na Mata (653) foi bastante superior ao número de plantas em restinga aberta de *Clusia* (606) e Ericaceae (537). O mesmo ocorreu com a riqueza de plantas, que na mata em média era de 20,42 por intercepto e na restinga aberta variou de 13,29 por intercepto (*Clusia*) a 11,83 (Ericaceae) (TABELA VII). As análises dos parâmetros descritores de comunidades apontam a Mata periodicamente inundada como a formação com maior quantidade de indivíduos e espécies de plantas entre as formações de restinga analisadas.

A análise discriminante apontou uma grande diferenciação na estrutura da guilda de galhadores da Mata de restinga em comparação com as formações abertas de Ericaceae e *Clusia* (FIGURA 7). As coordenadas dos interceptos de Mata são bastante diferentes dos interceptos de Ericaceae e da formação de *Clusia*, que por sua vez são bastante sobrepostos. As variáveis relacionadas a guilda galhadora mostram-se em

relação ao eixo 1 (98% de explicação da distribuição dos pontos) próximas aos pontos das formações abertas, enquanto o número de plantas apresenta maior proximidade com os pontos de Mata de restinga. Dentre os parâmetros utilizados na análise o número de plantas e o número de plantas com galhas foram os que diferenciaram significativamente as formações (TABELA VIII).

TABELA VII: Comparação entre valores indicadores da presença de galhas em termos absolutos e relativos obtidos a partir de interceptos na Mata de Restinga e Restinga arbustiva aberta de *Clusia* e Ericaceae.

Formações Vegetais Parâmetros	Ericaceae			<i>Clusia</i>			Mata		
	Total	Média	Desvio	Total	Média	Desvio	Total	Média	Desvio
Número de plantas (NP)	537	22,38	5,99	606	25,25	6,74	653	46,25	14,05
Riqueza de plantas (SP)	NA	11,83	3,13	NA	13,29	3,18	NA	20,42	5,09
Número de plantas com galhas	305	12,71	4,50	345	14,38	4,17	146	10,92	5,99
Riqueza de plantas com galhas	26	6,79	1,96	28	7,71	2,18	32	5,83	2,62
Riqueza de galhas (SG)	54	10,47	2,95	68	12,71	4,18	55	8,88	5,69
SP/NP	NA	0,54	0,13	NA	0,54	0,12	NA	0,47	0,07
SG/SP	NA	0,95	0,22	NA	0,91	0,25	NA	0,42	0,17
Número de plantas com galhas/ NP	0,57	0,57	0,14	0,57	0,58	0,11	0,22	0,20	0,08
SG/Número de plantas com galhas	0,18	0,49	0,19	0,20	0,52	0,14	0,08	0,19	0,08
SG/Riqueza de plantas com galhas	2,08	1,76	0,12	2,43	1,94	0,22	1,72	1,65	0,66

A análise dos valores parciais de F mostrou que a guilda de insetos galhadores da formação arbustiva de *Clusia* e da formação arbustiva de Ericaceae são significativamente diferentes da Mata de Restinga, não havendo porém diferenças significativas entre as duas formações de moitas abertas (TABELA IX).

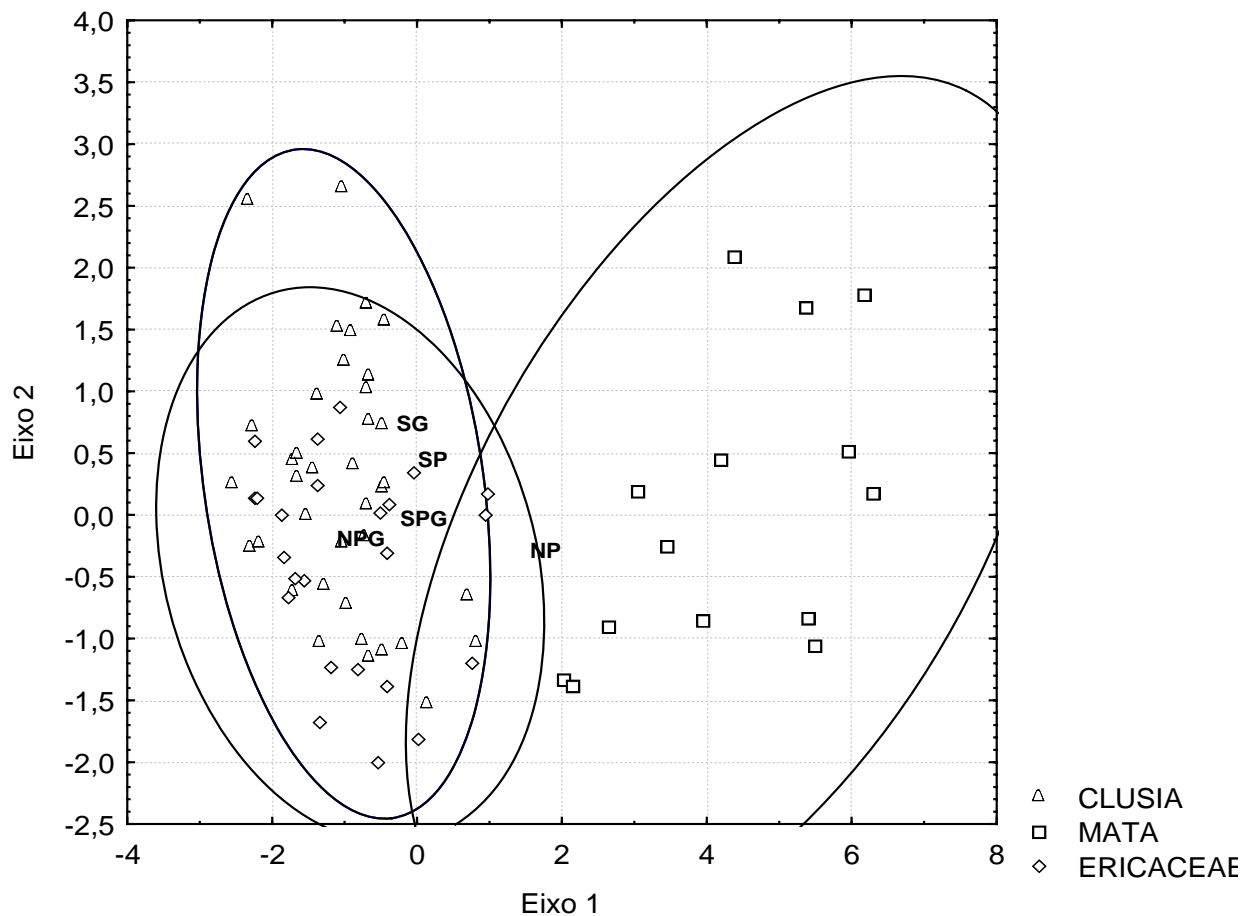


FIGURA 7: Análise de função discriminante a partir de parâmetros de comunidade de galhas e suas plantas hospedeiras analisados nas formações de Mata de restinga, arbustiva aberta de *Clusia* e arbustiva aberta de Ericaceae (Wilks' Lambda: 0,170 , F (10,138)=19,642 p<0,0000).

TABELA VIII: Coeficientes parciais obtidos na análise de função discriminante entre três formações de restinga do PARNA Jurubatiba

Parâmetros	Wilks'	Parcial	F(removido)	p	Toler.	1-Toler.
Número de plantas (NP)	0,263	0,648	18,741	0,000	0,212	0,788
Riqueza de plantas (SP)	0,172	0,993	0,259	0,772	0,270	0,731
Número de plantas com galhas	0,209	0,815	7,813	0,001	0,273	0,727
Riqueza de plantas com galhas	0,171	0,993	0,232	0,794	0,292	0,708
Riqueza de galhas	0,181	0,939	2,223	0,116	0,371	0,629

TABELA IX: Valores parciais de F e p entre as formações de Mata de restinga, arbustiva aberta de *Clusia* e arbustiva aberta de Ericaceae.

Formação	<i>Clusia</i>		Ericaceae		Mata	
	F	p	F	p	F	p
<i>Clusia</i>	-					
Ericaceae	1,228	0,305	-			
Mata	54,067	0,0000	45,309	0,0000	-	

A análise de variância não paramétrica (Kruskal-Wallis) corroborou com as demais análises. Dentre as variáveis utilizadas na comparação entre as formações de restinga – o número de plantas e riqueza de plantas (FIGURA 8-A), riqueza de plantas com galhas (FIGURA 8-B), riqueza de galhas e riqueza de plantas/ número de plantas (FIGURA 8-C), riqueza de galhas / riqueza de plantas e número de plantas com galhas/total de plantas (FIGURA 8-D), e riqueza de galhas/número total de plantas e riqueza de galhas/riqueza de plantas com galhas (FIGURA 8-E), foram todos significativamente diferentes. O único parâmetro sem diferença significativa foi o número de plantas com galhas (FIGURA 8-B).

A análise do acúmulo de espécies de galhas nas sucessivas linhas amostradas permitiu a elaboração de curvas de acúmulo de espécies. A curva cumulativa da riqueza de galhadores na formação de *Clusia* indica uma expectativa de maior riqueza de espécies nesse habitat do que na formação de Ericaceae e na mata de restinga muito embora o acúmulo de espécies vegetais com galhas apresente tendência a maiores valores em Mata do que nas formações abertas de restinga (FIGURA 9).

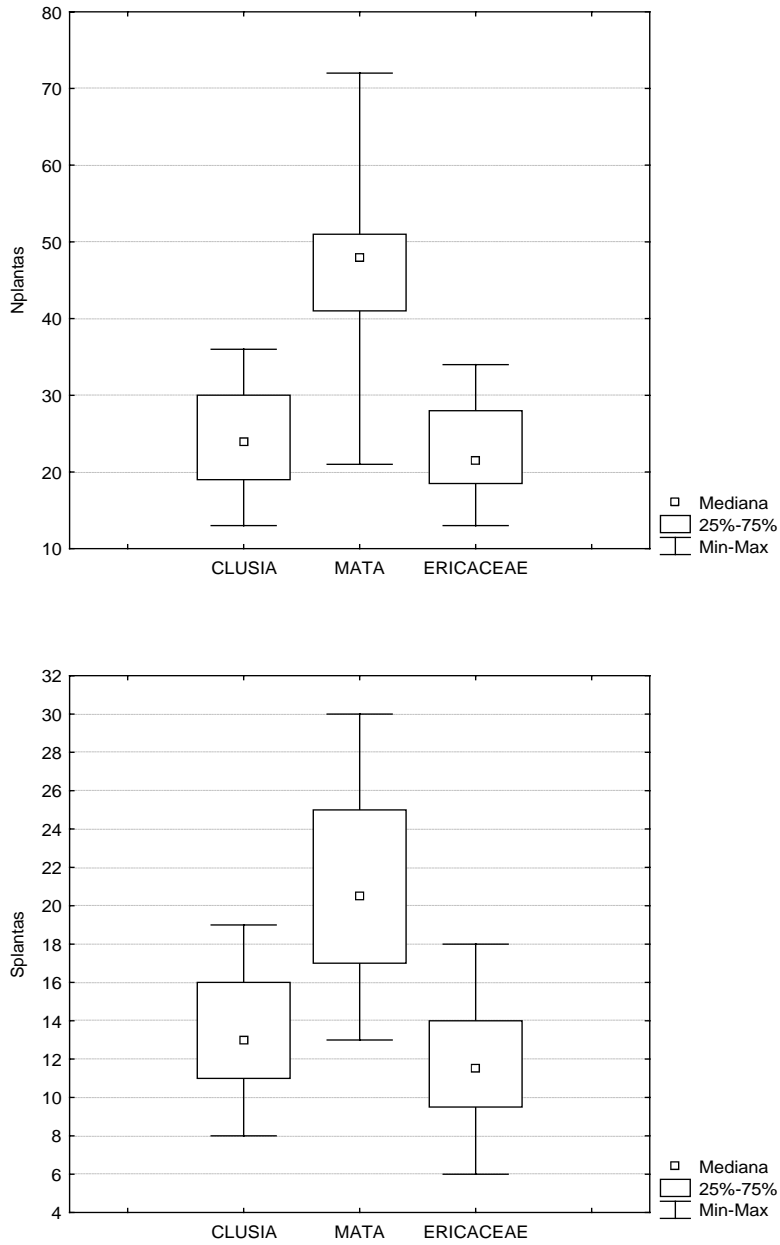


FIGURA 8-A: Variação nos parâmetros coletados e relativos nos interceptos do PARNA Jurubatiba, diferenças significativas em destaque: **número de plantas (H=26,043, p =0,000)** e **riqueza de plantas (H=26,385, p =0,000)**

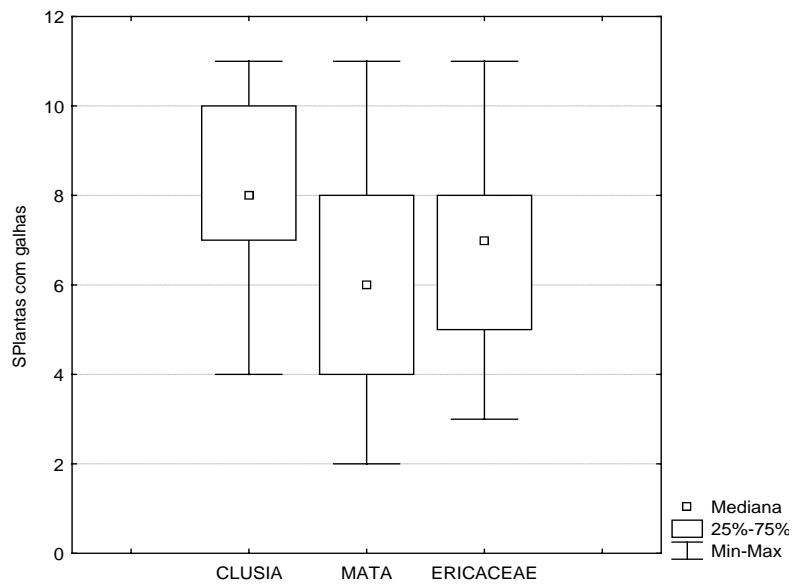
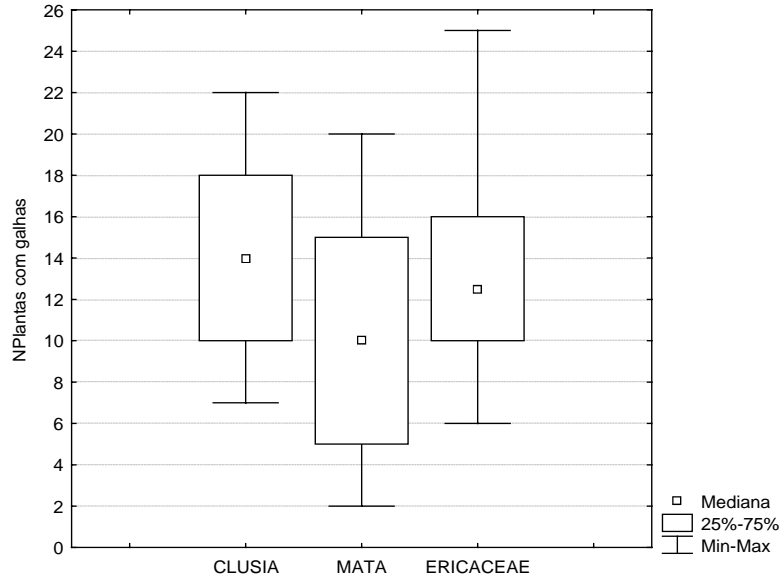


FIGURA 8-B: Variação nos parâmetros coletados e relativos nos interceptos do PARNA Jurubatiba, diferenças significativas em destaque: número de plantas com galhas ($H=3,853$, $p=0,146$) e riqueza de plantas com galhas ($H=8,378$, $p=0,015$).

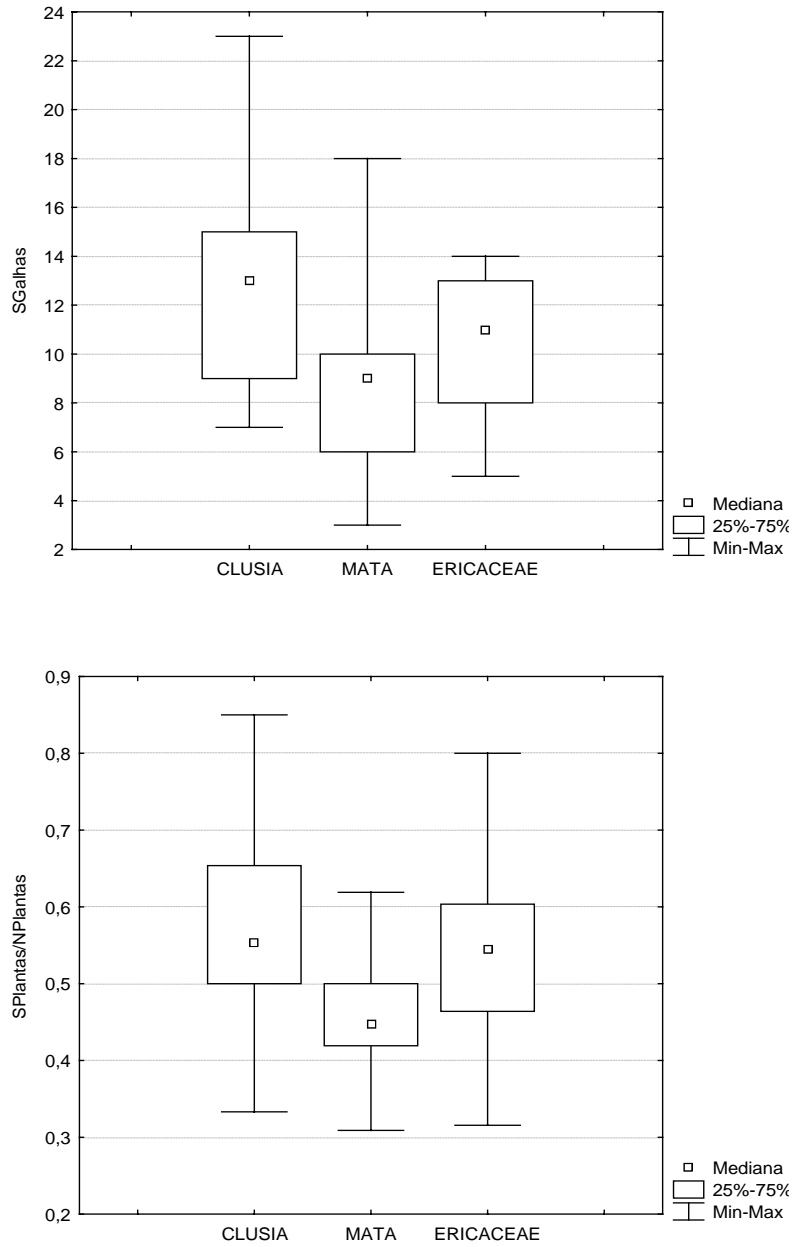


FIGURA 8-C: Variação nos parâmetros coletados e relativos nos interceptos do PARNA Jurubatiba, diferenças significativas em destaque: **riqueza de galhas (H=9,832, p =0,007)** e **riqueza de plantas/número de indivíduos de plantas (H=10,526, p =0,005)**.

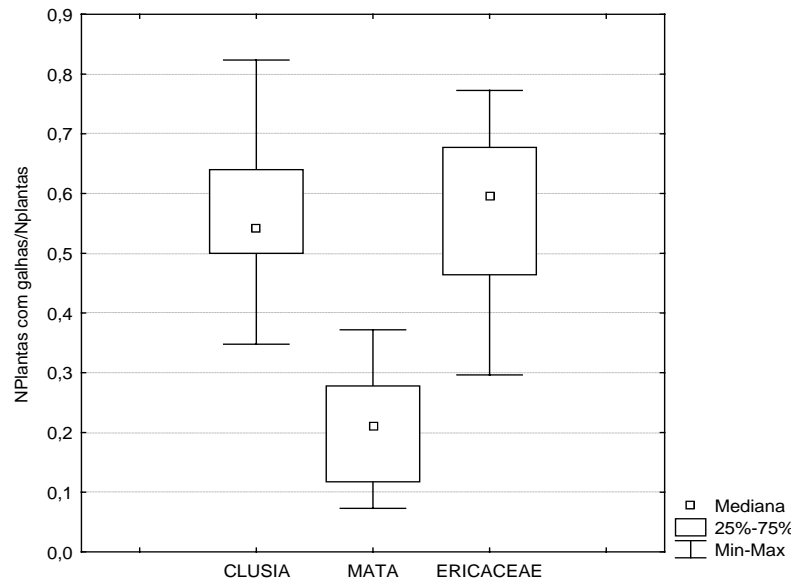
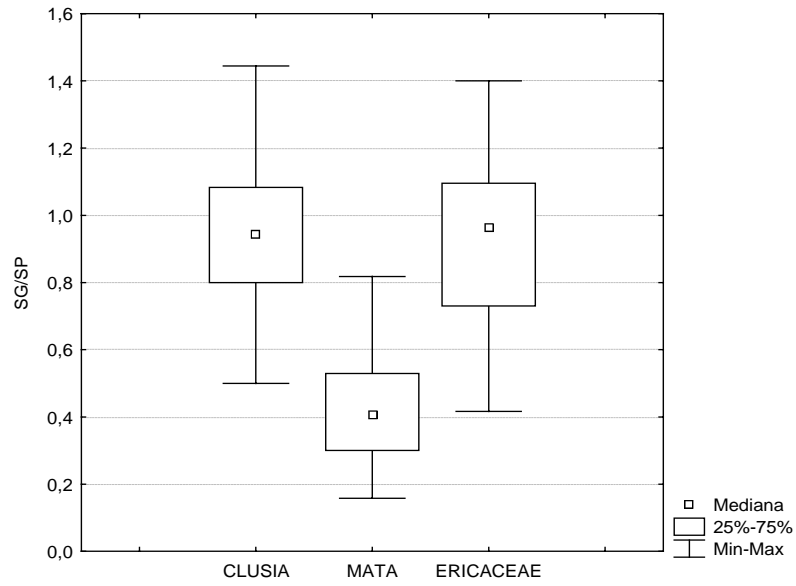


FIGURA 8-D: Variação nos parâmetros coletados e relativos nos interceptos do PARNA Jurubatiba, diferenças significativas em destaque: **riqueza de galhas/riqueza de plantas (H=29,106, p=0,000)** e **número de plantas com galhas/total de plantas (H=32,733, p=0,000)**.

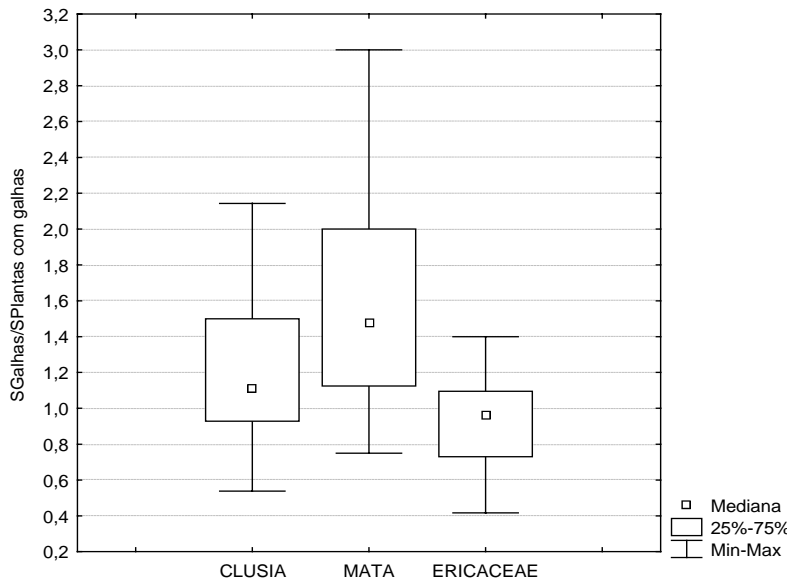
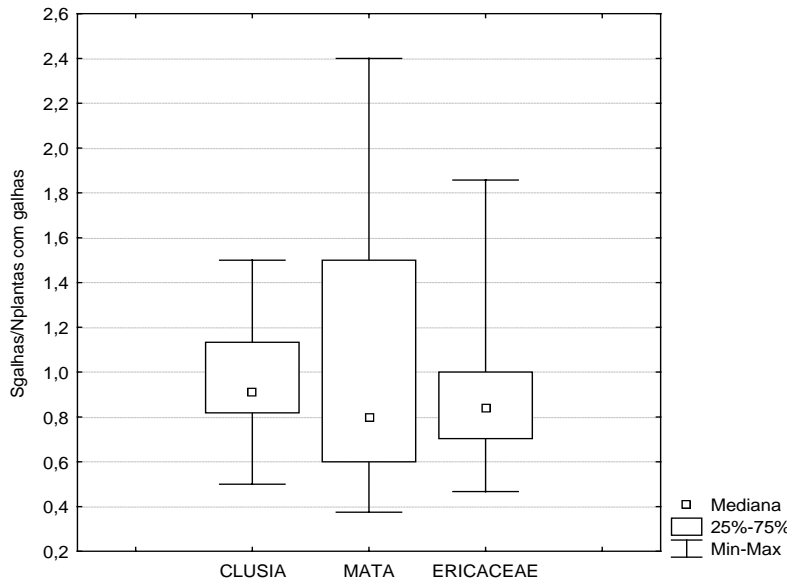


FIGURA 8-E: Variação nos parâmetros coletados e relativos nos interceptos do PARNA Jurubatiba, diferenças significativas em destaque: **riqueza de galhas/número de plantas com galhas (H=33,726, p =0,000)** e **riqueza de galhas/riqueza de plantas com galhas (H=6,349, p =0,042)**.

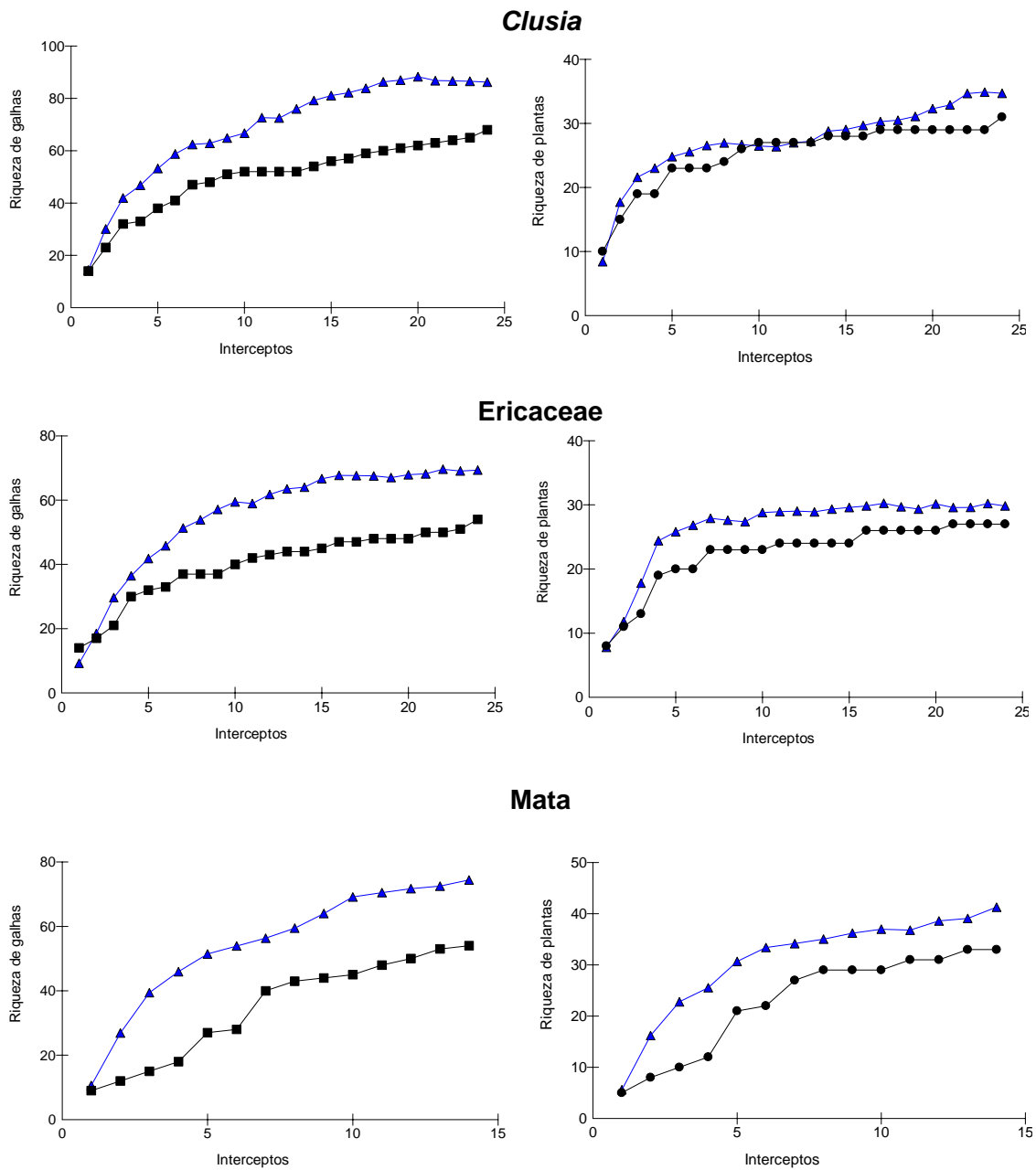


FIGURA 9: Curva de acúmulo de espécies de galhas (à esquerda) e de plantas com galhas (à direita) em três formações de restinga. Triângulos representam o acúmulo de espécies esperado pelo modelo *Jackknife 1*.

Considerando todas as amostras realizadas, observa-se que a maior parte das plantas, independentemente da formação, apresentou apenas uma única espécie galhadora associada. Mata foi a formação que apresentou menor proporção de espécies de plantas atacadas por somente uma espécie galhadora, embora espécies de plantas com 6 e 7 espécies cecidógenas distintas tenham sido encontradas somente na restinga aberta de *Clusia* (FIGURA 10).

Em levantamento florístico do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, ARAÚJO *et al.* (2004) através do uso de interceptos de linha amostraram um total de 7.200 m em formação arbustiva aberta de *Clusia* encontrando 61 espécies vegetais no total. Dentre as espécies descritas neste estudo somente 20 possuíam descrição de galhas associadas na literatura (MONTEIRO *et al.*, 2004; MAIA *et al.* ; 1992, MAIA, 2001a; MONTEIRO *et al.*, 1993; MAIA, 1993a). Outras quatro espécies vegetais foram encontradas sendo utilizadas por galhadores neste trabalho e por isso foram incluídas na análise de correlação entre as abundâncias das espécies vegetais e a utilização por espécies galhadoras. Essas espécies foram: *Tocoyena bullata* (Rubiaceae), *Ternstroemia brasiliensis* (Theaceae), *Waltheria aspera* (Sterculiaceae) e *Humiria balsamifera* (Humiriaceae). As demais espécies, como não foram amostradas em nossos interceptos e não apresentam nenhum registro de associação com galhadores na literatura, foram consideradas como espécies isentas de galhadores na análise de correlação.

A riqueza de galhas associadas a plantas de restinga foi correlacionada positivamente com os valores de importância (IVI) das espécies vegetais da formação aberta de *Clusia* (ARAÚJO *et al.*, 2004) ($R^2=0,2145$; $p<0,0002$) (FIGURA 11).

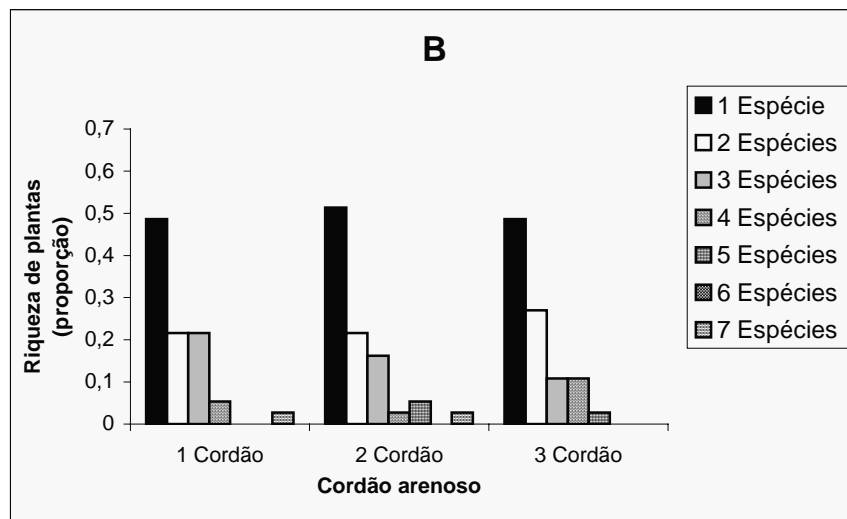
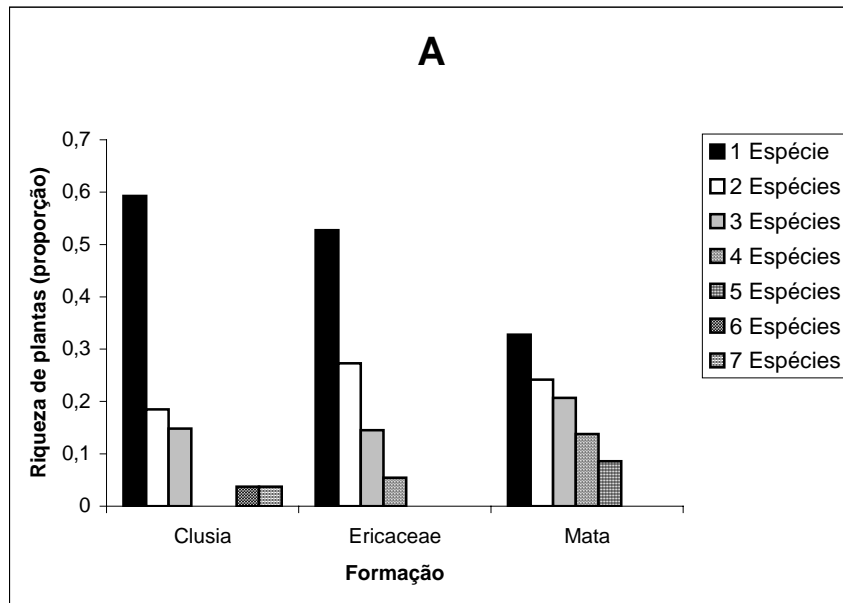


FIGURA 10: Distribuição (em proporção) de riqueza de galhas por espécie de planta: formações de Mata de restinga e aberta de *Clusia* e *Ericaceae* (A); e nos três cordões arenosos de restinga (B).

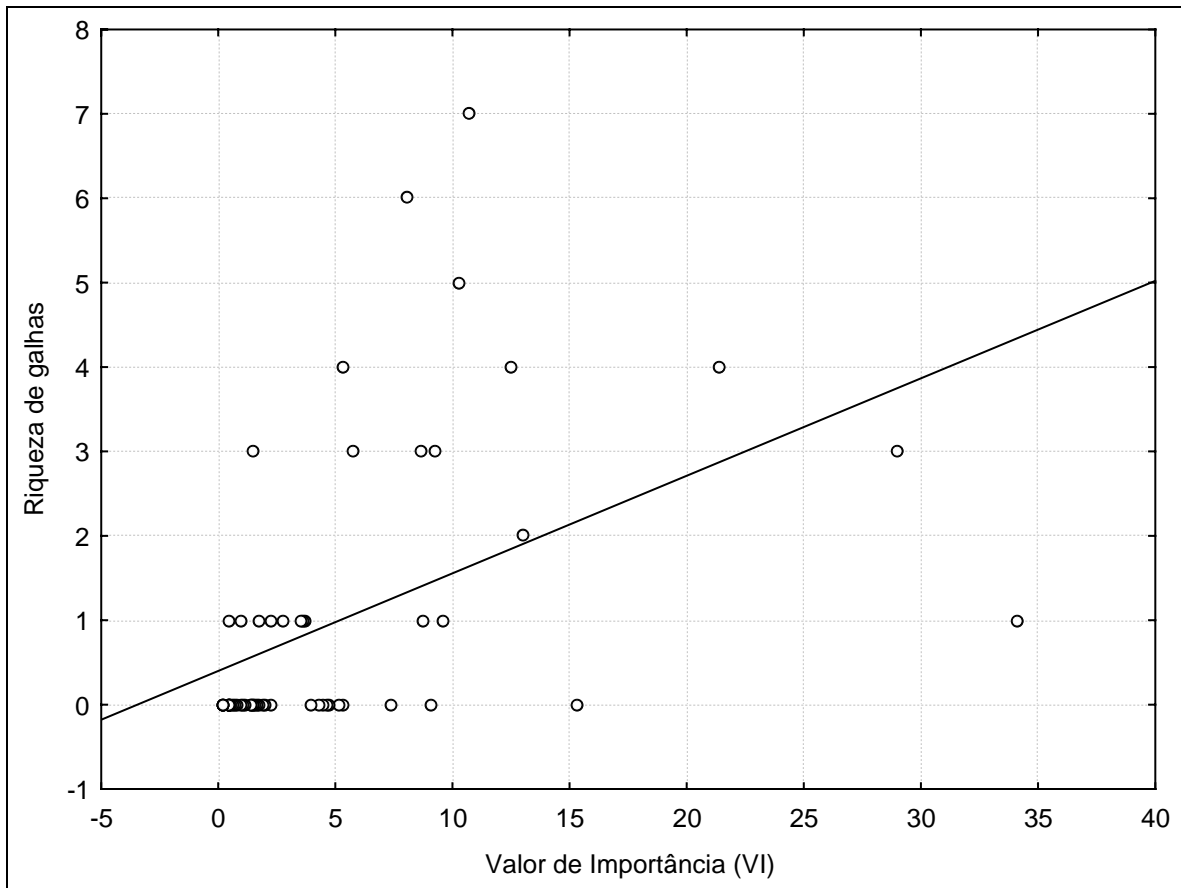


FIGURA 11: Regressão linear da riqueza de galhas e associadas a espécies lenhosas (MONTEIRO *et al.*, 2004) e dos seus Valores de Importância (IVI) na Restinga Aberta de *Clusia* do PARNA da Restinga de Jurubatiba (ARAÚJO *et al.*, 2004) ($y=3,217+1,8558*x$, $R=0,4631$, $R^2=0,2145$, $F(1,57)=15,563$ $p<0,0002$).

VI. Discussão

VI.1. Comparações entre os cordões arenosos de restinga

A semelhança na comunidade de galhas entre os cordões de restinga mostra que embora estas zonas sejam claramente distintas no espaço, fatores físicos que as diferenciam parecem não exercer tanta influência na colonização e no estabelecimento dos galhadores e mesmo na escolha de habitat por estes insetos. Esse padrão similar pode ocorrer também devido à grande semelhança florística das áreas, com espécies como *Clusia hilariana*, *Protium icicariba* (DC.) Marchand, *Guapira opposita* (Vell.) Reitz., *Neomitranthes obscura* (DC.) Legr., *Eugenia umbelliflora* Berg., *Ocotea notata* (Nees) Mez, *Byrsonima sericea* DC. e *Manilkara subsericea* (Mart.) Dubard, de elevado valor de importância (IVI) (ARAÚJO *et al*, 2004), espécies de elevada riqueza de galhadores associados (MAIA, 2001a) e comuns a todos os cordões de restinga.

A curva cumulativa de espécies para os três cordões de restinga mostra uma grande semelhança na riqueza acumulada de plantas com galhas. Não podemos afirmar que o mesmo padrão se repete para o acúmulo de espécies galhadoras, uma vez que há uma leve tendência ao terceiro cordão arenoso, o mais próximo da influência da Mata, ter menor acúmulo de espécies galhadoras e de plantas com galhas. Embora as diferenças não tenham sido significativas, estudos que enfoquem tal influência microclimática em sistemas mais específicos são importantes uma vez que espera-se, segundo a hipótese do estresse hídrico, que cordões arenosos mais interiores e com maior interferência dos braços da lagoa apresentem menor riqueza de galhas do que aqueles mais próximos ao mar e conseqüentemente mais expostos às intempéries ambientais que promovem a dessecação (ex: salinidade, ventos).

VI.2. Comparações entre as formações de *Clusia* e *Ericaceae*

O número grande de interceptos e a distribuição dos pontos de coleta no parque permitiu uma grande amostragem das espécies de plantas/galhadores presentes. No total foram amostradas 75 espécies de galhas nas formações abertas de restinga, o que corresponde a aproximadamente 76% das 99 espécies de galhas até então descritas para o PNRJ (MONTEIRO *et al.*, 2004). Nesta comparação não foram incluídas as morfoespécies exclusivas de mata de restinga haja vista a dificuldade de identificação das espécies vegetais desta formação. Caso fossem incluídas as galhas de mata, teríamos um total de 113 espécies de galhas, o que indica que ainda há muitas espécies de galhadores não registradas para o PNRJ e possivelmente não descritas pela ciência.

Nos interceptos da formação aberta de *Clusia* encontramos a maior riqueza de galhas (68) associadas a 28 espécies de plantas. Dentre as famílias vegetais a mais rica em espécies de plantas e galhas foi Myrtaceae.

A restinga arbustiva aberta de *Clusia* representa, segundo ZALUAR (1997), percentual de cobertura de moitas de 48,7%. Em sua amostra de 1000m de interceptos, 35 espécies de plantas foram encontradas, sendo a família Myrtaceae a mais importante em número de espécies.

Nos interceptos da formação aberta de Ericaceae encontramos menor riqueza de galhas (54 spp.) associadas a 26 espécies de plantas. Dentre as famílias vegetais, novamente Myrtaceae foi a mais rica em espécies de plantas.

MONTEZUMA (1997) mapeou 1 ha da formação de Ericaceae, encontrando cobertura de moitas igual a 44%. Sua amostra foi constituída de 43 espécies, sendo também a família Myrtaceae a mais importante. Embora não tenhamos o total de espécies de plantas amostradas em cada formação, obtivemos 28 espécies de plantas com galhas na formação de *Clusia* e 26 espécies de plantas na formação de Ericaceae, número bastante alto se comparada ao total de espécies lenhosas encontrado por ZALUAR (1997) (35 spp.) e MONTEZUMA (1997) (43 spp.) em metodologia semelhante a nossa,

mas com maiores esforços para a caracterização florística. Em relação à composição de espécies, nosso trabalho também aponta a família Myrtaceae como a mais rica em espécies nas formações de *Clusia* e Ericaceae. A análise da composição florística foi realizada somente para os interceptos de restinga aberta uma vez que limitações na identificação taxonômica das espécies de mata, como a necessidade de estruturas reprodutivas para identificação das espécies vegetais, tornariam tal análise inconsistente.

A elevada riqueza de espécies de Myrtaceae parece refletir-se sobre a associação de espécies galhadoras, uma vez que esta família apresenta cerca de 18% das espécies na formação de *Clusia* e 19% na formação de Ericaceae. Mesmo sendo a família com maior riqueza, Myrtaceae demonstrou potencial ainda maior em acumular espécies galhadoras, uma vez que cerca de 31% destas na formação de *Clusia* e 28% destas na formação de Ericaceae estavam associadas a essa família vegetal. As diferenças proporcionais entre a riqueza de galhas e a riqueza de plantas com galhas em Myrtaceae não foram significativas possivelmente pelo pequeno número de espécies com galhas observadas (5 espécies de Myrtaceae em um total de 28 espécies vegetais).

Aparentemente, o número de espécies de herbívoros associadas a uma família botânica tem associação direta com a abundância cumulativa desta na história geológica recente (STRONG *et al.*, 1984). Famílias ricas em espécies oferecem uma maior oportunidade de colonização por herbívoros do que as mais pobres, logo espera-se em famílias mais ricas de plantas, como é o caso de Myrtaceae, uma maior riqueza de galhadores do que nas demais (GAGNÉ, 1989; FERNANDES & PRICE, 1992a). No bioma restinga vários trabalhos têm apontado Myrtaceae como a família de maior riqueza de espécies e maior valor de importância (IVI) (ARAÚJO *et al.*, 2004). A importância da família Myrtaceae nas restingas e Mata Atlântica é mencionada por PEIXOTO & GENTRY (1990), FABRIS & CÉSAR (1996), MORI *et al.* (1981), dentre outros.

Diferenças significativas foram encontradas nas guildas de galhadores entre as formações arbustiva aberta de *Clusia* e Ericaceae. Valores relativos de riqueza de galhas e riqueza de galhas por espécie de planta com galhas foram maiores na formação de *Clusia*, o que demonstra conseqüentemente maior riqueza de plantas com mais de uma espécie de galha associada. Essas diferenças na riqueza de espécies de galhas existiram, muito embora as formações arbustiva aberta de *Clusia* e arbustiva aberta de Ericaceae sejam bastante semelhantes sob o aspecto florístico.

Resultados semelhantes foram descritos por MONTEIRO *et al.* (2004) onde, comparando formações de *Clusia* e Ericaceae, os parâmetros relacionados à associação galhador-planta hospedeira foram sempre maiores na formação arbustiva de *Clusia*.

A formação de Ericaceae ocorre em depressões que encharcam freqüentemente o solo, enquanto que na formação de *Clusia* não ocorre tal alagamento, uma vez que o solo apresenta elevada drenagem. Essas diferenças microclimáticas e sua influência nos aspectos ecofisiológicos das plantas podem explicar, pelo menos em parte, a maior riqueza de espécies de galhas observada na formação de *Clusia*. Dessa forma, a hipótese do estresse hídrico, que sugere que em habitats mais secos haveria maior riqueza de galhas (FERNANDES & PRICE, 1988), é corroborada, uma vez que nesta formação de ambiente comparativamente mais xérico, encontra-se maior riqueza de galhas do que na formação arbustiva de Ericaceae. Cabe ressaltar que as amostras de campo nessas duas formações foram efetuadas em áreas bem próximas e simultaneamente, o que elimina diversas fontes de variação possíveis.

A curva cumulativa de espécies aponta no mesmo sentido das demais análises, com um acúmulo de espécies vegetais similar entre as formações de Ericaceae e *Clusia* e uma maior riqueza cumulativa de galhas na formação arbustiva de *Clusia*.

VI.3. Comparações entre restinga aberta e Mata periodicamente inundada

A análise discriminante indicou que a comunidade de plantas/galhadores em Mata é significativamente diferente da restinga aberta de *Clusia* e Ericaceae, destacando os parâmetros número de plantas e número de planta com galhas como os mais importantes uma vez que Mata possui maior número de plantas embora as formações de *Clusia* e Ericaceae possuam maior número de plantas com galhas. Os resultados da análise de variância apontam que individualmente fatores relativos à comunidade de plantas e galhadores contribuem também nesta variação (FIGURA 8).

É clara a diferença entre as variáveis vegetacionais da Mata de restinga e a restinga aberta de *Clusia* e Ericaceae. O número médio de indivíduos de plantas vistoriados por intercepto em Mata (46) foi quase o dobro do que em *Clusia* (25) e Ericaceae (22) e a média de riqueza de plantas por intercepto em Mata (20) foi mais do que 50% maior do que em *Clusia* (13) e Ericaceae (12).

Embora a formação de Mata de restinga possua mais espécies vegetais do que cada uma das formações abertas amostradas, ela apresenta menor riqueza de espécies de plantas com galhas, riqueza de galhas e riqueza de galhas por espécie de planta do que estes ambientes (FIGURA 8). Dados qualitativos também mostram que em algumas espécies de plantas encontradas nas formações abertas ocorreram seis espécies diferentes de galhadores - *Paulinia weinmanniaefolia* Mart. (Sapindaceae) - ou sete espécies galhadoras - *Eugenia umbelliflora* (Myrtaceae). Com exceção de *Calophyllum brasiliense* (Clusiaceae), com cinco espécies de galhadores, o número máximo de espécies de galhadores associados a uma espécie de planta foi quatro.

A formação de *Clusia* tem significativamente maior riqueza de galhas por intercepto e riqueza de plantas com galhas do que a Mata. Além disso, o número de plantas com galhas em relação ao total de plantas também é significativamente maior na formação de *Clusia*. Todos estes dados permitem sugerir que a formação aberta de

restinga possui mais insetos galhadores do que a formação de Mata, apresentando não somente uma maior riqueza de espécies de hábito galhador, mais também uma maior densidade de galhadores em suas respectivas plantas hospedeiras.

OLIVEIRA (2000) estudando uma área periodicamente inundada de restinga encontrou 45 espécies de plantas e novamente a família Myrtaceae foi a mais importante. Embora a composição de espécies seja distinta entre as formações de *Clusia* e Mata de restinga, sua origem é a mesma, uma vez que ambas derivam de uma ocupação e adaptação das plantas originadas da Mata Atlântica, sendo esta recente e sustentando poucos endemismos (ARAÚJO, 2000; CERQUEIRA, 2000), exercendo assim pouca influência na diferenciação das guildas de insetos entre esses ambientes.

Ressalta-se que mesmo em uma formação pouco densa (ind/m^2) como a restinga aberta, com número médio de plantas por intercepto de cerca de 23 em comparação com mata de restinga, que possui média de plantas igual a 46,25, o número de indivíduos de plantas com galhas foi maior em restinga (média=13) do que em mata (média=10). Esta diferença não foi significativa, certamente pelo número muito maior de plantas amostrados em mata, mas analisando-se a razão número de plantas com galhas / número total de plantas, observa-se uma diferença altamente significativa, possuindo a formação aberta de *Clusia*, relativamente, 2,5 vezes mais plantas atacadas do que a Mata.

A análise cumulativa das espécies galhadoras representou sempre uma elevada proporção (maior do que 80%) da riqueza de espécies estimada pelo modelo Jackknife, mostrando que a riqueza de espécies na amostra parece bastante próxima do esperado. Tal análise reafirma os testes anteriores – a formação de *Clusia* possui em média mais espécies de galhas, mais espécies de plantas galhadas e maior razão de indivíduos de plantas galhadas pelo total de indivíduos do que a formação de Mata, e em termos de acúmulo de espécies galhadoras em potencial também suplanta Mata de restinga.

Compostos secundários, como óleos e fenóis, têm importante papel na defesa da planta contra herbívoros, porém ao protegê-las de fungos, microorganismos e herbívoros externos podem acabar favorecendo adaptativamente galhadores que as utilizem (CORNELL, 1983). Altas concentrações de compostos secundários são características de plantas crescendo em solos inférteis (MCKEY *et al.*, 1978) e podem ser um importante agente atuante no gradiente crescente encontrado na riqueza de galhadores entre a Mata periodicamente inundada de restinga, cuja fertilização constante do solo é feita pelas águas da lagoa, a formação arbustiva de Ericaceae de solo arenoso parcialmente úmido e enegrecido, e a formação arbustiva aberta de *Clusia*.

BLANCHE & WESTOBY (1995) encontraram em florestas australianas uma relação negativa entre a riqueza de espécies galhadoras e a fertilidade do solo, sendo que o efeito dessa variável atuava de forma indireta sobre a riqueza. A riqueza de plantas da família Myrtaceae na região favorecia uma alta riqueza de insetos galhadores e, ao mesmo tempo, aumentava a ação da infertilidade do solo sobre o incremento de espécies galhadoras. Myrtaceae parece ter grande importância não somente em termos de riqueza vegetal em restingas (PEIXOTO & GENTRY, 1990; FABRIS & CÉSAR, 1996; MANTOVANI, 1992), mas também na composição e riqueza da guilda galhadora atuando juntamente com aspectos abióticos na estruturação da comunidade desses insetos.

A família Myrtaceae parece reunir diversos fatores que favorecem evolutivamente e adaptativamente insetos galhadores como a riqueza de espécies, alta proporção de folhagem fotossintetizante, alta concentração de compostos secundários, como taninos e fenóis, tanto em folhas jovens quanto senescentes e alta taxa de rebrotamento (MACAULEY & FOX, 1980).

A presença de compostos secundários parece ser fator crucial na evolução do hábito galhador e conseqüente sucesso dessa guilda, sendo necessários estudos que

unam a ecologia evolutiva de comunidades e a ecofisiologia vegetal para que tais padrões possam ficar mais claros e sejam testados.

Os padrões distintos de riqueza de galhas observados nas formações de *Clusia* e de Ericaceae e na Mata periodicamente inundada tornam evidente a heterogeneidade e complexidade espacial das restingas, sugerindo que tal heterogeneidade sem dúvida tem forte influência na estruturação das comunidades de insetos.

Uma vez que insetos galhadores são endofíticos, estes parecem apresentar maior resistência e resiliência, demonstrando respostas mais correlatas a mudanças ecofisiológicas de suas plantas hospedeiras do que diretamente a variações ambientais. Segundo MANI (1964), FERNANDES & PRICE (1988) e PRICE *et al.* (1998), a estrutura da galha é um importante abrigo, reduzindo a mortalidade causada por inimigos naturais e fungos endofíticos. Estes autores relacionam o fato deles encontrarem maior riqueza de galhas em ambientes xéricos do que em méxicos com a maior mortalidade que esses agentes exercem sobre os galhadores em ambientes méxicos. A produção diferenciada de compostos secundários e o aspecto xeromórfico das plantas são fatores de alta correlação sendo difícil o isolamento destes. Novos estudos devem ser feitos tentando estabelecer se algumas destas características ligadas ao estresse hídrico presentes em concentrações tão distintas em plantas expliquem grandes variações na riqueza de galhas.

A correlação positiva entre a riqueza de espécies galhadoras e os Índices de Valor de Importância das suas espécies de plantas hospedeiras (IVI) sugere que a distribuição ampla, a alta densidade populacional e outros fatores como a disponibilidade contínua de folhas podem ser importantes para a associação de galhadores, tornando estas espécies vegetais “ilhas” de recursos abundantes que selecionam a associação de insetos herbívoros como um todo e principalmente espécies especialistas (monófagas) como são os galhadores.

Nossos dados sugerem maior riqueza de galhadores na formação arbustiva de *Clusia* em comparação à Ericaceae e Mata de restinga. O gradiente hídrico que é observado entre estas formações reforça a hipótese do estresse hídrico, que aparenta ter papel predominante tanto na evolução do hábito galhador como na distribuição espacial dos insetos galhadores em função do microhabitat ocupado pelas suas plantas hospedeiras.

Em restinga *lato sensu*, diferenças entre habitats encontradas nas comunidades de galhadores parecem seguir as diferenças nas comunidades de plantas. Diferenças microclimáticas derivadas do tipo de solo, exposição ao vento e ao sol, proximidade dos braços da lagoa dentre outros parecem selecionar direta ou indiretamente (via planta hospedeira) os insetos galhadores e devem ser assim os principais estruturadores da guilda galhadora neste bioma.

VII. Conclusões

- A formação de *Clusia* não foi significativamente diferente da formação de Ericaceae. Somente a riqueza de espécies galhadoras e a riqueza de espécies galhadoras/riqueza de plantas com galhas foram maiores na formação de *Clusia*.
- Todos os parâmetros analisados, com exceção do número de plantas com galhas, foram diferentes entre a Mata de Restinga e as formações abertas de *Clusia* e Ericaceae.
- Não houve nenhuma diferença significativa entre os cordões de restinga. Aspectos microclimáticos inerentes às formações de restinga (drenagem do solo, disponibilidade de nutrientes, proximidade com os braços da lagoa etc.) parecem mais importantes na estruturação da comunidade de plantas/galhadores do que sua posição em relação ao mar.

➤ Há uma correlação positiva entre a riqueza de espécies galhadoras e os valores de importância (IVI) das suas espécies de plantas hospedeiras na formação de *Clusia* refletindo que plantas mais abundantes possuem maior riqueza de espécies galhadores associados.

➤ Myrtaceae é a família com maior riqueza de espécies galhadoras associadas na restinga estudada. Fatores como a alta riqueza de espécies, alta proporção de folhagem fotossintetizante, alta concentração de compostos secundários, com taninos e fenóis, tanto em folhas jovens quanto senescentes e alta taxa de rebrotamento parecem ser importantes na escolha desta família por diferentes espécies galhadoras.

CAPÍTULO II: Estratificação vertical e influência da exclusão artificial da chuva em diferentes guildas de insetos fitófagos na Amazônia

Resumo

Entender como as comunidades de insetos herbívoros variam com os fatores climáticos e microclimáticos na Floresta Amazônica e as alterações que estas podem sofrer mediante uma diminuição da umidade florestal, é uma etapa importante para a predição de alterações na comunidade vegetal, ciclagem de nutrientes e outros processos ecológicos. Os objetivos deste trabalho foram avaliar como a diminuição artificial da pluviosidade afeta a herbivoria foliar externa e interna e comparar a variação deste dano em três estratos verticais da floresta (sub-bosque, intermediário e dossel). Nosso estudo foi desenvolvido na Floresta Nacional do Tapajós (Belterra, Pará), área de cerca de 600.000 ha, que possui diversos tipos de vegetação, como Floresta Ombrófila Densa e Aberta, e uso do solo com projetos agropecuários e de colonização. Nos meses de outubro de 2002 e julho de 2003, vistoriaram-se 516 plantas em três diferentes estratos e em duas parcelas - úmida e com exclusão artificial da chuva. Evidências de insetos exófagos foram mais freqüentes do que os sinais de endofagia. Sinais de exofagia foram significativamente maiores no sub-bosque em comparação ao estrato intermediário, enquanto que a freqüência de insetos endófagos foi significativamente maior no dossel do que no sub-bosque. A taxa de herbivoria por folívoros externos foi maior na parcela controle do que na parcela com exclusão de chuva. O fato de endófagos ao se desenvolverem no interior da planta hospedeira tamponarem as condições abióticas externas, tem sido usada como explicação para a evolução desse hábito em insetos submetidos a condições ambientais de grande estresse hídrico. Mesmo assim não houve diferença significativa entre a parcela seca e a úmida para insetos endófagos, o que

sugere que a dicotomia parcela seca-úmida reflete condição artificial recente, que pode não ter acumulado diferenças mensuráveis desse tipo de herbivoria a curto prazo.

Palavras-chave: herbivoria, estratificação, galhas, dossel, mudanças climáticas

Abstract

To understand how the communities of herbivorous insects vary with the climatic and microclimatic traits on the Amazon Forest and the changes that they can suffer in case of decrease of forest moisture, is an important aim for prediction of alterations on plant community, nutrients cycles and other ecological processes. The main objectives in this paper were to access how the artificial throughfall exclusion affects the concealed and external herbivores and compare the variation of leaf damage in three vertical layers (understory forest , intermediate layer and canopy). This work was developed on Tapajós National Forest (Belterra,Pará), 600.000 ha area, that has diverse types of vegetation, as Lowland Ombrophilous Dense Forest and Lowland Ombrophilous Open Forest, and soil use with agropecuary and colonization. In October 2002 and July 2003, plants were inspected in three different layers and on two plots - humid and with throughfall artificial exclusion. Evidence of external feeders has been more common than signals of endophagy. Exophagy traits have been significantly higher in the understory than in intermediate layer, while the frequency of galling species was significantly higher in the canopy than in the uderstory forest. The herbivory rate for outside feeders was higher on the control plot than on throughfall exclusion plot. As endophagous insects develop in the plant tissue they can avoid abiotic changes from the outside plant, this can explain the evolution of this habit in insects submitted to harsh environments. Even so, there was no significative difference between endophagous insects in the two plots (dry and humid), this

suggests that the dicotomy dry-humid plots reflects artificial recent condition, which has not increased measurable differences of this kind of herbivory in short term.

Key words: herbivory, stratification, insect galls, canopy ecology, global change

II. Introdução

II.1 Diversidade biológica nos trópicos

Há três razões pelas quais os ecólogos são interessados na diversidade ecológica. A primeira é que os padrões de diversidade que intrigaram os primeiros investigadores, ainda permanecem sob estudo dos cientistas atuais. Segundo, medidas de diversidade são freqüentemente vistas como indicadores do bem estar do ecossistema, e, por fim, diversidade parece ser um conceito bem definido que pode ser rapidamente medido (MAGURRAN, 1988).

A diversidade da vida surge como resultado da diversificação das espécies e das interações entre elas: a biodiversidade de espécies e a biodiversidade de interações. Apesar disso o foco dos estudos de conservação têm primado pelas espécies, preterindo as interações. Sem a preocupação na manutenção da biodiversidade de interações, a biodiversidade de espécies pode tornar-se crescentemente ameaçada (THOMPSON, 1996).

A complexidade das comunidades, especialmente nos trópicos, permite a coexistência de um grande número de espécies, apresentando estratégias bionômicas bastante diferentes. Espécies com nichos ecológicos mais restritos mostram maior eficiência na obtenção de seus recursos, mas também estão mais sujeitas às variações na disponibilidade que esses podem apresentar. Espécies de nichos mais amplos podem

ser menos competitivas mas apresentam vantagens como a redução no tempo de forrageamento e uma menor dependência da disponibilidade de um recurso em particular (RICKLEFS, 1973).

A biodiversidade é vasta, complexa e pouco estudada. O número de espécies conhecidas encontra-se na faixa de 1,7 milhões, sendo estimada em até 13 milhões de espécies (WILSON, 1999). Padrões globais de diversidade mostram claramente uma maior riqueza de espécies em áreas tropicais, decrescendo com o aumento de latitude e altitude, sendo maior em regiões chuvosas e menor em regiões áridas (PIANKA, 1994).

O Brasil encontra-se entre os 12 países detentores de megadiversidade. Estima-se que 20% das espécies do planeta estão em território brasileiro. As Angiospermas, principal grupo de plantas terrestres e a base majoritária das teias tróficas terrestres, apresentam a maior riqueza de espécies do mundo em nosso país. Comparativamente, o Brasil (55.000 espécies) tem mais espécies de Angiospermas do que Indonésia (20.000 espécies), Malásia (15.000 espécies) e Madagascar (10.000 espécies) em conjunto (MCNEELY *et al.*, 1990). O país possui ainda o maior número de espécies de plantas e anfíbios e encontra-se entre os mais ricos em pássaros, répteis e mamíferos (GROOMBRIDGE, 1992). A Mata Atlântica e o Cerrado estão entre os 25 “hot spots” de biodiversidade ameaçados de devastação (WILSON, 1999). Além da biodiversidade de espécies, os aspectos genéticos e ambientais são relevantes em nosso país, porque temos centros de diversidade de diversos grupos e uma imensa heterogeneidade ambiental.

Numerosos trabalhos têm examinado os fatores determinantes da biodiversidade de insetos herbívoros associados a diferentes espécies de plantas. Fatores como a distribuição geográfica da espécie hospedeira, sua arquitetura, abundância local e isolamento taxonômico têm se mostrado importantes (STRONG *et al.*, 1984). Estudos que analisem os padrões da megadiversidade tropical, bem como analisem suas possíveis

mudanças perante as variações climáticas, naturais ou antropogênicas, são escassos, principalmente nos grupos mais diversos como insetos e microorganismos.

II.2. Diversidade de insetos

Insetos formam o grupo mais abundante de animais na Terra, sendo sua importância não somente restrita à riqueza de espécies, mas também no número de indivíduos, biomassa, e processos ecológicos em que participam como a ciclagem de nutrientes, polinização, dispersão de sementes, manutenção da comunidade de plantas via fitofagia, incluindo predação de sementes, e recurso alimentar a aves, mamíferos, répteis e peixes (GULLAN & CRANSTON, 1994). Milhares de espécies de insetos se alimentam de plantas e praticamente cada planta e cada parte dela, seja folha, flor, caule ou raiz, serve de alimento para algum tipo de inseto. Os insetos fitófagos são encontrados em somente nove das cerca de 30 ordens existentes nesse grupo. Porém, essas nove ordens são exatamente as que concentram maior riqueza de espécies. Considerando todos os animais e plantas superiores, estima-se que 26% das espécies sejam insetos fitófagos. Os outros insetos, incluindo saprófagos, predadores, parasitas e parasitóides, correspondem a 32% do total de organismos (STRONG *et al.*, 1984).

Insetos fitófagos podem utilizar seu recurso de diversas formas. Os fitófagos externos ou exófagos podem comer tecido vegetal mastigando-o, como os besouros, ou sugando-o, como os percevejos e cigarras. Os fitófagos internos ou endófagos são classificados em minadores, galhadores, brocadores e predadores de sementes (STRONG *et al.*, 1984; HAWKINS & GAGNÉ, 1989).

Galhas são alterações no desenvolvimento de tecidos vegetais (MANI, 1964). Diversos são os organismos indutores de galhas, tais como rotíferos, nematódeos, algas, bactérias, fungos, vírus e ainda plantas da família Loranthaceae; porém, os indutores

mais comuns são ácaros e insetos, especialmente os Diptera e Hymenoptera (DARLINGTON, 1975; FELT, 1940; GAGNÉ, 1989, 1994).

Galhas de cada espécie são constantes na estrutura, usualmente diferindo conspicuamente de galhas de outras espécies relacionadas crescendo na mesma planta. A partir disso conclui-se que um mecanismo bastante preciso é empregado por cada indutor na manipulação do crescimento do tecido da planta, o que torna a galha importante ferramenta taxonômica (REDFERN & ASKEW, 1992).

Estudos populacionais e biogeográficos das espécies galícolas (indutores, inquilinos e parasitóides) são facilitados devido a seu hábito sésil, relação parasítica com a planta hospedeira, e sua fase de vida larval restrita a esta estrutura. Estudos que determinem a amplitude de distribuição e a taxa de dispersão entre habitats destas espécies são necessários, da mesma forma que estudos comparativos entre ambientes.

Para insetos herbívoros, o tamanho do nicho é diretamente dependente da amplitude da dieta. Informações sobre a distribuição do hospedeiro são críticas no entendimento dos processos que levam a alta diversidade. Mesmo que seja senso comum que insetos herbívoros são mais especializados nos trópicos, esse padrão foi testado em poucos estudos (PRICE, 1980; PRICE, 1991). Recentemente têm-se indicado que a especialização de insetos herbívoros em florestas tropicais pode não ser um padrão em fitófagos externos (NOVOTNY *et al.*, 2002), porém não existem indícios que o mesmo ocorra em galhadores.

II.3 Ecologia de dossel

Estimativas da diversidade de artrópodos variam de 10 milhões até 30 milhões de espécies (GASTON, 2001). Devido às dificuldades de acesso ao dossel, estudos de insetos têm se concentrado em estratos mais baixos das matas. Estudos recentes desenvolvidos em dossel de florestas tropicais, com fauna previamente desconhecida,

vem ampliando enormemente a magnitude das estimativas sobre a riqueza de insetos (GULLAN & CRANSTON, 1994).

Dosséis florestais contém a maior proporção de organismos da Terra e representam o maior volume de folhagem fotossinteticamente ativa e biomassa dos ecossistemas florestais. Por essas razões, a ecologia de dossel tem sido integrada ao manejo dos ecossistemas florestais, e no incremento das pesquisas sobre mudanças globais (LOWMAN & WITTMAN, 1996).

O desenvolvimento da pesquisa em dossel deve levar em conta aspectos peculiares desse sistema como: 1) uso diferenciado do espaço das copas das árvores pelos organismos; 2) heterogeneidade de substratos; 3) variabilidade em idade entre árvores e entre ramos de um mesmo indivíduo; 4) variabilidade de microclima na interface copa-atmosfera; 5) alta diversidade de organismos, muitos deles ainda sem descrição taxonômica; 6) variedade grande de protocolos para estudos de dossel (LOWMAN & MOFFETT, 1993).

O interesse na comunidade de artrópodos de dossel é relativamente recente. A partir dos trabalhos de ERWIN (1982, 1983), que trata o dossel como “última fronteira da biodiversidade”, grande esforço tem sido dispendido na caracterização das comunidades de artrópodos (ADIS *et al.*, 1998; BARONE, 2000; BASSET 1991a, 1992; BASSET & KITCHING, 1991; BASSET *et al.*, 1992; GUILBERT *et al.*, 1994; HUMPHREY & SWAINE, 1997; MORAN *et al.*, 1994; WALTZ & WHITHAM, 1997). Muitos desses trabalhos evidenciam padrões de estratificação vertical de taxons específicos (BECCALONI, 1997; BROWN *et al.*, 1997; ROWE II & POTTER, 1996), guildas (BASSET, 1991b; 1992; BASSET *et al.*, 1992) ou comunidades (BARONE, 2000; BASSET *et al.*, 1992; HUMPHREY & SWAINE, 1997; WALTZ & WHITHAM, 1997). Entretanto, estudos sobre a estratificação de espécies galhadoras são escassos, principalmente nos trópicos, com exceção de recente trabalho desenvolvido em Mata Atlântica por MADEIRA (2002).

Muitos fatores tem sido utilizados na explicação de distribuições verticais assimétricas de organismos. Entre insetos herbívoros, a estratificação tem sido relacionada a diferenças entre dossel e subbosque na incidência de sol e vento, com conseqüente diferenças na temperatura, umidade e disponibilidade de recursos. Esses fatores abióticos em conjunto caracterizam ou modificam microclimas e aspectos das plantas hospedeiras como emissão de folhas novas, disponibilidade de nutrientes e esclerofilia, os quais por sua vez afetam direta ou indiretamente a distribuição de herbívoros (BASSET, 1991b, 1992; BROWN *et al.*, 1997; ROWE II & POTTER, 1996; WALTZ & WHITHAM, 1997).

II.4. Variações climáticas e seus impactos em comunidades amazônicas

O excesso de dióxido de carbono que atualmente é lançado para a atmosfera resulta principalmente do manejo inadequado do solo e da queima de combustíveis fósseis (gás natural, carvão mineral e, especialmente, petróleo) pelo setor industrial e de transporte. Além disso, reservatórios naturais de carbono e os sumidouros (ecossistemas com a capacidade de absorver CO₂) também estão sendo afetados por ações antrópicas. A concentração de CO₂ na atmosfera começou a aumentar no final do século XVIII, quando ocorreu a revolução industrial, a qual demandou a utilização de grandes quantidades de carvão mineral e petróleo como fontes de energia. Desde então, a concentração de CO₂ passou de 280 ppm (partes por milhão) no ano de 1750, para os 368 ppm atuais, representando um incremento de aproximadamente 30%. Esse acréscimo na concentração de CO₂ implica no aumento da capacidade da atmosfera em reter calor e, conseqüentemente, da temperatura do planeta (STRONG, 1989; HOUGHTON *et al.*, 2000).

No caso das florestas, um estoque natural de carbono, o desmatamento e as queimadas estão contribuindo para o efeito estufa, uma vez que liberam principalmente CO₂ para a atmosfera. Recentemente, o governo brasileiro divulgou seu inventário das emissões de gases estufa referente ao período de 1990-1994, cujo resultado indica que a maior parte das emissões brasileiras (70%) resulta do desmatamento, principalmente queimadas, de nossas florestas (MCT, 2004). No entanto, o inventário representa apenas uma fração das emissões atuais. Em 1994, por exemplo, a taxa de desmatamento na Amazônia girou em torno de 14.000 km² enquanto o valor estimado para 2004 supera os 24.000 km². A emissão por queima de combustíveis fósseis no país também aumentou (cerca de 30%). Conclui-se que a situação atual é pior do que aquela revelada pelos números desse levantamento.

O termo El Niño foi adotado pelos pescadores peruanos e equatorianos para uma corrente oceânica quente que surge ao longo da costa destes dois países durante o natal, e pode permanecer durante vários meses. Existem evidências de que eventos El Niño estão tornando-se cada vez mais freqüentes e mais longos. Nas últimas três décadas, foi registrado o evento mais longo, de 1991 a 1995, e o mais intenso do século, de 1997 a 1998. Nesse período de três décadas tivemos cinco eventos, enquanto que os cinco eventos anteriores a esses ocorreram ao longo de 70 anos (WMO, 1999).

Antes da ocorrência do evento El Niño, a circulação de Walker é enfraquecida (aproximadamente em março), as chuvas no Pacífico Oeste diminuem, e a diferença de pressão ao nível médio do mar entre o Pacífico Oeste e Leste fica bem menor. Segue-se um aumento do nível médio do mar no Pacífico Leste e uma diminuição no Pacífico Oeste, e um aumento de temperatura no Pacífico Leste (INNOCENTINI *et al.*, 2002).

A conexão do El Niño com outras regiões do planeta é igualmente marcante, principalmente em termos de precipitação. Seca no norte e nordeste brasileiro e inundações no sul ocorrem durante o evento El Niño. No Pacífico Oeste os tufões mudam

a trajetória e chegam ao Havaí e Taiti. As chuvas de monção do Pacífico Oeste se deslocam para o Pacífico Central. Ocorrem secas na Indonésia e Austrália implicando em desastrosos incêndios florestais (BROMWICH *et al.*, 2000).

Grande parte da floresta amazônica só existe devido à sua alta tolerância à seca. Mais da metade das florestas da região sofre estiagens anuais que duram de três a cinco meses, entre julho e novembro. Mesmo após várias semanas seguidas de estiagem, continuam verdes, úmidas e resistentes ao fogo. Isto acontece porque estas florestas apresentam raízes profundas o suficiente para, durante a seca, captar água do solo que se encontra estocada a mais de 10 metros de profundidade. Mas esta resistência à seca tem o seu limite. Se a estiagem for muito prolongada, como acontece durante o El Niño, o solo profundo também ficará seco, impedindo que as raízes se abasteçam de água. Por conta das mudanças climáticas globais, de mudanças autóctones como o desmatamento descontrolado, e das queimadas, é possível que no futuro os períodos de estiagem sejam mais frequentes e mais intensos na Amazônia. Sob esta condição climática, a floresta da região tal como a conhecemos hoje, estará sujeita a transformações que a tornarão mais seca, quente e susceptível ao fogo (NEPSTAD *et al.*, 1999).

No intuito de simular esse possível cenário e conseqüentemente planejar melhor a conservação e o uso de suas riquezas caso o mesmo se confirme foi estabelecido na Floresta Nacional do Tapajós o Projeto "Seca-Floresta". Este projeto, coordenado pelo Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM) e pelo Woods Hole Research Center (WHRC), utiliza painéis plásticos distribuídos sobre um hectare de floresta primária, objetivando avaliar, através de uma abordagem experimental, a resposta da vegetação florestal à uma seca produzida artificialmente pela exclusão da chuva.

Entender como as comunidades de insetos respondem a fatores climáticos e microclimáticos na Floresta Amazônica e as alterações que estas podem sofrer mediante

uma diminuição da umidade florestal, é fundamental para subsidiar programas para a predição de alterações nas plantas, ciclagem de nutrientes e outros processos ecológicos, que dependem funcionalmente desses organismos.

III. Objetivos

Os objetivos deste trabalho foram:

- 1) Avaliar como a exclusão artificial da chuva influencia a herbivoria externa e os insetos galhadores
- 2) Investigar o padrão de estratificação vertical (sub-bosque, intermediário e dossel) da herbivoria por insetos galhadores e de danos foliares externos
- 3) Investigar se a frequência de plantas com galhas é distinta em três estratos verticais da floresta (sub-bosque, intermediário e dossel).

IV. Material e métodos

IV.1 Área de estudo

A Floresta Nacional do Tapajós, localiza-se nos municípios de Santarém, Aveiro e Belterra, Estado do Pará e é administrada pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Situa-se entre os paralelos de 2° 40' a 4° 10' de latitude sul e os meridianos de 54° 45' e 55° 00' de longitude oeste (FIGURA 1). Sua pluviosidade média anual é de 2000 mm com estação seca começando em junho e estendendo-se até dezembro. Criada em 1974, predomina em sua área a floresta ombrófila densa, onde se encontram as matas de terra firme, de várzea e igapó. Seu solo (latossolo) é ácido e argiloso, sendo o lençol freático bastante profundo, acima de 100 m de profundidade. Na área de terra firme desta unidade de conservação está montado um

experimento de exclusão de chuva, executado com o intuito de monitorar as mudanças impostas por uma estiagem prolongada e intensa, sobre vários aspectos da estrutura florestal (MOUTINHO, 2002).

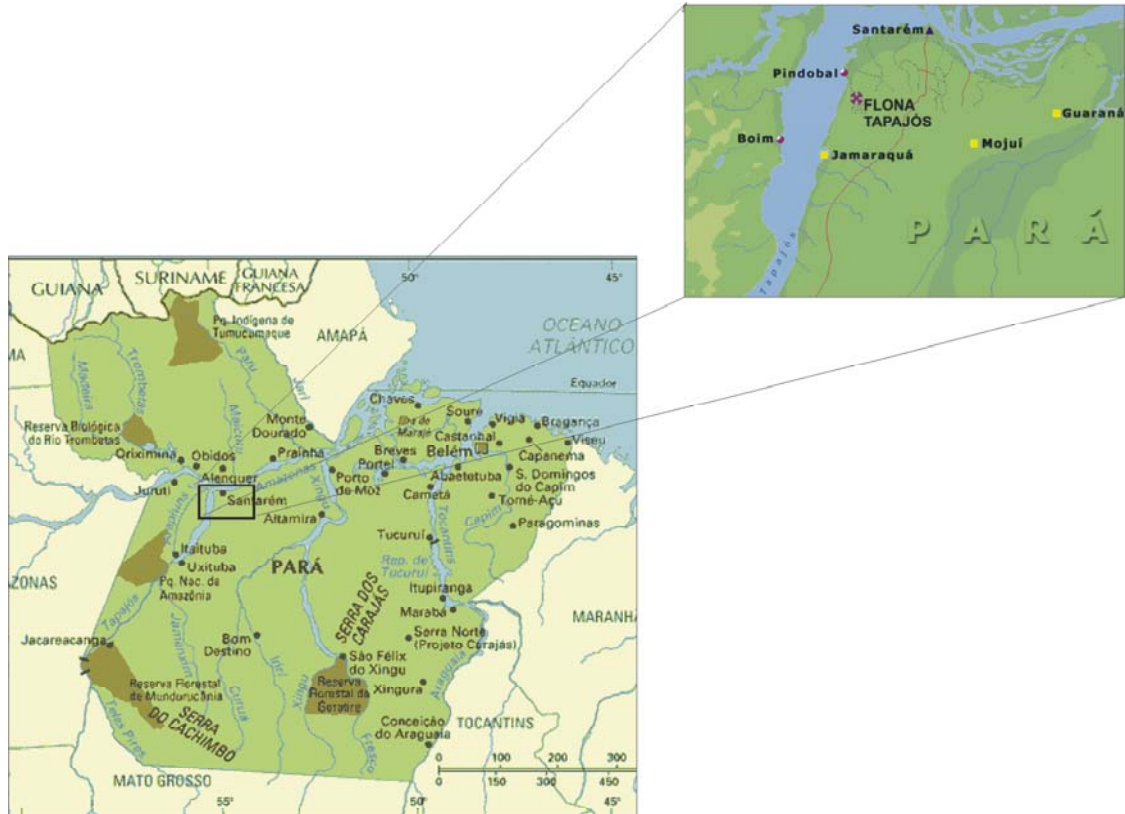


FIGURA 1: Localização da Floresta Nacional do Tapajós (Belterra, PA).

Dois parcelas de 1 ha semelhantes quanto a estrutura da vegetação e riqueza florística são comparadas no experimento de exclusão de chuva, a parcela tratamento, onde ocorre a exclusão de chuva (parcela seca) e outra, o controle, onde a chuva não é contida (parcela úmida) (TABELA I). As parcelas são cercadas por trincheiras laterais (1 a 1,7m). Na parcela seca as trincheiras limitam o abastecimento de água das plantas por raízes laterais, e na úmida simulam o efeito de borda, evitando-se esta nova fonte de variação. Para excluir a chuva, um total de 5660 (3m x 0,5m) painéis são colocados na parcela seca durante a estação úmida (janeiro-maio), sendo estes responsáveis por uma

diminuição de 50 a 80% da água incidente no solo (MOUTINHO, 2002) (FIGURAS 2 e 3). Não há diferenças significativas na incidência luminosa e na temperatura das duas parcelas.

TABELA I. Características da vegetação contida nas duas parcelas de um hectare selecionadas para o experimento de exclusão de chuva na FLONA Tapajós.

Parcela	Número de Espécies ¹	Biomassa acima do chão (Toneladas/ha) ¹	Raízes grossas (Toneladas/ha) ²	Raízes finas (Toneladas/ha) ³
Tratamento	182	291	33	3,4
Controle	203	305	30	4,2

¹Árvores ≥ 10 cm e lianas ≥ 5 cm DAP (diâmetro a altura do peito).

²Raízes vivas e mortas > 2 mm diâmetro até 12 m de profundidade.

³Raízes vivas e mortas 0-2 mm diâmetro até 6 m de profundidade.

IV.2 Amostragem

Nossas excursões foram realizadas nos meses de novembro de 2002 e julho de 2003, onde em cada uma delas as vistorias foram feitas em um período de 10 dias. As vistorias eram feitas em três diferentes estratos verticais: o sub-bosque (SB) – que era amostrado diretamente do solo onde espécies lenhosas eram vistoriadas entre um metro e dois metros de altura; o estrato intermediário (I) – vistoriado a partir das passarelas localizadas a oito metros de altura até uma altura máxima de doze metros; e o dossel (D) – vistoriado a partir das torres desde uma altura de 20 metros até altura máxima de 42 metros.



FIGURA 2: Aspectos logísticos facilitadores da amostragem na Floresta Nacional do Tapajós (Belterra, PA). Painéis utilizados para a exclusão de chuva (A); passarelas e torre de amostragem (B)



FIGURA 3: Passarelas ligam torres que permitem a amostragem de dossel na FLONA Tapajós.

Em novembro de 2002, 72 plantas pertencentes a nove espécies foram vistoriadas em busca de indícios de herbivoria foliar em três diferentes estratos - Sub-bosque (SB), Intermediário (I) e Dossel (D). Na parcela seca foram vistoriados 34 indivíduos (SB=17; I=14; D=3) e na parcela controle 38 indivíduos (SB= 18; I=15; D=5). Em julho de 2003 foi realizada nova coleta com vistoria de 222 plantas pertencentes a um total de 49 espécies. Na parcela seca foram vistoriados 92 indivíduos (SB=41; I=37; D=14) e na parcela controle 130 indivíduos (SB=45; I=65 D=20). Em todos os estratos bem como nas duas parcelas o esforço de vistoria por indivíduo de planta foi o mesmo, padronizando-se em três o número de ramos vistoriados por planta.

As espécies de plantas vistoriadas foram semelhantes no tratamento (parcela seca) e no controle (parcela úmida) para evitar novas fontes de variação. No total, foram vistoriados 294 indivíduos pertencentes a 49 espécies vegetais e 24 famílias. Na parcela seca um número menor de indivíduos (126) e espécies (37) foram vistoriados. No controle 168 indivíduos e 40 espécies foram vistoriados. Oito espécies raras com no máximo dois indivíduos ocorreram somente na parcela seca e quatro espécies com também no máximo dois indivíduos foram exclusivas da parcela controle (TABELA II).

Como o alcance de torres e passarelas é limitado, houve um esforço de amostragem comparativamente menor no dossel das árvores (apenas cerca de 15% dos indivíduos vistoriados). Isto se refletiu também na menor riqueza de espécies vegetais analisadas no dossel; já o número de indivíduos e espécies vegetais analisadas nas passarelas e junto ao solo foram semelhantes (TABELA II).

Em cada indivíduo todas as folhas dos ramos acessíveis eram vistoriadas sendo anotados a existência ou não de indício de herbivoria e o hábito do inseto herbívoro. Folhas com danos externos eram classificadas quanto ao percentual de dano em uma escala de 1 a 4, onde cada número representava um percentil cumulativo de 25% de dano na folha. Assumiu-se que danos externos seriam um indicador de herbivoria, porém

outras fontes de dano, como quedas de galhos ou outros processos mecânicos, ou mesmo herbívoros de outros taxons podem ser responsáveis por esse tipo de redução da área foliar. Para cada planta vistoriada, foi calculada uma taxa de dano por herbívoros externos e internos seguindo a seguinte equação: Taxa de dano = $(D1 * \frac{1}{4} + D2 * \frac{1}{2} + D3 * \frac{3}{4} + D4) / Nf$. Onde D_n = número de folhas com dano pertencente ao percentil n ; e Nf equivale ao número total de folhas. A taxa de dano exercida por insetos galhadores sobre as plantas hospedeiras foi calculada pela razão do número de folhas galhadas sobre o número de folhas total vistoriado por indivíduo de planta.

Após o teste de detecção da normalidade tanto da taxa de herbivoria externa quanto da frequência de folhas galhadas por indivíduo (Teste de Kolmogorov-Smirnov; $p=0,000$), análises de variância (ANOVA) múltiplas e unifatoriais foram feitas para comparação da herbivoria nos diferentes estratos e entre as parcelas seca e úmida. Foi utilizada a análise *a posteriori* de Scheffé (LSD) na comparação pareada entre os diferentes estratos. Para a comparação da frequência de indivíduos galhados por espécie foi realizada uma transformação em arco-seno para normalização das porcentagens ($p' = [\text{asen} \sqrt{(x/n+1)} + \text{asen} \sqrt{(x+1)/(n+1)}] / 2$; onde x é o número de plantas com galhas e n é o número total de indivíduos), com posteriores ANOVA e comparações múltiplas (teste de Tukey) entre tratamentos (ZAR, 1984).

TABELA II: Número de indivíduos de cada espécie vegetal vistoriada nas parcelas seca e controle em três diferentes estratos verticais (Dossel –D; Intermediário – I; e Sub-bosque – SB).

Nome vulgar	Espécie	Família	SECA			ÚMIDA		
			D	I	SB	D	I	SB
Abiu-cutite	<i>Pouteria macrophylla</i> (Lam.) Eyma.	Sapotaceae	1		2		1	
Algodão	<i>Aparisthium cordatum</i> (Juss.) Baill.	Euphorbiaceae	4	1	2		5	4
Amapá	<i>Brosimum parinarioides</i> Ducke.	Moraceae		2				1
Andió	<i>Amphirrhox surinamensis</i> Eichl.	Violaceae		1	1		1	4
Angelim rajado	<i>Marmaroxylon racemosum</i> (Ducke) Killip.	Mimosaceae			1		1	1
Araraca	Não identificada	Não identificada					1	1
Arituzinho	<i>Licaria brasiliensis</i> (Nees) Kost.	Lauraceae		1	1	2	3	3
Breu	Não identificada	Burseraceae					1	1
Breu barrotinho	<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) O. Kuntze.	Burseraceae					1	
Breu FG	<i>Protium robustum</i> Swart.	Burseraceae			1		4	
Breu grande	<i>Protium apiculatum</i> Swartz.	Burseraceae		1	1		1	2
Breu resina	<i>Protium spruceanum</i> (Benth) Engl.	Burseraceae		1	2	2		
Breu vermelho	<i>Protium decandrum</i> (Aubl.) March.	Burseraceae	2		1		2	1
Caferana	<i>Coussarea racemosa</i> AC. Rich. ex DC.	Rubiaceae		12	7		13	9
Caferana FG	<i>Coussarea macrophylla</i> M. Arg.	Rubiaceae			2		2	4
Caraipé	<i>Licania membranacea</i> Sagot. ex Laness.	Chrysobalanaceae	2	2	3	2	5	4
Cipó vermelho	<i>Memora flavida</i> (DC.) Bur. & K. Schum.	Bignoniaceae		1				
Cumatê preto	<i>Calyptranthes cf. lucida</i> DC.	Myrtaceae					2	
Envira	Não identificada	Annonaceae		2				
Envira preta	Não identificada	Annonaceae		1			1	1
Espeturana	<i>Cupania</i> sp.	Sapindaceae		1			3	
Fava	<i>Stryphnodendron guianense</i> (Aubl.) Benth.	Mimosaceae	1					
Freijó branco	<i>Cordia</i> sp.	Boraginaceae	1					

Gema de ovo	<i>Poecilanthe effusa</i> (Hub.) Ducke.	Fabaceae	1	3	7		4	4
Goiabarana	<i>Eugenia cupulata</i> Amsh.	Myrtaceae				1		
Goiabinha	Não identificada	Myrtaceae		1				
Inga	<i>Inga</i> sp.	Mimosaceae	2			1	1	2
Inga de rosca	<i>Inga</i> sp.	Mimosaceae	1					
Jarana	<i>Lecythis lurida</i> (Miers.) Mori.	Lecythidaceae	1				2	
Lacre	<i>Vismia</i> sp.	Guttiferae				1		
Louro	Não identificada	Lauraceae					1	
Louro lex	<i>Ocotea tomentella</i> Sandw.	Lauraceae					1	2
Maçaranduba	<i>Manilkara huberi</i> (Ducke) Standley.	Sapotaceae	1	3		1	2	2
Macucu	<i>Licania heteromorpha</i> Benth.	Chrysobalanaceae	1					
Mata Mata	<i>Lecythis serrata</i> Mori.	Lecythidaceae	3	3	2		1	
Muiratinga	<i>Perebea mollis</i> (P. & E.) Huber.	Moraceae				1		
Murta	Não identificada	Myrtaceae			1		1	
Papaterra	<i>Miconia egensis</i> Cogn.	Melastomataceae	7	5		2	4	8
Papaterra dourada	<i>Miconia lepidota</i> DC.	Melastomataceae	1					
Papo de Mutum	<i>Lacunaria crenata</i> (Tull.) AC. Smith.	Quiinaceae				1		
Pau de remo	<i>Chimarrhis turbinata</i> DC.	Rubiaceae	2	1			1	
Pepino da mata	<i>Ambelania acida</i> Aubl.	Apocynaceae					1	
Pitomba	<i>Talisia</i> sp.	Sapindaceae	1	2			3	1
Quaruba branca	<i>Erisma uncinatum</i> Warm.	Vochysiaceae	3		2	4		1
Sardinheira	<i>Casearia</i> sp.	Flacourtiaceae					1	
Tauari	<i>Couratari stellata</i> AC. Smith.	Lecythidaceae	1				1	
Taxi	<i>Sclerolobium chrysophyllum</i> Poepp. et Endl.	Caesalpinaceae	3	3	10	3		4
Taxi preto	<i>Tachigalia myrmecophila</i> (Ducke) Ducke.	Caesalpinaceae				1		1
Ucuuba	Não identificada	Myristicaceae	1	2	3	1	1	
Total	49 espécies	24 famílias	24	24	54	61	22	72

V. Resultados

O percentual de herbivoria foliar, externa e interna, foi bastante variável entre as espécies estudadas. Indícios de herbivoria externa foram mais freqüentes do que por insetos endófagos, já que todas as 49 espécies de plantas apresentaram danos externos enquanto que 27 delas (55%) apresentaram evidências de endofagia representada por 54 espécies de galhas entomógenas (TABELA III).

TABELA III: Galhas entomógenas na FLONA Tapajós: registro dos morfotipos coletados.

Nome vulgar	Espécie	Família	Galhas	Riqueza (galhas)	Morfotipo
Amapá	<i>Brosimum parinarioides</i> Ducke.	Moraceae	foliar	1	espinho
Andió	<i>Amphirrhox surinamensis</i> Eichl.	Violaceae	caulinar/foliar	1	nervura
Angelim rajado	<i>Marmaroxylon racemosum</i> (Ducke) Killip.	Mimosaceae	foliar	1	esférica
Araraca	-	-	foliar	1	epidérmica
Arituzinho	<i>Licaria brasiliensis</i> (Nees) Kost.	Lauraceae	foliar	3	pizza, epidérmica, esférica
Breu resina	<i>Protium spruceanum</i> (Benth) Engl.	Burseraceae	foliar	6	pedunculada, borda, esférica, piriforme, cônica, homoptera
Breu vermelho	<i>Protium decandrum</i> (Aubl.) March.	Burseraceae	foliar	2	cálice, nervura
Caraipé	<i>Licania membranacea</i> Sagot. ex Laness.	Chrysobalanaceae	foliar	3	esférica, epidérmica, borda
Cipó vermelho	<i>Memora flavida</i> (DC.) Bur. & K. Schum.	Bignoniaceae	foliar	1	ouriço
Cumatê preto	<i>Calyptranthes cf. lucida</i> DC.	Myrtaceae	foliar	3	blister, pedunculada, esférica
Freijó branco	<i>Cordia</i> sp.	Boraginaceae	foliar	2	esférica, nervura
Goiabarana	<i>Eugenia cupulata</i> Amsh.	Myrtaceae	foliar	1	esférica
Inga	<i>Inga</i> sp.	Mimosaceae	foliar	1	nervura
Jarana	<i>Lecythis lurida</i> (Miers.) Mori.	Lecythidaceae	foliar	1	borda
Lacre	<i>Vismia</i> sp.	Guttiferae	foliar	1	epidérmica
Louro lex	<i>Ocotea tomentella</i> Sandw.	Lauraceae	foliar	1	esférica
Maçaranduba	<i>Manilkara huberi</i> (Ducke) Standley.	Sapotaceae	foliar	3	esférica, epidérmica, caliciforme
Mata Mata	<i>Lecythis serrata</i> Mori.	Lecythidaceae	caulinar/foliar	4	pizza, borda, caule, esférica
Murta	-	Myrtaceae	foliar	1	esférica
Papaterra	<i>Miconia egensis</i> Cogn.	Melastomataceae	foliar	1	nervura
Pau de remo	<i>Chimarrhis turbinata</i> DC.	Rubiaceae	foliar	1	esférica
Quaruba branca	<i>Erisma uncinatum</i> Warm.	Vochysiaceae	caulinar/foliar	5	esférica, epidérmica, pizza, borda, caule
Sardinheira	<i>Casearia</i> sp.	Flacourtiaceae	foliar	1	esférica
Tauari	<i>Couratari stellata</i> AC. Smith.	Lecythidaceae	foliar	4	esférica, epidérmica, blister, nervura
Taxi	<i>Sclerolobium chrysophyllum</i> Poepp. et Endl.	Caesalpinaceae	foliar	2	esférica, epidérmica
Taxi preto	<i>Tachigalia myrmecophila</i> (Ducke) Ducke.	Caesalpinaceae	foliar	2	esférica, epidérmica
Ucuuba	-	Myristicaceae	foliar	1	Epidérmica

Os dois tipos de herbivoria, externa e por galhadores, mostraram padrão diferenciado nos três estratos da vegetação analisados (Sub-bosque = SB , Intermediário = I, e Dossel =D). A ANOVA para as taxas de herbivoria externa foi não significativa ($F=2,717$; $p=0,068$), apesar disso a análise a posteriori (Teste de Scheffé – LSD) mostrou maior herbivoria no sub-bosque do que no estrato intermediário. O dossel não teve diferenças significativas com nenhum outro estrato (FIGURA 4).

A frequência de folhas galhadas variou significativamente entre os diferentes estratos ($F=3,835$; $p=0,023$). A análise a posteriori de Scheffé mostrou que o sub-bosque possui menor frequência de galhadores do que o estrato intermediário e o dossel. Dossel e o estrato intermediário não mostraram diferenças significativas (FIGURA 4).

Comparativamente, as parcelas seca (exclusão artificial de chuva) e úmida (controle) também mostraram tendências distintas na herbivoria por exófagos e endófagos. A parcela controle mostrou significativamente ($F=5,203$; $p=0,002$) mais danos externos nas folhas do que a parcela seca. Em relação a proporção de folhas galhadas embora haja maiores valores na parcela seca (média $\cong 0,20$) do que na úmida (média $\cong 0,14$), a diferença não foi significativa ($F=0,697$; $p=0,404$) (FIGURA 5).

Uma análise de variância múltipla mostrou que as diferenças entre estratos ($F=2,537$; $p= 0,010$) foram mais importantes na variação da herbivoria externa e por galhadores do que a diferença entre as parcelas seca e controle ($F=1,926$; $p=0,105$).

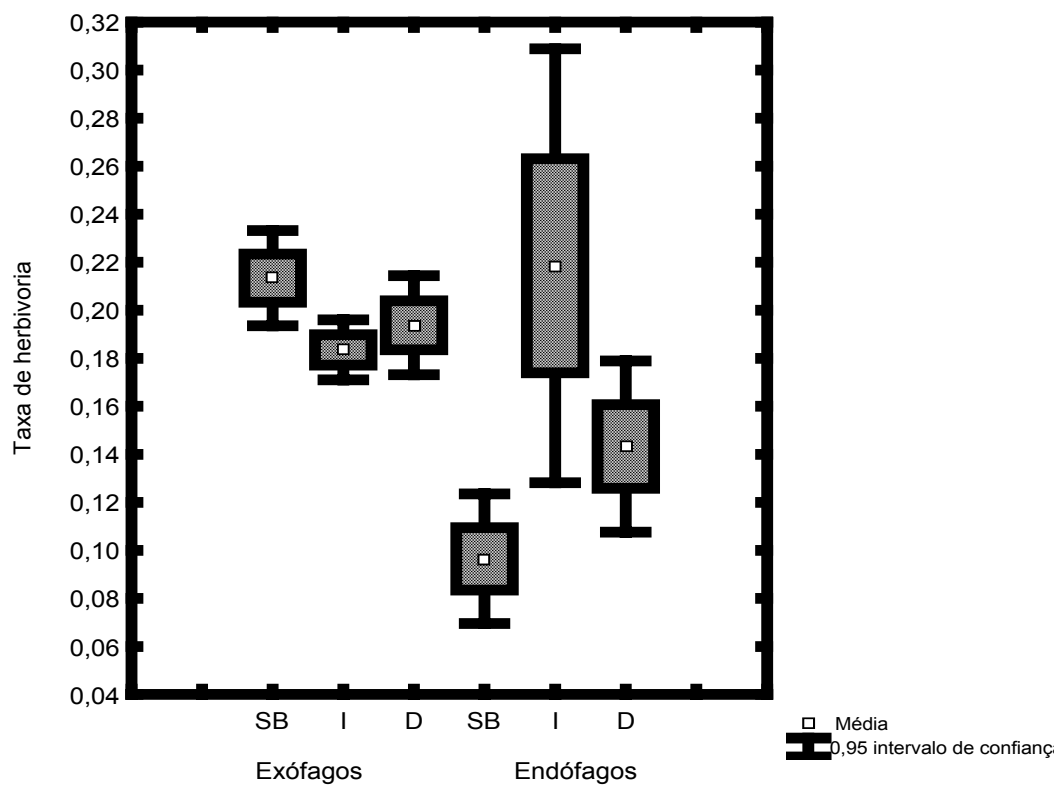


FIGURA 4: Taxa de herbivoria por exófagos (Teste de Scheffé –LSD: **SB-I**, **p=0,023**; SB-D, **p=0,199**; I-D, **p=0,742**) e endófagos (Teste de Scheffé –LSD: **SB-I**, **p=0,030**; **SB-D**, **p=0,017**; I-D, **p=0,392**) em diferentes estratos verticais na FLONA Tapajós.

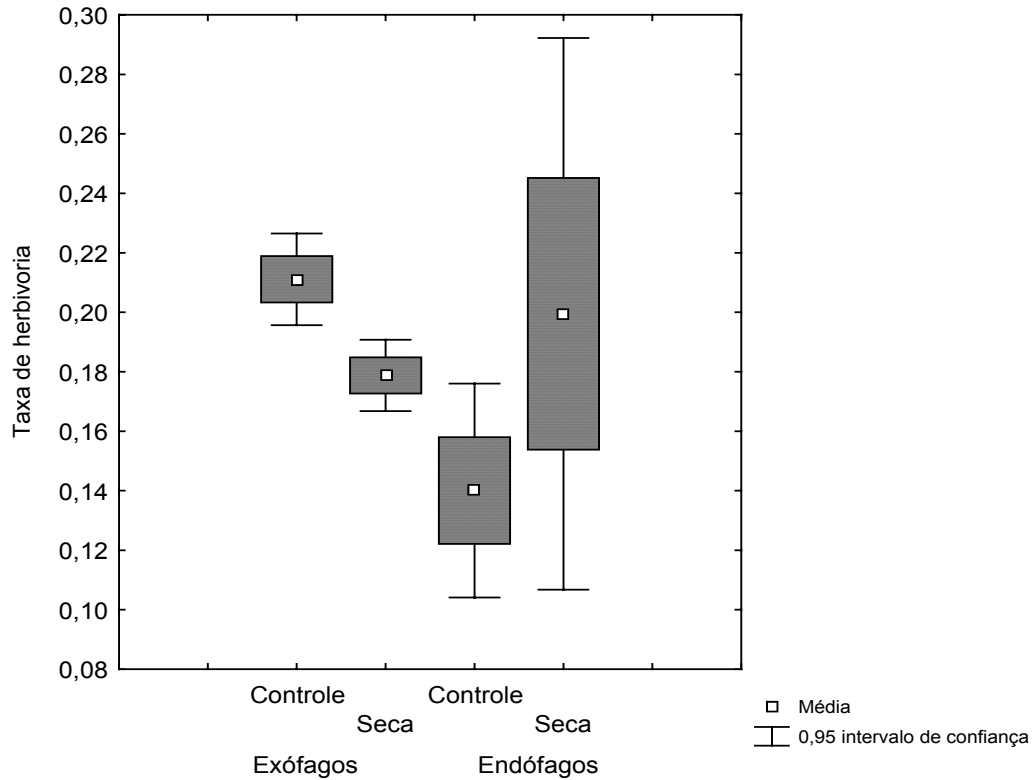


FIGURA 5: Taxa de herbivoria por exófagos ($F=5,203$; $p=0,002$) e endófagos ($F=0,697$; $p=0,404$) nas parcelas controle e seca (exclusão artificial da chuva) na FLONA Tapajós.

Embora todos os indivíduos vistoriados mostrassem algum tipo de dano, a ocorrência de indivíduos com galhas não mostrou relação direta com o número de indivíduos coletados em cada estrato vertical. Mesmo sendo o número de plantas vistoriadas no dossel bastante inferior ao dos demais estratos, foi neste compartimento, em ambas as parcelas que observou-se significativamente maior proporção de indivíduos de plantas com galhas (FIGURA 6).

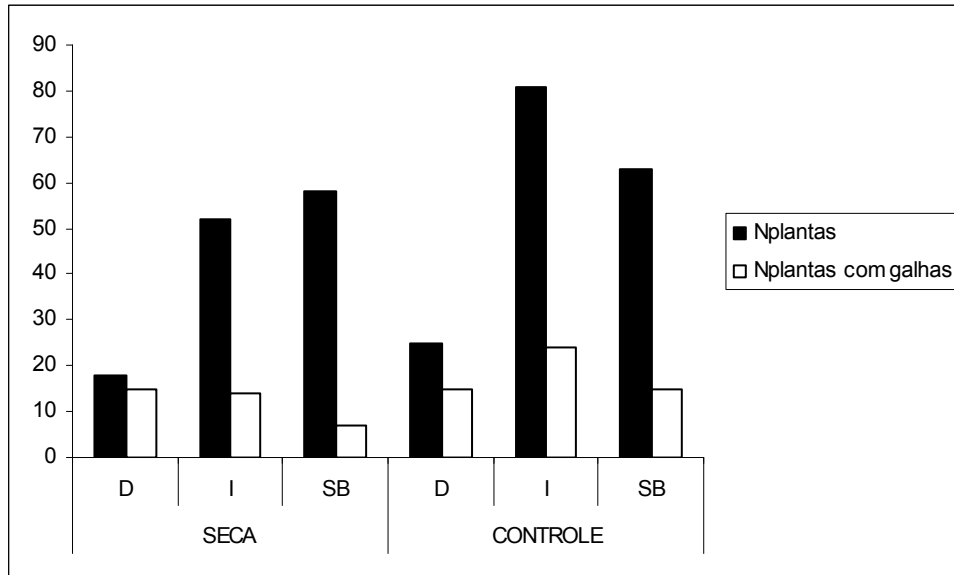


FIGURA 6: Número de plantas vistoriadas e número de plantas com insetos galhadores em cada estrato vertical na parcela controle e na parcela seca (D=dossel; I=intermediário; SB=sub-bosque).

A Análise de Variância (ANOVA) dos arco-senos das proporções dos indivíduos galhados por espécie corroborou com os dados supra-citados, mostrando diferença significativa entre os estratos ($F= 13,064$; $p= 0,0000$) (FIGURA 7), e embora seja menor a proporção de indivíduos galhados na parcela seca do que na controle, esta diferença não mostrou-se significativa ($F= 0,3449$; $p= 0,5583$) (FIGURA 8). A análise *a posteriori* da comparação entre estratos (teste de Scheffé) mostrou que o dossel apresenta maior frequência de indivíduos galhados do que o sub-bosque ($p= 0,0157$), o estrato intermediário apresentou frequências intermediárias entre ambos.

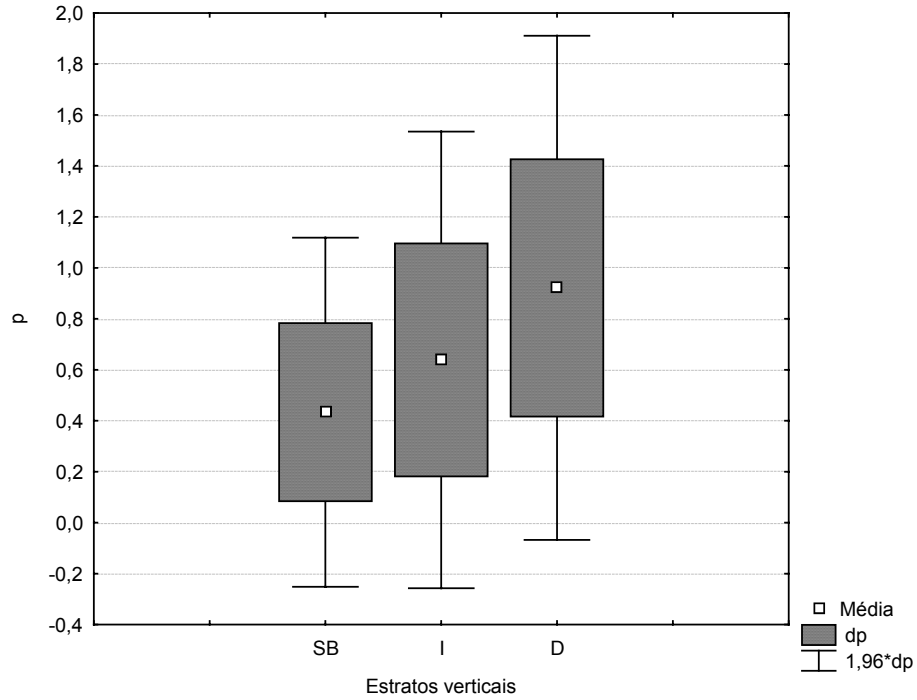


FIGURA 7: Frequências de plantas com galhadores nos diferentes estratos verticais da FLONA Tapajós (ANOVA: $F(2,105)=13,064$, $p=0,000$). Barras verticais mostram o intervalo de 0,95 de confiança.

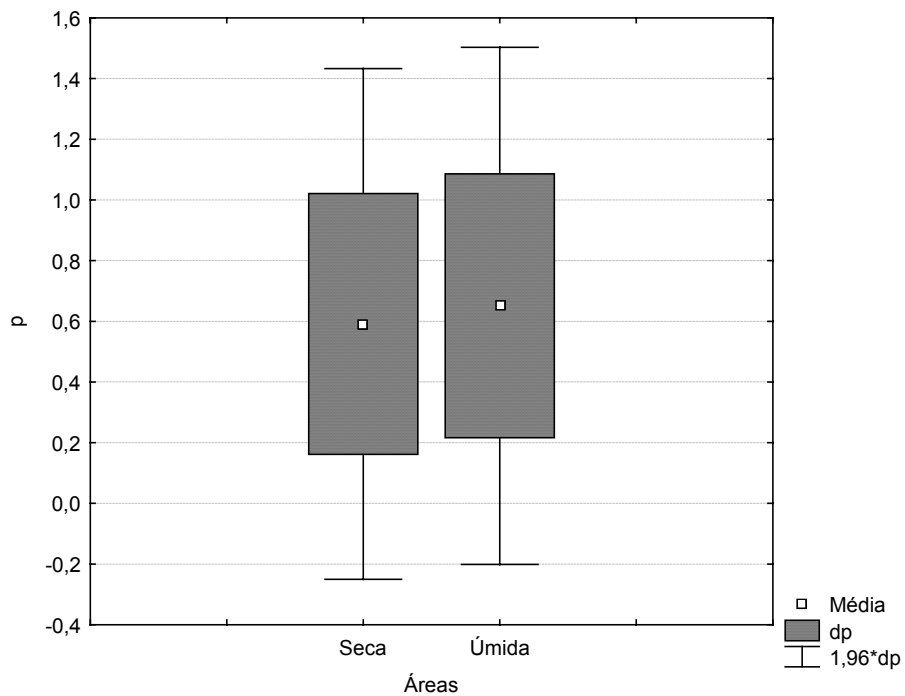


FIGURA 8: Freqüências de plantas com galhadores nas parcelas controle e com exclusão de chuva da FLONA Tapajós (ANOVA: $F(1,105)=0,345$, $p=0,558$). Barras verticais mostram o intervalo de 0,95 de confiança.

VI. Discussão

VI.1. Herbivoria externa x insetos galhadores

Embora tanto insetos exofíticos quanto endofíticos sejam prejudiciais ao vegetal, observa-se que fatores atuantes sobre a seleção de herbívoros externos podem contribuir de forma antagônica a aqueles que selecionam fitófagos internos como os galhadores.

A ocorrência de menos galhadores (55%), do que indícios de herbivoria externa era esperada uma vez que o aspecto ou marca da galha só é deixado por um grupo restrito de insetos (galhadores), já as marcas de cortes em folhas podem refletir inúmeras origens. Além disso folhas totalmente comidas por folívoros externos não foram amostradas.

Aspectos de natureza evolutiva também fornecem possíveis explicações a esta diferença proporcional. O hábito galícola seleciona não somente a resistência alimentar as defesas quantitativas e qualitativas da planta, mas também as adaptações do inseto galhador à coexistência contínua com a bioquímica interna da planta bem como a coevolução do aparato necessário a geração da hipertrofia e hiperplasia características da estrutura da galha.

Ainda muito pouco é conhecido em termos taxonômicos e ecológicos sobre as galhas e seus indutores nos trópicos, logo a listagem das ocorrências de galhas nas espécies vegetais vistoriadas, embora superficial é importante como ponto de partida a novos estudos nesses âmbitos a serem desenvolvidos na Floresta Amazônica. Das 33

espécies hospedeiras vistoriadas, que apresentaram um total de 54 morfotipos diferentes de galhas, provavelmente, 22 espécies de plantas e 30 morfotipos de galhas, portanto acima de 50% das espécies, estão sendo registrados pela primeira vez, pois não constam na principal revisão de espécies cecidógenas dos neotrópicos (GAGNÉ, 1994). Novos registros de galhas foram destacados na TABELA III.

As variações encontradas nestas proporções de herbivoria externa e interna são importantes para demonstrar a complexidade das interações fitófago/planta-hospedeira. É provável que a relação galhador-planta seja mais específica do que a minador-planta, que por sua vez seja mais específica do que a relação entre espécies exófagas e plantas (HAWKINS, 1990). Uma vez que a especialização alimentar pode refletir limitação de distribuição a aquela ocupada por sua planta hospedeira, insetos galhadores devem apresentar respostas populacionais mais correlatas a mudanças ecofisiológicas de suas plantas hospedeiras do que de forma direta a fatores ambientais. Folívoros externos, com sua menor especificidade e maior susceptibilidade às variações do meio, buscariam condições mais homogêneas (menor insolação, temperaturas mais amenas e menor estresse hídrico) para estabelecimento e forrageamento, sendo portanto nesses grupos os fatores abióticos mais limitantes do que para os galhadores.

VI.2. Estratificação vertical

A estratificação vertical da floresta amazônica gera diferenças entre o dossel e o sub-bosque, no que diz respeito a química da planta, microclima e taxas de predação, que por sua vez influenciam as populações de herbívoros. Folhas expostas ao sol são menores, mais grossas e possuem mais compostos fenólicos do que folhas expostas a sombra (GIVNISH, 1988; LOWMAN, 1985; LOWMAN & BOX, 1983). O dossel tipicamente é mais quente e seco, apresentando microclima bem mais severo ao estabelecimento de insetos herbívoros (LOWMAN, 1985). Predação, por pássaros e mamíferos, pode também

reduzir a abundância de insetos no dossel em relação ao sub-bosque (DIAL & ROUGHGARDEN, 1995).

Segundo MANI (1964), FERNANDES & PRICE (1988) e PRICE *et al.* (1994) a estrutura da galha é um importante abrigo reduzindo a mortalidade causada por inimigos naturais e fungos endofíticos. Estes autores relacionam o fato deles encontrarem maior riqueza de galhas em ambientes xéricos do que em méxicos com a maior mortalidade que esses agentes exercem em ambientes méxicos.

Comparativamente, o dossel seria um ambiente mais xérico, que favoreceria proporcionalmente mais as espécies galhadoras que ficariam mais protegidas da dessecação além de reduzirem as chances de sucesso de seus inimigos naturais. Já o sub-bosque, com condições mais amenas, seria mais adequado para espécies de insetos herbívoros externos, mais suscetíveis a variações ambientais e dependentes de ambientes mais úmidos e com folhas menos espessas.

Insetos galhadores apresentam maior riqueza de espécies em latitudes intermediárias, ambientes áridos, quentes e com vegetação esclerófila de tipo mediterrânea (FERNANDES & PRICE, 1988, 1991; LARA & FERNANDES, 1996; CARNEIRO *et al.*, 1998; PRICE *et al.*, 1998; WRIGHT & SAMWAYS, 1998). Canga e cerrado (Brasil), “chaparral” (EUA), e “fynbos” (África do Sul) possuem plantas esclerófilas (folhas duras, vida longa, baixa carga de nutrientes e alta taxa de compostos secundários) que geralmente representam um espaço livre de inimigos às espécies galhadoras (FERNANDES & PRICE, 1991). Canga e cerrado são caracterizados pela alta incidência de radiação solar, baixa disponibilidade de nutrientes no solo, incêndios nos períodos mais secos do ano (EITEN, 1972; FERRI, 1977; GOOLAND & FERRI, 1979) e têm sido considerados como os maiores *hotspots* de diversidade de espécies galhadoras do mundo (GONÇALVES-ALVIM & FERNANDES, 2001).

A ocorrência de maior proporção de folhas galhadas no dossel quando comparado ao sub-bosque e a maior proporção de plantas com galhas no dossel, reforça a hipótese do estresse hídrico como já discutido, mas sugere que estudos em ambientes tropicais que não incluam coletas neste estrato podem estar subestimando a riqueza local de espécies. Estudos que busquem a riqueza de espécies galhadoras de ambientes heterogêneos e complexos, como a floresta amazônica, têm que ser feitos em todos seus estratos verticais, para que assim seja realmente constatada se sua riqueza de espécies galhadoras é menor do que dos ambientes de vegetação esclerófila, que sem dúvida possuem amostragem muito mais facilitada do que a de uma floresta tropical pluvial.

Essas restrições ambientais devem ter sido fatores primordiais na diferenciação encontrada entre as taxas de herbivoria interna/externa entre os estratos verticais. A tendência a maior herbivoria por fitófagos externos no sub-bosque e a ocorrência de uma maior proporção de folhas com galhas por indivíduo, bem como maior proporção de indivíduos galhados, no dossel reforçam as diferenças entre estas guildas de insetos.

Um grande problema para as análises de herbivoria é que a maioria destas utiliza-se de estudos com insetos folívoros externos, uma vez que seus danos são mais visíveis e mensuráveis. LOWMAN & WITTMAN (1996), semelhantemente a este trabalho, examinando a herbivoria externa em cinco espécies arbóreas na Austrália encontraram menor taxa de herbivoria no dossel do que no sub-bosque. Os efeitos de sugadores de seiva, minadores e galhadores são sem dúvida importantes mas pouco quantificados ou compreendidos, o que dificulta a comparação do padrão aqui encontrado com as informações disponíveis na literatura (GULLAN & CRANSTON, 1994).

Nos trópicos, o regime de chuva influencia a duração da estação seca. Localidades com longa estação de seca possuem muitas vezes plantas caducifólias, enquanto em ambientes úmidos as espécies tendem a ser perenifólias. Herbivoria difere significativamente ao longo de um gradiente de pluviosidade. Florestas secas possuem

maiores taxas de herbivoria do que florestas úmidas/plantas umbrófilas (AIDE, 1993; AIDE & ZIMMERMAN, 1989; BROWN & EWELL, 1987; DE LA CRUZ & DIRZO, 1987; DENSLOW *et al.*, 1990; STERCK *et al.*, 1992). Esse padrão resulta em parte de uma menor quantidade de defesas em folhas decíduas de vida curta (COLEY & AIDE, 1991).

VI.3. Efeito da exclusão de chuva sobre a herbivoria

O fato de encontrarmos significativamente menor herbivoria externa nas plantas da parcela seca (tratamento) do que na úmida (controle) corrobora com a hipótese do estresse hídrico. Embora as diferenças não tenham sido significativas para a proporção de galhadores, a tendência a menor proporção de folhas galhadas e a maior proporção de plantas com galhas no controle, com elevado desvio padrão em ambas as parcelas, sugere que avaliações e estudos experimentais mais prolongados são importantes para averiguar de modo mais consistente os efeitos da exclusão artificial da chuva sobre a herbivoria.

Estudando assembléias de artrópodos em dosséis de figueiras, PROGAR & SCHOWALTER (2002) encontraram variação significativa destas com a latitude, precipitação e a idade da árvore. Seus resultados indicaram que continuando a ocorrer desmatamentos ou distúrbios naturais que diminuam a idade das árvores na região, ou mesmo caso se confirmem os cenários de aquecimento global preditos (HANSEN *et al.* 1988, SCHNEIDER *et al.* 1992) a comunidade de artrópodos certamente será afetada, podendo haver depalperação nas comunidades de herbívoros externos e favorecimento a guildas endofíticas.

Não encontramos diferenças entre a proporção de galhadores na parcela seca e controle, mas ressalta-se que na medida que estas estão inseridas em uma extensa área de floresta primária, elas podem sofrer contínua recolonização a partir das bordas. Logo, mesmo havendo claras mudanças no regime hídrico e na fenologia de espécies vegetais

(MOUTINHO, 2002), tais parcelas permitem livre circulação de insetos herbívoros e seus inimigos naturais. Efeitos regionais do El Niño e do aquecimento global podem limitar as recolonizações potencializando as diferenças nas comunidades de insetos, sendo porém seus efeitos regionais/globais difíceis de serem simulados.

A estratificação vertical é um padrão fruto de uma condição natural que foi selecionado ao longo do tempo evolutivo de associação herbívoro-planta. Já a dicotomia existente nas parcelas seca e úmida reflete uma condição artificial recente (quatro anos de experimento) e que desta forma pode não ter acumulado diferenças mensuráveis sobre a herbivoria a curto prazo.

Trabalhos experimentais que demonstrem os efeitos de alterações em variáveis como umidade e temperatura sobre as guildas de insetos são prioritários para a predição dos efeitos das mudanças globais sobre um grupo funcionalmente tão importante no ecossistema, e servem de alerta para as reais dimensões dos efeitos catastróficos esperados.

VII. Conclusões

➤ Fitofagia externa e endofagia respondem diferentemente a estratificação vertical. Na Floresta Nacional do Tapajós, danos foliares externos foram significativamente maiores no sub-bosque em comparação ao estrato intermediário, enquanto que a frequência de insetos endófagos foi significativamente maior no dossel do que no sub-bosque.

➤ Fitofagia externa e endofagia respondem diferentemente ao aumento da aridez em ambiente florestal. A taxa de herbivoria por folívoros externos foi maior na parcela controle do que na parcela com exclusão de chuva, enquanto insetos galhadores mostraram tendência inversa.

CAPÍTULO III: Distribuição de insetos galhadores em diferentes altitudes no Parque Nacional do Itatiaia (RJ/MG).

Resumo

O número de espécies, gêneros ou famílias em amplos grupos taxonômicos ou funcionais mostram grandes variações geográficas quando analisado ao longo de grandes extensões de área. Estes padrões geográficos tipicamente variam com a temperatura, disponibilidade de água e altitude. A variação na composição de espécies ao longo do gradiente altitudinal está entre os principais fatores de descrição da diversidade em ampla escala geográfica. Entender como a composição, riqueza e interações entre espécies variam em função da altitude é fundamental ao desenvolvimento da ecologia tropical e à conservação da biodiversidade de biomas ameaçados como a Mata Atlântica. Este trabalho teve como objetivo averiguar a variação na riqueza de galhas em diferentes altitudes do Parque Nacional do Itatiaia (RJ, MG) e se estas variações estão correlacionadas com a riqueza de espécies de plantas hospedeiras. Da menor altitude (800m) a mais elevada (2.400m) houve variação grande em todos os parâmetros da comunidade analisados, principalmente no número de plantas, riqueza de espécies de plantas, riqueza de galhas e riqueza de espécies de plantas com galhas. Rebouças, a localidade de maior altitude e fisionomia bastante diferente das demais, foi a que apresentou os menores valores destas variáveis. As diferentes localidades do PARNA Itatiaia mostraram abundância e riqueza de galhas mais elevadas no inverno do que no verão. Houve elevada correlação entre a riqueza de espécies galhadoras e riqueza de espécies de plantas hospedeiras. Como a riqueza de plantas diminuiu com o aumento da altitude, a riqueza de galhas também seguiu este padrão. Porém, outros fatores

dependentes da altitude, tais como temperatura e umidade, podem estar contribuindo para a relação negativa entre a riqueza de galhadores e a altitude.

Palavras-chave: *galhas, herbivoria, padrões de diversidade, gradiente altitudinal*

ABSTRACT

The number of species, genus or families in wide taxonomic or functional groups show great geographical variations when analyzed along large areas. These geographical patterns typically covaries with the temperature, water availability and altitude. The variation in the composition of species along the altitudinal gradient is one of the main description factors of the diversity in wide geographical scale. To understand how the composition, species richness and interactions among species vary in face of altitude is fundamental to the development of the tropical ecology and the conservation of the biodiversity of biomes threatened as the Atlantic forest. This work had the objective of investigating the variation in the galling species richness (GSR) in different altitudes of the Itatiaia National Park (RJ, MG) and if these variations are correlated with the host plant richness. From the smallest altitude (800m) to the highest (2.400m) there was a large variation in all of the community parameters analyzed, mainly in the number of plants, plant richness, GSR and richness of plants with galls. Rebouças, the place of the highest altitude and physiognomy quite different from the others, was the one that presented the smallest values among these parameters. The different places in Itatiaia National Park showed higher plant abundance and GSR in the winter than in the summer. It had elevated correlation between the GSR and species richness of host plants. As the plants species richness decreased with the increase of the altitude, the GSR also followed this

pattern. However, other altitude dependent factors, as humidity and temperature, can be contributing to the negative relationship between the GSR and the altitude.

Key-words: insect galls, herbivory, diversity patterns, altitudinal gradient

II - Introdução

II.1. Fatores que determinam a diversidade

A biodiversidade abrange a variedade e a variabilidade de todos os organismos vivos do planeta. Diversos níveis hierárquicos de organização são relevantes em seu estudo como a *diversidade genética* que refere-se a variabilidade dentro da espécie, podendo ser medida através da variação genética em determinada população; a *diversidade de espécies* que refere-se a riqueza de espécies encontrada em escala local, regional ou global; a *diversidade taxonômica* que refere-se a variedade de organismos de um nível taxonômico acima de espécie (gênero, família, ordem etc.) em determinada região; a *diversidade de interações* que refere-se a grupos de diversas espécies que coexistem interagindo troficamente ou através de outros processos bióticos como a polinização e a competição; e a *diversidade de ecossistemas* que se refere a comunidade de organismos e ambiente físico interagindo como uma unidade ecológica. Nos níveis de interações e ecossistemas, a preservação não significa manter somente um grupo de espécies, mas também os padrões e processos nas mais diversas escalas (JONHSON, 1995).

Padrões espaciais em larga escala têm sido objeto de estudo em diversos trabalhos ecológicos (FISCHER, 1960; PIANKA, 1966; STEHLI *et al.*, 1969; BROWN & GIBSON, 1983; STEVENS, 1989; RICKLEFS, 1990). Variáveis e processos como latitude, clima, produtividade primária, heterogeneidade de habitat, complexidade de habitat,

distúrbios, tamanho e distância de ilhas já foram correlacionadas à diversidade de espécies (SCHLUTER & RICKLEFS, 1993a).

Um dos padrões mais estudados de diversidade é sua relação com a latitude (PIANKA, 1994). A diversidade de organismos é usualmente alta no equador diminuindo gradualmente com o aumento da latitude. Considerável especulação sobre as causas do gradiente latitudinal de diversidade gerou diversas hipóteses e teorias que podem não ser excludentes (PIANKA, 1966). As principais hipóteses dessa variação seriam o tempo evolutivo, estabilidade climática, previsibilidade climática, heterogeneidade espacial, montante da produtividade primária, estabilidade da produtividade primária, competição, predação diferenciada e distúrbios (PIANKA, 1994).

Complexidade regional também é importante em termos de incremento na diversidade. Ecólogos têm descrito a alta diversidade de regiões montanhosas em comparação com planícies (SIMPSON, 1964; COOK, 1969). Este padrão pode relacionar-se ao elevado número de espécies isoladas alopaticamente em vales ou em montanhas.

Embora tais padrões emergentes de diversidade sejam amplamente aceitos na literatura, a diversidade muitas vezes não corresponde perfeitamente às condições climáticas locais; habitats similares em diversos continentes usualmente suportam números de espécies bastante dissimilares (ORIAN & PAINE, 1983; SCHLUTER & RICKLEFS, 1993b). Tais disparidades nos forçam a assumir que em alguns casos processos históricos e geográficos podem predominar sobre os determinantes climáticos.

II.2. A Mata Atlântica Brasileira

A Mata Atlântica Brasileira forma uma área que originalmente estendia-se do Nordeste brasileiro (a partir do estado do Rio Grande do Norte) até a fronteira sul do Brasil acompanhando a costa (EITEN, 1974). Esta região comporta historicamente a

grande maioria da população brasileira, e tem experimentado desenvolvimento em larga escala, especialmente durante os últimos 100 anos. Como resultado, poucos remanescentes das formações florestais persistem na região, sendo a Mata Atlântica provavelmente um dos ecossistemas mais ameaçados da América do Sul (HATTON *et al.*, 1984).

Segundo FONSECA (1985), as informações do censo de produção de florestas nativas mostram que lenha e carvão continuam sendo retirados da Mata Atlântica, muito embora restem, apenas, cerca de 1% a 5% da cobertura florestal. Mesmo sendo evidente o impacto humano no ecossistema da Mata Atlântica, análises detalhadas do problema são escassas. Levantamento sobre o desmatamento no estado de São Paulo, mostrou que a área florestada, que originalmente cobria 82% do estado, caiu a 8,3% (20.750 km²) em 1973. FONSECA (1985) sugere que já em 1978 o estado do Espírito Santo tinha menos que 4% de sua cobertura original. Levantamentos da Polícia Florestal revelaram que de um terço a metade dos desmatamentos são causados por fogo intencional (DEAN, 1996), o que significa dizer que medidas efetivas de prevenção não têm sido aplicadas de forma eficiente.

No final da década de 80, a Mata Atlântica ganhou importância constitucional de cunho ambiental e social. A Constituição Federal de 1988 em seu artigo 225 § 4º fez a primeira referência específica de proteção à Mata Atlântica, considerando-a como patrimônio nacional juntamente com outros ecossistemas como a Floresta Amazônica Brasileira, a Serra do Mar, o Pantanal Mato-Grossense e a Zona Costeira. Embora protegida em termos legais, a regulamentação da lei de proteção da Mata Atlântica tramita até hoje no congresso nacional, abrindo brechas para que o desmatamento possa continuar de forma intensa.

A Mata Atlântica, devido a sua altíssima biodiversidade e endemismo e à sua elevada taxa de desmatamento, está entre os cinco principais *hotspots* do mundo (JONHSON, 1995). O total de mamíferos, aves, répteis e anfíbios que ali ocorrem alcança 1361 espécies, sendo que 567 são endêmicas. A Mata Atlântica, que possui 20.000 espécies de plantas - das quais 8.000 são endêmicas - é o segundo maior bloco de floresta tropical do país (SOS MATA ATLÂNTICA, 2005).

O que resta da Mata Atlântica hoje concentra-se principalmente em áreas de proteção governamentais. Após 500 anos de destruição ininterrupta, os poucos remanescentes que restaram da Mata Atlântica continuam e continuarão sofrendo impactos até quase sua extinção total. Entre os principais motivos de sua degradação podemos destacar: a política desenvolvimentista da década de 1970, a poluição ambiental, o crescimento desordenado de quatro das principais capitais brasileiras: São Paulo, Rio de Janeiro, Curitiba e Belo Horizonte, a política de reforma agrária praticada na década de 1980, a falta de uma política florestal nacional, a prática de queimadas para a criação de novas áreas para pastagem, entre outros (SOS MATA ATLÂNTICA, 2005).

Estudos ecológicos sobre comunidades de insetos em habitats naturais são bem mais raros do que em agroecossistemas. Investigações em tais sistemas são de extrema importância e urgentes, haja visto o grande número de espécies envolvidas, o elevado endemismo, a ocorrência de poucas áreas primárias, e a grande pressão antrópica que vem sofrendo ecossistemas como a Mata Atlântica.

II.3. Altitude e riqueza de espécies

A Terra varia dramaticamente no espaço, e ecólogos têm se convencido que a heterogeneidade espacial é um fator importante na manutenção da diversidade das comunidades. Mesmo assim muitos estudos sobre interações entre espécies assumem

ambientes constantes e ignoram o espaço por completo (MCLAUGHLIN & ROUGHGARDEN, 1993).

As populações da maioria, talvez todas, as espécies são espacialmente estruturadas em função do mosaico determinado pelos seus recursos limitantes e condições favoráveis à sobrevivência (BEGON *et al.*, 1996).

Uma das mais fortes correlações em ecologia é a estabelecida entre a variação de larga escala da riqueza de espécies e o clima. O número de espécies, gêneros ou famílias em amplos grupos taxonômicos ou funcionais mostram grandes variações geográficas quando analisadas ao longo de grandes extensões de área (FRANCIS & CURRIE, 2003; HAWKINS *et al.*, 2003b). Estes padrões geográficos tipicamente variam com a temperatura e/ou disponibilidade de água (ou variáveis relacionadas), com coeficientes de determinação entre 70 a 90% (HAWKINS *et al.*, 2003a). Relações entre a biodiversidade e o clima ocorrem em plantas terrestres (CURRIE & PAQUIN, 1987; O'BRIEN, 1993), vertebrados terrestres (TURNER *et al.*, 1988; CURRIE, 1991), insetos (TURNER *et al.*, 1987; KERR *et al.*, 1998), invertebrados aquáticos (PATALAS, 1990), peixes de água doce (GUE'GAN *et al.*, 1998), parasitas humanos (GUERNIER *et al.*, 2004), corais (FRASER & CURRIE, 1996) e outros táxons. Além disso, relações riqueza-clima são similares em diversas partes do mundo (ADAMS & WOODWARD, 1989; FRANCIS & CURRIE, 2003; HAWKINS *et al.*, 2003b), sugerindo mecanismos explanatórios consistentes (CURRIE *et al.*, 2004). Mesmo observando que as relações entre riqueza e o clima derivem de múltiplos mecanismos, poucos trabalhos testam individualmente a importância destes mecanismos em isolado nos padrões de biodiversidade.

Riqueza e composição de espécies de comunidades são variáveis freqüentemente relacionadas com a altitude (HUSTON, 1994; WHITTAKER, 1952). Gradientes altitudinais podem apresentar variação substancial na composição de espécies e estão entre os

principais fatores de descrição da diversidade em ampla escala geográfica (HEBERT, 1980; MCCOY, 1990; ALLISON *et al.*, 1993; FERNANDES & LARA, 1993; OLSEN, 1994; BREHM & FIEDLER, 2004).

As principais mudanças observadas ao longo de um gradiente ascendente de altitude envolvem alterações na temperatura, precipitação na forma de chuva ou neve, pressão parcial de gases atmosféricos, turbulência atmosférica e velocidade do vento, e penetração de radiação incluindo UV em diferentes comprimentos de onda (BARRY, 1992).

Estes parâmetros interagem fortemente criando um ambiente compartimentalizado no qual as espécies de insetos sobrevivem e reproduzem. Além disso, aspectos indiretos como a diminuição da complexidade estrutural dos habitats com o aumento da altitude interferem na colonização e persistência dos insetos (HODKINSON, 2005).

Distribuições variam hierarquicamente desde um indivíduo até o grupo global de espécies podendo ser estudadas em várias escalas (KOTLIAR & WIENS, 1990). Muitas espécies de insetos têm distribuição ampla ao longo de um gradiente altitudinal, com populações vivendo em altitudes superiores e inferiores extremas e, conseqüentemente, tolerando diferentes condições ambientais (HODKINSON, 2005).

Estudos comparativos sobre as distribuições das espécies ao longo de transectos/gradientes altitudinais ou latitudinais são importantes pois podem gerar pistas sobre as respostas de espécies e comunidades a mudanças climáticas ao longo do tempo. Há porém diferenças significativas entre as variáveis que caracterizam gradientes altitudinais e latitudinais. Os primeiros são usualmente caracterizados pelas mudanças rápidas no ambiente ao longo de curtas distâncias geográficas, enquanto variações latitudinais usualmente representam mudanças graduais ao longo de grandes distâncias geográficas (HODKINSON, 2005).

Respostas dos insetos a variação altitudinal podem ser diretas ou mediadas por outros organismos como plantas hospedeiras, espécies competidoras ou parasitóides e predadores (HODKINSON, 2005).

Muitas plantas hospedeiras de insetos ocupam ampla variação altitudinal. Plantas mudam seus aspectos ecofisiológicos com o incremento da altitude, principalmente pela variação de fatores como menor pressão parcial de CO₂, menores temperaturas, aumento da exposição à radiação ultra-violeta, encurtamento da estação de crescimento, solos mais pobres e fortes ventos. Tais fatores afetam sua fenologia, tamanho, morfologia, fisiologia, bioquímica e arquitetura, com conseqüências diversas nas populações de insetos fitófagos (KRONFUSS & HAVRANEK, 1999). Muitas espécies de insetos fitófagos são encontradas dentro de determinada altitude limitada, mesmo com distribuição mais ampla de sua planta hospedeira, outras ocupam toda a distribuição de sua planta hospedeira.

Artrópodos, pelo pequeno tamanho e a ectotermia, são particularmente sensíveis a variações climáticas (DANKS, 1992; THOMAS *et al.*, 1994) e devem responder, em termos de composição de espécies e abundância da população, a variações na temperatura e pluviosidade como as que ocorrem ao longo de um gradiente altitudinal.

Variação altitudinal em parâmetros ambientais como a temperatura, a pluviosidade e a predação (GIVNISH, 1999) levam a substituições nas diversas guildas de insetos herbívoros independentemente das alterações florísticas, mas esta hipótese é de difícil experimentação. Segundo BASSET (1996) e NOVOTNY *et al.* (2002a), aparentemente não há mudanças altitudinais na riqueza de herbívoros por espécie de planta hospedeira.

Fatores bióticos, como a predação por formigas, têm sido apontados como responsáveis por variações populacionais de insetos em florestas de diferentes altitudes

(NOVOTNY *et al.*, 1999; JANZEN *et al.*, 1976; KOPTUR, 1985; MCCOY, 1990; SAMSON, 1997).

Segundo ERELLI *et al.* (1998), o gradiente altitudinal de insetos fitófagos pode ocorrer pela simples redução da quantidade de folhas, mesmo dentro de uma mesma espécie de planta, com o aumento da altitude.

Trabalhos recentes com aplicação de modelos aleatórios para as distribuições das espécies têm mostrado a existência de pico na riqueza de espécies em altitudes medianas, sem assumir qualquer gradiente altitudinal (COLWELL & HURT, 1994). Revisão bibliográfica feita por RAHBEK (1995) concluiu que o padrão unimodal é a relação mais comum entre a riqueza e a altitude, independentemente da região, escala e táxon.

Insetos fitófagos são o maior componente da biodiversidade mundial e estão envolvidos nas principais interações tróficas de comunidades tropicais (NOVOTNY & MISSA, 2000). Apesar da importância de insetos galhadores tropicais nestas interações, pouco é conhecido sobre sua abundância e distribuição (PRICE & CLANCY, 1986; CUEVAS-REYES *et al.*, 2004).

Galhas são conspícuas, fáceis de amostrar, e estabelecem relação usualmente específica com sua espécie hospedeira o que favorece sua identificação, logo oferecem um sistema que facilita a identificação de padrões geográficos e a avaliação de possíveis mecanismos que gerem tais padrões (REDFERN & ASKEW, 1992; FERNANDES & PRICE, 1991; PRICE, 1991; PRICE *et al.*, 1998). Uma vez que em muitos casos há esta relação de especificidade parasita/hospedeiro, a geração e manutenção de elevada riqueza de espécies galhadoras tem sido relacionada com a riqueza de espécies de plantas em um dado habitat (WRIGHT & SAMWAYS, 1996, 1998; OYAMA, *et al.*, 2003).

Ainda é indefinido como a riqueza de espécies de insetos fitófagos e sua pressão de herbivoria variam com a altitude. Estudos sobre gradientes altitudinais são escassos em ambientes tropicais, especialmente no Brasil. A utilização de insetos galhadores para esta finalidade parece ser ideal haja vista sua forte relação de especificidade com a planta hospedeira, ocorrência de adulto móvel que depende de ambiente propício para reprodução, deslocamento e oviposição, e o fato da galha constituir uma armadilha natural de fácil observação e quantificação.

Segundo NOVOTNY *et al.* (2005), a substituição de espécies ao longo de um gradiente altitudinal tem paralelos interessantes com a substituição de espécies no gradiente sub-bosque/dossel. Esses gradientes verticais podem ser caracterizados por mudanças rápidas em fatores ambientais, incluindo predação e qualidade da planta hospedeira (BASSET *et al.*, 2003).

A importância do gradiente altitudinal sobre a riqueza de espécies galhadoras não é consensual na literatura, pois alguns estudos não encontraram variação na riqueza de galhadores (WRIGHT & SAMWAYS, 1998) e outros sim (FERNANDES *et al.*, 1994 ; FERNANDES & LARA, 1993; FERNANDES & PRICE, 1988). No estudo de WRIGHT & SAMWAYS (1998) os autores discutem que uma possível causa da ausência de variação seja a pequena amplitude altitudinal amostrada (em torno de 1.100m). Além disso, FERNANDES & PRICE (1988), incluíram nesse levantamento ampla variedade de tipos vegetacionais ao longo do gradiente altitudinal.

A variação altitudinal tem reflexos em diversos aspectos da comunidade como riqueza de espécies de plantas, arquitetura da planta, riqueza e densidade populacional de predadores dentre outros, sendo difícil o isolamento destes para a análise da variação do padrão de riqueza de galhadores. Porém, a indicação de correlação da riqueza de

galhas com a altitude, pode ser um importante passo para a análise individual destes fatores na teoria da evolução/diversidade das espécies galhadoras.

III. Objetivos

Os objetivos deste trabalho foram:

- 1) Avaliar o padrão de riqueza de galhas em diferentes altitudes do Parque Nacional do Itatiaia.
- 2) Verificar se diferenças altitudinais na vegetação interferem na riqueza local de espécies galhadoras.
- 3) Investigar a relação entre a riqueza de espécies galhadoras e a riqueza de espécies de plantas
- 4) Avaliar a distribuição temporal na ocorrência de galhas em suas plantas hospedeiras e se tais variações, caso ocorram, são dependentes da altitude.

IV. Material e Métodos

IV.1. Área de Estudo

O trabalho foi desenvolvido no Parque Nacional do Itatiaia, localizado a noroeste do estado do Rio de Janeiro, entre as latitudes 22° 19' e 22° 45'S e longitudes 44°45' e 44° 50'W, abrangendo hoje 30.000 ha (CÂMARA, 1991). A região do Parque compreende a parte mais elevada da Serra da Mantiqueira, tendo como ponto culminante as "Aguilhas Negras" com 2.787m. A maior parte da área pertence ao estado do Rio de Janeiro, e o

restante a Minas Gerais, estendendo-se na direção Oeste até a divisa de São Paulo (FIGURA 1).

O Parque Nacional de Itatiaia, criado em 14 de junho de 1937, constitui-se no primeiro Parque Nacional do país. Os fatores naturais ali reunidos notabilizam a região que ao longo de sua história contou com diversas expedições científicas das quais destacam-se Saint-Hilaire (1822), Sellow (1830), von Fernsee (1879), Ule (1894), Porto (1914-1938) e Brade (1913-1954 e 1956), entre outros (SOS MATA ATLÂNTICA, 2005).

O clima é mesotérmico com temperatura média anual, dependendo da altitude, entre 15° e 27° C, observando-se diferença de 700 mm na pluviosidade média em função da altitude (Mont Serrat: altitude de 700m a 1400m e pluviosidade média de 1.716mm; e Alto Itatiaia com altitude de 1800m a 2500m e pluviosidade média de 2.417mm).

A flora primitiva da região teve grande interferência humana, principalmente durante o período de 1908 a 1918, época em que existiu em sua área uma colônia agrícola. As matas foram cortadas para implantação de culturas agrícolas e extração de madeira para a construção de dormentes para estradas de ferro (IBAMA, 1994).

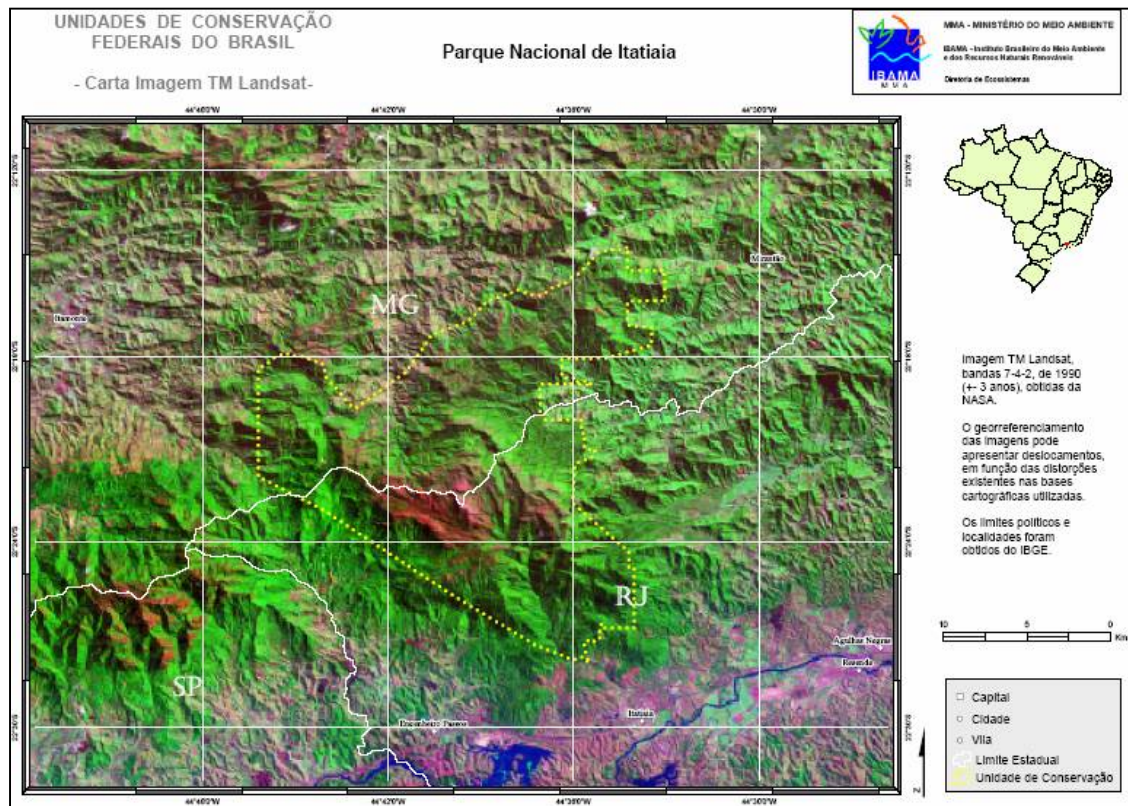


FIGURA 1: Foto de satélite da localização do Parque Nacional do Itatiaia (fonte: IBAMA)

Segundo o sistema de classificação fitoecológico, descrito por VELOSO (1991), a vegetação do Parque Nacional do Itatiaia se distribui em:

- Floresta Ombrófila Densa Montana: encontrada nas áreas onde a altitude varia de 650 a 1.500 m, é composta por uma floresta úmida em adiantado estado de recuperação e cujos elementos florísticos são típicos àquelas matas ocorrentes na Serra do Mar.
- Floresta Ombrófila Densa Alto Montana: acima de 1.500m de altitude, é formada por comunidades florestais com tamanhos reduzidos permanecendo os elementos florísticos da mata higrófila.

➤ Floresta Ombrófila Mista Montana: encontrada em altitudes de cerca de 1.200 m, caracterizando-se pela presença de *Araucaria angustifolia* e muitas áreas abertas refletindo seu passado de uso antrópico.

➤ Floresta Estacional Semidecidual Montana: localizada na vertente continental do parque, acima dos 500m de altitude. O conceito ecológico deste tipo de vegetação está condicionado pela dupla estacionalidade climática: uma tropical, com época de intensas chuvas de verão seguidas por estiagens acentuadas; e outra subtropical, sem período seco, mas com seca fisiológica provocada pelo intenso frio de inverno, com temperaturas médias inferiores a 15°C.

➤ Campos de Altitude: surgem na parte mais acidentada e elevada do planalto, acima de 1.600 m de altitude. Na região acima de 2000 m, a riqueza maior é das ervas, em grande parte esclerificadas, quase sempre em flor.

Cinco diferentes pontos do parque com diferentes altitudes e formações vegetacionais foram escolhidos, sendo dois localizados na parte baixa do parque (Itatiaia, RJ) e três na parte alta (Itatiaia-RJ e Itamonte-MG).

➤ **Sede** – coletas realizadas nas estradas próximas a sede administrativa do Parque em altitudes próximas a 800m. Esta localidade também é conhecida como Mont Serrat.

➤ **Três Picos (TP)** - As coletas foram realizadas em trilhas com altitude de cerca de 1200m, próxima ao hotel Simon. A trilha para os três picos tem cerca de 8 Km de extensão e atinge em seu ponto culminante a altitude de 1770m.

Estas duas primeiras localidades ocorrem na área do parque caracterizada como floresta ombrófila densa. Na parte alta do parque coletamos em:

➤ **Itamonte (Ita)** – esta área é próxima à garganta do registro, localizada a cerca de 2 km após o início da estrada para a parte alta do parque em uma altitude de

cerca de 1700m. Encontra-se bastante antropizada, com sinais de uso para pastagem, estas áreas foram caracterizadas por SANTOS (2000) como Capoeiras - cobertura vegetal com predomínio do estrato arbustivo, de média a alta densidade, com ou sem espécies arbóreas esparsas entre si ou vegetação arbórea com dossel descontínuo, entremeada com vegetação de cobertura bastante variável inferior a 50%.

➤ **Brejo da Lapa (BL)** - partindo da Garganta do Registro, com destino às Agulhas Negras, situa-se no Km 8 a cerca de 2000m de altitude. Coletas foram realizadas em trilha perpendicular a estrada em Floresta Ombrófila Densa Alto Montana.

➤ **Rebouças (Reb)** – coletas realizadas na área entre a portaria da parte alta do parque e o abrigo Rebouças, em uma altitude de cerca de 2400m, caracterizada por vegetação de campo de altitude.

IV. 2. Amostragem

Vistorias e coletas foram realizadas em duas diferentes estações: inverno – entre junho e agosto de 2004; e verão – entre dezembro 2004 e fevereiro de 2005. Em cada estação, durante três meses todas as localidades eram vistoriadas em visitas quinzenais, evitando assim variações entre as localidades inerentes a modificações ambientais que estas poderiam sofrer ao longo do tempo.

As amostragens das galhas foram realizadas através do uso de interceptos de linha com 50m. Esticados, aleatoriamente, dentro da área de estudo, vistoriava-se todas as plantas lenhosas com mais de 30 cm de altura interceptadas pela linha. As plantas eram vistoriadas até o alcance das mãos (cerca de 2,5m) e após 3 minutos sem registro de galhas passava-se a vistoria para um novo indivíduo. Em campo, registrava-se para cada linha o número total de plantas vistoriadas e o número de plantas com galhas.

Coletavam-se todos os ramos com galhas para morfoespeciação destas e registro da riqueza total de galhas e de plantas com galhas em cada intercepto. Material testemunho das galhas e galhadores foi mantido em álcool 70% na coleção entomológica do Laboratório de Ecologia de Insetos de Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Um total de 100 interceptos foram amostrados sendo 10 em cada uma das cinco localidades por estação (verão e inverno). Em todas as localidades as linhas foram colocadas ao longo de trilhas e próximas a estradas.

Além dos parâmetros aferidos – número de plantas, riqueza de plantas, número de plantas com galhas, riqueza de plantas com galhas, riqueza de galhas – parâmetros relativos também foram calculados, tais como: riqueza de plantas / número de plantas, número de plantas com galhas / número total de plantas, riqueza de galhas / número de plantas com galhas, riqueza de plantas com galhas / riqueza de plantas, riqueza de galhas/ riqueza de plantas e riqueza de galhas/ riqueza de plantas com galhas.

Após o teste de normalidade dos parâmetros supracitados através do teste de Kolmogorov-Smirnov, foram utilizados testes não paramétricos na comparação das diferentes localidades quando necessários. A comparação entre as cinco localidades foi feita através de análise de função discriminante. Parâmetros relativos como a riqueza de plantas / número de plantas, número de plantas com galhas / número total de plantas, riqueza de galhas / número de plantas com galhas, riqueza de plantas com galhas / riqueza de plantas, riqueza de galhas / riqueza de plantas e riqueza de galhas / riqueza de plantas com galhas não foram utilizados na análise de discriminante a fim de evitar a duplicidade de variáveis. Valores de $p \leq 0,05$ foram considerados significativos. Análises de variância (ANOVA) não paramétrica (Kruskal-Wallis) foram utilizadas no intuito de verificar quais parâmetros da comunidade de plantas/galhas variavam significativamente

entre as diferentes altitudes (ZAR, 1998). Análise de correlação também foi realizada entre as altitudes amostradas e a riqueza de galhas e de plantas com galhas.

Curvas cumulativas de espécies de galhadores e de plantas com galhas foram feitas utilizando o programa *Biodiversity Pro* (Natural History Museum – London). As riquezas esperadas nas altitudes estudadas foram obtidas a partir do modelo *Jackknife 1*, e comparadas com o acúmulo de espécies observado nos interceptos.

V. Resultados

Nas coletas realizadas no Parque Nacional do Itatiaia, foram vistoriados 6167 indivíduos de plantas, sendo 2527 plantas no verão e 3595 no inverno. Do total de plantas cerca de 19% apresentaram galhas associadas a suas folhas, flores ou caule (1193 indivíduos), sendo no verão encontrados 20,3% dos indivíduos com galhas (522) e no inverno encontrados 18,7% dos indivíduos com galhas (671).

As localidades apresentaram valores bastante diferentes em todos os parâmetros analisados, principalmente Rebouças (2400 m), a localidade de maior altitude e fisionomia bastante diferente das demais (TABELA I).

A análise do acúmulo de espécies de galhas nos interceptos permitiu a elaboração de uma curva cumulativa para cada uma das localidades (FIGURAS 2 e 3). As localidades Sede (800 m) e Três Picos (TP) (1200 m) mostraram em ambas as estações a maior riqueza cumulativa de galhas. Em ambas as estações, Rebouças (Reb) apresentou somente uma morfoespécie de galha e por este motivo não foi realizada sua curva cumulativa. Itamonte (Ita) e Brejo da Lapa (BL) mostraram acúmulo intermediário de espécies. Todas as localidades apresentaram tendência ao maior acúmulo de espécies no inverno do que no verão.

TABELA I: Parâmetros descritores da comunidade de plantas/galhadores em cinco diferentes localidades do Parque Nacional do Itatiaia (RJ/MG). (A) Coleta realizada no verão (dez. de 2004 a fev. de 2005); e (B) Coleta realizada no inverno (jul. a ago. de 2004) (NA=não avaliado; dp=desvio padrão).

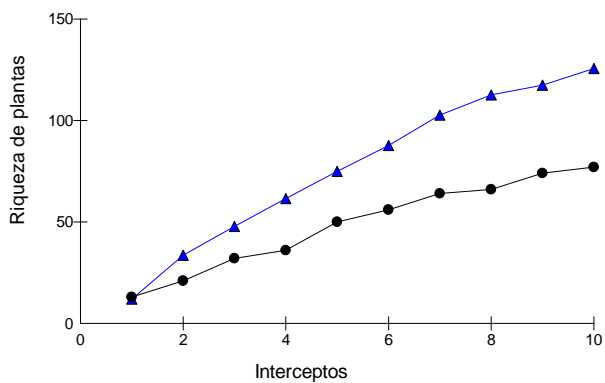
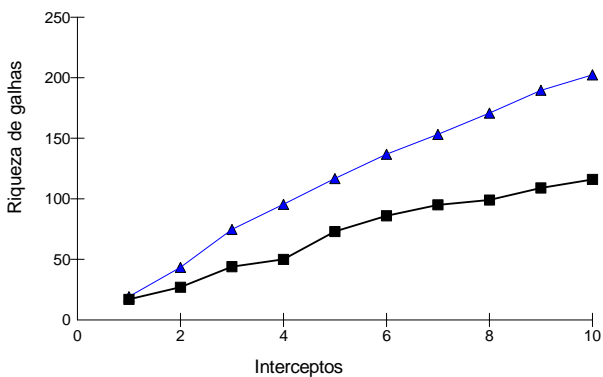
(A)

PARÂMETROS	Sede			Três Picos			Itamonte			Brejo da Lapa			Rebouças		
	total	média	dp	total	média	dp	total	média	dp	total	média	dp	total	média	dp
Número de plantas (NP)	684	68,40	14,63	636	63,60	20,03	497	49,70	15,06	567	56,70	18,59	188	18,80	6,37
Riqueza de plantas (SP)	NA	30,80	7,39	NA	26,10	7,55	NA	14,60	4,70	NA	16	3,59	NA	4,70	2,36
Número de plantas com galhas	119	11,90	5,70	140	14	9,31	112	11,20	4,18	123	12,30	4,35	28	2,80	1,48
Riqueza de plantas com galhas	51	7,60	3,13	40	7,20	3,05	15	4,10	1,37	19	5,50	1,58	1	1	0
Riqueza de galhas (SG)	64	8,40	3,75	65	9,20	4,87	22	4,90	1,60	27	6,10	2,02	1	1	0
SP/NP	NA	0,45	0,08	NA	0,41	0,05	NA	0,30	0,06	NA	0,29	0,06	NA	0,25	0,11
SG/SP	NA	0,27	0,10	NA	0,34	0,14	NA	0,35	0,09	NA	0,38	0,10	NA	0,31	0,27
Número de plantas com galhas/ NP	0,17	0,17	0,06	0,22	0,20	0,08	0,23	0,23	0,07	0,22	0,23	0,10	0,15	0,15	0,08
SG/Número de plantas com galhas	0,54	0,74	0,18	0,46	0,74	0,22	0,20	0,49	0,22	0,22	0,54	0,20	0,04	0,51	0,35
SG/Riqueza de plantas com galhas	1,25	1,12	0,16	1,63	1,22	0,20	1,47	1,26	0,29	1,42	1,10	0,15	1	1	0

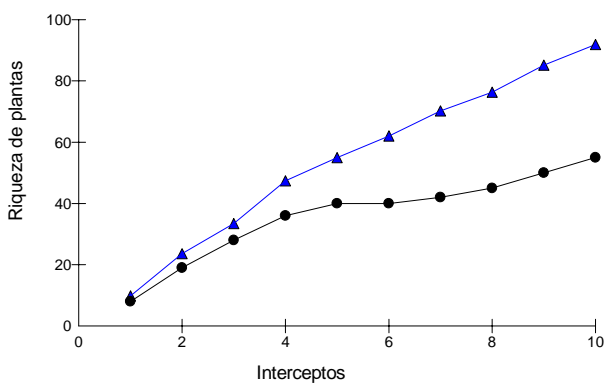
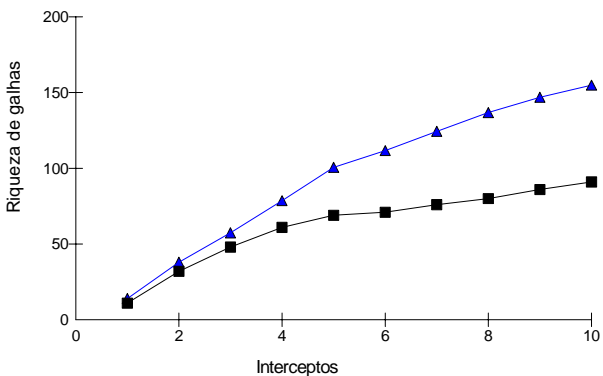
(B)

PARÂMETROS	Sede			Três Picos			Itamonte			Brejo da Lapa			Rebouças		
	total	média	dp	total	média	Dp	total	média	dp	total	média	dp	total	média	dp
Número de plantas (NP)	795	79,50	19,82	801	80,10	32,42	837	83,70	17,83	945	94,50	19,81	217	21,70	6,60
Riqueza de plantas (SP)	NA	41,50	10,38	NA	34,40	9,70	NA	21,90	4,68	NA	22,30	3,71	NA	4,10	1,66
Número de plantas com galhas	153	15,30	5,36	173	17,30	8,59	115	11,50	4,60	174	17,40	5,08	56	5,60	4,35
Riqueza de plantas com galhas	77	12,30	4,40	55	9,30	3,40	31	6,50	2,22	21	7,30	1,49	1	0,80	0,42
Riqueza de galhas (SG)	116	15,20	5,92	91	12,60	5,82	50	8,60	3,24	38	10,10	2,60	1	0,80	0,42
SP/NP	NA	0,53	0,08	NA	0,46	0,11	NA	0,26	0,05	NA	0,24	0,03	NA	0,19	0,09
SG/SP	NA	0,36	0,09	NA	0,35	0,10	NA	0,39	0,14	NA	0,45	0,08	NA	0,20	0,12
Número de plantas com galhas/ NP	0,19	0,19	0,06	0,22	0,21	0,07	0,14	0,14	0,06	0,18	0,19	0,06	0,26	0,24	0,17
SG/Número de plantas com galhas	0,76	1,05	0,38	0,53	0,77	0,15	0,43	0,76	0,16	0,22	0,62	0,20	0,02	0,17	0,06
SG/Riqueza de plantas com galhas	1,51	1,24	0,13	1,65	1,31	0,27	1,61	1,31	0,19	1,81	1,39	0,28	1	1	0

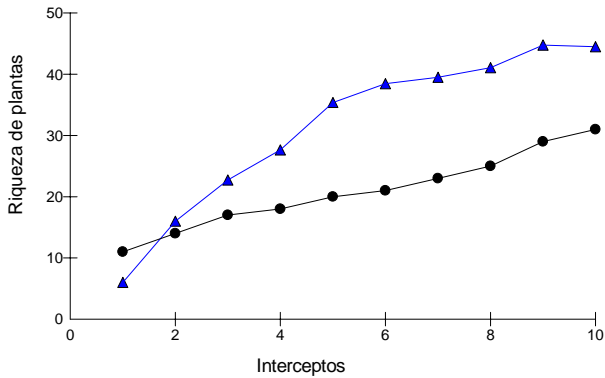
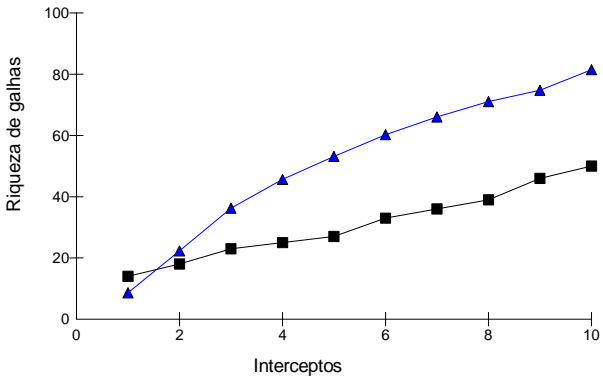
Sede



TP



Ita



BL

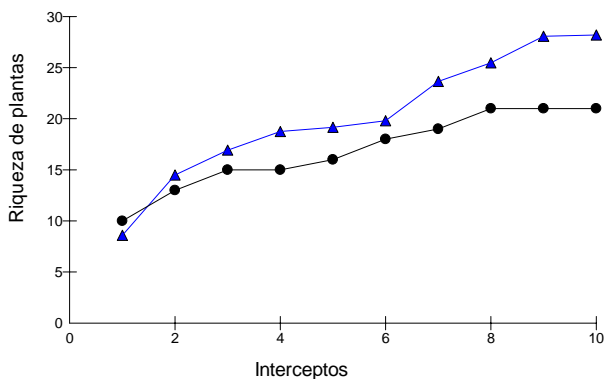
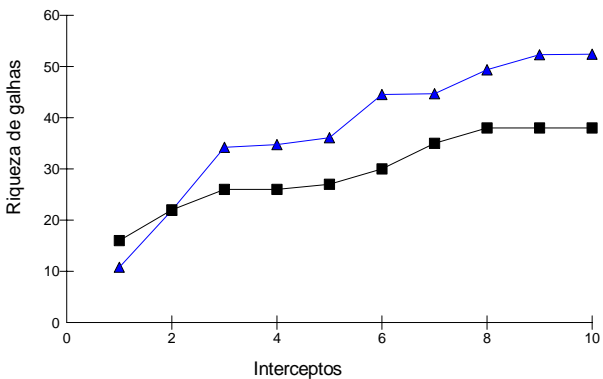


FIGURA 2: Curva de acúmulo de espécies no inverno de galhas (à esquerda) e de plantas com galhas (à direita) em quatro localidades do PARNA do Itatiaia. Triângulos representam o acúmulo de espécies esperado pelo modelo *Jackknife 1*.

O padrão encontrado para espécies de galhas repetiu-se para as espécies de plantas com galhas. Sede e TP apresentaram maior acúmulo de espécies, Ita e BL apresentaram valores intermediários e Reb apresentou somente uma espécie de planta com galha. O número de espécies de plantas com galhas também mostrou tendência a maior acúmulo no inverno do que no verão (FIGURAS 2 e 3).

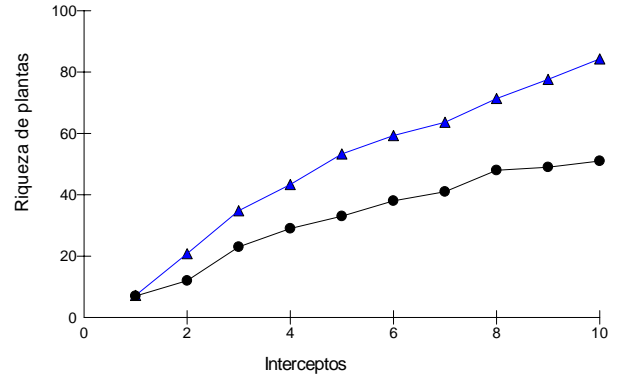
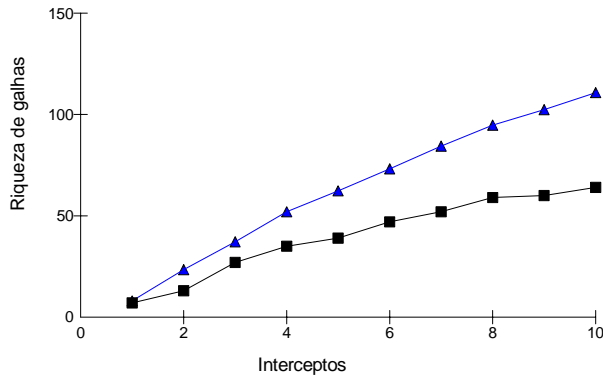
A análise de função discriminante realizada na comparação das localidades mostrou diferenças significativas no número de plantas, riqueza de plantas, riqueza de plantas com galhas e riqueza de galhas (TABELA II).

TABELA II: Coeficientes parciais obtidos na análise de função discriminante entre cinco localidades no Parque Nacional do Itatiaia (RJ, MG).

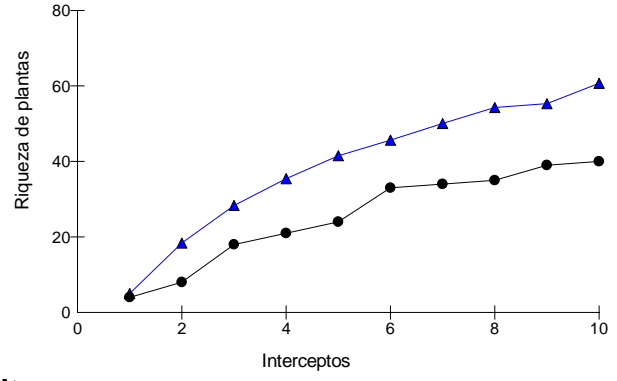
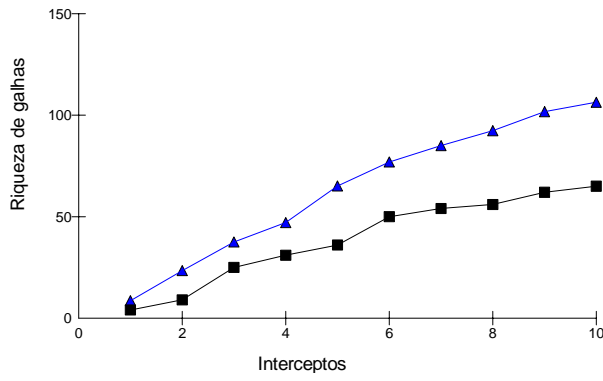
	Wilks'	Parcial	F-removido	p	Toler.	1-Toler.
Número de plantas (NP)	0,178	0,544	19,053	0,000	0,303	0,697
Riqueza de plantas (SP)	0,255	0,380	37,184	0,000	0,174	0,826
Número de plantas com galhas	0,102	0,949	1,225	0,306	0,506	0,494
Riqueza de plantas com galhas	0,116	0,836	4,477	0,002	0,085	0,915
Riqueza de galhas (SG)	0,112	0,868	3,459	0,011	0,082	0,918

A análise canônica dos interceptos realizados nas diversas localidades mostrou para o eixo significativo (eixo 1; $p=0,000$) um agrupamento dos interceptos das localidades Sede e TP em coordenadas opostas a Reb, Ita e BL. Em função do eixo 2, este não significativo ($p=0,055$), há pouca diferenciação entre as localidades (FIGURA 4).

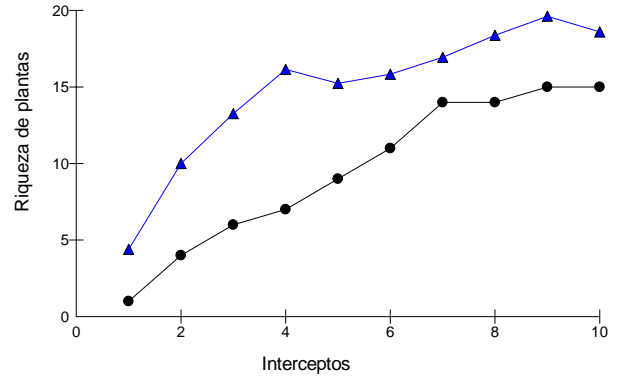
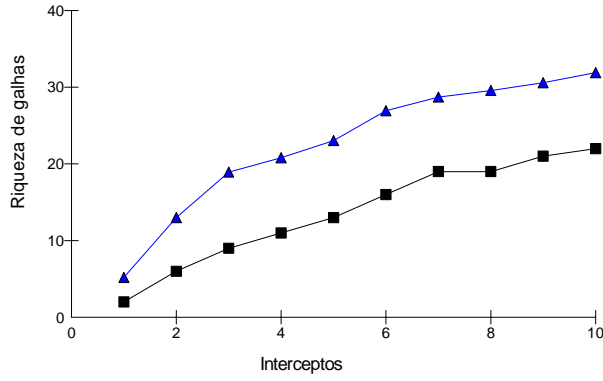
Sede



TP



Ita



BL

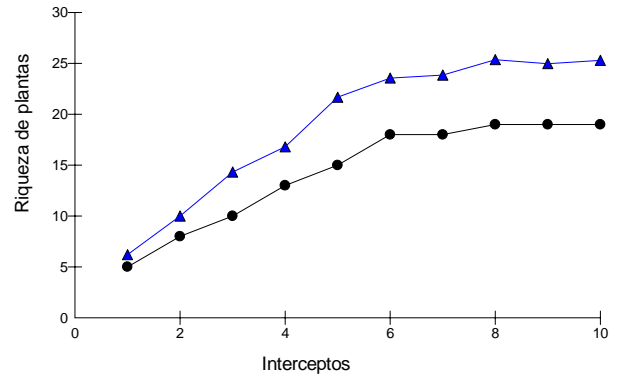
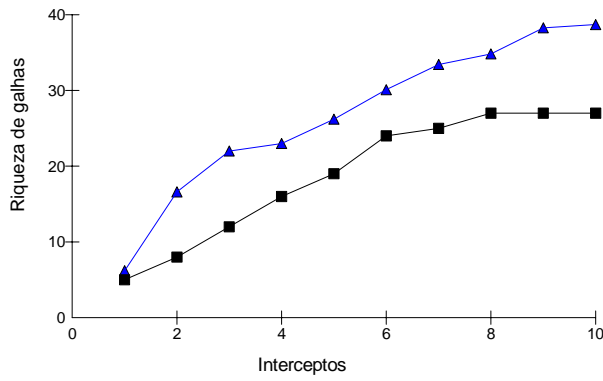


FIGURA 4: Análise de função discriminante a partir de parâmetros de comunidade analisados nas localidades de diferentes altitudes no PARNA Itatiaia (Wilks' Lambda: 0,097 approx. $F(20,302)=15,463$ $p<0,000$)

TABELA III: Proporções de importância das variáveis na análise de função discriminante entre as cinco localidades de estudo no PARNA do Itatiaia.

	Eixo 1 (p=0,000)	Eixo 2 (p=0,042)
Número de plantas (NP)	-0,868	1,359
Riqueza de plantas (SP)	1,983	-0,972
Número de plantas com galhas	-0,086	0,201
Riqueza de plantas com galhas	0,0493	1,639
Riqueza de galhas (SG)	-0,625	-1,281
Valor do eixo	3,748	0,906
Prop Cum.	0,782	0,971

A análise dos valores parciais de F mostrou que há diferenças significativas entre a maior parte das localidades. Somente Itamonte e Brejo da Lapa não foram diferentes significativamente entre si (TABELA IV).

TABELA IV: Análise de discriminantes entre cinco localidades de diferentes altitudes no PARNA do Itatiaia. Valores parciais de F e p.

Localidade	Sede		Três Picos		Itamonte		Brejo da Lapa		Rebouças	
	F	p	F	P	F	p	F	p	F	p
Sede	-									
Três Picos	6,025	0,000	-							
Itamonte	30,965	0,000	13,655	0,000	-					
Brejo da Lapa	39,575	0,000	20,101	0,000	1,828	0,115	-			
Rebouças	51,338	0,000	28,116	0,000	10,289	0,000	16,145	0,000	-	

Houve forte correlação positiva entre a riqueza de galhas e de plantas galhadas e as altitudes em que se localizam os pontos de coleta (FIGURA 5 e 6). As localidades do baixo Itatiaia possuem riqueza de galhas e de plantas com galhas bastante superior às demais, as altitudes intermediárias demonstraram riquezas intermediárias e Rebouças, com sua única espécie de galha registrada nos interceptos, favoreceram a ocorrência deste padrão.

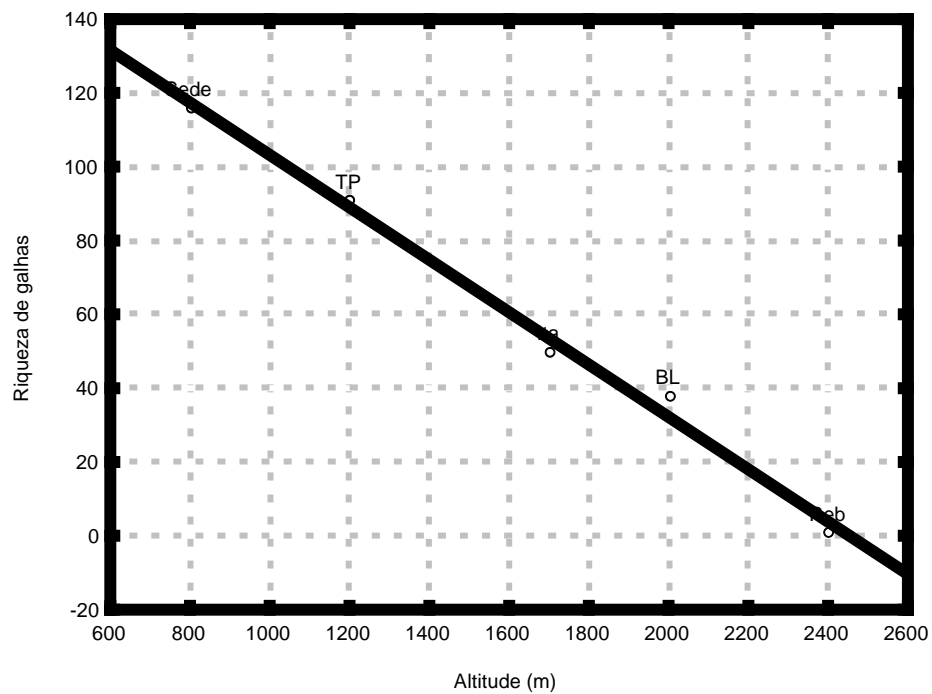


FIGURA 5: Correlação entre a riqueza de galhas e a altitude em cinco diferentes localidades no Parque Nacional do Itatiaia ($R=-0,9963$ $p=0,000$).

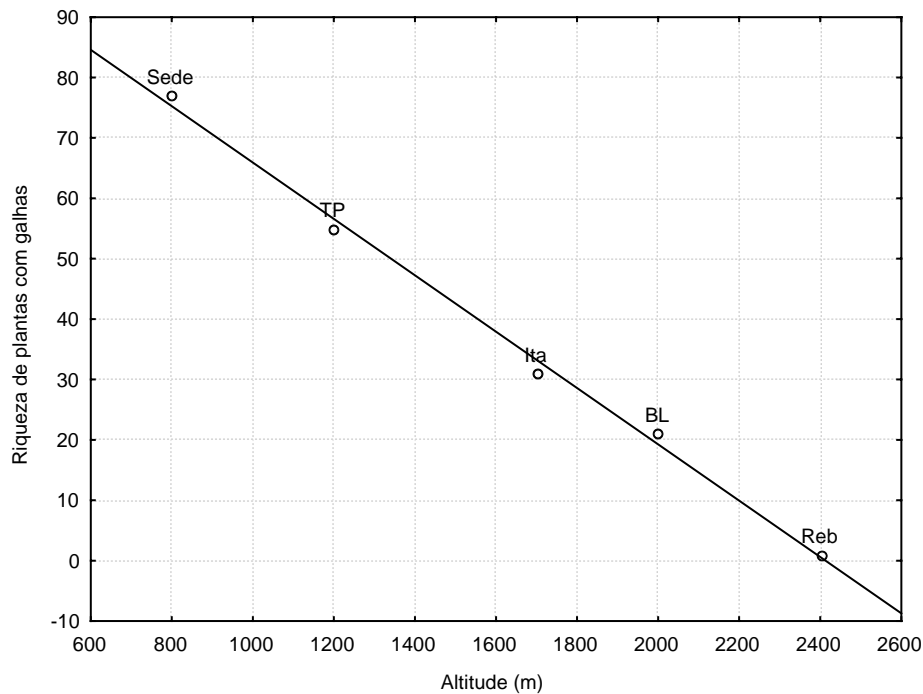


FIGURA 6: Correlação entre a riqueza de espécies de plantas com galhas e a altitude em cinco diferentes localidades no Parque Nacional do Itatiaia ($R=-0,9963$ $p=0,000$).

A análise de variância não paramétrica (Kruskal-Wallis) das variáveis da comunidade de plantas/galhadores isoladas entre si mostrou diferenças significativas em: número de plantas, riqueza de plantas, número de plantas com galhas, riqueza de plantas com galhas, riqueza de galhas, riqueza de plantas/número de plantas, riqueza de galhas/riqueza de plantas, riqueza de plantas com galhas/número de plantas com galhas e riqueza de plantas com galhas/número de plantas com galhas. A única variável que não foi significativa na diferenciação das localidades foi o número de plantas com galhas/número total de plantas (FIGURA 7).

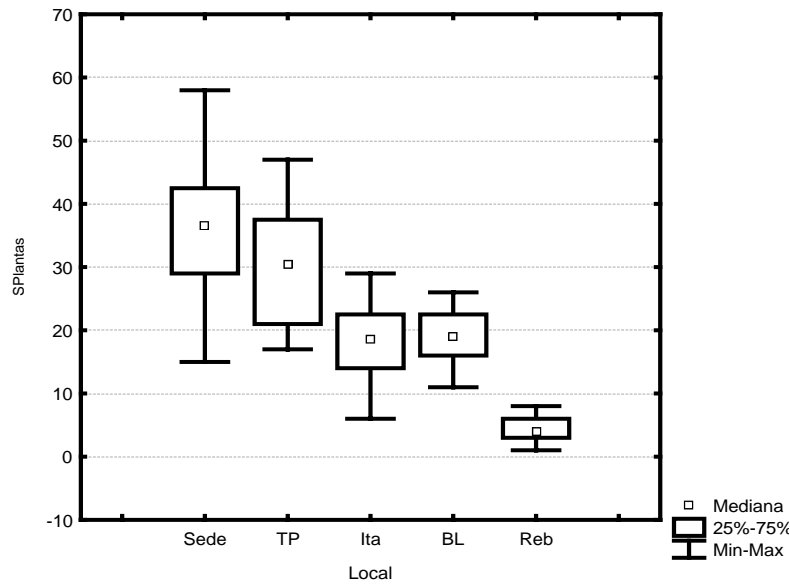
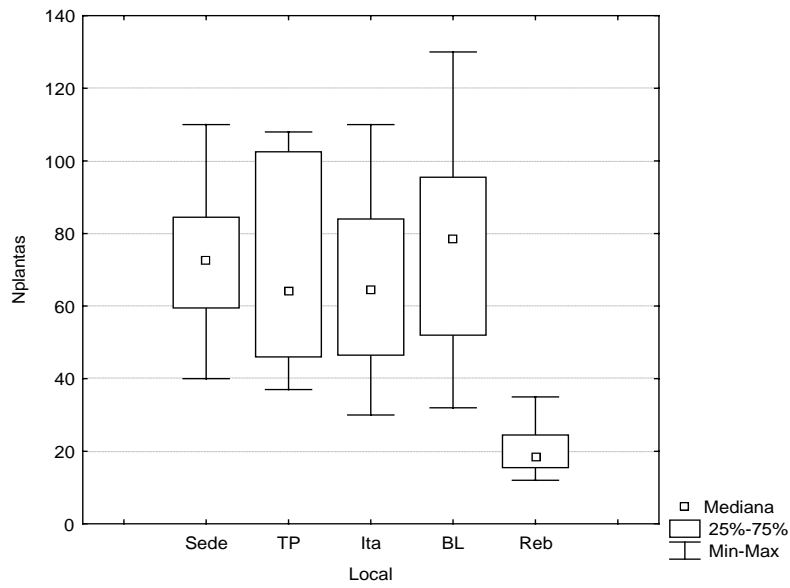


FIGURA 7-A: Variação nos parâmetros coletados e relativos nos interceptos em diferentes altitudes no PARNA do Itatiaia, diferenças significativas em destaque: **número de plantas (H=47,938, p =0,000)** e **riqueza de plantas (H=71,600, p =0,000)**.

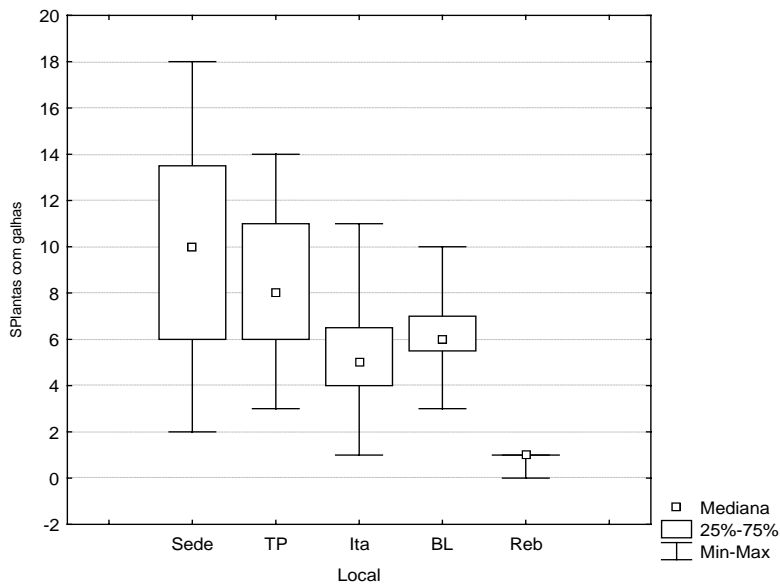
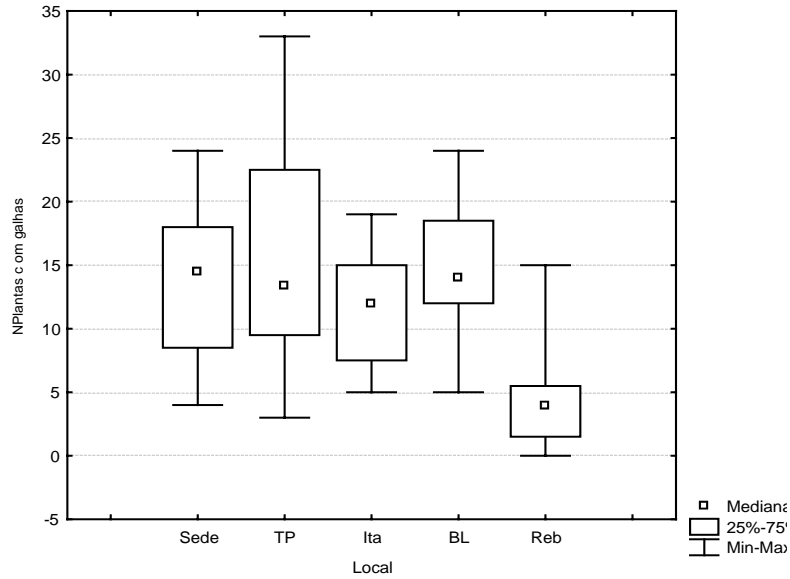


FIGURA 7-B: Variação nos parâmetros coletados e relativos nos interceptos em diferentes altitudes no PARNA do Itatiaia, diferenças significativas em destaque: **número de plantas com galhas (H=37,159, p =0,000)** e **riqueza de plantas com galhas (H=59,085, p =0,000)**.

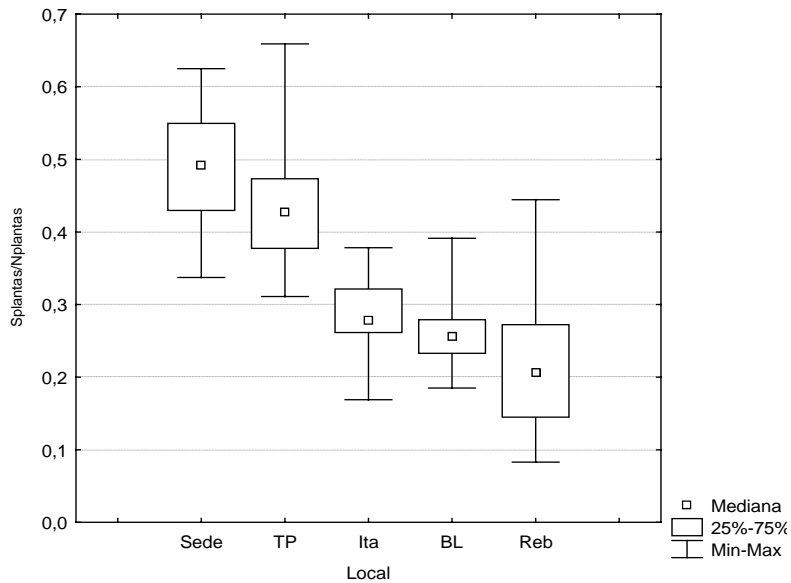
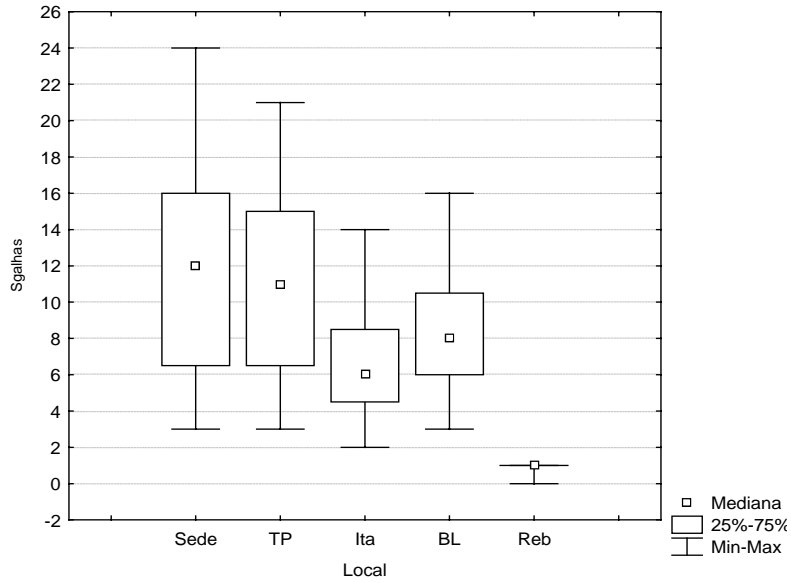


FIGURA 7-C: Variação nos parâmetros coletados e relativos nos interceptos em diferentes altitudes no PARNA do Itatiaia, diferenças significativas em destaque: **riqueza de galhas** ($H=55,397$, $p=0,000$) e **riqueza/número de indivíduos de plantas** ($H=67,258$, $p=0,000$).

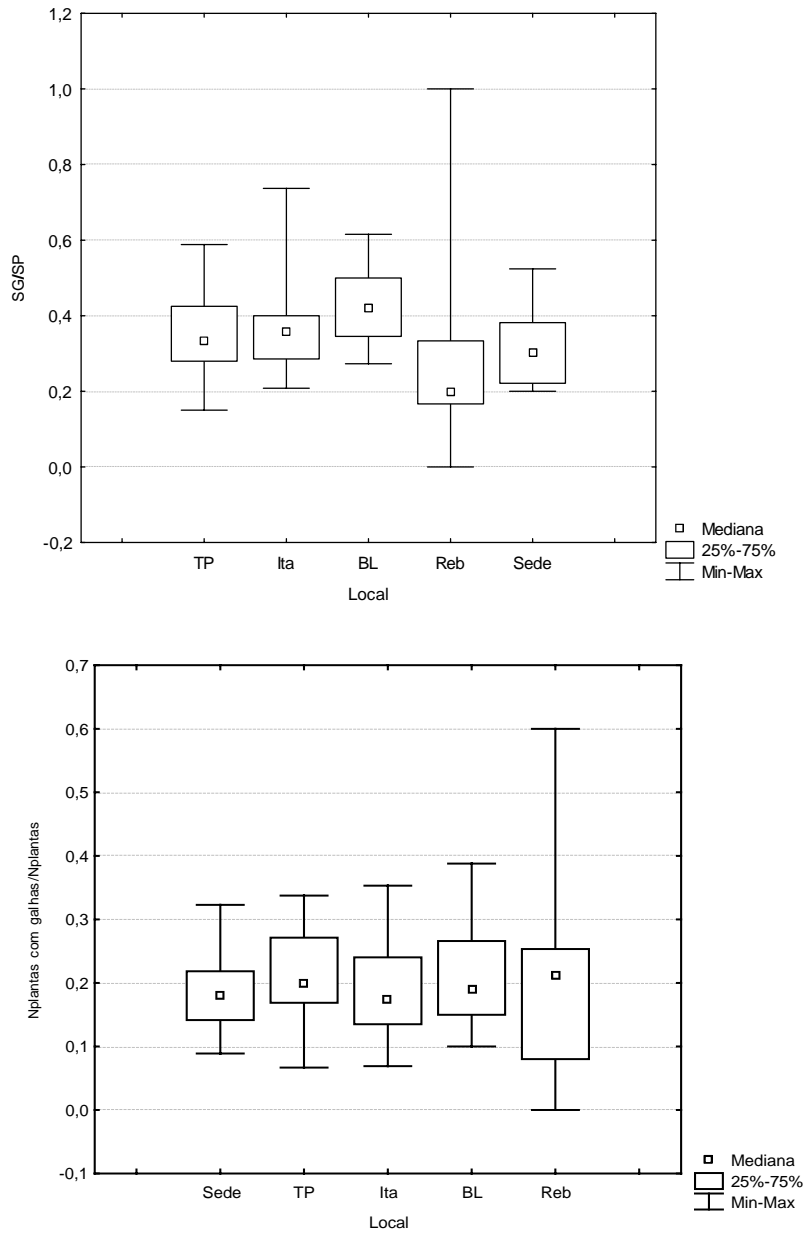


FIGURA 7-D: Variação nos parâmetros coletados e relativos nos interceptos em diferentes altitudes no PARNA do Itatiaia, diferenças significativas em destaque: **riqueza de galhas/ riqueza de plantas (H=23,377, p =0,000)** e número de plantas com galhas/total de plantas (H=1,945, p =0,746).

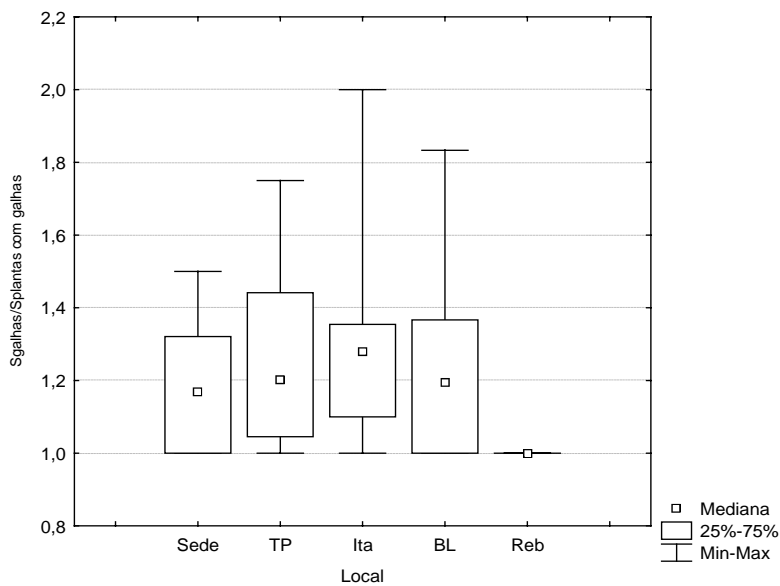
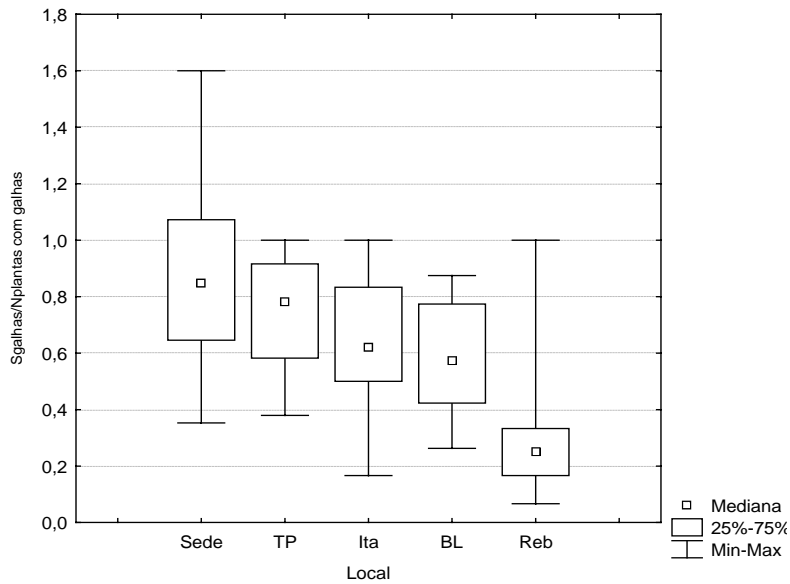


FIGURA 7-E: Variação nos parâmetros coletados e relativos nos interceptos em diferentes altitudes no PARNA do Itatiaia, diferenças significativas em destaque: **riqueza de galhas/número de plantas com galhas ($H=29,948$, $p=0,000$)** e **riqueza de galhas/riqueza de plantas com galhas ($H=25,678$, $p=0,000$)**.

A partir dos parâmetros riqueza de plantas, riqueza de galhas e riqueza de plantas com galhas, todos com diferenças significativas entre as localidades, foram realizadas análises de agrupamento (ligação simples, distância Euclidiana) visando verificar qual a semelhança destas localidades em função dos mesmos. Outras variáveis, embora significativas, não foram utilizadas por serem dependentes de outros fatores analisados.

Em relação à riqueza de plantas (FIGURA 8) nota-se a formação de dois grupos com elevada distância de separação. Um dos grupos contém as coletas realizadas na Sede e TP e outro grupo contém as coletas de outono e inverno realizadas nas localidades da parte alta do parque (Ita, BL e Reb). Nota-se em alguns casos que o período de coleta sobressai sobre a localidade coletada.

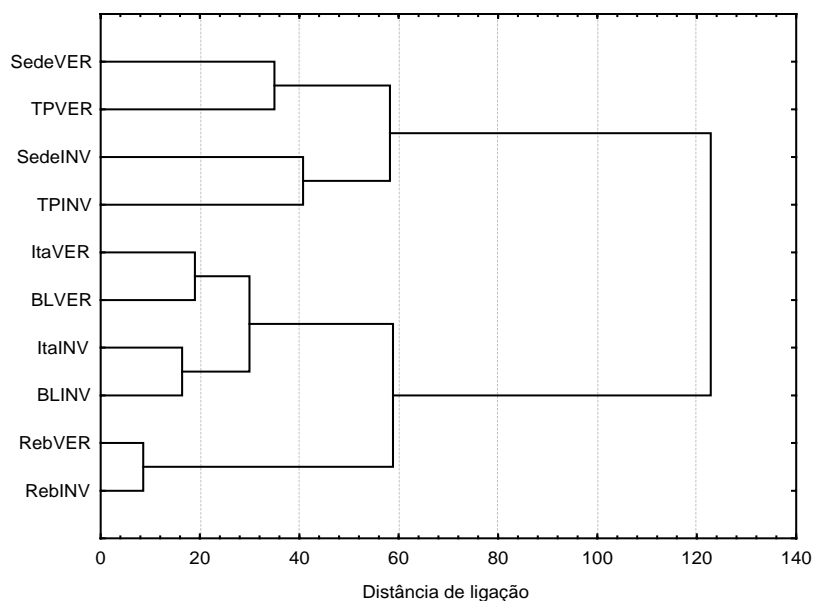


FIGURA 8: Ligação simples e distância Euclidiana para a riqueza de espécies plantas amostrada em cinco localidades de diferentes altitudes no PARNA Itatiaia. VER (verão) e INV (inverno) indicam as estações do ano em que as amostras foram realizadas.

As análises de agrupamento realizadas para a riqueza de plantas com galhas e a riqueza de galhas mostraram padrão semelhante. As amostras de Sede (inverno) e TP (inverno) aparecem como grupo externo das demais. Aparentemente não há muitas diferenças entre as amostras de Sede, TP e BL (verão) entre si, nem destas com Ita e BL (inverno). As amostras mais semelhantes entre si foram as de Reb inverno e verão (FIGURA 9).

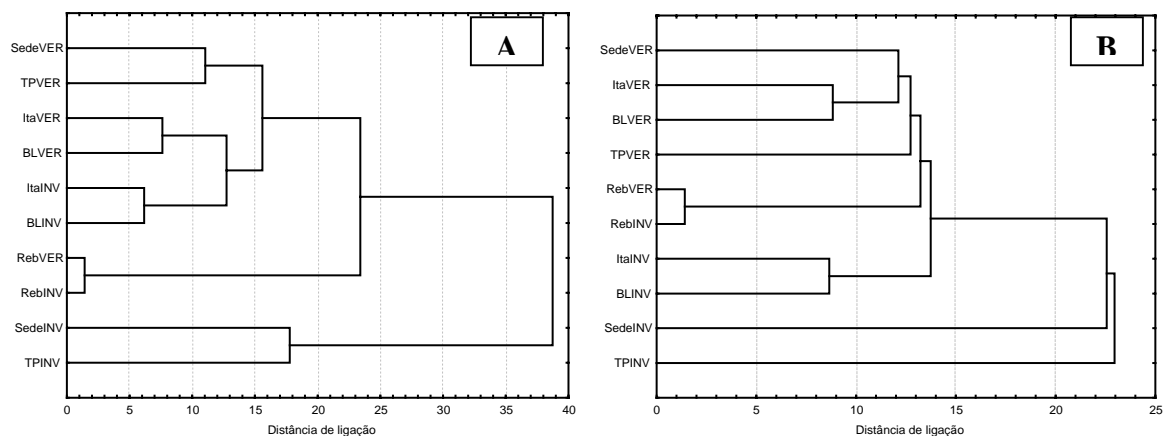


FIGURA 9: Ligação simples e distância Euclidiana para a riqueza de plantas com galhas (A) e a riqueza de galhas (B) coletadas em cinco localidades de diferentes altitudes no PARNA Itatiaia. VER (verão) e INV (inverno) indicam as estações do ano em que as coletas foram realizadas.

A análise de função discriminante das localidades mostrou diferenças significativas entre o verão e o inverno (TABELA VI). As variáveis número de plantas e riqueza de galhas variaram significativamente entre as estações de coleta. O mesmo padrão foi encontrado na análise de variância entre as duas estações (períodos) de coleta, sendo que além do número de plantas e da riqueza de galhas, o número de plantas com galhas, a riqueza de plantas com galhas e a riqueza de galhas/riqueza de plantas com galhas também foram maiores no inverno (FIGURA 10).

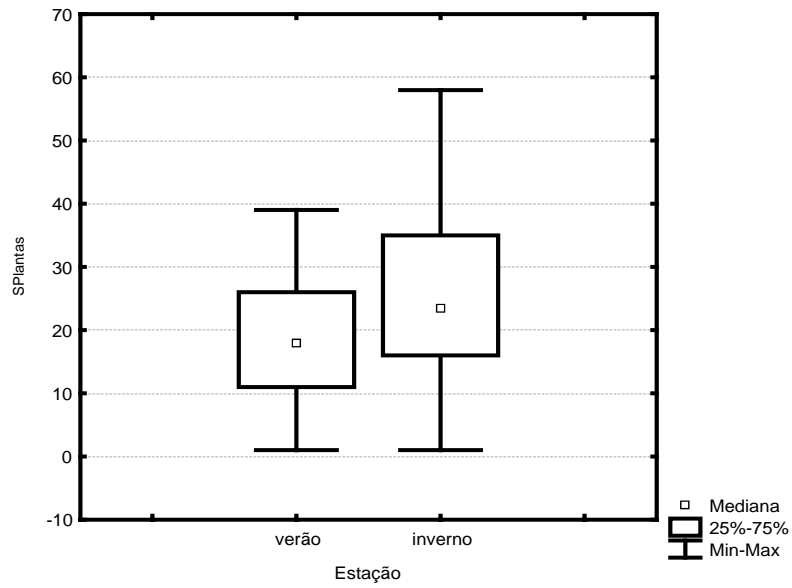
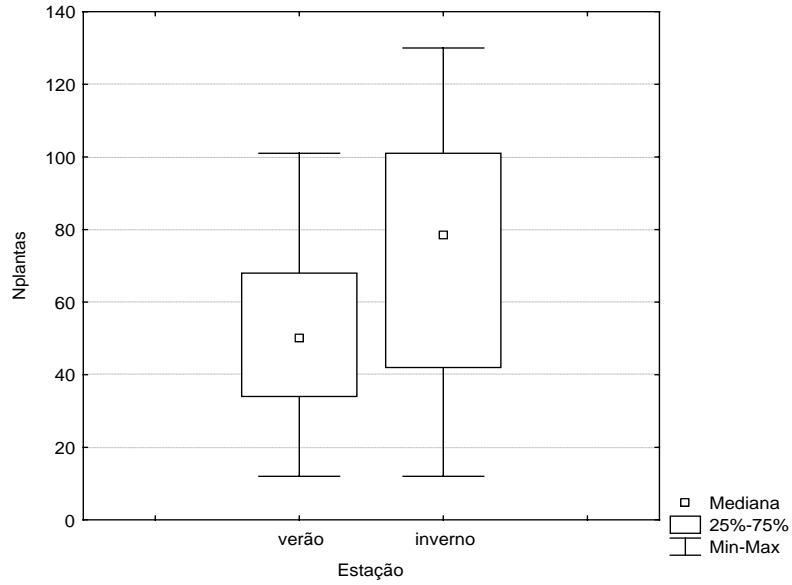


FIGURA 10-A: Variação nos parâmetros coletados e relativos nos interceptos em diferentes estações no PARNA do Itatiaia, diferenças significativas em destaque: **número de plantas** ($H=11,436$, $p =0,001$) e **riqueza de plantas** ($H=6,116$, $p =0,013$).

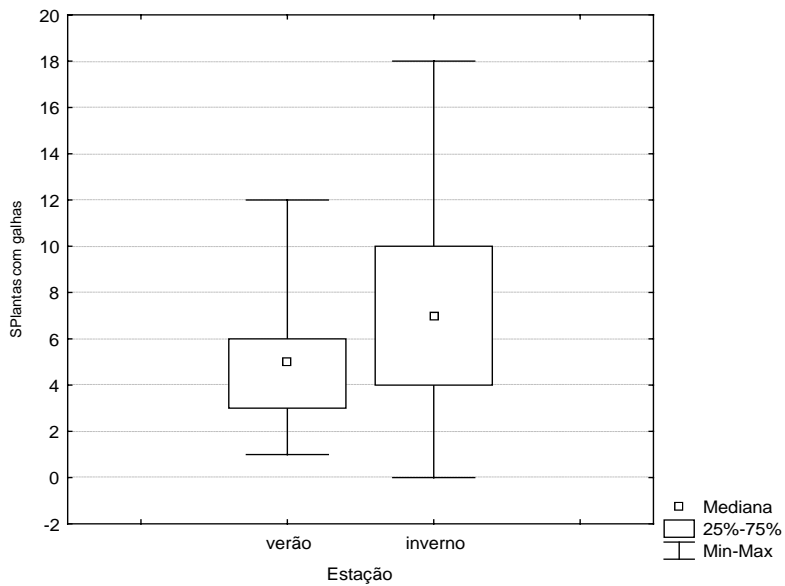
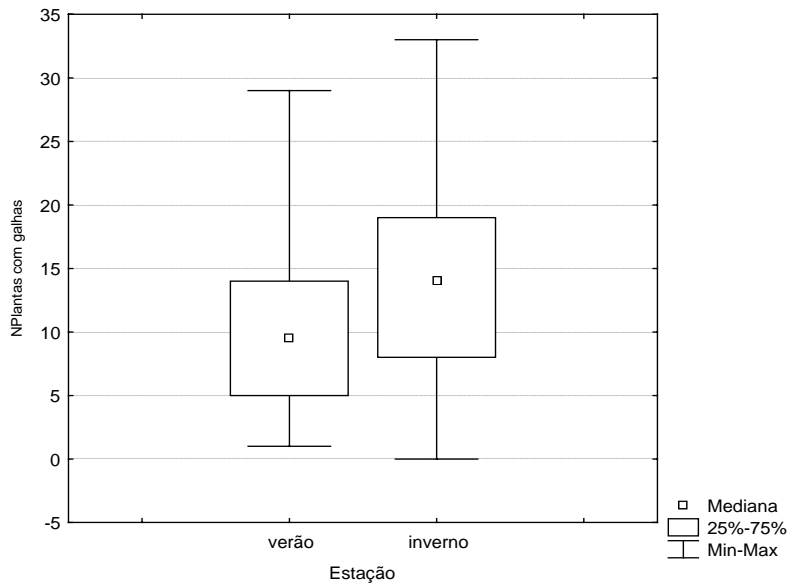


FIGURA 10-B: Variação nos parâmetros coletados e relativos nos interceptos em diferentes estações no PARNA do Itatiaia, diferenças significativas em destaque: **número de plantas com galhas** ($H=5,124$, $p=0,024$) e **riqueza de plantas com galhas** ($H=6,524$, $p=0,011$).

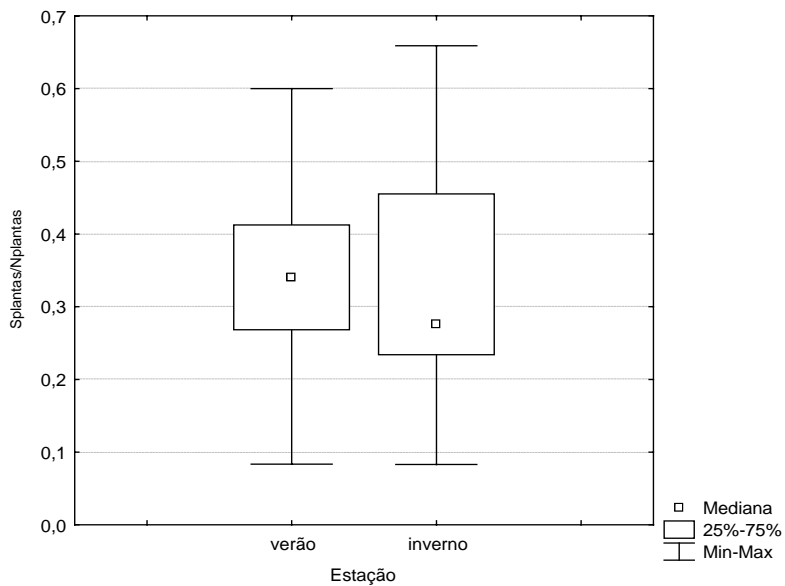
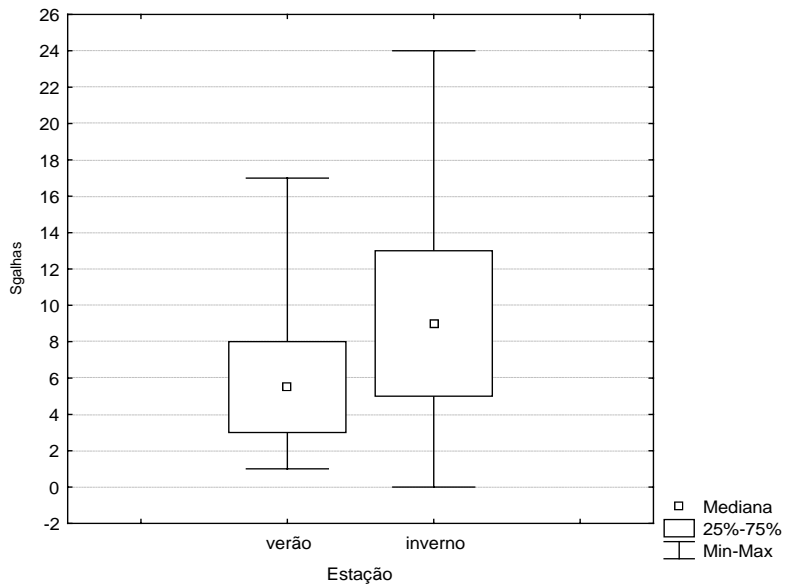


FIGURA 10-C: Variação nos parâmetros coletados e relativos nos interceptos em diferentes estações no PARNA do Itatiaia, diferenças significativas em destaque: **riqueza de galhas** ($H=8,992$, $p =0,003$) e riqueza de plantas/número de indivíduos de plantas ($H=0,667$, $p =0,414$).

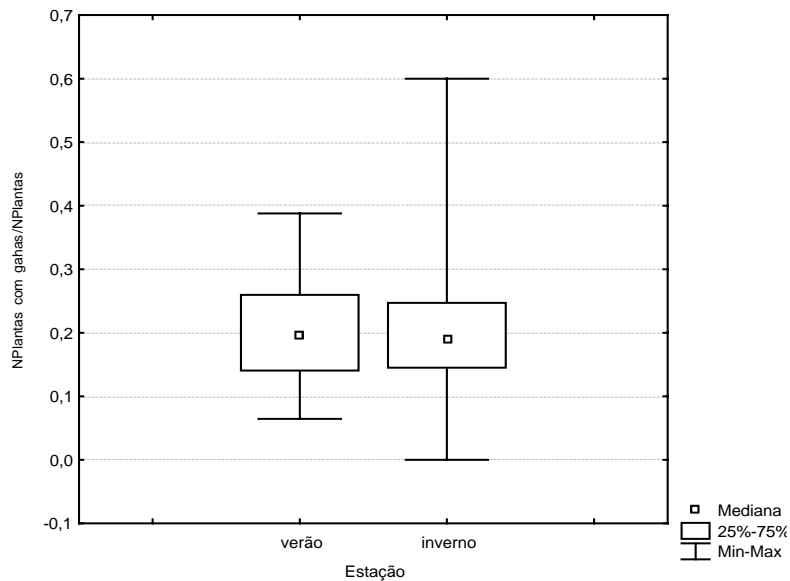
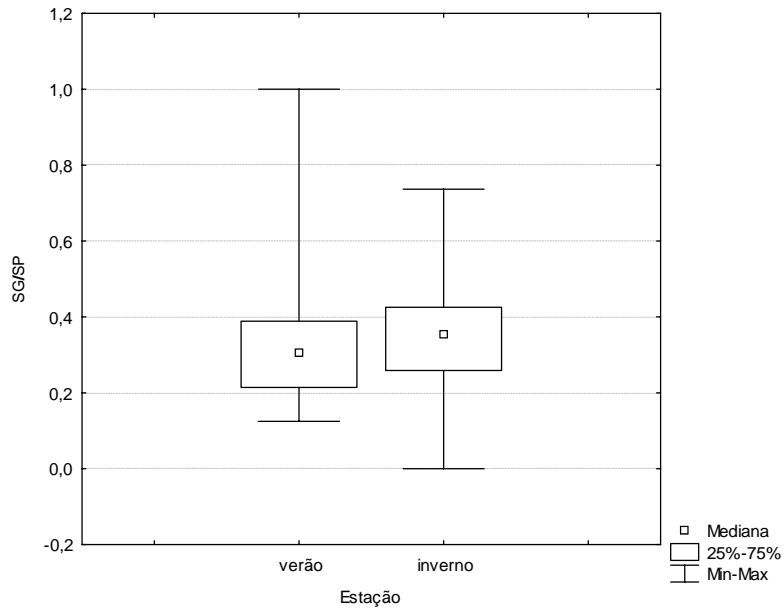


FIGURA 10-D: Variação nos parâmetros coletados e relativos nos interceptos em diferentes estações no PARNA do Itatiaia, diferenças significativas em destaque: riqueza de galhas / riqueza de plantas ($H=3,323$, $p = 0,127$) e número de plantas com galhas/total de plantas ($H=0,009$, $p = 0,926$).

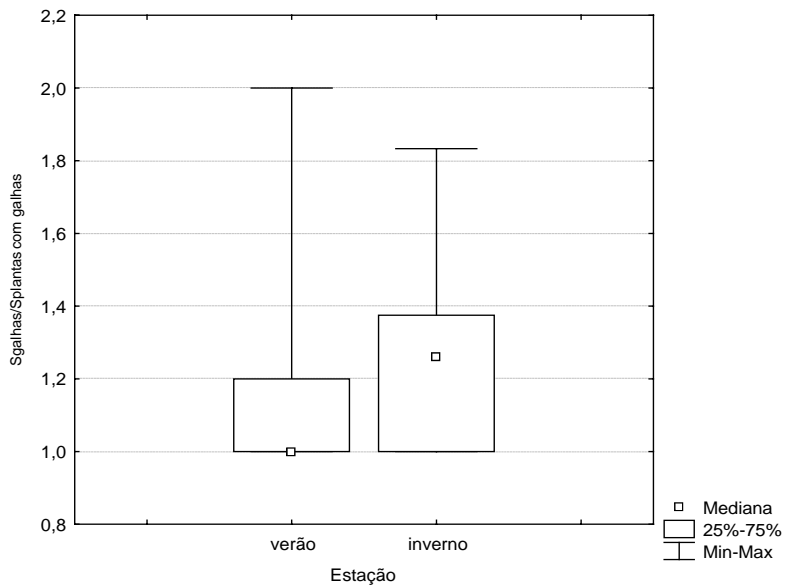
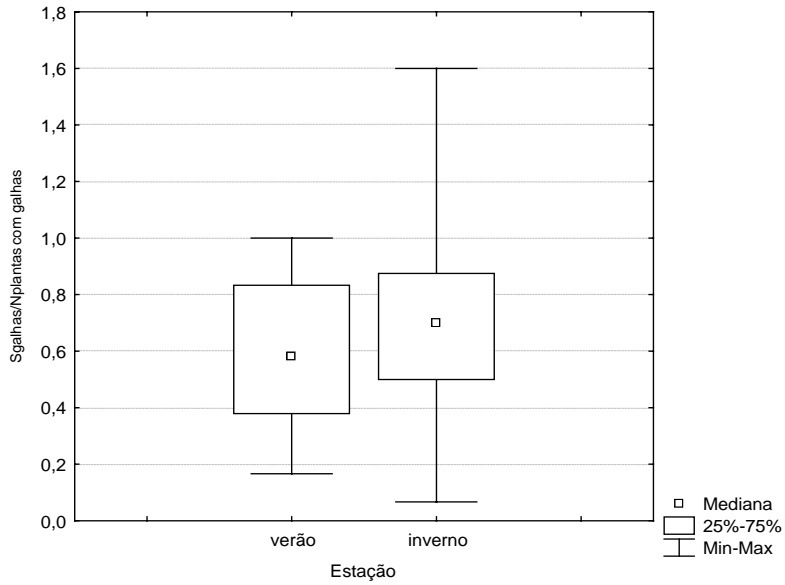


FIGURA 10-E: Variação nos parâmetros coletados e relativos nos interceptos em diferentes estações no PARNA do Itatiaia, diferenças significativas em destaque: riqueza de galhas/número de plantas com galhas ($H=1,453$, $p =0,228$) e **riqueza de galhas/riqueza de plantas com galhas ($H=8,405$, $p =0,004$).**

D. Resultados e discussões finais

D.1. Padrões na riqueza de espécies galhadoras

Nos três capítulos apresentados, diferentes parâmetros de ocorrência de galhas variaram significativamente em função de um gradiente de condições climáticas/microclimáticas. As principais variáveis analisadas nas três diferentes ecorregiões estudadas são apresentadas na TABELA I.

No Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (Macaé, RJ), a formação aberta de *Clusia* teve maior riqueza de espécies galhadoras e riqueza de espécies galhadoras/riqueza de plantas com galhas do que a formação de Ericaceae. Todos os parâmetros analisados, com exceção do número de plantas com galhas, foram diferentes entre a Mata de Restinga e as formações abertas de *Clusia* e Ericaceae. Estes habitats, embora contíguos espacialmente, apresentam notável gradiente hídrico. A riqueza de espécies galhadoras refletiu esse gradiente: maior riqueza na restinga aberta de *Clusia* (ambiente mais xérico) e menor na Mata de Restinga (ambiente mais méxico). Não houve diferenças significativas na riqueza de galhas entre os três cordões de restinga, o que pode ser explicado pela semelhança fitossociológica entre tais áreas (ARAÚJO *et al.*, 1998).

Na Floresta Nacional do Tapajós, danos foliares externos foram significativamente maiores no sub-bosque em comparação ao estrato intermediário, enquanto que a frequência de insetos endófagos foi significativamente maior no dossel do que no sub-bosque.

No experimento de exclusão de chuva realizado na Floresta Nacional do Tapajós, uma redução da pluviosidade de cerca de 30% ao longo de quatro anos foi suficiente para alteração na utilização das plantas pelos insetos herbívoros. A taxa de herbivoria por folívoros externos foi menor na parcela com exclusão de chuva (tratamento) do que na

parcela controle. Insetos galhadores apresentaram tendência inversa aos folívoros externos, sendo esta porém não significativa. Estes resultados tanto de estratificação vertical quanto da exclusão artificial da chuva mostram que galhadores e folívoros externos respondem de forma antagônica às variações climáticas e microclimáticas. Caso mudanças climáticas globais como o efeito estufa e o El Niño continuem a se intensificar, poderá ocorrer uma reestruturação nas comunidades de insetos fitófagos na Amazônia. Segundo nossos dados, com a menor pluviosidade e o aumento das secas, espera-se uma substituição da pressão de herbivoria por fitófagos externos por insetos endófagos como os galhadores.

No Parque Nacional do Itatiaia os parâmetros indicadores de galhas tenderam a uma relação inversa com a altitude. A variação foi desde 116 morfotipos de galhas, na localidade mais baixa (Sede: 800m), a até somente um único morfotipo de galha obtido no ponto amostral mais alto (Rebouças: 2400m).

Segundo NOVOTNY *et al.* (2005), a substituição de espécies ao longo de um gradiente altitudinal tem paralelos interessantes com a substituição de espécies no gradiente sub-bosque/dossel. Estratificação vertical pode ser caracterizada por mudanças rápidas em fatores ambientais, incluindo predação e qualidade da planta hospedeira (BASSET *et al.*, 2003).

FERNANDES & PRICE (1991) observaram relação negativa entre a altitude em escala regional e a riqueza de espécies galhadoras. Os mesmos autores sugerem que esta relação é dependente do tipo de habitat, apresentando a altitude uma correlação espúria com a riqueza de galhas, sendo a severidade do meio o fator chave na determinação da riqueza de espécies de galhadores.

Nossos dados mostram uma variação altitudinal unimodal e vertical (estratificação) na riqueza de espécies galhadoras, sendo porém o efeito do aumento altitudinal negativo sobre a riqueza de espécies galhadoras enquanto o dossel apresentou maior frequência

de galhadores do que o subbosque. Uma vez que o dossel, bem como os campos de altitude, são ambientes com características climáticas/microclimáticas severas, nossos dados corroboram os de FERNANDES & PRICE (1991), mas outros estudos devem ser realizados para verificar se outras variáveis altitude dependentes como temperatura, aridez ou fertilidade do solo (ex. BLANCHE & LUDWIG, 2001) podem atuar promovendo tal variação na guilda galhadora.

Uma assembléia de herbívoros associada a uma espécie hospedeira em particular pode ser uma unidade sensível de mapeamento da biodiversidade, representando uma entidade ecológica e evolutiva de estudo (NOVOTNY *et al.*, 2005). Uma estratégia eficiente para a construção de um mapa de diversidade deve combinar informações das assembléias de numerosas espécies de plantas coexistindo em localidades limitadas e seus insetos fitófagos, com informações de grupos limitados de espécies vegetais em localidades de ampla diversificação de habitat, altitude e regiões geográficas e seus respectivos inimigos naturais.

Agregar conhecimento sobre as interações inseto-planta *lato-sensu*, especialmente em guildas específicas como são os galhadores é obviamente importante para a política de conservação, o monitoramento das mudanças globais, assim como para o entendimento da origem e manutenção da diversidade de espécies tropicais.

TABELA I: Parâmetros descritores das comunidades de galhas/plantas em três diferentes ecoregiões brasileiras: PARNA da Restinga de Jurubatiba, FLONA Tapajós e PARNA do Itatiaia. (NA=não avaliado, dp= desvio padrão)

Formações Vegetais PARÂMETROS	Restinga de Ericaceae			Restinga de <i>Clusia</i>			Mata de Restinga			Floresta Amazônica		
	Total	Média	dp	Total	Média	dp	Total	Média	dp	Total	Média	dp
Número de plantas (NP)	537	22,38	5,99	606	25,25	6,74	653	46,25	14,05	294	NA	NA
Riqueza de plantas (SP)	NA	11,83	3,13	NA	13,29	3,18	NA	20,42	5,09	49	NA	NA
Número de plantas com galhas	305	12,71	4,50	345	14,38	4,17	146	10,92	5,99	98	NA	NA
Riqueza de plantas com galhas	26	6,79	1,96	28	7,71	2,18	32	5,83	2,62	27	NA	NA
Riqueza de galhas (SG)	54	10,46	2,95	68	12,71	4,18	55	8,88	5,69	54	NA	NA
SP/NP	NA	0,54	0,13	NA	0,54	0,12	NA	0,47	0,08	0,17	NA	NA
SG/SP	NA	0,91	0,25	NA	0,95	0,22	NA	0,42	0,17	1,10	NA	NA
Número de plantas com galhas/ NP	0,57	0,57	0,14	0,57	0,56	0,11	0,22	0,20	0,09	0,33	NA	NA
SG/Número de plantas com galhas	0,18	0,49	0,18	0,20	0,51	0,14	0,08	0,19	0,08	0,55	NA	NA
SG/Riqueza de plantas com galhas	2,08	1,76	0,12	2,43	1,94	0,22	1,72	1,65	0,66	2,0	NA	NA

Formações Vegetais PARÂMETROS	Itatiaia - Sede			Itatiaia - Três picos			Itatiaia - Itamonte			Itatiaia - Brejo da Lapa			Itatiaia - Rebouças		
	total	média	dp	total	média	dp	total	média	dp	total	média	dp	total	média	dp
Número de plantas (NP)	795	79,5	19,82	801	80,1	32,42	837	83,7	17,83	945	94,5	19,81	217	21,7	6,60
Riqueza de plantas (SP)	NA	41,5	10,38	NA	34,4	9,70	NA	21,9	4,68	NA	22,3	3,71	NA	4,1	1,66
Número de plantas com galhas	153	15,3	5,36	173	17,3	8,59	115	11,5	4,60	174	17,4	5,08	56	5,6	4,35
Riqueza de plantas com galhas	77	12,3	4,40	55	9,3	3,40	31	6,5	2,22	21	7,3	1,49	1	0,8	0,42
Riqueza de galhas (SG)	116	15,2	5,92	91	12,6	5,82	50	8,6	3,24	38	10,1	2,60	1	0,8	0,42
SP/NP	NA	0,53	0,08	NA	0,46	0,11	NA	0,26	0,05	NA	0,24	0,03	NA	0,19	0,09
SG/SP	NA	0,31	0,10	NA	0,35	0,12	NA	0,37	0,12	NA	0,42	0,10	NA	0,25	0,21
Número de plantas com galhas/ NP	0,19	0,19	0,06	0,22	0,21	0,07	0,14	0,14	0,06	0,18	0,19	0,06	0,26	0,24	0,17
SG/Número de plantas com galhas	0,76	1,05	0,38	0,53	0,77	0,15	0,43	0,76	0,16	0,22	0,62	0,20	0,018	0,17	0,06
SG/Riqueza de plantas com galhas	1,51	1,24	0,13	1,65	1,31	0,27	1,61	1,31	0,19	1,81	1,39	0,28	1	1	0

D.2. Estresse hídrico/nutricional e sua influência na riqueza de espécies galhadoras

Nos dois primeiros capítulos foi discutida a relação aparente entre a taxa de ocorrência de galhas com o estresse hídrico/nutricional e as características relacionadas a este, como a produção diferenciada de compostos secundários. Segundo a hipótese do estresse hídrico, em ambientes xéricos, insetos galhadores são menos sujeitos à mortalidade por fungos patogênicos e outros inimigos naturais do que em ambientes méxicos, enquanto insetos exófagos sofreriam os efeitos da desidratação em ambientes xéricos e proliferariam mais abundantemente em ambientes méxicos (FERNANDES & PRICE, 1988, 1992; GODFRAY, 1994).

Encontramos significativamente mais espécies galhadoras em restinga aberta de *Clusia* do que em Restinga de Ericaceae e mais espécies galhadoras em formações abertas de restinga do que em Mata (Capítulo I).

A formação de Ericaceae ocorre em depressões que encharcam freqüentemente o solo, enquanto que na formação de *Clusia* não ocorre tal alagamento uma vez que o solo apresenta elevada drenagem. A formação de mata por sua vez, é periodicamente inundada pelos braços da lagoa e pelo afloramento do lençol freático, apresentando também contínuo aporte de matéria orgânica. Essas diferenças microclimáticas e sua influência nos aspectos ecofisiológicos das plantas podem explicar, pelo menos em parte, a maior riqueza de espécies de galhas observada na formação de *Clusia*.

Conclui-se que embora próximas espacialmente essas formações de restinga determinam diferentes barreiras a colonização evolutiva/ecológica a espécies galhadoras, onde diferenças microclimáticas como a exposição a efeitos dessecantes (calor, luz e ventos), e a sua influência nos aspectos ecofisiológicos da planta hospedeira, como a produção diferenciada de compostos secundários, parecem ser os responsáveis pelas diferenças na riqueza de galhadores observadas entre as formações.

A riqueza de espécies galhadoras no dossel foi maior do que no sub-bosque e um padrão oposto foi observado na herbivoria por fitófagos externos (Capítulo II).

O fato de endófagos ao se desenvolverem no interior da planta hospedeira tamponarem as condições abióticas externas, tem sido usado como explicação para a evolução desse hábito em insetos submetidos a condições ambientais de grande estresse hídrico. Folívoros externos, com sua menor especificidade e maior susceptibilidade às variações do meio, buscariam condições mais homogêneas (menor insolação, temperaturas mais amenas e menor estresse hídrico) para estabelecimento e forrageamento, sendo portanto para estes grupos, diferentemente dos galhadores, os fatores abióticos os mais limitantes.

A estratificação vertical da floresta amazônica gera diferenças entre o dossel e o sub-bosque, no que diz respeito a química da planta, taxas de predação e microclima, que por sua vez influenciam as populações de herbívoros.

Comparativamente, o dossel seria um ambiente mais xérico, que favoreceria proporcionalmente mais as espécies galhadoras que ficariam mais protegidas da dessecação além de reduzirem as chances de sucesso de seus inimigos naturais. Já o sub-bosque, com condições mais amenas, seria o mais adequado para espécies de insetos herbívoros externos, mais suscetíveis a variações ambientais e dependentes de ambientes mais úmidos e com folhas menos espessas.

A ocorrência de maior proporção de folhas galhadas no dossel quando comparado ao sub-bosque e a maior proporção de plantas com galhas no dossel, reforçam a hipótese do estresse hídrico como já discutido, mas sugere que estudos em ambientes tropicais que não incluam coletas neste estrato podem estar subestimando a riqueza de espécies nesse bioma. Estudos que avaliem a riqueza de espécies galhadoras em ambientes complexos, como a floresta amazônica, têm que amostrar todos seus estratos, para que assim seja realmente constatada se sua riqueza de espécies galhadoras é menor do que

dos ambientes de vegetação esclerófila, já que esses habitats possuem amostragem muito mais facilitada do que a de uma floresta tropical pluvial.

D.3. Relação da riqueza de espécies galhadoras e a riqueza de plantas

A importância da riqueza de espécies de plantas na irradiação adaptativa de muitos grupos de herbívoros especialistas, incluindo espécies indutoras de galhas, em comunidades tropicais é clara (MARQUIS & BRAKER, 1994).

A especialização alimentar é um padrão geral da guilda galhadora em florestas tropicais. Galhadores colonizam tecidos meristemáticos específicos de uma planta hospedeira gerando diferenciação celular e modificação no seu crescimento. Tornando-se insetos sésseis, passam a depender exclusivamente de seu hospedeiro e da sua habilidade de seqüestrar substâncias químicas durante seu desenvolvimento (HARTLEY & LAWTON, 1992; HARTLEY, 1998). Estas combinações de adaptações ontogenéticas e fisiológicas resultam em interações especializadas comuns entre os galhadores, porém não usuais na maioria das espécies de folívoros.

Diversos trabalhos sugerem que a diversidade florística de habitats pode ser a responsável pelas diferenças locais entre a riqueza de espécies galhadoras, uma vez que desta forma haveria maior potencial de plantas hospedeiras para a colonização por galhadores (FERNANDES & PRICE, 1988; WRIGHT & SAMWAYS, 1998; GONCALVES-ALVIM & FERNANDES, 2001). A tendência da riqueza de espécies de galhadores seguir a riqueza de plantas ao longo de um gradiente climático indica que a riqueza de plantas ou sua irradiação podem ser mais importantes do que condições ecológicas na diferenciação da riqueza de galhadores entre locais (WRIGHT & SAMWAYS, 1998).

A análise de nossos dados não mostra um padrão único na relação riqueza de plantas/riqueza de galhadores. Por exemplo, restinga parece ser uma exceção à norma, pois embora na escala amostrada a formação de Mata possua mais espécies vegetais

que cada uma das formações abertas, ela possui menor riqueza de plantas com galhas, riqueza de galhas e riqueza de galhas por espécie de planta do que estes ambientes. Problemas de amostragem da copa em Mata de restinga podem gerar tal distorção como sugerido no capítulo II, mas de qualquer forma é importante notar que em alguns biomas outros aspectos, como por exemplo nutrientes do solo e disponibilidade de água, podem diminuir o efeito da riqueza de plantas sob o acúmulo de espécies galhadoras.

Em Itatiaia, houve correlação positiva e significativa entre a riqueza de espécies galhadoras e a riqueza de plantas hospedeiras, com ambos os parâmetros decrescendo com o aumento da altitude.

O fato de ser encontrada maior variação altitudinal na riqueza de espécies do que no número de indivíduos, tanto para galhadores quanto para as plantas, sugere que tanto para espécies vegetais como para as espécies galhadoras podem existir limitações ecológicas ou evolutivas de colonização das altitudes mais elevadas, porém uma vez adaptada a estas condições seletivas, a espécie pode utilizar seu recurso da mesma forma que uma espécie equivalente o faria ao nível do mar. A Análise Canônica mostrou que a riqueza de plantas foi o principal indicador de variação entre os interceptos das cinco estações altitudinais amostradas.

O padrão da variação da riqueza de espécies galhadoras com a altitude não é constante, pois alguns estudos encontraram variação na riqueza de galhadores (FERNANDES *et al.*, 1994 ; FERNANDES & LARA, 1993; FERNANDES & PRICE, 1988) e outros não (WRIGHT & SAMWAYS, 1998). WRIGHT & SAMWAYS (1998) discutem que uma possível causa da ausência de variação seja a pequena amplitude altitudinal no seu gradiente de amostragem (em torno de 1.100m). Por outro lado, FERNANDES & PRICE (1988), incluíram ampla variedade de tipos vegetacionais ao longo da variação geográfica e altitudinal estudada.

A amplitude de variação altitudinal amostrada no presente estudo (1600m) apresentou diferentes formações vegetacionais (ver Capítulo III), logo embora haja diminuição na riqueza de plantas e galhadores com o aumento da altitude outros estudos são necessários para avaliar que outros agentes dependentes da altitude podem estar contribuindo para a relação negativa entre a riqueza de galhadores e a altitude.

Com o objetivo de verificar se há relação entre a riqueza de plantas e a riqueza de galhadores em todas as localidades amostradas, foi realizada uma regressão linear entre a riqueza de plantas e a riqueza de galhadores, e riqueza de plantas e riqueza de plantas com galhas, sendo ambas as relações positivas e significativas (FIGURA 1).

Embora os dados obtidos na restinga não tenham evidenciado uma correlação significativa entre riqueza de espécies vegetais e riqueza de galhas, esta pode ser uma exceção relacionada a fenômenos locais como o pulso de inundação em Mata de restinga e a elevada diversidade de Myrtaceae em restinga aberta. De uma maneira geral os dados corroboram com a tendência geral da riqueza de plantas ser importante fator na explicação da riqueza de galhadores em uma dada região.

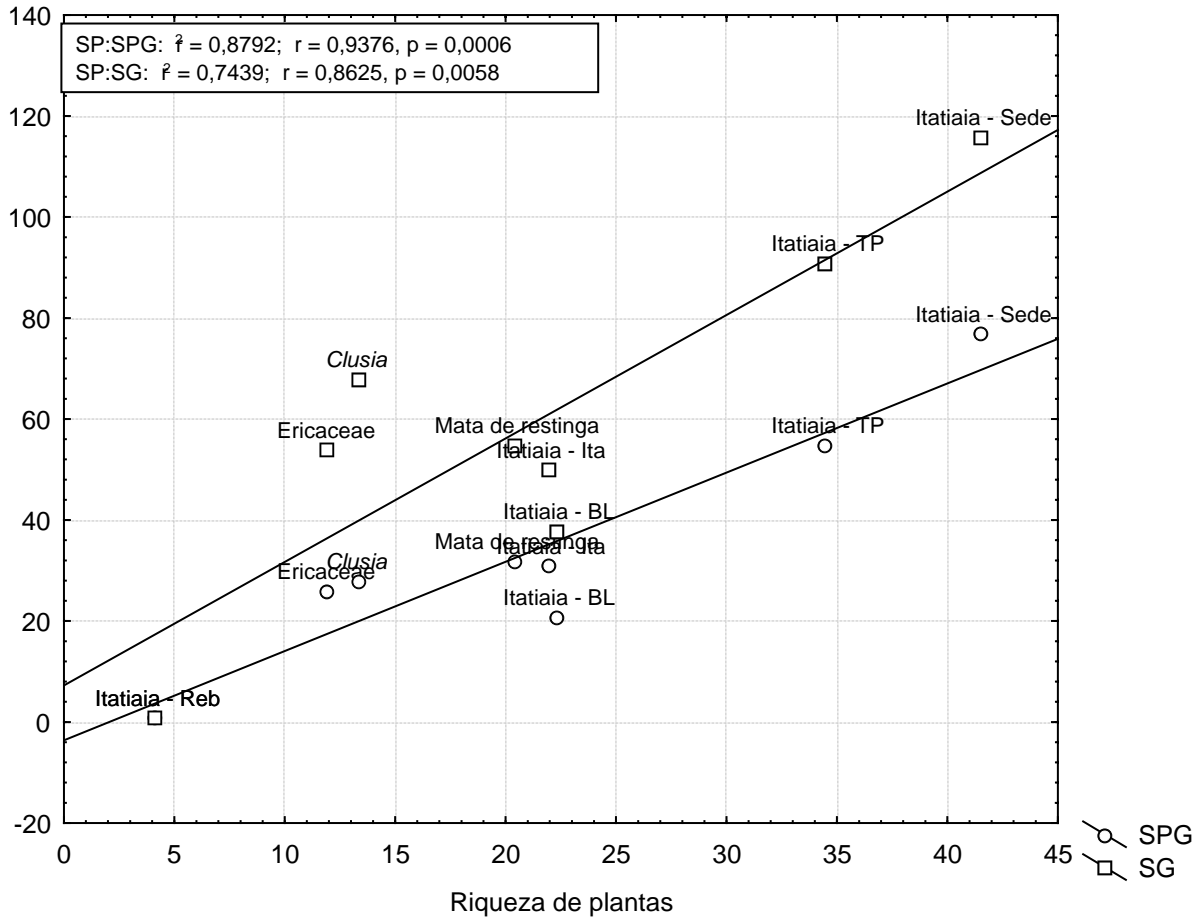


FIGURA 1: Regressão linear entre a riqueza de plantas (SP) e a riqueza de plantas com galhas (SPG), e entre a riqueza de plantas e a riqueza de galhas (SG) coletadas em nove formações vegetacionais brasileiras.

D.4. Relação da riqueza de espécies galhadoras e a densidade de plantas

O aumento na riqueza de animais com o aumento na concentração de recursos (densidade de plantas hospedeiras) têm sido descrito por muitos autores a partir de diferentes guildas de herbívoros (DOUWES, 1968; TAHVANAINEN & ROOT, 1972; WILSON & JANZEN, 1972; CROMARTIE, 1975; RALPH, 1977; MEIJDEN VAN DER, 1979; RAUPP & DENNO, 1979). De acordo com SOLOMON (1981), existem duas

explicações para esta resposta diferencial a densidade de plantas: (1) a pressão de predação pode variar entre as áreas com hospedeiros isolados e agregados, ou (2) a densidade de plantas pode atuar como um indicador de abundância ou qualidade nutricional da planta hospedeira.

Em nossos estudos obtivemos tendências distintas na relação entre riqueza de espécies galhadoras e a densidade de plantas. Em restinga, a Mata periodicamente inundada foi o local com maior número de plantas vistoriadas, apresentando porém menor riqueza de galhas. Em séries de dados de restinga aberta de *Clusia* porém, encontramos correlação positiva entre a riqueza de espécies galhadoras e os Índices de Valor de Importância (IVI) das suas espécies de plantas hospedeiras. Plantas de distribuição ampla e alta densidade populacional parecem ser importantes alvos para a associação de galhadores, ao menos em restinga aberta de *Clusia*.

No bioma restinga vários trabalhos têm apontado Myrtaceae como a família de maior riqueza de espécies e maior valor de importância (IVI). A importância da família Myrtaceae na costa Atlântica brasileira é citada por PEIXOTO & GENTRY (1990) e FABRIS & CÉSAR (1996). Esta também apresenta maior riqueza em outros estudos sobre vegetação na restinga e Mata Atlântica (MORI *et al.* 1981; SILVA & LEITÃO FILHO, 1982; MANTOVANI, 1992; BASTOS, 1996)

A família Myrtaceae parece reunir diversos fatores que favorecem evolutivamente e adaptativamente insetos galhadores como a riqueza de espécies, alta proporção de folhagem fotossintetizante, alta concentração de compostos secundários, com taninos e fenóis, tanto em folhas jovens quanto senescentes e alta taxa de rebrotamento (MACAULEY & FOX, 1980).

A presença de compostos secundários parece ser fator crucial no sucesso do hábito galhador, sendo necessários estudos que unam a ecologia evolutiva de

Tanto a riqueza de espécies vegetais quanto a densidade de plantas podem funcionar como atratores para uma aumento da riqueza de espécies galhadores de um dado local, porém o efeito da riqueza de espécies de plantas parece ser mais significativo haja vista a grande especificidade de espécies galhadoras em função de suas plantas hospedeiras (monofagia).

Em diferentes biomas brasileiros o estresse hídrico e a riqueza de espécies de plantas parecem ser os principais agentes na estruturação das comunidades de galhadores. Um país amplo e biodiverso como o Brasil necessita de estudos descritivos destes padrões em toda sua amplitude de paisagem a fim de confirmar se tais padrões são únicos e quais os verdadeiros fatores que os determinam.

Novos estudos devem ser conduzidos estabelecendo a relação entre a riqueza de espécies galhadoras e outros aspectos como a ecofisiologia vegetal, diferenças funcionais na herbivoria, predação diferenciada, e a interferência de outras guildas de herbívoros.

E. Conclusões

➤ A riqueza de espécies galhadoras e a riqueza de espécies galhadoras/riqueza de plantas com galhas foram maiores na formação de *Clusia* do que na formação de Ericaceae. Quando analisados os parâmetros em conjunto, não houve diferença significativa entre essas duas formações.

➤ Todos os parâmetros analisados, com exceção do número de plantas com galhas, foram diferentes entre a Mata de Restinga e as formações abertas de *Clusia* e Ericaceae.

➤ Não houve nenhuma diferença significativa entre os cordões de restinga. Aspectos microclimáticos inerentes às formações de restinga (drenagem do solo, disponibilidade de nutrientes, proximidade com os braços da lagoa etc.) parecem mais importantes na

estruturação da comunidade de plantas/galhadores do que sua posição em relação ao mar.

➤ Há uma correlação positiva entre a riqueza de espécies galhadoras e os valores de importância (VI) das suas espécies de plantas hospedeiras na formação de *Clusia*.

➤ Myrtaceae é a família com maior riqueza de espécies galhadoras associadas na restinga estudada. Fatores como a alta riqueza de espécies, alta proporção de folhagem fotossintetizante, alta concentração de compostos secundários, com taninos e fenóis, tanto em folhas jovens quanto senescentes e alta taxa de rebrotamento parecem ser importantes na escolha desta família por diferentes espécies galhadoras.

➤ Fitofagia externa e endofagia respondem diferentemente a estratificação vertical. Na Floresta Nacional do Tapajós, danos foliares externos foram significativamente maiores no sub-bosque em comparação ao estrato intermediário, enquanto que a frequência de insetos endófagos foi significativamente maior no dossel do que no sub-bosque.

➤ Fitofagia externa e endofagia respondem diferentemente ao aumento da aridez em ambiente florestal. A taxa de herbivoria por folívoros externos foi maior na parcela controle do que na parcela com exclusão de chuva, enquanto insetos galhadores mostraram tendência inversa.

➤ A intensificação do efeito estufa e do El Niño poderá determinar profundas reestruturações nas comunidades de insetos amazônicas. Com a menor pluviosidade e o aumento das secas, grande redução ou substituição nas populações de insetos fitófagos externos são esperadas.

➤ A riqueza de galhas apresentou uma relação inversa com a altitude. Em Itatiaia, a variação foi desde 116 espécies de galhas, na localidade mais baixa (Sede: 800m), a até somente uma única espécie de galha obtida no ponto amostral mais alto (Rebouças: 2400m).

➤ A riqueza de espécies galhadoras e a riqueza de espécies de plantas com galhas apresentaram padrão unimodal de diminuição com o aumento da altitude.

➤ O padrão diferenciado de riqueza de galhas entre as formações vegetais de restinga e as diferentes utilizações por fitófagos externos e galhadores dos estratos verticais florestais reforçam a hipótese do estresse hídrico, que pode ser o responsável direto (ex:dessecação) ou indireto (ex:compostos secundários vegetais) na estruturação das guildas de fitófagos nestes ambientes.

➤ A riqueza de espécies vegetais mostra-se como um dos principais fatores na determinação da riqueza de espécies galhadoras

➤ A influência do número de indivíduos de plantas (densidade de recurso) é positiva em restinga aberta, mas parece não ser tão importante quanto a riqueza de plantas nos demais biomas estudados.

F. Anexos

Anexo I: Galhas descritas (Monteiro *et al.*, 2004) e os valores de importância das espécies de plantas hospedeiras (segundo Araújo *et al.*, 2004) na formação arbustiva aberta de *Clusia* na região do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.

Planta Hospedeira		Indutor*		Tipo de galha	Fonte bibliográfica	VI
Família	Espécie	Família	Taxon			
Asclepidaceae	<i>Oxypetalum banksii</i>	1		Botão floral	Monteiro, obs.preliminares	-
Asclepidaceae	<i>Peplonia asteria</i>	1	<i>Asphondylia peploniae</i>	Galha de flor	Maia, 2001	-
Asclepidaceae	<i>Peplonia asteria</i>	1	<i>Clinodiplosis sp.</i>	Borda	Maia, 2001	-
Asteraceae	<i>Vernonia rufogrisea</i>	1	<i>Asphondylia sp.</i>	Peculiar esférica	Maia, 2001	-
Bignoniaceae	<i>Arrabidae conjugata</i>	1	<i>Arrabiadaemyia serrata</i>	Foliar cônica	Maia, 2001	-
Bignoniaceae	<i>Arrabidae conjugata</i>	1	<i>Neolasioptera sp.</i>	Nervura foliar	Maia, 2001	-
Boraginaceae	<i>Cordia verbenacea</i>	1	<i>Asphondylia cordiae</i>	Botão floral	Maia, 2001	-
Boraginaceae	<i>Cordia verbenacea</i>	1	<i>Cordamyia globosa</i>	Foliar	Maia, 1996	-
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i>	1	Cecidomyiidi	Borda		1,48
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i>	1	Cecidomyiidi	Esférica		1,48
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i>	3		Epidérmica	Monteiro <i>et al.</i> , 1993	1,48
Burseraceae	<i>Protium icicariba</i>	1	<i>Dactylodiplosis icicaribae</i>	Cônica foliar	Maia <i>et al.</i> , 2002	29,01
Burseraceae	<i>Protium icicariba</i>	1	<i>Lopesia simplex</i>	Borda	Maia <i>et al.</i> , 2002	29,01
Burseraceae	<i>Protium icicariba</i>	3		Epidérmica	Monteiro, obs.preliminares	29,01
Cactaceae	<i>Selenicereus setaceus</i>	1	<i>Neolasioptera cerei</i>	Elíptica*	Maia, 1999	-
Celastraceae	<i>Maytenus obtusifolia</i>	1	<i>Mayteniella distincta</i>	Foliar circular	Maia, 2001	3,70
Clusiaceae	<i>Clusia hilariana</i>	1	<i>Clusiamyia glanulosa</i>	Foliar circular	Maia, 2001	34,15
Clusiaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i>	1	<i>Lopesia conspicua</i>	Foliar globosa	Madeira <i>et al.</i> , 2003	-
Clusiaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i>	1	<i>Lopesia elliptica</i>	Epidérmica	Madeira <i>et al.</i> , 2003	-
Clusiaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i>	1	<i>Lopesia linearis</i>	Foliar circular	Madeira <i>et al.</i> , 2003	-
Clusiaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i>	1	<i>Lopesia caulinaris</i>	Caulinar	Madeira <i>et al.</i> , 2003	-
Clusiaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i>	1	<i>Contarinia gemmae</i>	Gema	Madeira <i>et al.</i> , 2003	-
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum ovalifolium</i>	1	<i>Asphondylia sp.</i>	Flor	Maia, 2001	8,63
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum ovalifolium</i>	1	Lasiopteridi	Foliar	Maia, 2001	8,63
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum ovalifolium</i>	1		Folha enrolada	Maia, 2001	8,63
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania glandulosa</i>	1	<i>Schizomyia sp.</i>	Caulinar	Maia, 2001	-
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania glandulosa</i>	1		Borda	Maia, 2001	-
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania glandulosa</i>	1		Caulinar	Maia, 2001	-
Lauraceae	<i>Ocotea notata</i>	1		Caulinar	Monteiro <i>et al.</i> , 1993	12,50
Lauraceae	<i>Ocotea notata</i>			Epidérmica	Monteiro, obs.preliminares	12,50
Lauraceae	<i>Ocotea notata</i>	3		Foliar	Monteiro, obs.preliminares	12,50
Lauraceae	<i>Ocotea notata</i>			Nervura foliar	Monteiro, obs.preliminares	12,50
Leguminosae	<i>Dalbergia ecastophylla</i>	1	<i>Lopesia grandis</i>	Foliar discoide	Maia, 2001	-
Leguminosae	<i>Ormosia arborea</i>			Folha circular	Monteiro, obs.preliminares	0,5
Leguminosae	<i>Stylosanthes guianensis</i>	1		Inflorescência	Maia, 2001	-
Malpighiaceae	<i>Byrsonima seriacea</i>	1	<i>Asphondylia byrsonimae</i>	Botão floral	Maia, 2001	5,33
Malpighiaceae	<i>Byrsonima seriacea</i>	1	Oligotrophini	Folha circular	Maia, 2001	5,33
Malpighiaceae	<i>Byrsonima seriacea</i>	1		Caulinar	Monteiro <i>et al.</i> , 1993	5,33
Malpighiaceae	<i>Byrsonima seriacea</i>	4		Galha floral	Monteiro <i>et al.</i> , 1993	5,33
Malpighiaceae	<i>Heteropteris nitida</i>			Epidérmica	Monteiro, obs.preliminares	3,60
Melastomataceae	<i>Miconia cinnamomifolia</i>	1	<i>Epihormomyia miconiae</i>	Caulinar ovóide	Maia, 2001	-
Myrsinaceae	<i>Rapanea parvifolia</i>	1		Foliar	Maia, 2001	13
Myrsinaceae	<i>Rapanea parvifolia</i>			Caulinar	Monteiro, obs.preliminares	13
Myrtaceae	<i>Calyptanthus sp.</i>			Caule	Monteiro, obs.preliminares	2,81
Myrtaceae	<i>Eugenia copacabanensis</i>	1	<i>Stephomyia espiralis</i>	Espiralada	Maia, 1995	-
Myrtaceae	<i>Eugenia copacabanensis</i>	1	<i>Stephomyia tetralobae</i>	Cônica	Maia, 1995	-

Planta Hospedeira		Indutor*		Tipo de galha	Fonte bibliográfica	VI
Família	Espécie	Família	Taxon			
Myrtaceae	<i>Eugenia ovalifolia</i>	2		Caulinar	Monteiro <i>et al.</i> , 1993	1,71
Myrtaceae	<i>Eugenia umbelliflora</i>	1	Cecidomyiinae	Borda	Maia, 2001	10,68
Myrtaceae	<i>Eugenia umbelliflora</i>	1	Cecidomyiinae	Foliar triangular	Maia, 2001	10,68
Myrtaceae	<i>Eugenia umbelliflora</i>	1	Cecidomyiinae	Piriforme	Maia, 2001	10,68
Myrtaceae	<i>Eugenia umbelliflora</i>	1	Lasiopteridi	Foliar circular	Maia, 2001	10,68
Myrtaceae	<i>Eugenia umbelliflora</i>	1	<i>Stephomyia clavata</i>	Claviforme foliar	Maia, 2001	10,68
Myrtaceae	<i>Eugenia umbelliflora</i>	1	<i>Stephomyia sp.</i>	Cilíndrica	Maia, 2001	10,68
Myrtaceae	<i>Eugenia umbelliflora</i>			Caule	Monteiro, obs.preliminares	10,68
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i>	1	<i>Clinodiplosis profusa</i>	Foliar cônica	Maia, 2001	-
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i>	1	<i>Neolasioptera eugeniae</i>	Epidérmica foliar*	Maia, 1995	-
Myrtaceae	<i>Myrcia lundiana</i>	1	<i>Dasineura sp.</i>	Foliar globular	Maia et al. no prelo	21,39
Myrtaceae	<i>Myrcia lundiana</i>	1	<i>Myrciamyia maricaensis</i>	Caulinar e gema	Maia, 1995	21,39
Myrtaceae	<i>Myrcia lundiana</i>			Epidérmica	Monteiro, obs.preliminares	21,39
Myrtaceae	<i>Myrcia lundiana</i>			Nervura foliar	Monteiro, obs.preliminares	21,39
Myrtaceae	<i>Myrciaria floribunda</i>	1	<i>Dasineura myrciariae</i>	Borda	Maia, 1995	-
Myrtaceae	<i>Myrciaria floribunda</i>	1	<i>Myrciariamyia bivalva</i>	Peciolada bivalve	Maia, 1995	-
Myrtaceae	<i>Myrciaria floribunda</i>	1		Foliar	Maia, 2001	-
Myrtaceae	<i>Myrciaria floribunda</i>			Epidérmica	Monteiro, obs.preliminares	-
Myrtaceae	<i>Neomitranthes obscura</i>	1	Cecidomyiinae	Foliar triangular	Maia, 1995	8,05
Myrtaceae	<i>Neomitranthes obscura</i>	1	<i>Stephomyia mina</i>	Foliar elíptica	Maia, 2001	8,05
Myrtaceae	<i>Neomitranthes obscura</i>	1	<i>Clinodiplosis sp.</i>	Borda	Maia, 2001	8,05
Myrtaceae	<i>Neomitranthes obscura</i>	1	<i>Dasineura tavaresi</i>	Borda	Maia, 2001	8,05
Myrtaceae	<i>Neomitranthes obscura</i>	1	<i>Neomitranthella robusta</i>	Pinha	Maia, 2001	8,05
Myrtaceae	<i>Neomitranthes obscura</i>	2		Caulinar	Monteiro <i>et al.</i> , 1993	8,05
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i>	1	<i>Proasphondylia guapirae</i>	Epidérmica de caule	Maia, 1993; Maia, 1999	10,25
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i>	1	<i>Bruggmannia elongata</i>	Foliar parenquimática	Maia e Couri, 1993	10,25
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i>	1	<i>Bruggmannia acaudata</i>	Foliar triangular		
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i>	1	<i>Bruggmannia sp.</i>	caulinar	Maia e Monteiro, 1999	
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i>	1	<i>Bruggmannia robusta</i>	Foliar globosa	Maia e Couri, 1993	10,25
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i>	1	<i>Bruggmannia guapirae</i>	Caulinar	Maia e Couri, 1993	10,25
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i>	1	<i>Proasphondylia formosa</i>	Esférica	Maia, 1993	10,25
Ochnaceae	<i>Ouratea cuspidata</i>	1	<i>Contarinia sp.</i>	Foliar	Monteiro, obs.preliminares	3,51
Passifloraceae	<i>Passiflora mucronata</i>	1	<i>Clinodiplosis sp.</i>	Folha enrolada	Maia, 2001	-
Piperaceae	<i>Piper divaricatum</i>	1		Inflorescência	Maia, 2001	-
Polygonaceae	<i>Coccoloba sp.</i>			Epidérmica	Monteiro, obs.preliminares	8,71
Rubiaceae	<i>Borreria verticillata</i>	1	<i>Asphondylia borrieriae</i>	Inflorescência	Maia, 2001	-
Rubiaceae	<i>Diodia gymnocephala</i>	1	<i>Clinodiplosis diodiae</i>	Inflorescência	Maia, 2001	-
Sapindaceae	<i>Paullinia weinmannaeifolia</i>	1	<i>Paulliniamyia ampla</i>	Foliar cônica	Maia, 2001	-
Sapindaceae	<i>Paullinia weinmannaeifolia</i>	1		Gavinha	Maia, 2001	-
Sapindaceae	<i>Paullinia weinmannaeifolia</i>			Foliar claviforme	Monteiro, obs.preliminares	-
Sapindaceae	<i>Paullinia weinmannaeifolia</i>			Epidérmica	Monteiro, obs.preliminares	-
Sapindaceae	<i>Paullinia weinmannaeifolia</i>			Caulinar	Monteiro, obs.preliminares	-
Sapotaceae	<i>Manilkara subsericea</i>	1	<i>Manilkaramyia notabilis</i>	Caulinar ovóide	Maia, 2001	5,76
Sapotaceae	<i>Manilkara subsericea</i>	1		Foliar circular	Maia, 2001	5,76
Sapotaceae	<i>Manilkara subsericea</i>			Epidérmica	Monteiro, obs.preliminares	5,76
Smilacaceae	<i>Smilax rufescens</i>	1	<i>Smilasioptera candelariae</i>	Foliar	Maia, 2001	-
Smilacaceae	<i>Smilax rufescens</i>			Epidérmica	Monteiro, obs.preliminares	-
Solanaceae	<i>Aureliana fasciculata</i>	1		Folha enrolada	Maia, 2001	-
Solanaceae	<i>Solanum inaequale</i>	1		Bolha Foliar	Maia, 2001	-

*Indutores: 1-1; 2-Hymenoptera; 3-Psylidae; 4-Lepidoptera

G. Referências Bibliográficas

- ABBOTT, I., 1980., "Theories dealing with the ecology of landbirds on islands", *Advances in Ecological Research*, v.11, pp.329-371.
- ACKERLY, D. D. & REICH, P. B., 1999, "Convergence and correlations among leaf size and function in seed plants: a comparative test using independent contrasts", *American Journal of Botany*, v.86, pp. 1272–1281.
- ADAMS, J.M. & WOODWARD, F.I., 1989, "Patterns in tree species richness as a test of the glacial extinction hypothesis", *Nature*, v. 339, pp. 699–701.
- ADIS, J., HARADA, A.Y., FONSECA, C.R.V., PAARMANN, W. & RAFAEL, J.A., 1998, "Arthropods obtained from the Amazonian tree species "cupiuba" (*Goupia glabra*) by repeated canopy fogging with natural pyrethrum", *Acta Amazonica*, v. 28, pp.273-283.
- AIDE, T.M., 1993, "Patterns of leaf development and herbivory in a tropical understory community", *Ecology*, v.74, pp.455-466.
- AIDE, T.M. & ZIMMERMAN, J.K., 1989, "Patterns of insect herbivory, growth, and survivorship of juveniles of tropical liana, *Connarus turczaninowii* (Connaraceae)", *Ecology*, v.71, pp.1412-1421.
- ALLISON, A., SAMUELSON, G.A. & MILLER, S.E., 1993, "Patterns of beetle species diversity in New Guinea rain forest as revealed by canopy fogging: preliminary findings", *Selbyana*, v.14, pp.16–20.
- ANANTHAKRISHNAN, T.N., 1984, "Adaptative strategies in cecidogenous insects", In: Ananthakrishnan, T.N. (ed). *The Biology of Gall Insects*, pp.1–9. New Delhi, Oxford and IBH.

- ANON., 1993, "Rapid biodiversity assessment". In: *Proceedings of the Biodiversity Assessment Workshop*, Sydney: Research Unit for Biodiversity and Bioresources, Macquarie University.
- ARAÚJO, D.S.D., 2000, *Análise florística e fitogeográfica das restingas do Estado do Rio de Janeiro*. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- ARAÚJO, D.S.D. & LACERDA, L.D., 1987, "A natureza das restingas", *Ciência Hoje*, v.6, n.33, pp.42-48.
- ARAÚJO, D.S.D., PEREIRA, M.C.A. & PIMENTEL, M.C.P. 2004. "Flora e estrutura de comunidades na restinga de Jurubatiba – Síntese dos conhecimentos com enfoque especial para a formação aberta de *Clusia*". In: Rocha, C.F.D.; Esteves, F.A. & Scarano, F.R. (eds), *Pesquisas de longa duração na Restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação*, pp.127-141, São Carlos, RiMa.
- ARAÚJO, D.S.D., SCARANO, F.R., SÁ, C.F.C., KURTZ, B.C., ZALUAR, H.L.T., MONTEZUMA, R.C. & OLIVEIRA, R.C., 1998, "As comunidades vegetais do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba". In: Esteves, F.A. (ed), *Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé*, pp. 34-63, Rio de Janeiro, NUPEM/UFRJ.
- ASKEW, R.R., 1961, "On the biology of the inhabitants of oak galls of Cynipidae (Hymenoptera) in Britain", *Transactions of the society for British Entomology*, v.14, pp.237-268.
- BARONE, J.A., 2000, "Comparison of herbivores and herbivory in the canopy and understory for two tropical tree species", *Biotropica*, v.32, pp.307-317.
- BARRY, R. G., 1992, "Mountain climatology and past and potential future climatic changes in mountain regions – a review", *Mountain Research and Development*, v.12, pp.71–86.

BASSET, Y., 1991a, "The seasonality of arboreal arthropods foraging within an Australian rainforest tree", *Ecological Entomology*, v.16, pp.265-278.

_ 1991b, "The spatial distribution of herbivory, mines and galls within an Australian rain forest tree", *Biotropica*, v.23, pp.271-281.

_ 1992, "Influence of leaf traits on the spatial distribution of arboreal arthropods within an overstorey rainforest tree", *Ecological Entomology*, v.17, pp.8-16.

_ 1994, "Palatability of tree foliage to chewing insects: a comparison between a temperate and a tropical site", *Acta Oecologica*, v.15, pp.181–191.

_ 1996, "Local communities of arboreal herbivores in Papua New Guinea: predictors of insect variables", *Ecology*, v.77, pp.1906–1919.

_ 2001, "Communities of insect herbivores foraging on saplings versus mature trees of *Pourouma bicolor* (Cecropiaceae) in Panama", *Oecologia*, v.129, pp. 253–260.

BASSET, Y., ABERLENC, H.P. & DELVARE, G., 1992, "Abundance and stratification of foliage arthropods in a lowland rain forest of Cameroon", *Ecological Entomology*, v.17, pp.310-318.

BASSET, Y., HAMMOND, P.M., BARRIOS, H., HOLLOWAY, J.D. & MILLER, S.E., 2003, "Vertical stratification of arthropod assemblages. Arthropods of tropical forests. Spatio-temporal dynamics and resource use in the canopy", In: Basset, Y., Novotny, V., Miller, S.E. & Kitching, R.L. (eds), pp.7–16, Cambridge, Cambridge University Press.

BASSET, Y. & KITCHING, R.L., 1991, "Species number, species abundance and body length of arboreal arthropods associated with an Australian rainforest tree", *Ecological Entomology*, v.16, pp.391-402.

BASTOS, M. N. C., 1996, *Caracterização das formações vegetais da restinga da Princesa, Ilha de Algodão, Pará*. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Pará e Museu Pararense Emílio Goeldi, Belém.

- BECCALONI, G.W., 1997., "Vertical stratification of ithomiine butterfly (Nymphalidae: ithomiinae) mimicry complexes: the relationship between adult flight height and larval host-plant height", *Biological Journal of the Linnean Society*, v.62, pp.313-341.
- BEGON, M., HARPER, J. L. & TOWNSEND, C. R., 1986, *Ecology: individuals, populations and communities*. Oxford, Blackwell.
- BERENBAUM, M.R., 1995, *Bugs in the system: insect and their impacts on human affairs*. Massachusetts, Addison-Wesley.
- BEQUARET, J., 1924, "Galls that secret honeydew: A contribution to the problem as to whether galls are altruistic adaptations", *Bulletin of the Brooklyn Entomological Society*, v.19, pp.101-124.
- BERNAYS, E.A. & CHAPMAN. R.F., 1994, *Host plant selection by phytofagous insects*. New York/London. Chapman & Hall.
- BLANCHE, K.R. & LUDWIG, J.A., 2001, "Species richness of gall-inducing insects and host plants along an altitudinal gradient in Big Bend National Park, Texas", *American Midland Naturalist*, v.145, n.2, pp.219-232.
- BLANCHE, K.R. & WESTOBY, M., 1995, "Gall-forming insect diversity is linked to soil fertility via host plant taxon", *Ecology*, v.76, n.7, pp.2334-2337.
- BORROR, D.J. & DELONG. D.M., 1969, *Introdução ao estudo dos insetos*. São Paulo, Editora Edgard Blüncher.
- BROMWICH, D.H., ROGERS, A.N., KALLBERG, P., CULLATHER, R.I., WHITE, J.W.C. & KREUTZ, K.J., 2000, "ECMWF analyses and reanalyses depiction of ENSO signal in Antarctic precipitation", *Journal of Climate*, v.13, n.5, pp.1040-1043.
- BREHM, G. & FIEDLER, K., 2004, "Ordinating tropical moth ensembles from an elevational gradient: a comparison of common methods", *Journal of Tropical Ecology*, v.20, pp.165–172.

- BROWN, B.J. & EWELL, J.J., 1987, "Herbivory in complex and simple tropical successional ecosystems", *Ecology*, v.68, pp.108-116.
- BROWN, J.H., 1995, *Macroecology*. Chicago, Univ. of Chicago Press.
- BROWN, J.H. & GIBSON, A.C., 1983, *Biogeography*. St Louis, Mosby.
- BROWN, J.L.; VARGO, S.; CONNOR, E.F. & NUCKOLS, M.S., 1997, "Causes of vertical stratification in the density of *Cameraria hamadryadella*", *Ecological Entomology*, v.22, pp.16-25.
- BRUELHEIDE, H. & SCHEIDEL, U., 1999, "Slug herbivory as a limiting factor for the geographical range of *Arnica montana*", *Journal of Ecology*, v.87, pp.839-848.
- CÂMARA, I.G., 1991, *Plano de ação para a Mata Atlântica*. São Paulo, Fundação SOS Mata Atlântica.
- CARNEIRO, M.A.A., DE SOUZA, O.F. & FERNANDES, G.W., 1998, "A diversidade padronizada", *Ciência Hoje*, v.144, p.26-32.
- CERQUEIRA, R., 2000, "Biogeografia das restingas". In: Esteves F.A, Lacerda L.D (eds), *Ecologia de restingas e lagoas costeiras*, pp.65-75, Rio de Janeiro, NUPEM/UFRJ.
- CHENSSON, P.L., 1986, "Environmental variation and the coexistence of species". In: Diamond, J. & Case, T. (ed.), *Community Ecology*. pp.240-256. New York, Harper and Row.
- CLARK, D.A. & CLARK, D.B., 1984, "Spacing dynamics of a tropical rainforest tree: Evaluation of the Janzen-Connell model", *American Naturalist*, v.124, pp.769-788.
- COCKERELL, T.D.A., 1890, "The evolution of insect-galls", *Entomologist*, v.23, pp.73-76.
- COLEY, P. D., 1983., "Herbivory and defensive characteristics of tree species in a lowland tropical forest", *Ecological Monographs*, v.53, pp.209-233.
- _1988, "Effects of plant growth rate and leaf lifetime on the amount and type of anti-herbivore defense", *Oecologia*, v.74, pp.531-536.

- COLEY, P.D. & AIDE, T.M., 1991, "A comparison of herbivory and plant defenses in temperate and tropical broad-leaved forests", In: Price, P.W., T. M. Lewinsohn; G. W. Fernandes & W.W. Benson (eds), *Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions*, pp.25-49. New York, Wiley.
- COLEY, P.D. & BARONE, J.A., 1996, "Herbivory and plant defenses in tropical forests", *Annual Review of Ecology and Systematics*, v.27, pp.305–335.
- COLEY, P.D., BRYANT J.P. & CHAPIN, F.S. III., 1985, "Resource Availability and plant anti-herbivore defense", *Science* v.230, pp.895-899.
- COLWELL, R.K & CODDINGTON J. A., 1994, "Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation", *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* v.345, pp.101–118.
- COLWELL, R.K. & HURT, G.C., 1994, "Nonbiological gradients in species richness and a spurious Rapoport effect", *American Naturalist*, v.144, pp.570-595.
- CONDIT, R., HUBBELL, S.P., LAFRANKIE, J.V., SUKUMAR, R., MANOKARAN, N., FOSTER, R.B. & ASHTON, P.S., 1996, "Species-area and species-individual relationships for tropical trees: a comparison of three 50-ha plots", *Journal of Ecology*, v.84, pp.549–562.
- CONNELL, J.H., 1975, "Some mechanisms producing structure in natural communities: A model and evidence from field experiments". In: Cody, M.L. & Diamond, J. (ed.), *Ecology and evolution of communities*, pp.460-490. Cambridge, Harvard University Press.
- _1978, "Diversity in tropical rain forests and coral reefs", *Science*, v.199, pp.1302-1310.
- CONNOR, E.F. & MCCOY, E.D, 1979, "The statistics and biology of species-area relationship", *American Naturalist*, v.113, pp.791-833.
- CONNOR, E. F. & TAVERNER, M. P., 1997, "The evolution and adaptive significance of the leaf-mining habit", *Oikos*, v.79, pp.6–25.

- COOK, R.E., 1969, "Variation in species density in North American birds", *Systematic Zoology*, v.18, pp.63-84.
- CORNELL, H.V., 1983, "The secondary chemistry and complex morphology of galls formed by Cynipinae (Hymenoptera): why and how?", *American Midland Naturalist*, v.110, pp.225-234.
- COURI, M. S. & MAIA, V. C., 1992, "Considerações sobre *Pisphondylia* Mohn, 1960 (Diptera, Cecidomyiidae, Asphondyliidi) com descrição de uma espécie nova para o Brasil", *Revista Brasileira de Entomologia*, v.36, n.4, pp.729 – 730.
- COURTNEY, S. P., CHEN, G. K. & GARDNER, A., 1989, "A general model for individual host selection", *Oikos*, v.55, pp.55-65.
- CRAIG, T.P., ITAMI, J.K., & PRICE, P.W., 1989, "A strong relationship between oviposition preference and larval performance in a shoot-galling sawfly", *Ecology*, v.70, pp.1691-1699.
- CROMARTIE JR., W.J., 1975, "The effect of stand size and vegetational background on the colonization of cruciferous plants by herbivorous insects", *Journal of Applied Ecology*, v.12, pp.517–533.
- CUEVAS-REYES, P., QUESADA, M., HANSON, P., DIRZO, R., OYAMA, K., 2004, "Diversity of gall-inducing insects in a Mexican tropical dry forest: the importance of plant species richness, life-forms, host plant age and plant density", *Journal of Ecology*, v.92, pp.707–16.
- CURRIE, D.J., 1991, "Energy and large scale patterns of animal and plant species richness", *American Naturalist*, v.137, pp.27-49.
- CURRIE, D.J., MITTELBACH, G.G., CORNELL, H.V., FIELD, R., GUE'GAN, J.F. HAWKINS, B.A., KAUFMAN, D.M., KERR, J. T., OBERDORFF, T., O'BRIEN E. & TURNER, J. R. G., 2004, "Predictions and tests of climate-based hypotheses of broad-scale variation in taxonomic richness", *Ecology Letters*, v.7, pp.1121–1134.

- CURRIE, D.J. & PAQUIN, V., 1987, "Large scale biogeographical patterns of species richness on trees", *Nature*, v.329, pp.326-327.
- DANKS, H. V., 1992, "Arctic insects as indicators of environmental change", *Arctic*, v.45, pp.159–166.
- DANSA, C.V. & ROCHA, C.F.D., 1992, "An ant–membracid plant interaction in a cerrado area of Brazil", *Journal of Tropical Ecology*, v.8, pp.339–348.
- DARLINGTON, A., 1975, *The pocket encyclopaedia of plant galls in colour*. London. Blandford.
- DEAN, W., 1996, *A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. São Paulo, Companhia das Letras.
- DE LA CRUZ, M. & DIRZO, R., 1987, "A survey of the standing levels of herbivory in seedlings from a Mexican rain forest", *Biotropica*, v.19, pp.98-106.
- DENSLOW, J.S., SCHULTZ, J.C., VITOUSEK, P.M., STRAIN, B.R., 1990, "Growth response of tropical shrubs to treefall gap environments", *Ecology*, v.71, pp.165-179.
- DEVRIES, P.J., MURRAY, D., LANDE, R., 1997, "Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest", *Biological Journal of the Linnean Society*, v.62, pp.343–364.
- DIAL, R. & ROUGHGARDEN, J., 1995, "Experimental removal of insectivores from rain forest canopy: direct and indirect effects", *Ecology*, v.76, pp.165-179.
- DODSON, G. & GEORGE, S.B., 1986, "Examination of two morphs of gall-forming Aciurina (Diptera: Tephritidae): ecological and genetic evidence for species", *Biological Journal of the Linnean Society*, v.29, pp.63–79.
- DOUWES, P., 1968, "Host selection and host finding in the egg-laying female *Cidaria albulata* L. (Lepidoptera:Geometridae)", *Opuscula Entomologica*, v.33, pp.233–379.

- DREGER-JAUFFRET, J.D. & SHORTHOUSE, J.D., 1992, "Diversity of gall-inducing insects and their galls. Biology of Insect-Induced Galls", In: Shorthouse, J.D. & Rohfritsch, O. (eds), pp.8–34. New York, Oxford University Press.
- EDNEY, E. B., 1977, *Water balance in land arthropods. Zoophysiology and Ecology*, vol. 9. Berlin, Springer.
- EDWARDS, P.J., MAY, R.M., WEB, N.R., eds., 1994, *Large scale ecology and conservation biology*. London, Blackwell Scientific.
- EITEN, G., 1972, "The cerrado vegetation of Brazil", *Botanical Review*, v.38, pp.201–341.
- _ 1974, "An outline of the vegetation of South America", *Symposium Congress Primatology Society*, 5th, pp.529-545.
- ERELLI, M.C., AYRES, M.P. & EATON, G.K., 1998, "Altitudinal patterns in host suitability for forest insects", *Oecologia*, v.17, pp.133–142.
- ERWIN, T.L., 1982, "Tropical forests: their richness in Coleoptera and other arthropod species", *Coleopterists Bulletin*, v.36, pp.74-75.
- ERWIN, T.L., 1983, "Tropical forest canopies, the last biotic frontier", *Bulletin of the Entomological Society of America*, v.29, pp.14-19.
- FABRIS, L. C. & CÉSAR, O., 1996, "Estudos florísticos em uma mata litorânea no sul do estado do Espírito Santo", *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão (Nova Série)*, v.5, pp.15-46.
- FELT, E.P., 1940, *Plant galls and gall makers*. Ithaca, Cumstock.
- FERNANDES, G.W. & LARA, A.C.F., 1993, "Diversity of Indonesian gall-forming herbivores along altitudinal gradients", *Biodiversity Letters*, v.1, pp.186–192.
- FERNANDES, G.W, LARA, A.C.F. & PRICE, P.W., 1994, "The geography of gall insects and the mechanisms that result in patterns", In: Price P.W, Mattson W.J, Baranchikov, Y.N. (eds), *The ecology and evolution of gall-forming insects*, pp.42-48. St Paul, USDA.

- FERNANDES, G. W. & PRICE, P. W., 1988, "Biogeographical gradients in galling species richness: test of hypotheses", *Oecologia*, v.76, pp.161-167.
- _1991, "Comparisons of tropical and temperate galling species richness; the roles of environmental harshness and plant nutrient status". In Price, P.W., Lewinsohn, T. M., Fernandes, G.W. & Benson, W.W. (eds), *Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions*, pp.91-115. New York, Wiley.
- _1992a, "Plant family size and age effects on insular gall-forming species richness", *Global Ecology and Biogeography Letters*, v.2, pp.71-74.
- _1992b, "The adaptive significance of insect gall distribution: survivorship of species in xeric and mesic habitats", *Oecologia*, v.90, pp.14–20.
- FERRI, G.M., 1977, "Ecologia do cerrado", In: Ferri, G.M. (ed). *IV Simpósio sobre o cerrado*, pp 15–36. São Paulo, Itatiaia.
- FIDERJ, 1977, *Estudos para o planejamento municipal*, v.8, pp.1-76. Rio de Janeiro, Macaé.
- FISCHER, A.G., 1960, "Latitudinal variation in organic diversity", *Evolution*, v.14, pp.64-81.
- FONSECA, G. A. B., 1985, "The vanishing Brazilian Atlantic Forest", *Biological Conservation*, v.34, pp.17-34.
- FOREY, P.L., HUMPHRIES, C.J. & VANE-WRIGHT, R.I. (eds), 1994, *Systematics and Conservation Evaluation. Systematics Assoc. Special*, v.50, Oxford, Clarendon Press.
- FRANCIS, A.P. & CURRIE, D.J., 2003, "A globally-consistent richness–climate relationship for angiosperms", *American Naturalist*, v.161, pp.523–536.
- FRASER, R.H. & CURRIE, D.J., 1996, "The species richness–energy hypothesis in a system where historical factors are thought to prevail: coral reefs", *American Naturalist*, v.148, pp.138–159.

- FURRIELA, R.B., 2005, *Introdução à mudança climática global: desafios atuais e futuros*.
Pará, IPAM.
- FUTUYMA, D.J., 1983, "Evolutionary interactions between herbivorous insects and plants", In: Futuyma, D.J. & Slatkin, M. (eds), *Coevolution*. Sunderland, Sinauer.
- GAGNÉ, R.J., 1989, *The gall midges of North America*. Ithaca, New York, Cornell University Press.
- _1994, *The gall midges of the Neotropical Region*. Ithaca, New York, Cornell University Press.
- GALEN, C., 1990, "Limits to the distributions of alpine tundra plants: herbivores and the alpine skipper", *Polemonium viscosum*", *Oikos*, v.59, pp.355–358.
- GARAY, I.; KINDEL, A.; CALLIPO, A.; BARROS, M.E.O. & JESUS, R.M., 1995, "Formas de húmus em ecossistemas de floresta costeira intertropical. I. Mata Atlântica de Tabuleiros", *Oecologia Brasiliensis*, v.1, pp.1-18.
- GARAY, I. & SILVA, B.A.O., 1995, "Húmus florestais: síntese e diagnóstico das inter-relações vegetação/solo", *Oecologia Brasiliensis*, v.1, pp.19-46.
- GASTON, K.J., 1991, "The magnitude of global insect species richness", *Conservation Biology*, v.5, pp.283-296.
- _ 1996, "Species richness: measure and measurement", In: Gaston K. J, (ed.), *Biodiversity. A Biology of Numbers and Difference*, pp.77– 113. Oxford, Blackwell Science.
- GASTON, K.J & WILLIAMS P. H., 1996, "Spatial patterns in taxonomic diversity", In: Gaston K. J (ed.), *Biodiversity. A Biology of Numbers and Difference*, pp. 202–229. Oxford, Blackwell Science.
- GILBERT L. E & SMILEY J. T., 1978, "Determinants of local diversity in phytophagous insects: host specialists in tropical environments", In: Mound, L.A & Waloff, N. (eds.). *Diversity of Insect Faunas*, pp. 89–104. Oxford, Blackwell Science.

- GILL, B.D., 1991, "Dung beetles in tropical American forests", In: Hanski, I., Cambefort, Y., (eds.) , *Dung beetle ecology*, pp. 211–229. Princeton, Princeton University Press.
- GIVNISH, T.J., 1988, "Adaptation to sun and shade: a whole-plant perspective", In: J.R., Caemmerer, S.V. & Adams, W.W. (eds.), *Ecology of Photosynthesis in Sun and Shade*, pp.63-92. Melbourne, CSIRO.
- _ 1999, "On the causes of gradients in tropical tree diversity", *Journal of Ecology*, v.87, pp.193–210.
- GODFRAY, H. C. J., 1994, *Parasitoids: Behavioral and Evolutionary Ecology*. Princeton, Princeton Univ. Press.
- GONCALVES-ALVIM, S. & FERNANDES, G.W., 2001, "Biodiversity of galling insects: historical, community and habitat effects in four Neotropical savannas", *Biodiversity and Conservation*, v.10, pp.79–98.
- GOOLAND, R. & FERRI, M.G., 1979, *Ecologia do cerrado*. São Paulo, Itatiaia/Editora da Universidade de São Paulo.
- GRIME, J.P., 2001, *Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties*. Chichester, Wiley.
- GROOMBRIDGE B. (ed.), 1992, *Global biodiversity*. London, Chapman & Hall.
- GUE´GAN, J.-F., LEK, S. & OBERDORFF, T., 1998, "Energy availability and habitat heterogeneity predict global riverine fish diversity", *Nature*, v.391, pp.382–384.
- GUERNIER, V., HOCHBERG, M.E. & GUE´GAN, J.F., 2004, "Ecology drives the worldwide distribution of human diseases", *PLoS Biology*, v.2, pp.740–746.
- GUILBERT, E.; CHAZEAU, J. & LARBOGNE, L.B., 1994, "Canopy arthropod diversity of New Caledonian forests sampled by fogging: preliminary results", *Memoirs of the Queensland Museum*, v.36, pp.77-85.
- GULLAN, P. J. & CRANSTON, P. S., 1994, *The Insects: An outline of Entomology*. London, Chapman & Hall.

- HADLEY, N. F., 1981, "Cuticular lipids of terrestrial plants and arthropods: A comparison of their structure and function", *Biological Review*, v.56, pp.23-47.
- _1985, *The adaptive role of lipids in biological systems*. New York, Wiley.
- HAMMOND, P.M., 1992, "Species Inventory", In: Groombridge, B. (ed.), *Global Biodiversity status of the Earth living resources*, pp.17-39. London, Chapman and Hall.
- _1994, "Practical approaches to the estimation of the extent of biodiversity in speciose groups", *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, v.345, pp.119–136.
- HANSEN, J., FUNG, I., LACIS, A., LEBEDEFF, S., RIND, D., RUEDY, R., RUSSELL, G., & STONE, P., 1988, "Prediction of near-term climate evolution: what can we tell decision makers now?" In: Anon.(ed.). *Proceedings of first North American conference on preparing for climate change: a cooperative approach*, pp.35–47. Washington, D. C, Government Inst..
- HARTLEY, S.E., 1998, "The chemical composition of plant galls: are levels of nutrients and secondary compounds controlled by the gall former?", *Oecologia*, v.113, pp.492-501.
- HARTLEY, S.E. & LAWTON, J.H., 1992, "Host-plant manipulation by gall-insects: a test of the nutrition hypothesis", *Journal of Animal Ecology*, v.61, pp.113 –119.
- HATTON, J. SMART, N. & THOMPSON, K., 1984, "In urgent need of protection - habitat for the woolly spider monkey", *Oryx*, v.18, pp. 24-29.
- HAWKINS, B.A. & GAGNÉ, R.F., 1989, "Determinants of assemblage size for the parasitoids of Cecidomyiidae (Diptera)", *Oecologia*, v.81, pp.75-88.
- HAWKINS, B.A., PORTER, E.E., & DINIZ-FILHO, J.A.F., 2003, "Productivity and history as predictors of the latitudinal diversity gradient for terrestrial birds", *Ecology*, v.84, pp.1608–1623.

- HAY, J.D. & LACERDA, L.D., 1984, "Ciclagem de nutrientes do ecossistema de restinga", In: Lacerda, L.D, Araújo, D.S.D., Cerqueira, R. & Turq, B. (eds). *Restingas: origem, estrutura e processos*, pp. 461-477. Niterói, CEUFF.
- HAYEK, L.C & BUZAS, M.A., 1996, *Surveying natural populations*. New York, Columbia University Press.
- HEBERT, P.D.N., 1980, "Moth communities in montane Papua New Guinea", *Journal of Animal Ecology*, v.49, pp. 593–602.
- HEYWOOD V.H, ed. 1995, *Global biodiversity assessment*. Cambridge, Cambridge University Press.
- HODKINSON, I. D., 1997, "Progressive restriction of host plant exploitation along a climatic gradient: the willow psyllid *Cacopsylla groenlandica* in Greenland", *Ecological Entomology*, v.21, pp.47–54.
- _2005, "Terrestrial insects along elevation gradients: species and community responses to altitude", *Biological Review*, v.80, pp.489–513.
- HOUGHTON, R.A, SKOLE D. & NOBRE C., 2000, "Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon", *Nature*, v.403, pp.301-304.
- HUBBELL, S.P. & FOSTER, R.B., 1986, "Commonness and rarity in a neotropical tree community", *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B*, v.330, pp.269-281.
- HUGHES, J.B., DAILY, G.C. & EHRLICH, P.R., 2000, "Conservation of insect diversity: An habitat approach", *Conservation Biology*, v.14, n.6, pp.1788-1797.
- HUMPHREY, J.W. & SWAINE, M.D., 1997, "Factors affecting the natural regeneration of *Quercus* in Scottish oakwoods. II. Insect defoliation of trees and seedlings", *Journal of Applied Ecology*, v.34, pp.585-593.
- HUSTON, M.A., 1979, "A general hypothesis of species diversity", *American Naturalist*, v.113, pp.81-101.

_1994, *Biological diversity, the coexistence of species on changing landscapes*.

Cambridge, Cambridge University Press.

HYSELL, T. H., WAGNER, M. R. & GRIER, C. R., 1996., "Patterns of herbivore abundance along a climatic gradient: guild shift of leaf-feeding insects and changes in leaf characteristics", *Environmental Entomology*, v.25, pp.977–982.

IBAMA, 1994, *Plano de ação emergencial para o Parque Nacional de Itatiaia, (mapeamentos em escala 1:50.000)*. Brasília, IBAMA/DIREC/DEUC/DIGER.

INNOCENTINI, V.; CASTANEDAS, F. V.; INFANTES, M. C., PRADO, S.C.S.C., ARANTES, F.O. & BRANDÃO I.N., 2002, "Cooperação entre Peru e Brasil no Sistema de Previsão de Agitação Marítima para o Pacífico no Projeto Naylamp", *Boletim da Sociedade Brasileira de Meteorologia*, v.26, n.3, pp.13-20.

IPCC, 2001, *Terceiro Relatório de Avaliação do IPCC - Mudança do Clima 2001*. ONU.

JANZEN, D.H., 1970, "Herbivores and the number of tree species in tropical forests", *American Naturalist*, v.104, pp.501-528.

JANZEN, D.H., ATAROFF, A., FARINAS, M., REYES, S., RINCON, N., SOLER, A., SORIANO, P., VERA, M., 1976, "Changes in arthropod community along an elevational transect in the Venezuelan Andes", *Biotropica*, v.8, pp.193–203.

JONHSON, N.J., 1995, *Biodiversity in the balance: approaches to setting geographic conservation priorities*. Maryland, Corporate Press.

KATO, M., INOUE, T., HAMID, A.A., NAGAMITSU, T., MERDEK, M.B., NONA, A.R., ITINO, T., YAMANE, S. & YUMOTO. T., 1995, "Seasonality and vertical structure of light-attracted insect communities in a dipterocarp forest in Sarawak", *Researches on Population Ecology*, v.37, pp.59–79.

KEARNS, C.A., 1992, "Anthophilous fly distribution across an elevation gradient", *American Midland Naturalist*, v.127, pp.172-182.

- KELLY, C.A., 1998, "Effects of variable life history and insect herbivores on reproduction in *Solidago macrophylla* (Asteraceae) on an elevational gradient", *American Midland Naturalist*, v.139, pp.243–254.
- KEISTER, A.R., SCOTT, J.M., CSUTI, B., NOSS, R.F., BUTTERFIELD, B., SAHR, K. & WHITE, D., 1996, "Conservation prioritization using GAP data", *Conservation Biology*, v.10, pp.1332–1324.
- KEOUGH, M.J., 1984, "Effects of patch size on the abundance of sessile marine invertebrates", *Ecology*, v.65, pp.423-437.
- KERR, J.T., VINCENT, R. & CURRIE, D.J., 1998, "Lepidopteran richness patterns in North America", *Ecoscience*, v.5, pp.448–453.
- KOPTUR, S., 1985, "Alternative defenses against herbivores in Inga (Fabaceae: Mimosoideae) over an elevational gradient", *Ecology*, v.66, pp.1639–1650.
- KOTLIAR, N.B. & WIENS. J.A., 1990, "Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity", *Oikos*, v.59, pp.253-260.
- KRONFUSS, H. & HAVRANEK, W. M., 1999, "Effects of elevation and wind on the growth of *Pinus cembra* L. in a subalpine afforestation", *Phyton-Annales Rei Botanicae*, v.39, pp.99–106.
- LACERDA, L.D.; ARAÚJO, D.S.D. & MACIEL, N.C., 1993, "Dry coastal ecosystems of the tropical Brazilian coast", In: van der Maarel E. (ed). *Dry coastal ecosystems: Africa, America, Asia, Oceania*, pp. 477-493. Amsterdam, Elsevier.
- LANDSBERG, J. & GILLIESON, D. S., 1995, "Regional and local variation in insect herbivory, vegetation and soils of eucalypt associations in contrasted landscape positions along a climatic gradient", *Australian Journal of Ecology*, v.20, pp.299–315.
- LARA, A.C.F. & FERNANDES, G.W., 1996, "The highest diversity of galling insects: Serra do cipó, Brazil", *Biodiversity Letters*, v.3, pp.111–114.

- LARA, A.C.F., FERNANDES, G.W. & GONÇALVES-ALVIM, S.J., 2002, "Tests of hypotheses on patterns of gall distribution along an altitudinal gradient". *Tropical Zoology*, v.15, n.2, pp.219-232.
- LAWTON, J.H., 1983, "Plant architecture and diversity of phytophagous insects", *Annual Review of Entomology*, v.28, pp:23–29.
- LEATHER, S.R., 1986, "Insects species richness of the British Rosaceae: the importance of host range, plant architecture, age of establishment, taxonomic isolation and species-area relationships", *Journal of Animal Ecology*, v.55, pp.841–860.
- LEVINS, R., 1979., "Coexistence in a variable environment", *Am. Nat.*, v.114, pp.765-783.
- LEWINSOHN, T.M., 1991, "Insects in flower heads of Asteraceae in Southeast Brazil: a case study on tropical species richness", In: Price, P.W, Lewinsohn, T.M., Fernandes, G.W. & Benson, W.W (eds.). *Plant–Animal Interactions: Evolutionary Ecology in Tropical and Temperate Regions*, pp.525–559. London, John Wiley & Sons.
- LOBO, J. M., CASTRO, I. & MORENO, J. C., 2001, "Spatial and environmental determinants of vascular plant species richness distribution in the Iberian Peninsula and Balearic Islands", *Biological Journal of the Linnean Society*, v.73, pp. 233–253.
- LONGINO, J.T. & COLWELL R.K., 1997, "Biodiversity assessment using structured inventory: capturing the ant fauna of a tropical rain forest", *Ecological Applications*, v.7, pp.1263–1277.
- LOWMAN, M.D., 1985, "Temporal and spatial variability in insect grazing of the canopies of five Australian rainforest tree species", *Australian Journal of Ecology*, v.10, pp.7-24.
- LOWMAN, M. D., 1992, "Leaf growth dynamics and herbivory in five species of Australian rain forest canopy trees", *Journal of Ecology*, v.80, pp.433–447.

- LOWMAN, M.D & BOX J.D., 1983, "Variation in leaf toughness and phenolic content among five species of Australian rainforest trees", *Australian Journal of Ecology*, v.8, pp.17-25.
- LOWMAN, MD & MOFFETT, M., 1993, "The ecology of tropical rain forests canopies", *TREE*, v.8, pp.104-108.
- LOWMAN, M.D. & WITTMAN P.K., 1996, "Forest canopies: methods, hypotheses, and future directions", *Annual Review of Ecology & Systematics*, v.27, pp.55-81.
- MACARTHUR, R. H., 1972, *Geographical ecology: patterns in the distribution of species*. New York, Harper and Row.
- MACARTHUR, R.H. & WILSON, E.O., 1963, "An equilibrium theory of insular zoogeography", *Evolution*, v.17, p.373-387.
- _1967, *The theory of island biogeography*. Princeton, Princeton University Press.
- MACAULEY, B.J. & FOX, L.R., 1980, "Variation in total phenols and condensed tannins in *Eucalyptus*: leaf phenology and insect grazing", *Australian Journal of Ecology*, v.5, pp.31-35.
- MADEIRA, J. A., 2002, *Insetos galhadores do guanandi (Calophyllum brasiliense) em matas de restinga: descrições, distribuição espacial e fenologia*. Tese de doutorado. PPGE/UFRJ, Rio de Janeiro.
- MAGURRAN, A.E., 1988, *Ecological diversity and its measurement*. Princeton, Princeton University Press.
- MAIA, V. C., 1993a, "Considerações sobre *Proasphondylia* Felt, 1915 (Diptera, Cecidomyiidae, Asphondyliidi) com descrição de duas espécies novas associadas com *Guapira opposita* (Velloso) Reitz. (Nyctaginaceae)", *Revista Brasileira de Zoologia*, v.10, n.2, pp.215 - 218.
- _1993b, "Considerações sobre *Stephomyia* Tavares, 1916 (Diptera, Cecidomyiidae, Asphondyliidi) com descrição de quatro espécies novas associadas com *Eugenia* L.

- e *Neomitranthes* (DC) Legr. (Myrtaceae)", *Revista Brasileira de Zoologia*, v.10, n.3, pp.521 - 530.
- _2001a, "The gall midges (Diptera, Cecidomyiidae) from three restingas of Rio de Janeiro State, Brazil", *Revista Brasileira de Zoologia*, v.18, n.2, pp.583-629.
- _2001b, "New genera and species of gall midges (Diptera, Cecidomyiidae) from three restingas of Rio de Janeiro State, Brazil", *Revista Brasileira de Zoologia*, v.18, n.1, pp.1-32.
- MAIA, V. C. & COURI, M. S., 1993, "Descrição de três espécies de *Bruggmannia* Tavares, 1915 (Diptera, Cecidomyiidae, Asphondyliidi) do Brasil, associadas com *Guapira opposita* (Nyctaginaceae)", *Revista Brasileira de Zoologia*, v.53, n.2, pp.209 - 215.
- MAIA, V. C., COURI, M. S., MONTEIRO, R. F., 1992, "Sobre seis espécies de *Asphondylia* Loew, 1850 do Brasil (Diptera, Cecidomyiidae)", *Revista Brasileira de Entomologia*, v.36, n.3, pp.653 – 661.
- MANI, M.S., 1964, *Ecology of plant galls*. Netherlands, Junk, The Hague.
- MANTOVANI, W., 1992, "A vegetação sobre a restinga de Caraguatatuba, SP". *Revista do Instituto Florestal de São Paulo*, v.4, pp.139-144.
- MARQUES, E. S. A., PRICE, P. W. & COBB, N. S., 2000, "Resource abundance and insect herbivory diversity on woody Fabaceous desert plants". *Environmental Entomology*, v.29, pp.696–703.
- MARQUIS, R. J., 1991, "Herbivore fauna of *Piper* (Piperaceae) in a Costa Rican wet forest: diversity, specificity and impact". In: Price, P.W., Lewinsohn, T.M, Fernandes, G.W. & Benson, W.W. (eds.). *Plant–Animal Interactions: Evolutionary Ecology in Tropical and Temperate Regions*, pp.179–208. London, John Wiley & Sons.
- MARQUIS, R. J. & BRAKER, H. E., 1994, "Plant-herbivore interactions: diversity, specificity, and impact". In McDade, L. A., Mawa, K. S., Hespenheide, H. A. &

- Hartshorn., G. S. (eds). *La Selva. Ecology and natural history of Neotropical rain forest*, pp. 261-281. Chicago, University of Chicago Press.
- MATTOS, E.A.; BRAZ, M.I.G.; CAVALIN, P.O.; ROSADO, B.H.P.; GOMES, J.M.; MARTINS, L.S.T. & ARRUDA, R.C.O., 2004, "Variação Espacial e Temporal em Parâmetros Fisiocológicos de Plantas". In: Rocha, C.F.D., Esteves, F.A. & Scarano, F.R. (eds.). *Pesquisas de longa duração na Restinga de Jurubatiba: ecologia, história e conservação*, pp. 99-116. São Carlos, RiMa.
- MATTSON, W. J., JR., 1980, "Herbivory in relation to plant nitrogen content", *Annual Review of Ecology & Systematics*, v.11, pp.119–161.
- MAYHEW, P. J., 1997, "Adaptive patterns of host-plant selection by phytophagous insects", *Oikos*, v.79, pp.417-428.
- MCCOY, E.D., 1990, "The distribution of insects along elevational gradients", *Oikos*, v.58, pp.313–322.
- MCKEY, D., WATERMAN, P.G., MBI, C.N., GARTLAN, J.S. & STRUNHSAKER, 1978, "Phenolic content of vegetation in two African rain forests: ecological implications", *Science*, v.202, pp.61-64.
- MCLAUGHLIN, J.F. & ROUGHGARDEN, J., 1993, "Species interactions in space". In: Ricklefs, R.E. & Schluter, D. (eds.). *Species diversity in Ecological communities: historical and geographical perspectives*, pp.89-98. Chicago and London, University of Chicago Press.
- MCNEELY, J.A., HARRISON, J. & DINGWALL, P., 1990, *Conserving the World's Biological Diversity. World Resources Institute, IUCN, World Bank, WWF, Conservation International*. Washington D.C. and Gland, Switzerland.
- MCT, 2004, *Comunicação nacional inicial do Brasil à convenção-Quadro das Nações Unidas sobre a mudança do clima / Coordenação-Geral de Mudanças Globais de Clima*. Brasília.

- MEIJDEN, E. VAN DER., 1979, "Herbivore exploitation of a fugitive plant species: local survival and extinction of the cinnabar moth and ragwort in a heterogenous environment", *Oecologia*, v.42, pp.307–323.
- MEYER, J., 1957, *Cécidogenese compareé de quelques galles d'arthropodes et evolution cytologique des tissus nourriciers*. Université de Strasbourg.
- MMA, 2002, *Política Nacional da Biodiversidade. Segunda versão – consolidação das reuniões regionais*. Brasília. MMA.
- MOLAU, U., ERIKSEN, B. & KNUDSEN, J.T., 1989, "Predispersal seed predation in *Bartsia alpina*", *Oecologia*, v.81, pp.181–185.
- MONTEIRO, R. F. F. FERRAZ; V. C. MAIA & AZEVEDO, M. A. P., 1994, "Galhas entomógenas em restingas: uma abordagem preliminar", *III Simpósio de Ecossistemas da Costa Brasileira. ACIESP*, v.3, pp. 214-22.
- MONTEIRO, R.F., ODA, R.A.M., NARAHARA, K.L. & CONSTANTINO, P., 2004, "Galhas: Diversidade, especificidade e distribuição", In: Rocha, C.F.D.; Esteves, F.A. & Scarano, F.R. eds. *Pesquisas de longa duração na Restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação*, pp.127-141. São Carlos, RiMa.
- MONTEZUMA, R.C.M., 1997, *Estrutura da vegetação de uma restinga de Ericaceae no município de Carapebus, RJ*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro.
- MORAN, V.C.; HOFFMANN, J.H.; IMPSON, F.A.C. & JENKINS, J.F.G., 1994, "Herbivorous insect species in the canopy of a relict South African forest", *Ecological Entomology*, v.19, pp.147-154.
- MORI, S. A., BOOM, B. M. & PRANCE, G. T., 1981, "Distribution patterns and conservation of the Eastern Brazilian coastal forest tree species", *Brittonia*, v.33, n.2, pp. 233-245.

- MOUTINHO, P., 2002, *Efeito da seca prolongada na Amazônia: quando a floresta torna-se inflamável?* Relatório técnico detalhado anual. Belém, IPAM.
- NEPSTAD, D.C., A. VERÍSSIMO, A. ALENCAR, C.A. NOBRE, E. LIMA, P.A. LEFEBVRE, P. SCHLESINGER, C. POTTER, P.R.D.S. MOUTINHO, E. MENDONZA, M.A. COCHRANE & V. BROOKS., 1999, "Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire", *Nature*, v.398., pp.505-508.
- NEWBERRY, D. M.& DE FLORESTA, H., 1985, "Herbivory and defense in pioneer gap and understory trees in tropical rain forests in French Guiana", *Biotropica*, v.17, pp.238-244.
- NOSS, R.F., 1990, "Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach" , *Conservation Biology*, v.4, pp.355–364.
- NOTTROTT, R., FRANKLIN, J. F. & VANDE CASTLE, J. R., 1994, *International Networking in Long-Term Ecological Research Proceedings of an International Summit*. Seattle, LTER Network Office.
- NOVOTNY, V. & BASSET, Y., 1998, "Seasonality of sap-sucking insects (Auchenorrhyncha, Hemiptera) feeding on Ficus (Moraceae) in a lowland rain forest in New Guinea", *Oecologia*, v.115, pp.514–522.
- NOVOTNY, V., BASSET, Y., AUGA, J., BOEN, W., DAL, C., DROZD, P., KASBAL, M., ISUA, B., KUTIL, R., MANUMBOR, M. & MOLEM, K., 1999, "Predation risk for herbivorous insects on tropical vegetation: a search for enemy-free space and time", *Australian Journal of Ecology*, v.24, pp.477–483.
- NOVOTNY, V., BASSET, Y., MILLER, S.E., DROZD, P. & CIZEK, L., 2002a, "Host specialization of leaf chewing in a New Guinea rainforest", *Journal of Animal Ecology*, v.71, pp. 400–412.

- NOVOTNY, V., BASSET, Y., MILLER, S.E., WEIBLEN, G.D., BREMER, B., CIZEK, L. & DROZD, P., 2002B, "Low host specificity of herbivorous insects in a tropical forest", *Nature*, v.416, pp.841–844.
- NOVOTNY, V., MILLER, S.E., BASSET, Y., CIZEK, L., DARROW, K., KAUPA, B., KUA J. & WEIBLEN, G.D., 2005, "An altitudinal comparison of caterpillar (Lepidoptera) assemblages on Ficus trees in Papua New Guinea". *Journal of Biogeography*, v.32, pp.1303–1314.
- NOVOTNY, V. & MISSA, O., 2000, "Local and regional species richness in the tropics: sap-sucking insects (Auchenorrhyncha, Hemiptera) from a lowland rain forest site and the island of New Guinea", *Ecological Entomology*, v.25, pp. 445-451.
- O'BRIEN, E.M., 1993, "Climatic gradients in woody plant species richness – towards an explanation based on an analysis of southern Africa's woody flora", *Journal of Biogeography*, v.20, pp.181–198.
- OLIVEIRA, R.C., 2000, *Estrutura do componente arbóreo da mata periodicamente inundada do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Rio de Janeiro, Brasil*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro.
- OLSEN, D.M., 1994, "The distribution of leaf litter invertebrates along a Neotropical altitudinal gradient", *Journal of Tropical Ecology*, v.10, pp.129–150.
- ORIAN, G.H. & PAINE, R.T., 1983, "Convergent evolution at the community level, In: Futuyma, D.J. & Slatkin, M. (eds.). *Coevolution*, pp.431-458. Sunderland, Sinauer Associates.
- OYAMA, K., PEREZ PEREZ M. A., CUEVAS-REYES, P. & LUNA-REYES R., 2003, "Regional and local species richness of gall-inducing insects in two tropical rain forests in Mexico", *Journal of Tropical Ecology*, v.19, pp.595-598.
- PAINE, R. T., 1966, "Food web complexity and species diversity", *American Naturalist*, v.100, pp.65-75.

- PATALAS, K., 1990, "Diversity of zooplankton communities in Canadian lakes as a function of climate", *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, v.24, pp.360–368.
- PEARSON, D.L., 1994, "Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity", *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, v.345, pp. 75–79.
- PEARSON, D. L. & CASSOLA, F., 1992, "World-wide species richness patterns of tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae): indicator taxa for biodiversity and conservations studies", *Conservation Biology*, v.6, pp.376-391.
- PEIXOTO, A. L. & GENTRY, A., 1990, "Diversidade e composição florística de mata de tabuleiro na Reserva de Linhares (Espírito Santo, Brasil)", *Revista Brasileira de Botânica*, v.13, pp.19-25.
- PIANKA, E.R., 1966, "Latitudinal gradients in species diversity: A review of concepts", *American Naturalist*, v.100, pp.33-46.
- _ 1994, *Evolutionary Ecology*. New York, Harper Collins.
- PIELOU, E. C., 1975, *Ecological diversity*. New York, Wiley.
- PIMM, S.L. & GITTLEMAN, J.L., 1992, "Biological diversity: where is it?", *Science*, v.255, pp.940.
- PRESTON, F.W., 1962, "The canonical distribution of commonness and rarity. Part 1", *Ecology*, v.43, pp.185-215.
- PRICE, P.W., 1980, *Evolutionary Biology of Parasites*. Princeton, Princeton University Press.
- _ 1991, "Patterns in communities along latitudinal gradients". In: Price, P.w., Lewinsohn, T.M., Fernandes, G.W. & Benson, W.W. (eds). *Plant Animal Interactions: Evolutionary Ecology in Tropical and Temperate Regions*, pp. 51-69. New York, Wiley & Sons.

- _ 2002, "Species interactions and the evolution of biodiversity", In: Herrera, C.M. & Pellmyr, C.M. (eds). *Plant–animal interactions: An evolutionary approach*, pp. 3–25. Oxford, Blackwell.
- PRICE, P.W. & CLANCY, K.M., 1986, "Interactions among three trophic levels: gall size and parasitoid attack", *Ecology*, v.67, pp.1593-1600.
- PRICE, P.W., COBB, N., CRAIG, T.P., FERNANDES, G.W., ITAMI, J.K., MOPPER, S. & PRESZLER, R.W., 1990, "Insect herbivore population dynamics on trees and shrubs: new approaches relevant to latent and eruptive species and life table development." In: Bernays, E.A. (ed.). *Insect-plant interactions, Vol. 2*, pp. 1-38. Florida, CRC Press.
- PRICE, P.W., FERNANDES, G.W., LARA, A.C.F., BRAUN, J., BARRIOS, H., WRIGHT, M., RIBEIRO, S.P. & ROTHCLIFF, N., 1998, "Global patterns in local number of insect galling species", *Journal of Biogeography*, v.25, pp.581–591.
- PROGAR, R.A. & SCHOWALTER, T.D., 2002, "Canopy arthropod assemblages along a precipitation and latitudinal gradient among Douglas-fir *Pseudotsuga menziesii* forests in the Pacific Northwest of the United States", *Ecography*, v.25, pp.129–138.
- RADAMBRASIL, 1983, "Levantamento de Recursos Naturais. Folhas SF 23/24". *Ministério das Minas e Energia, Rio de Janeiro-Vitória* v.32, pp.775.
- RAHBEK, C., 1995, "The elevational gradient of species richness: a uniform pattern?", *Ecography*, v.18, pp.200-205.
- RALPH, C.P., 1977, "Effect of host plant density on population of a specialized seed sucking bug, *Oncopeltus fasciatus*", *Ecology*, v.58, pp.799–809.
- RANDALL, M.G.M., 1986, "The predation of predispersed *Juncus squarrosus* seeds by *Coleophora alticolella* (Lepidoptera) larvae over a range of altitudes in northern England", *Oecologia*, v.69, pp.460–465.

- RAUPP, M.J. & DENNO, R.F., 1979, "The influence of patch size on a guild of sap-feeding insects that inhabit the salt marsh grass *Spartina patens*", *Environmental Entomology*, v.8, pp.412–417.
- REDFERN, M. & ASKEW, R.R., 1992, *Plant galls*. England, Richmond Publishing.
- REICH, P. B., WALTERS, M. B. & ELLSWORTH, D. S., 1997, "From tropics to tundra: global convergence in plant functioning", *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, v.94, pp.13730–13734.
- RENWICK, J.A.A., 1989, "Chemical ecology of oviposition in phytophagous insects", *Experientia*, v.45, pp.223-228.
- RICHERSON, P.J. & LUM, K.L., 1980., "Patterns of plant species diversity in California: Relation to weather and topography", *American Naturalist*, v.116, pp.504-536.
- RICKLEFS, R.E., 1973, *Ecology*. London, Thomas Nelson and Sons.
- RICKLEFS, R.E., 1987, "Community diversity: relative roles of local and regional processes", *Science*, v.235, pp.167–171.
- RICKLEFS, R. E., 1990, *Ecology*. 3rd Edition. USA, Feeman.
- RICKLEFS R., SCHLUTER D., EDS, 1993, *Species diversity in ecological communities*. Chicago, University of Chicago Press.
- ROBERTS, L., 1991, "Ranking the rain forests", *Science*, v.251, pp.1559–1560.
- ROSKAM, J.C., 1985, "Evolutionary patterns in gall midge–host plant associations (Diptera: Cecidomyiida)", *Tijdschrift voor Entomologie*, v.128, pp.193–213.
- ROWE II, J.W. & POTTER, D.A., 1996, "Vertical stratification of feeding by Japanese beetles within linden tree canopies: selective foraging or height per se?", *Oecologia*, v.108, pp.459-466.
- RÜBSAAMEN, E. H., 1905, "Beiträge zur Kenntnis aussereuropäischer Zooecidien. II. Beitrag: Gallen aus Brasilien und Peru". *Marcellia*, v.4, pp.65-85, pp.15-138.

- RÜBSAAMEN, E. H., 1907, "Beiträge zur Kenntnis aussereuropäischer Zooecidien. III. Beitrag: Gallen aus Brasilien und Peru". *Marcellia*, v.6, pp.110-173.
- RYTI, R.T., 1992, "Effect of the focal taxon on the selection of nature reserves", *Ecological Application*, v.2, pp.404–410.
- SALE, P.F., 1977, "Maintenance of high diversity in coral reef fish communities", *American Naturalist*, v.111, pp.337-359.
- _1978, "Coexistence of coral reef fishes – a lottery for living space", *Environmental Biology of Fishes*, v.3, pp.85-102.
- SAMSON, D.A., 1997, "Ant diversity and abundance along elevation gradient in the Philippines", *Biotropica*, v.29, pp.349–363.
- SCARANO, F.R. & ESTEVES, F.A., 2004, "Pesquisas Ecológicas de Longa Duração na Restinga de Jurubatiba: Hipótese central, estratégia de pesquisa e perspectivas", In: Rocha, C.F.D.; Esteves, F.A. & Scarano, F.R. (eds). *Pesquisas de longa duração na Restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação*, pp.15-22. São Carlos, RiMa.
- SCHEIDEL, U. & BRUELHEIDE, H., 1999, "The influence of slug herbivory on the large- and small-scale distribution patterns of *Arnica montana* L.", *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*, v.29, pp.309–316.
- SCHEIDEL, U. & BRUELHEIDE, H., 2001, "Altitudinal differences in herbivory on montane Compositae species", *Oecologia*, v.129, pp.75–86.
- SCHLUTER, D. & RICKLEFS, R.E., 1993a, "Species diversity: An Introduction to the problem", In: Ricklefs, R.E. & Schluter, D. (eds.). *Species diversity in Ecological communities: historical and geographical perspectives*, pp.1-10. Chicago and London, University of Chicago Press.
- _1993b, "Convergence and the regional component of species diversity" . In: Ricklefs, R.E. & Schluter, D. (eds.). *Species diversity in Ecological communities: historical and*

- geographical perspectives*, pp.230-240. Chicago and London, University of Chicago Press.
- SCHNEIDER, S. H., MEARN, L. & GLEICK, P. H., 1992, "Climate change scenarios for impact assessment", In: Peters, R. L. & Lovejoy, T. E. (eds). *Global warming and biological diversity*. pp.38–55. New Haven, Yale Univ. Press.
- SCOTT, J.M., DAVIS, B., NOSS, R., BUTTERFIELD, B., GROVES, C., ANDERSON, H., CAICCO, S., D'ERCHIA, F., EDWARDS JR., T.C., ULLIMAN, J. & WRIGHT, R.G., 1993, "Gap analyses: a geographic approach to protection of biological diversity", *Wildlife Monographs*, v.123.
- SHANNON, R.E. & BREWER, J.W., 1980, "Starch and sugar levels in three coniferous insect galls", *Zeitschrift fur Angewandte Entomologie*, v.89, pp.526-533.
- SILVA, A. F. & LEITÃO FILHO, H. F., 1982, "Composição florística e estrutura de um trecho de Mata Atlântica de encosta no município de Ubatuba (São Paulo, Brasil)", *Revista Brasileira de Botânica*, v.5, pp.43-52.
- SIMPSON, G.G., 1964, "Species density of North American recent mammals", *Systematic Zoology*, v.13, pp.361-389.
- SOLOMON, B.P., 1981, "Response of a host-specific herbivore to resource density, relative abundance and phenology", *Ecology*, v.62, pp.1205–1214.
- SOS MATA ATLÂNTICA, 2005, <http://www.sosmataatlantica.org.br>.
- SOUTHWOOD, T.R.E., 1960, "The abundance of the hawaiian trees and the number of their associated insect species", *Proceedings of the Hawaiian Entomological Society*, v.17, pp.299-303.
- SOUTHWOOD, T.R.E., 1961a, "The number of species of insects associated with various trees", *Journal of Animal Ecology*, v.30, pp.1-8.
- SOUTHWOOD, T.R.E., 1961b., "The evolution of the insect-host tree relationship – a new approach", *XI International Congress of Entomology*, v.1, pp.651-654.

- SPROTT, P. ED., 2000, *The International Long Term Ecological Research Network 2000 – Perspectives from Participating Networks*. New Mexico, US Long Term Ecological Research Network Office.
- STANTON, N., 1975, “Herbivore pressure on two types of tropical forests”, *Biotropica*, v.7, pp.8–11.
- STEHLI, F.G., DOUGLAS, R.G. & NEWELL, N.D., 1969, “Generation and maintenance of gradients in taxonomic diversity”, *Science*, v.164, pp.947-949.
- STERCK, F. VAN DER MEER, P. & BONGERS, F., 1992, “Herbivores in two rain forest canopies in French Guiana”, *Biotropica*, v.24, pp.97-99.
- STEVENS, G.C., 1989, “The latitudinal gradient in geographic range: How so many species coexist in the tropics”, *American Naturalist*, v.133, pp.240-256.
- STEVENS, G.C., 1992, “The elevational gradient in altitudinal range: an extension of Rapoport’s latitudinal rule to altitude”, *American Naturalist*, v.140, pp.893–911.
- STRATHDEE, A. T. & BALE, J. S., 1995, “Factors limiting the distribution of *Acyrtosiphon salbardicum* (Hemiptera:Aphidae) on Spitsbergen”, *Polar Biology*, v.15, pp.375–380.
- STRONG, D.R.J., 1977, “Rolled-leaf hispine beetles (Chrysomelidae) and their Zingiberales host plants in middle America”, *Biotropica*, v.9, pp.156–169.
- STRONG, A.E., 1989, “Greater global warming revealed by satellite-derived sea-surface-temperature trends”, *Nature*, v.338, pp.642-645.
- STRONG, D.R., LAWTON, J.H. & SOUTHWOOD, R., 1984, *Insects on plants*. Oxford, Blackwell Scientific Publications.
- SUGUIO, K. & TESSLER, M.G., 1984, “Planícies de cordões litorâneos quartenários do Brasil: origem e nomenclatura”, In: Lacerda, L.D, Araújo, D.SD., Cerqueira, R. & Turq, B. (eds.), *Restingas:origem, estrutura e processos*, pp.15-26. Niterói, CEUFF.
- SUZUKI, S., 1998, “Leaf phenology, seasonal changes in leaf quality and herbivory pattern of *Sanguisorba tenuifolia* at different altitudes”, *Oecologia*, v.117, pp.169–176.

- TAHVANAINEN, J.O. & ROOT, R.B., 1972, "The influence of vegetational diversity on the population ecology of a specialized herbivore, *Phyllotreta cruciferae* (Coleoptera: Chrysomelidae)", *Oecologia*, v.10, pp.321–346.
- TAVARES, J. S., 1920, "Cecidologia brasileira. Cecídias que se criam em plantas das famílias das Leguminosae, Sapotaceae, Lauraceae, Myrtaceae, Punicaceae, Aurantiaceae, Malpighiaceae, Sapindaceae, Umbelliferae, Loranthaceae, Apocynaceae, Urticaceae, Salicaceae e Graminae", *Brotéria, Série Zoológica*, v.18, pp.82-125.
- TAVARES, J. S., 1921, "Cecidologia brasileira. Cecídias que se criam em plantas das famílias das Leguminosae, Sapotaceae, Lauraceae, Myrtaceae, Punicaceae, Aurantiaceae, Malpighiaceae, Sapindaceae, Umbelliferae, Loranthaceae, Apocynaceae, Urticaceae, Salicaceae e Graminae", *Brotéria, Série Zoológica*, v.19, pp.76-112.
- TERBORGH, J., ROBINSON, S.K., PARKER, T.A., MUNN, C.A. & PIERPONT, N., 1990, "Structure and organization of an Amazonian forest bird community", *Ecological Monographs*, v.60, pp.213–238.
- THOMAS, J. A., MOSS, D. & POLLARD, E., 1994, "Increased fluctuations of butterfly populations towards the northern edges of species ranges", *Ecography*, v.17, pp. 215–220.
- THOMPSON, J. N., 1996, "Evolutionary ecology and the conservation of biodiversity", *Trends in Ecology and Evolution*, v.11, pp.300-303.
- THOMPSON, J.N. & PELLMYR., O., 1991, "Evolution of oviposition behavior and host preference in Lepidoptera", *Annual Review of Entomology*, v.36, pp.65-89.
- TRAVIS, J., 1996., "The significance of geographical variation in species interactions", *American Naturalist*, v.148, pp.51-58.

- TURNER, J.R.G., GATEHOUSE, C.M. & COREY, C.A., 1987, "Does solar energy control organic diversity? Butterflies, moths and the British climate", *Oikos*, v.48, pp.195–205.
- TURNER, J.R.G., LENNON, J.J. & LAWRENSON, J.A., 1988, "British bird species distributions and the energy theory", *Nature*, v.335, pp.539–541.
- VELOSO, H.P., RANGEL FILHO, A.L.R. & LIMA, J.C.A., 1991, *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro, IBGE (Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística).
- VIRTANEN, T. & NEUVONEN, S., 1999, "Performance of moth larvae on birch in relation to altitude, climate, host quality and parasitoids", *Oecologia*, v.120, pp.92–101.
- WALLACE, A.R., 1876, *The geographical distribution of animals vols 1 and 2*, Reprint 1962. New York, Hafner.
- WALTZ, A.M. & WHITHAM, T.G., 1997, "Plant development affects arthropod communities: opposing impacts of species removal", *Ecology*, v.78, pp.2133-2144.
- WATT, A.S., 1947, "Pattern and process in the plant community", *Journal of Ecology*, v.43, pp.490-506.
- WEIS, A.E., WALTON, R. & CREGO, C.L., 1988, "Reactive plant tissue sites and the population biology of gall makers", *Annual Review of Entomology*, v.33, pp.467–486.
- WHITTAKER, R. H., 1952, "A study of summer foliage insect communities in the Great Smoky Mountains", *Ecological Monographs*, v.22, pp.1–44.
- _ 1977. "Evolution of species diversity in land communities", *Evolutionary Biology*, v.10, pp.1-67.
- WILF, P., LABANDEIRA C.C., JOHNSON, K. R., COLEY, P.D. & CUTTER, A. D., 2001, "Insect herbivory, plant defense, and early Cenozoic climate change", *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v.98, n.11, pp.6221–6226.

- WILLIAMS, C. B., 1964, "*Patterns in the balance of nature and related problems in quantitative ecology*". New York. Academic Press.
- WILMER, P. G., 1982, "Microclimate and the environmental physiology of insects", *Advances in Insect Physiology*, v.16, pp.1–57.
- WILSON, D.E. & JANZEN, D.H., 1972, "Predation on *Scheelea* palm seeds by bruchid beetles: seed density and distance from the parent palm", *Ecology*, v.53, pp.954–959.
- WILSON, E.O., 1999, *The Diversity of Life*. New York, Norton Co.
- WOLDA, H., 1978, "Fluctuations in abundance of tropical insects", *American Naturalist*, v.112, pp.1017-1045.
- _ 1992, "Trends in abundance of tropical forest insects", *Oecologia*, v.89, pp.47-52.
- WMO, 1999, "WMO Statement on the Status of the Global Climate in 1998", *WMO - World Meteorological Organization*, v.896, pp.1-12
- WRIGHT, M.G. & SAMWAYS, M.J., 1996, "Gall-insect species richness in African Fynbos and Karoo vegetation: The importance of plant species richness", *Biodiversity Letters*, v.3, pp. 151-155.
- WRIGHT, M. G. & SAMWAYS, M. J., 1998, "Insect species richness tracking plant species richness in a diverse flora: gall insects in the Cape Floristic Region", *Oecologia*, v.115, pp.427–433.
- ZALUAR, H.L.T., 1997, *Espécies focais e a formação de moitas na restinga aberta de Clusia (Carapebus, RJ)*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- ZAR, J. H., 1998, *Biostatistical Analysis*. Fourth edition. New Jersey, Prentice-Hall.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)