

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO EM ENTOMOLOGIA

EDUARDO CARNEIRO

CURITBA
JAN/2012

EDUARDO CARNEIRO

Padrões de diversidade e distribuição de HesperIIDae (Lepidoptera) na Serra do Mar paranaense, Paraná, Brasil, e as relações macroecológicas das áreas campestres da América do Sul segundo sua composição.

Tese apresentada à Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Área de Concentração em Entomologia, da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para obtenção do Título de Doutor em Ciências Biológicas.

Orientador: Dr. Olaf H. H. Mielke (UFPR)

Co-orientadora: Dr^a Mirna M. Casagrande (UFPR)

Co-orientador: Dr. Konrad Fiedler (UNIVIE)

CURITIBA

JAN/2012

Agradecimentos

Aos Profs. Dr. Olaf H.H. Mielke, Dr^a Mirna M. Casagrande e Dr. Konrad Fiedler, que compartilham deste estudo, pela orientação e inúmeras contribuições e correções do manuscrito, além de toda companhia e amizade durante todos esses anos de convivência.

À Universidade Federal do Paraná e ao curso de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Entomologia), em nome de seu corpo docente e discente, por possibilitar a realização deste curso e prover estrutura e qualidade adequadas para a realização deste trabalho. Em especial, aos colegas do Laboratório de Estudos em Lepidoptera Neotropical, Dayana Bonfanti, Diego R. Dolibaina, Fabio L. dos Santos, Fernando M. S. Dias, Lucy M. G. Salik, Luis Anderson Ribeiro Leite, Manoela Kowalkzuk e Thamara B. T. Zacca.

Ao CNPq pela concessão da bolsa de Doutorado e à CAPES pela bolsa-sanduíche realizada durante quatro meses em Viena, Áustria. Ainda em Viena, à “Universität Wien” em nome do departamento de biodiversidade animal e seus integrantes: Dra. Andrea Grill, Msc. Christine Truxa, Dr. Florian Bodner, Msc. Patrick Strutzenberger, por todo auxílio prestado e excelente companhia durante minha estadia. Ao Goethe Institut e em especial à professora Eleonora, pelas aulas de alemão imprescindíveis à realização do Doutorado-Sanduíche em Viena.

Pelas fases de campo, sou grato ao IAP pela concessão das licenças de coleta nas Unidades de Conservação e ao “Seu Amadeus” e “Dilson” por disponibilizarem acesso às suas propriedades particulares. Também, a todos os colegas que se prontificaram a acompanhar e compartilhar de sua experiência durante as fases de campo, em especial aos Msc. Diego R. Dolibaina e Msc. Claudivã M. Maia, os mais assíduos coletores.

Também aos pesquisadores doutores Alfredo Ugarte, Arthur Shapiro, Gerardo Lamas, Julieta Ledezma, Rudi Mattoni, Wolfgang A. Nässig, que indicaram ou auxiliaram de alguma forma na obtenção de listas de fauna necessárias para compilação do banco de dados utilizado no capítulo quatro desta tese. À Msc. Mariana Cherman pela paciência em me descrever a flora Argentina.

Como exemplos de grande amizade, agradeço também à companhia de Fernando W. T. Leivas, Olivia Evangelista e Peterson T. Leivas, sempre presentes no momentos de maior necessidade.

Esse estudo é uma consequência do apoio incondicional de minha família e amigos que, desde os primeiros passos acadêmicos, me ofereceram uma vida gratificante, provendo grandes alegrias e experiências, durante não só durante o decorrer dos quatro anos de doutorado, como também por toda minha escalada educacional.

Dedicatória

Esta tese é especialmente dedicada aos meus orientadores Dr. Olaf H. H. Mielke e Dr^a Mirna M. Casagrande, por todo conhecimento transmitido e pela amizade cultivada durante os quase 10 anos de convivência e orientação acadêmica. Minha eterna gratidão.

“Few skippers are easy to collect on the wing, and the stereotype image of a collector in a headlong pursuit of his speeding prize is definitely not a technique of the skipper collector”

ÍNDICE

RESUMO	7
ABSTRACT	8
CAPÍTULO I	10
Resumo	10
Introdução	11
Metodologia.....	13
1. Locais de Amostragem	13
2. Amostragem.....	16
3. Análises Estatísticas	17
Resultados.....	17
Discussão	26
Literatura Citada	30
CAPÍTULO II.....	40
Resumo	40
Introdução	41
Metodologia.....	44
Resultados.....	48
Discussão	54
Literatura Citada	57
CAPÍTULO III	62
Resumo	63
Introdução	64
Metodologia.....	68
Resultados.....	72
Discussão	80
Literature Citada	84
CAPÍTULO IV.....	93
Resumo	93
Introdução	94
Metodologia.....	97
Resultados.....	104
Discussão	113
Literatura Citada	118

Padrões de diversidade e distribuição de HesperIIDae (Lepidoptera) na Serra do Mar paranaense, Paraná, Brasil, e as relações macroecológicas das áreas campestres da América do Sul segundo sua composição.

RESUMO

A família HesperIIDae é usualmente referida como um grupo de espécies de difícil amostragem, sendo frequentemente omitida de estudos de biodiversidade especialmente em regiões de domínio de florestas tropicais. Adicionalmente, estudos faunísticos em regiões campestres, especialmente em campos de altitude são ainda escassos, e pouco se sabe sobre a distribuição dos organismos nessas localidades e quais os mecanismos responsáveis por tal. Desta forma, o presente estudo amostrou a fauna de HesperIIDae em três montanhas da Serra do Mar paranaense visando comparar sua riqueza sob diferentes perspectivas naturais e investigar padrões de composição, diversidade, riqueza e riqueza de endemismos relacionados à altitude e aos diferentes tipos vegetacionais relacionados. Adicionalmente a composição desta fauna amostrada foi comparada à de outros tipos vegetacionais campestres da América do Sul, objetivando verificar os possíveis mecanismos relacionados à sua distribuição. Mostrou-se que os HesperIIDae em geral foram coletados homoganeamente, tornando a riqueza de espécies passível de ser utilizada para comparações de assembléias. No entanto, a exibição do comportamento de “hilltopping” por muitas espécie gerou alterações tendenciosas na obtenção da riqueza e composição faunística. Apesar de se mostrar um grupo intrinsecamente correlacionado à altitude, aspectos vegetacionais se mostraram mais determinantes para a composição de HesperIIDae na Serra do Mar, enquanto a própria altitude foi predominante sobre a riqueza. Aspectos históricos se mostraram também evidentes, ao passo que diferentes grupos de endemismo respondem diferentemente às modificações de altitude e vegetação. Esse caráter foi reafirmado quando comparados os diferentes ecossistemas campestres sulamericanos, os quais têm a composição de HesperIIDae influenciada basicamente por fatores biogeográficos e

vegetacionais, enquanto fatores climáticos e orográficos desempenham um papel secundário. Ainda, se faz necessário a realização de pesquisas básicas de biodiversidade de Hesperíidae, associadas a estudos bionômicos que aprimorem o conhecimento das suas relações com plantas hospedeiras, para que novas hipóteses biogeográficas e evolutivas possam ser inferidas através das relações desta família com os diversificados ecossistemas da América do Sul.

PALAVRAS-CHAVE: borboletas, montanha, biogeografia, macroecologia, campos de altitude.

ABSTRACT

Hesperíidae are usually claimed to be a group of elusive butterflies being frequently omitted from butterfly surveys, especially in tropical forest regions. Also, faunal studies in grassland areas are still scarce as the knowledge about the distribution of resident organisms and the mechanisms responsible for it. Therefore, the present study sampled the Hesperíidae fauna in three mountains of Serra do Mar of Paraná State, aiming to compare its richness under different perspectives and to investigate patterns of composition, diversity, richness and endemic richness related to altitude and to vegetation types. Additionally, this faunal composition was compared to other faunal lists of south American grasslands, in search to analyse possible mechanisms associated with its distribution. It was showed that Hesperíidae are homogeneously collected throughout Serra do Mar, making it possible the use of richness as an measurement of assemblage comparisons. On the other side, the hilltopping behaviour displayed by several species biased the richness and composition detection. Although the group demonstred a intrinsic correlation with altitude, vegetation aspects prevailed on the assemblage composition, while altitude *per se* was better correlated only with species richness. Biogeographical aspects were also observed on the different pattern found on endemic groups of Hesperíidae along altitude and vegetation. This aspect was again observed after comparing the faunal composition of different South American grasslands, in which biogeography and vegetation shows itself as better predictors than climate and orography (which

plays a secondary role). Basic research in biodiversity of Hesperidae are still required, including bionomic descriptions of its relationships with hostplants, in order to provide new biogeographical and evolutionary hypotheses to those unique and diverse ecosystems in South America.

KEYWORDS: skippers, mountain, biogeography, macroecology, altitude grasslands.

CAPÍTULO I

Riqueza de espécies de HesperIIDae (Lepidoptera: Hesperioidea) ao longo de um gradiente altitudinal na Serra do Mar, Paraná, Brazil.

E. Carneiro¹; O.H.H. Mielke¹; M.M. Casagrande¹; K. Fiedler²

¹Laboratório de Estudos de Lepidoptera Neotropical, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná. Caixa Postal 19020, 81531-980 Curitiba, Paraná, Brasil. Correspondência: carneiroeduardo@hotmail.com

²Department of Animal Biodiversity, Faculty of Life Sciences, University of Vienna, Rennweg 14, A-1030 Vienna, Austria.

Resumo

A família HesperIIDae é usualmente referida como um grupo de espécies de difícil amostragem, sendo frequentemente omitida de estudos de biodiversidade especialmente em regiões de domínio de florestas tropicais. Até então poucos estudos se propuseram a descrever a lepidopterofauna de altitude das montanhas da floresta Atlântica, motivo que levou presente estudo a levantar as espécies de HesperIIDae de três montanhas da Serra do Mar paranaense, e testar os seguintes fatores como possíveis mecanismos responsáveis por gerar diferenças na riqueza e percentual amostral: tipos vegetacionais; altitude; subfamílias; montanhas; e “hilltopping”. No total, foram coletadas 155 espécies de HesperIIDae, enquanto 220 foram estimadas. As riquezas encontradas e estimadas variaram em todas as análises, normalmente apresentando padrões uniformes. Exceções foram observadas entre montanhas e “hilltopping”. Uma das montanhas apresentou uma geometria diferenciada na curva de acumulação, revelando que a riqueza amostrada não pode ser comparada a das demais montanhas. Espécies que exibem “hilltopping” são de fato mais facilmente amostradas apesar de sua presença em toda uma assembléia não ter afetado na estimativa das espécies em geral, ou sequer modificado na geometria das curvas de acumulação. O presente levantamento é a primeira contribuição para o estudo da biodiversidade de

borboletas nas regiões de maior altitude do sul do Brasil. Portanto, todos os registros aqui representados acima dos 1200m podem ser considerados extensões da distribuição altitudinal conhecida para as espécies na região.

Palavras-chave: altitude, borboletas, inventário, estimativa de riqueza

Introdução

A família HesperIIDae é usualmente referida como um grupo de espécies de difícil amostragem, a qual demanda um maior esforço de amostragem e identificação (Brown & Freitas Jr. 1999; Brown Jr. & Freitas 2000; Dessuy & Morais 2007; Francini *et al.* 2011). Por este motivo, a família é freqüentemente omitida de estudos de biodiversidade de borboletas, especialmente em regiões de domínio de florestas tropicais (p. ex. Hawkins & DeVries 1996; Spitzer *et al.* 1993; Emery *et al.* 2006; Pinheiro *et al.* 2008; Lien & Yuan 2003; Vu & Vu 2011), ou mesmo subamostrada devido ao tamanho relativamente pequeno e a ausência de cores chamativas de muitas de suas espécies (Caldas & Robbins 2003; Dennis *et al.* 2005). De fato, a taxonomia de HesperIIDae assim como a distribuição geográfica, plantas hospedeiras e outros aspectos da bionomia ainda são pouco explorados quando comparados às demais borboletas (Wahlberg *et al.* 2005; Warren *et al.* 2008; Santos *et al.* 2008). No entanto, as riquezas de duas de suas subfamílias (Pyrginae e HesperIIDae) são as mais altamente correlacionadas com a riqueza das borboletas em geral, além de sua composição estar significativamente relacionada com fatores ambientais como temperatura, mosaico de solo e tipo de hábitat (Brown Jr. & Freitas 2000a). Tais evidências sugerem, portanto, a realização de estudos mais aprofundados sobre a diversidade das assembléias de HesperIIDae na região Neotropical.

Na Floresta Atlântica brasileira (*sensu* IBGE 2007), a família HesperIIDae foi documentada em inventários locais, incluindo regiões baixas (Mielke 1968; Iserhard & Romanowski 2004; Francini *et al.* 2011), planaltos (Mielke 1995; Dolibaina *et al.* 2011; Mielke *et al. in prep.*) ou montanhas com altitudes relativamente baixas (Brown Jr. 1992; Mielke & Casagrande 1997; Brown Jr. & Freitas 2000b). No entanto, até então poucos estudos foram direcionados ao

reconhecimento da lepidopterofauna de altitude das montanhas da Floresta Atlântica (ver Santos *et al.* 2008) ou mesmo das montanhas neotropicais (Prieto & Danners 2006), embora tais regiões abriguem um número elevado de endemismos em diversos grupos de organismos (Giulietti *et al.* 1987; Stattersfield *et al.* 1998; Safford 1999; Azevedo *et al.* 2008; Mallet-Rodriguez *et al.* 2010). Especialmente na Serra do Mar, onde o perfil orográfico das montanhas é elevadamente acidentado, dificuldades de acesso a esses habitats e condições climáticas desfavoráveis para pesquisa de borboletas (p. ex. chuvas mais freqüentes, ventos fortes) são os principais fatores responsáveis pela falta de estudos na região. Apesar destes locais estarem atualmente protegidos em unidades de conservação, fatores como fogo, invasão de gramíneas de pastagem e o turismo extensivo podem surgir como ameaças para a conservação das espécies (Martinelli 2007; Garcia *et al.* 2009). Diversas espécies de borboletas ameaçadas de extinção no Brasil encontram-se de fato restritas a habitats de altitudes elevadas (Machado *et al.* 2008), fato que gera maiores preocupações visto a ausência de informações básicas acerca das populações destas borboletas em regiões montanhosas.

Riqueza é um descritor de comunidades recorrentemente utilizado em estudos ecológicos (Magurran 1988) e cuja importância é igualmente atribuída ao monitoramento da biodiversidade e sua conservação (May 1988). Obter dados de riqueza real, no entanto, pode não ser uma tarefa simples para a grande maioria dos grupos de organismos (Colwell & Coddington 1994), especialmente os megadiversos como lepidópteros neotropicais, cujas assíntotas das curvas de acumulação de espécies são raramente atingidas, mesmo após significativo esforço amostral (Brehm *et al.* 2003; Brehm 2007). Logo, curvas de acumulação produzidas por estimadores de riqueza foram propostas com intuito de minimizar este esforço e, ao mesmo tempo, estabelecer medidas comparáveis de riqueza entre as áreas (Colwell & Coddington 1994; Colwell *et al.* 2004). Contudo, a geometria das curvas produzidas pelos estimadores pode ser modificada em detrimento da heterogeneidade das amostras (e.g. freqüência geral de espécies comuns e raras, abundância total de indivíduos por amostra, agregação espacial

ou temporal de indivíduos, padrões não aleatórios de co-ocorrência de espécies) (Colwell & Coddington 1994; Colwell *et al.* 2004), resultando em expectativas distintas sobre a real riqueza da área.

Uma vez que fatores como altitude, tipo vegetacional e comportamentos de dispersão não-aleatórios afetam a mobilidade das espécies (ver Pe'er *et al.* 2004) além de modificar a própria riqueza, a heterogeneidade nas amostras é complementarmente afetada. Portanto, estudos comparativos que envolvam estes fatores podem acentuar tais diferenças na geometria da curva e por conseqüência, sugerir diferentes expectativas para a riqueza. Da mesma forma, grupos taxonômicos distintos, que apresentem diferenças de mobilidade e atividade de vôo que influenciem diretamente na sua detectabilidade durante o período de amostragem, podem apresentar padrões distintos nas suas curvas de acumulação (Brose *et al.* 2003; Brose & Martinez 2004). Diferenças nestes padrões são importantes na interpretação das diferenças reais de riqueza entre as áreas e fornecem informações adicionais sobre como particularidades biológicas dos organismos afetam os procedimentos de amostragem.

Objetivando inventariar a fauna de HesperIIDae e investigar a acumulação de espécies sobre a Serra do Mar paranaense, o presente estudo testou os seguintes fatores como mecanismos responsáveis por gerar diferenças na riqueza e na eficiência amostral entre as áreas: 1. tipos vegetacionais; 2. categorias de altitude e; 3. Montanhas. Adicionalmente comparou-se a riqueza entre as subfamílias e avaliou-se a influência da presença de espécies exibindo comportamento de “hilltopping” sobre a estimativa de riqueza.

Metodologia

1. Locais de Amostragem

Transecção Anhangava

Localizado no Parque Estadual da Serra da Baitaca (25°23'30"S; 49°00'15"W), consite no caminho de acesso ao Pico Anhangava, se elevando a partir dos 990m, atingindo seu pico em 1430m. Possui aproximadamente 2,6km de extensão. Três diferentes tipos vegetacionais foram amostrados ao longo da

transecção: floresta montana, estágio inicial de sucessão vegetal (áreas abertas com predomínio de pteridófitas) e campos de altitude (detalhes em Roderjan *et al.* 1992). Embora algumas pequenas manchas de estágio inicial de sucessão vegetal sejam encontradas no interior de ambientes de floresta montana (p. ex. como clareiras naturais ou beira de estradas), sua predominância se faz evidente em altitudes entre 1150m e 1300m. Os campos de altitude são, portanto, restritos à altitudes acima desta vegetação, enquanto a floresta é observada na base da montanha (Fig. 1).

Transecção Araçatuba

Localizado no extremo sul da Serra do Mar paranaense (25°54'07"S; 48°59'37"W), essa transecção dá acesso ao Pico Araçatuba, compreendendo altitudes entre 910m a 1680m, e se estendendo por aproximadamente 4,1km. Nesta região, foi amostrada a maior mancha contínua de campos de altitude, presente desde 1100m a 1680m. Em contraposição, são consideravelmente menores as áreas florestais (910m-940m) e de estágio inicial de sucessão vegetal (940m-1100m)

Transecção Caratuba

Constitui no caminho que dá acesso ao segundo pico mais alto do sul do Brasil (Maack 1968), denominado Pico Caratuba, localizado do Parque Estadual do Pico Paraná (25°13'30"S; 48°51'40"W). O transecto amostrado percorre os gradientes altitudinais entre 980m a 1860m, se estendendo por 4,3km. A distribuição dos tipos vegetacionais é descontínua, apresentando a seguinte configuração: floresta montana (980m a 1080m; 1350m a 1420m); estágio inicial de sucessão vegetal (1080m-1350m) e campos naturais (1420m a 1490m; 1800m a 1860m). Apesar da dominância de floresta alto montana entre o intervalo altitudinal de 1350m a 1490m, essa vegetação não foi incluída nas amostras dado a ausência de espécimes, mesmo após repetidas tentativas de amostragem.

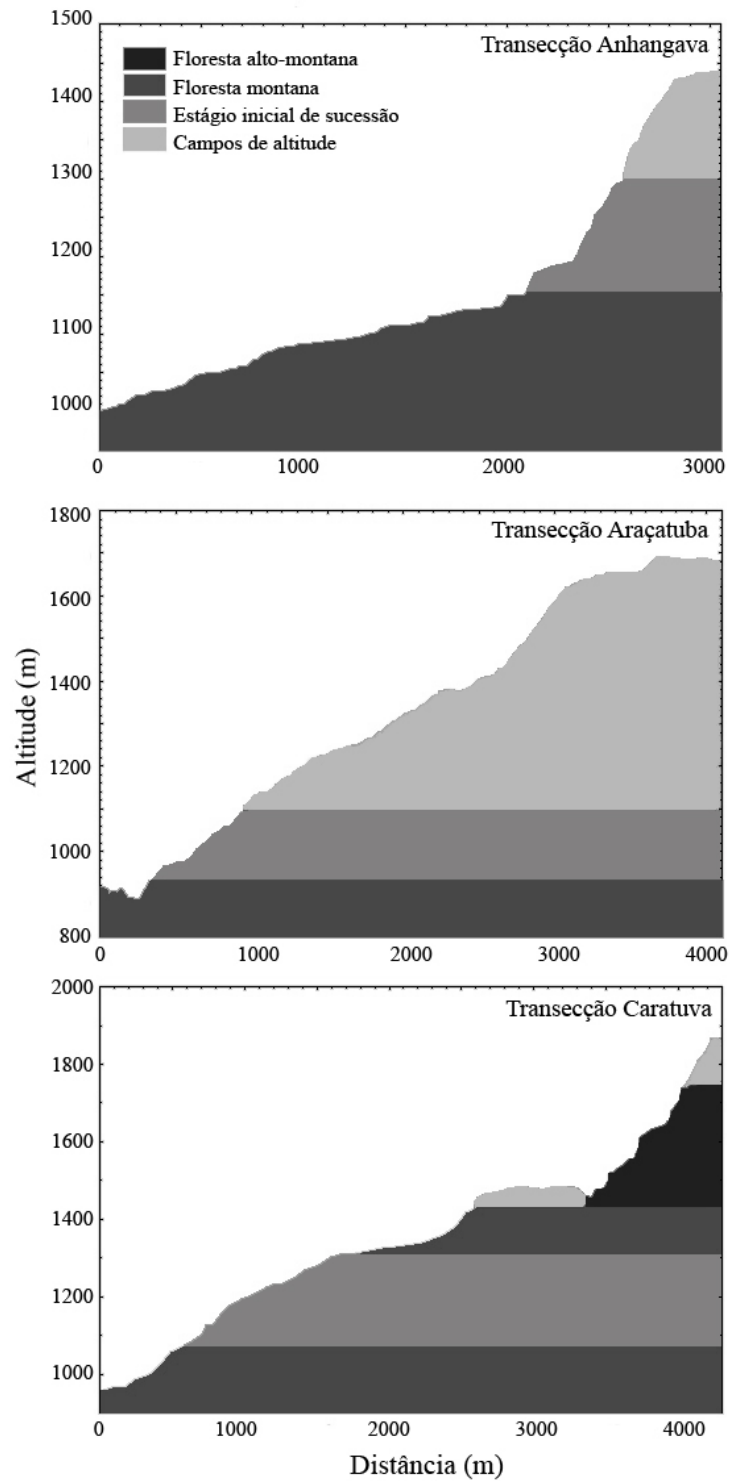


Figura 1. Perfil orográfico das montanhas amostradas para obter a riqueza de Hesperiidæ em três diferentes setores da Serra do Mar paranaense.

2. Amostragem

Entre os anos de 2009 a 2011, 33 amostras foram obtidas por meio de caminhadas por dois pesquisadores, pelas transecções anteriormente descritas (11 amostragens em cada montanha), conduzidos entre os meses de Setembro a Maio, entre 9:00h e 16:00h, estações e horários em que os hesperídeos demonstram sua maior ocorrência e atividade. As transecções foram realizadas ao longo dos caminhos utilizados por praticantes de montanhismo, apresentando em média 3 a 5m de largura, permitindo uso adequado de rede entomológica e acesso às regiões mais altas de cada montanha. Devido às diferenças topográficas e da extensão dos tipos vegetacionais entre cada montanha, não foi possível padronizar sistematicamente um tempo de amostragem em intervalos de altitude. No entanto, procurou-se homogeneizar o esforço amostral empregado a cada intervalo de 100m de altitude a aproximadamente 30 min. de coleta, a fim de determinar um período constante de amostragem ao longo das caminhadas, e não se concentrar a determinados pontos ou intervalos de altitude.

Todos os Hesperíidae capturados durante as subidas e descidas, voando ao longo de ou cruzando as transecções, foram amostrados e etiquetados individualmente quanto à data, altitude, elevação e tipo vegetacional onde o exemplar foi coletado. Exemplos observados e não capturados foram desconsiderados devido às limitações de identificação de grande parte de suas espécies. Espécies que exibiram o comportamento de “hilltopping” foram assim identificadas através da própria observação pessoal do coletor, dado a facilidade de identificar esse tipo de comportamento em campo (Schields 1967). Coordenadas geográficas e altitude foram obtidas com auxílio de GPS Garmin 60Cx, cuja precisão é aferida como menor a 10m segundo o fabricante. A identificação e classificação dos espécimes seguiram a proposta por Mielke (2004, 2005). Todos os exemplares capturados foram montados e posteriormente depositados na Coleção Entomológica Pe. Jesus Santiago Moure (DZUP), Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brasil.

3. Análises Estatísticas

Com intuito de comparar a riqueza de HesperIIDae na Serra do Mar paranaense entre diferentes parâmetros, estimadores de riqueza foram gerados em diferentes circunstâncias e as curvas de acumulação e percentual de amostragem avaliadas (riqueza amostrada/riqueza estimada). Brose & Martinez (2004) avaliaram a acurácia de algoritmos implementados em diferentes estimadores de riqueza para grupos de organismos que apresentam mobilidade variada, e concluíram que a escolha de um melhor estimador depende do percentual de amostragem obtido em cada ocasião. Por isso, os autores sugerem que a escolha mais apropriada do estimador deve ser baseada no percentual de amostragem, a qual no presente estudo variou entre 52% e 77% (Jack1= 72%; Jack2= 63%; ICE= 67%; M-M= 69%). Desta forma, Jackknife 2 foi selecionado e calculado, acompanhado do desvio padrão, com EstimateS 8.2 (Colwell 2009). O eixo X das curvas de acumulação geradas foi transformado para indivíduos, segundo indicado por Gotelli & Colwell (2001).

Algumas espécies de HesperIIDae exibem comportamento de “hilltopping” (Shields 1967), o qual foi rotineiramente observado nos picos das três montanhas amostradas. Em função deste comportamento aumentar a abundância aparente destas espécies (Prieto & Dahners 2006), os estimadores foram gerados para amostragem geral, e também independentemente para espécies que exibem ou não o comportamento de “hilltopping”. Pelo mesmo motivo, os estimadores também foram gerados para diferentes tipos vegetacionais, montanhas, gradientes de altitude (categorizado em intervalos de 250m) e entre as diferentes subfamílias amostradas.

Resultados

Com um total de 231 horas amostrais, 1617 indivíduos, representando 155 espécies de HesperIIDae foram coletados na Serra do Mar do Paraná nas três diferentes montanhas amostradas (Tabela 1). A estimativa de espécies, no

entanto, sugere uma riqueza de 220 (± 2.44) espécies (Tabela 2), embora a curva de acumulação não tenha atingido a assíntota.

Entre tipos vegetacionais, a floresta apresentou riqueza e percentual amostral distintamente superiores (115 spp.; 64.24%), seguida semelhantemente pelo estágio inicial de sucessão vegetacional (78 spp.; 58.17%) e pelos campos de altitude (75 spp.; 57.03%) (Fig. 2). Já quando comparadas em diferentes categorias de altitude, as riquezas amostradas são maiores em regiões baixas, decrescendo sua riqueza em função do aumento de altitude (Fig. 3). O percentual amostral é novamente superior onde a riqueza se mostra maior, embora as categorias medianas de altitude tenham percentuais de amostragem semelhantes. Hesperinae foi o táxon mais rico em número de espécies (108 spp.), seguido por Pyrginae (40 spp.) e Pyrrhopyginae (7 spp.) (Fig. 4), este último representado também por poucos indivíduos ($n = 38$). Destaca-se neste caso, o reduzido percentual amostral de Pyrginae (64.77%) quando comparado aos demais taxa (72.58% e 77.86% para Hesperinae e Pyrrhopyginae, respectivamente). A riqueza obtida entre estes parâmetros foi congruente com a estimativa de espécies, uma vez que todas as curvas de acumulação geradas em cada circunstância apresentaram geometrias uniformes.

No entanto, quando comparadas entre diferentes montanhas, as riquezas encontradas não traduzem a estimativa gerada pelo Jackknife 2. A transecção Caratua, apesar de apresentar a maior amplitude altitudinal e uma maior complexidade na distribuição de seus tipos vegetacionais, apresentou a menor riqueza amostral (62 spp.) (Fig. 5). Contudo, a geometria de sua curva de acumulação sugere, quando comparado às demais montanhas, uma expectativa distintamente maior de riqueza do que amostrado, fato corroborado pelo menor percentual de amostragem revelado neste local (52.58%), em detrimento da transecção Anhangava (63.59%) e transecção Araçatuba (60.80%).

A presença de espécies que apresentam comportamento de “hilltopping” não afetou a estimativa da riqueza total espécies no percentual amostral, ou na geometria das curvas de acumulação, apesar da curva de acumulação das espécies que exibem “hilltopping” já evidenciar um princípio de estabilização. Tal

fator evidencia que tais espécies, por apresentarem tal comportamento, são mais facilmente amostradas que as demais, apesar de não interferirem na estimativa total da riqueza do grupo.

Tabela 1. Lista de espécies de Hesperiiidae coletados na Serra do Mar, Paraná, Brasil. Abreviações: FLO: floresta, EIS: estágio inicial de sucessão vegetacional, CAM: campos de altitude, ANH: transecto Anhangava, ARA: transecto Araçatuba, CAR: transecto Caratuba. *Espécies típicas de áreas campestres; ^HEspécies que exibem comportamento de “hilltopping identificadas pelo próprio coletor”.

	Espécies	Distribuição Altitudinal (m)	Tipo de Vegetação			Transecto		
			FLO	EIS	CAM	ANH	ARA	CAR
Pyrrhopyginae								
1	<i>Elbella hegesippe</i> (Mabille & E. Boulet, 1908)	916-1270	X		X		X	
2	^H <i>Elbella mariae mariae</i> (Hayward, 1941)	1034-1440	X		X	X		
3	^H <i>Elbella mariae molinai</i> (Hayward, 1941)	1860			X			X
4	^H <i>Myscelus amystis epigona</i> (Herrich-Schäffer, 1869)	1430			X	X		
5	^H <i>Olafia rocius rocius</i> (Hopffer, 1874)	1030-1684		X	X	X	X	
6	<i>Passova polemon</i> (Hopffer, 1874)	1089-1290	X		X	X		
7	<i>Sarbia xanthippe xanthippe</i> (Latreille, [1824])	911-1435	X		X	X	X	
Pyrginae								
Eudamini								
8	<i>Aguna asander asander</i> (Hewitson, 1867)	945-1152		X	X		X	
9	^H <i>Astrartes alardus alardus</i> (Stoll, 1790)	1440-1860			X	X		X
10	<i>Astrartes elorus</i> (Hewitson, 1867)	912-1116	X			X	X	
11	<i>Astrartes fulgurator fulgurator</i> (Walch, 1775)	912-1087	X	X		X	X	
12	<i>Autochton integrifascia</i> (Mabille, 1891)	1029-1430	X	X	X	X		
13	<i>Autochton zarex</i> (Hübner, 1818)	911-1119	X			X	X	
14	<i>Celaenorrhinus eligius punctiger</i> (Burmeister, 1878)	1105-1220	X	X		X		
15	<i>Epargyreus exadeus exadeus</i> (Cramer, 1779)	1250			X		X	
16	^H <i>Epargyreus socus socus</i> (Hübner, 1825)	1440			X	X		
17	^H <i>Narcosius dosula dosula</i> (Evans, 1952)	1439			X	X		
18	<i>Oechydus chersis evelinda</i> (Butler, 1870)	911-1095	X	X			X	X
19	<i>Phocides pialia pialia</i> (Hewitson, 1857)	912	X				X	
20	^H <i>Phocides polybius phanias</i> (Burmeister, 1880)	1152-1860			X	X	X	X
21	<i>Polygonus leo leo</i> (Gmelin, ([1790])	1860			X			X
22	<i>Polygonus savigny savigny</i> (Latreille, [1824])	970-1488	X	X	X	X	X	X
23	<i>Proteides mercurius mercurius</i> (Fabricius, 1787)	1035		X			X	
24	<i>Urbanus dorantes dorantes</i> (Stoll, 1790)	1030-1647	X	X	X	X	X	X
25	<i>Urbanus esta</i> Evans, 1952	998-1249	X	X		X		X
26	<i>Urbanus proteus</i> (Linnaeus, 1758)	1287-1481		X	X	X	X	X
27	<i>Urbanus teleus</i> (Hübner, 1821)	911-1435	X	X	X	X	X	X
28	* <i>Urbanus zagorus</i> (Plötz, 1880)	1367			X		X	
Pyrgini								
29	<i>Achlyodes busirus rioja</i> Evans, 1953	912-1103	X			X	X	
30	<i>Achlyodes mithridates thraso</i> (Hübner, [1807])	1014	X			X		

31	<i>Camptopleura auxo</i> (Möschler, 1879)	1126		X		X		
32	<i>Carrhenes canescens pallida</i> Röber, 1925	1057-1366	X			X		X
33	<i>Gindanes brebisson brebisson</i> (Latreille, [1824])	944-1328	X	X		X	X	X
34	<i>Gorgythion begga begga</i> (Prittwitz, 1868)	911-1434	X	X	X	X	X	
35	<i>Helias phalaenoides palpalis</i> (Latreille, [1824])	1086	X			X		
36	<i>Heliopetes alana</i> (Reakirt, 1868)	911-1098	X			X	X	
37	<i>Heliopetes ochroleuca</i> Zikán, 1938	1018	X			X		
38	<i>Milanion leucaspis</i> (Mabille, 1878)	928-1087	X			X	X	
39	<i>Pachyneuria inops</i> (Mabille, 1877)	1133		X		X		
40	<i>Pyrgus orcus</i> (Stoll, 1780)	911-1865	X	X	X	X	X	X
41	<i>Pythonides lancea</i> (Hewitson, 1868)	1320	X					X
42	^H <i>Sophista aristoteles plinius</i> (Plötz, 1882)	1430			X	X		
43	<i>Sostrata bifasciata bifasciata</i> (Ménétriés, 1829)	916-1113	X	X		X	X	X
44	<i>Theagenes dichrous</i> (Mabille, 1878)	982-1405	X	X	X	X	X	X
45	<i>Trina geometrina geometrina</i> (C. Felder & R. Felder, 1867)	988		X		X		
46	<i>Xenophanes tryxus</i> (Stoll, 1780)	988	X					X
47	<i>Zera hyacinthinus servius</i> (Plötz, 1884)	998-1435	X	X	X	X		X
Hesperiiinae								
48	<i>Adlerodea modesta</i> Hayward, 1940	1126		X		X		
49	<i>Anthoptus epictetus</i> (Fabricius, 1793)	911-1310	X	X		X	X	X
50	<i>Arita mubevensis</i> (Bell, 1932)	1054-1103	X			X		
51	<i>Arita polistion</i> (Schaus, 1902)	1435			X	X		
52	<i>Arita</i> sp.	1029	X			X		
53	<i>Arotis derasa derasa</i> (Herrich-Schäffer, 1870)	911	X				X	
54	* <i>Artines satyr</i> Evans, 1955	1037-1133		X	X		X	
55	<i>Caligulana caligula</i> (Schaus, 1902)	1323	X					X
56	<i>Callimormus interpunctata</i> (Plötz, 1884)	911	X				X	
57	<i>Callimormus rivera</i> (Plötz, 1882)	911-1200	X	X		X	X	X
58	<i>Calpodes ethlius</i> (Stoll, 1782)	1120	X			X		
59	<i>Chalcone briquenydan australis</i> Mielke, 1980	1125-1430		X	X	X		
60	<i>Cobalopsis brema</i> Bell, 1959	1089-1165	X	X		X		
61	<i>Cobalopsis dorpa</i> de Jong, 1983	1092-1430	X	X	X	X		X
62	<i>Cobalopsis hazarma</i> (Hewitson, 1877)	1120-1439	X		X	X		
63	<i>Cobalopsis miaba</i> (Schaus, 1902)	912-1319	X	X	X	X	X	X
64	<i>Cobalopsis nero</i> (Herrich-Schäffer, 1869)	912-1351	X				X	X
65	<i>Cobalopsis vorgia</i> (Schaus, 1902)	1086-1417	X	X		X		X
66	<i>Conga chydaea</i> (Butler, 1877)	972-1145	X	X	X	X	X	
67	* <i>Conga iheringii</i> (Mabille, 1891)	912-1676	X	X	X	X	X	
68	<i>Conga immaculata</i> (Bell, 1930)	914-1144	X	X		X	X	
69	* <i>Conga urqua</i> (Schaus, 1902)	1050-1679	X	X	X	X	X	
70	^H <i>Conga zela</i> (Plötz, 1883)	968-1860		X	X	X	X	X
71	<i>Corticea corticea</i> (Plötz, 1882)	911-1120	X	X		X	X	
72	* <i>Corticea innocerinus</i> (Hayward, 1934)	1242-1684			X		X	
73	<i>Corticea lysias potex</i> Evans, 1955	911-1090	X	X		X	X	
74	<i>Corticea</i> sp. n.	911-1014	X			X	X	
75	<i>Corticea noctis</i> (Plötz, 1882)	911-1017	X			X	X	
76	<i>Cumbre belli belli</i> (Hayward, 1929)	1135-1390	X	X		X		X
77	<i>Cumbre cumbre</i> (Schaus, 1902)	1083-1434	X	X	X	X		X
78	<i>Cymaenes distigma</i> (Evans, 1955)	1423			X			X
79	<i>Cymaenes gisca</i> Evans, 1955	1035-1207	X	X	X	X	X	X

80	<i>Cymaenes odilia odilia</i> (Burmeister, 1878)	912	X				X	
81	<i>Cymaenes perloides</i> (Plötz, 1882)	911-1439	X	X	X	X	X	X
82	<i>Cymaenes tripunctata tripunctata</i> (Latreille, [1824])	1014-1348	X			X		X
83	<i>Decinea lucifer</i> (Hübner, 1831)	976-1230		X	X		X	
84	<i>Enosis schausi</i> Mielke & Casagrande, 2002	1083-1280	X	X		X		
85	<i>Euphyes subferrugineus biezankoi</i> Mielke, 1972	1128-1200			X		X	
86	<i>Eutychide subpunctata</i> Hayward, 1940	1013	X					X
87	<i>Hansa devergens hydra</i> Evans, 1955	1050-1095	X			X		
88	<i>Hylephila phyleus phyleus</i> (Drury, 1773)	1034-1421	X		X	X		
89	* <i>Igapophilus rufus</i> Mielke, 1980	1141			X		X	
90	<i>Lamponia lamponia</i> (Hewitson, 1876)	912-1235	X	X		X	X	
91	<i>Lerema duroca lenta</i> Evans, 1955	1110-1336	X	X		X		X
92	<i>Levina levina</i> (Plötz, 1884)	1051-1103	X	X		X		X
93	^H <i>Libra aligula decia</i> (Hayward, 1948)	1086-1440	X	X	X	X		
94	<i>Libra anatolica</i> (Plötz, 1883)	914-1434	X	X	X	X	X	X
95	<i>Lucida lucia lucia</i> (Capronnier, 1874)	911-1430	X	X	X	X	X	X
96	<i>Lucida ranesus</i> (Schaus, 1902)	912-1439	X	X	X	X	X	X
97	<i>Lucida schmithi</i> (Bell, 1930)	912-1374	X	X		X	X	X
98	<i>Lucida</i> sp. n.	1100-1439	X	X	X	X		X
99	<i>Lycas argentea</i> (Hewitson, 1866)	1090	X			X		
100	<i>Lychnuchus celsus</i> (Fabricius, 1793)	912-1413	X	X		X	X	X
101	^H <i>Metron oropa</i> (Hewitson, 1877)	1430-1435			X	X		
102	<i>Mnasitheus nella</i> Evans, 1955	916-916	X				X	
103	<i>Mnasitheus ritans</i> (Schaus, 1902)	912-1171	X	X		X	X	
104	<i>Moeris striga striga</i> (Geyer, 1832)	1200-1322	X	X				X
105	Moncini sp.1	911-911	X				X	
106	<i>Nastra chao</i> (Mabille, 1898)*	1035-1163		X	X		X	
107	<i>Nastra lurida</i> (Herrich-Schäffer, 1869)	911-1434	X	X	X	X	X	X
108	<i>Niconiades merenda</i> (Mabille, 1878)	1087	X			X		
109	<i>Nyctelius nyctelius nyctelius</i> (Latreille, [1824])	1421			X	X		
110	^H <i>Nyctelius paranensis</i> (Schaus, 1902)	912-1440	X	X	X	X	X	
111	<i>Orses itea</i> (Swainson, 1821)	1025-1122	X			X		X
112	<i>Orthos</i> sp.	1074	X			X		
113	<i>Panoquina hecebolus</i> (Scudder, 1872)	1034	X			X		
114	<i>Papias phainis</i> Godman, 1900	912-1017	X			X	X	
115	<i>Paracarystus evansi</i> Hayward, 1938	1380-1436	X		X	X		X
116	^H <i>Parphorus fartuga</i> (Schaus, 1902)	911-1439	X	X	X	X	X	X
117	<i>Perichares philetus aurina</i> Evans, 1955	1066	X			X		
118	<i>Phanes tavola</i> (Schaus, 1902)	1029-1439	X	X	X	X		
119	<i>Pheraeus perpulcher</i> (Hayward, 1934)	944-1078	X	X		X	X	
120	<i>Polites vibex catilina</i> (Plötz 1886)	1141-1250			X		X	
121	<i>Pompeius pompeius</i> (Latreille, [1824])	916	X				X	
122	<i>Psoralis stacara</i> (Schaus, 1902)	974-1390	X	X		X	X	X
123	<i>Quinta</i> sp.	1434			X	X		
124	<i>Remella remus</i> (Fabricius, 1798)	941-1102	X	X		X	X	X
125	<i>Saniba sabina</i> (Plötz, 1882)	1058-1329	X	X		X		X
126	<i>Saturnus saturnus servus</i> Evans, 1955	1044-1078	X			X		
127	<i>Sodalia coler</i> (Schaus, 1902)	1100	X			X		
128	<i>Styriodes</i> sp.	1178		X		X		
129	<i>Sucova sucova</i> (Schaus, 1902)	1430			X	X		
130	* <i>Thespieus abatira</i> J. Zikán, 1938	1160-1865	X	X	X	X		X

131	* ^H <i>Thespieus catochra</i> (Plötz, 1882)	1035-1684	X	X	X	X	X	X
132	<i>Thespieus ethemides</i> (Burmeister, 1878)	1030-1252		X	X	X	X	
133	<i>Thespieus himella</i> (Hewitson, 1868)	1010-1439	X		X	X		X
134	* <i>Thespieus homochromus</i> Mielke, 1978	1310-1672			X		X	
135	<i>Thespieus lutetia</i> (Hewitson, 1866)	1080	X			X		
136	* <i>Thespieus</i> sp. n.	1624-1684			X		X	
137	<i>Thespieus vividus</i> (Mabille, 1891)	911-1430	X	X	X	X	X	X
138	<i>Thespieus xarina</i> Hayward, 1948	1050		X			X	
139	<i>Thoon circelatta</i> (Plötz, 1882)	912-1165	X	X		X	X	X
140	<i>Tigasis</i> sp.	1024	X					X
141	<i>Tisias lesueur lesueur</i> (Latreille, [1824])	1090	X			X		
142	<i>Tyrinthia conflua</i> (Herrich-Schäffer, 1869)	1125	X					X
143	<i>Vehilius clavícula</i> (Plötz, 1884)	911-1440	X	X	X	X	X	X
144	* <i>Vehilius inca</i> (Scudder, 1872)	912-1435	X	X	X	X	X	
145	<i>Vettius artona</i> (Hewitson, 1868)	912-1126	X	X		X	X	X
146	<i>Vettius diversa diversa</i> (Herrich-Schäffer, 1869)	1087-1220	X	X		X		
147	<i>Vettius ploetzii morretesi</i> Mielke, 1992	1142-1434			X	X	X	
148	<i>Vettius ploetzii ploetzii</i> (Capronnier, 1874)	1313-1474	X		X			X
149	<i>Vettius umbrata</i> (Erschoff, 1876)	1021-1137	X	X		X		
150	<i>Vinius letis</i> (Plötz, 1883)	944-1439	X	X	X	X	X	X
151	<i>Virga austrinus</i> (Hayward, 1934)	988-1117	X			X		X
152	<i>Wallengrenia premnas</i> (Wallengren, 1860)	1034-1400	X		X	X		
153	^H <i>Xeniades victoria</i> Evans, 1955	1430			X	X		
154	<i>Zariaspes mys</i> (Hübner, [1808])	911-1080	X			X	X	
155	^H <i>Zenis jebus jebus</i> (Plötz, 1882)	970-1439	X	X	X	X	X	X
Total			115	78	75	120	81	62

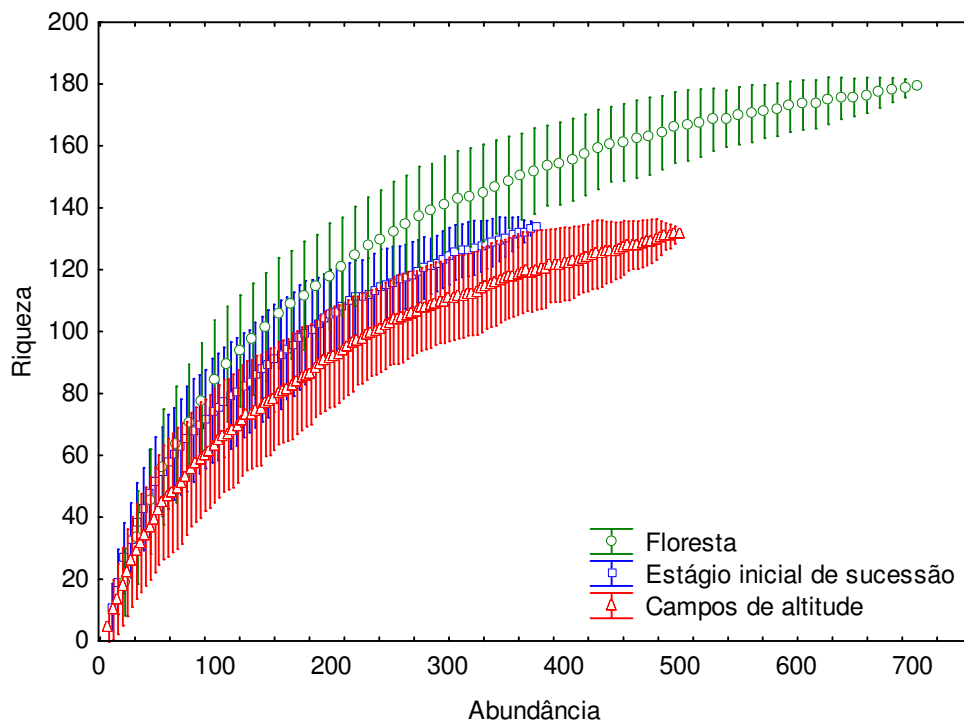


Fig. 2

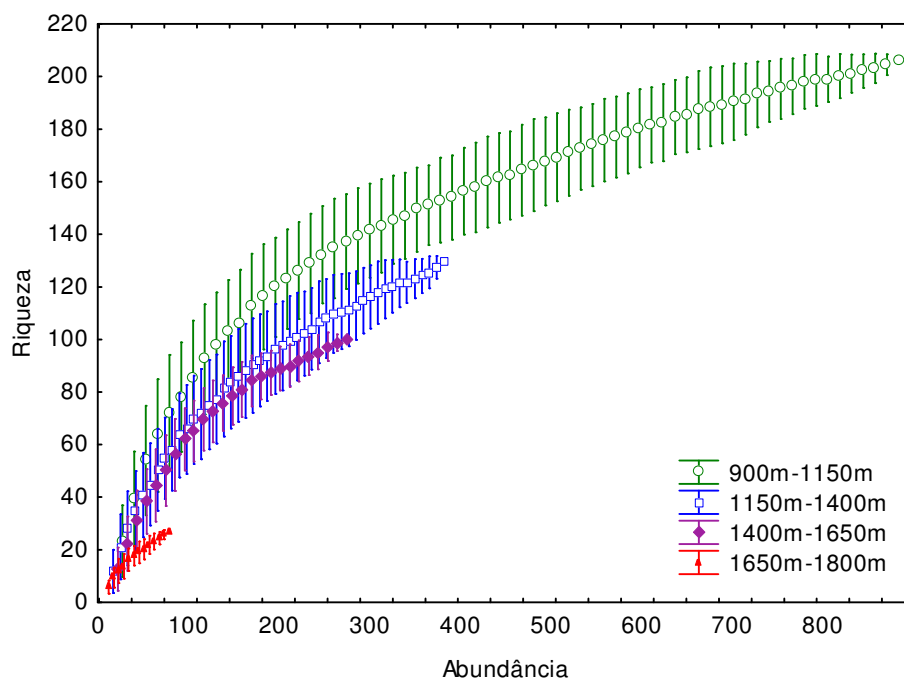


Fig. 3

Figs 2 e 3. Estimativas de riqueza de espécies geradas pelo Jacknife 2, comparadas entre diferentes tipos vegetacionais (Fig. 1) e categorias de altitude (Fig. 2) da Serra do Mar, Paraná, Brasil. Barras de erro representam o desvio padrão.

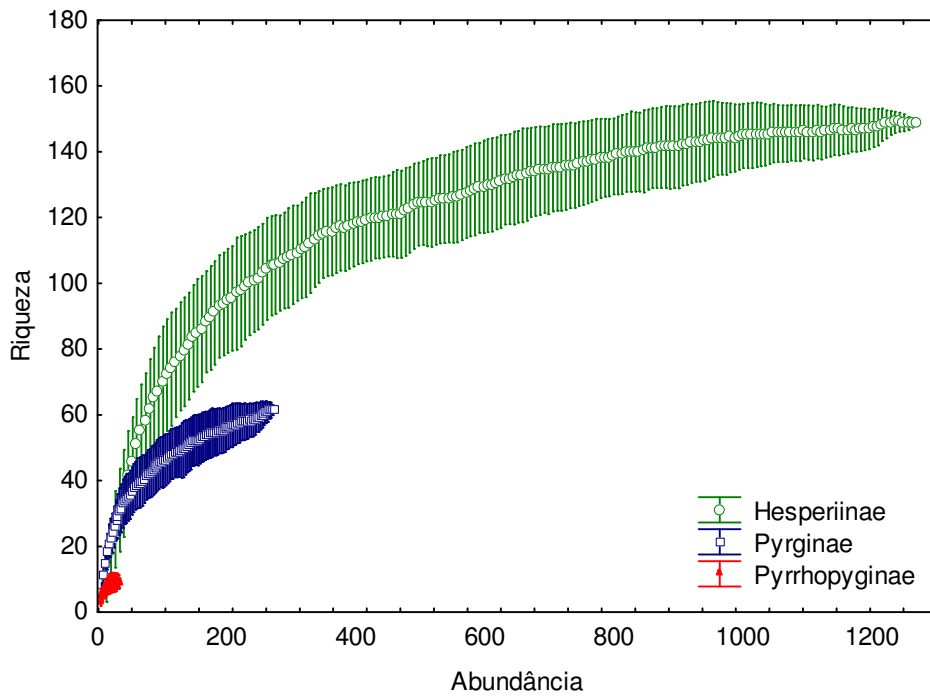


Fig. 4

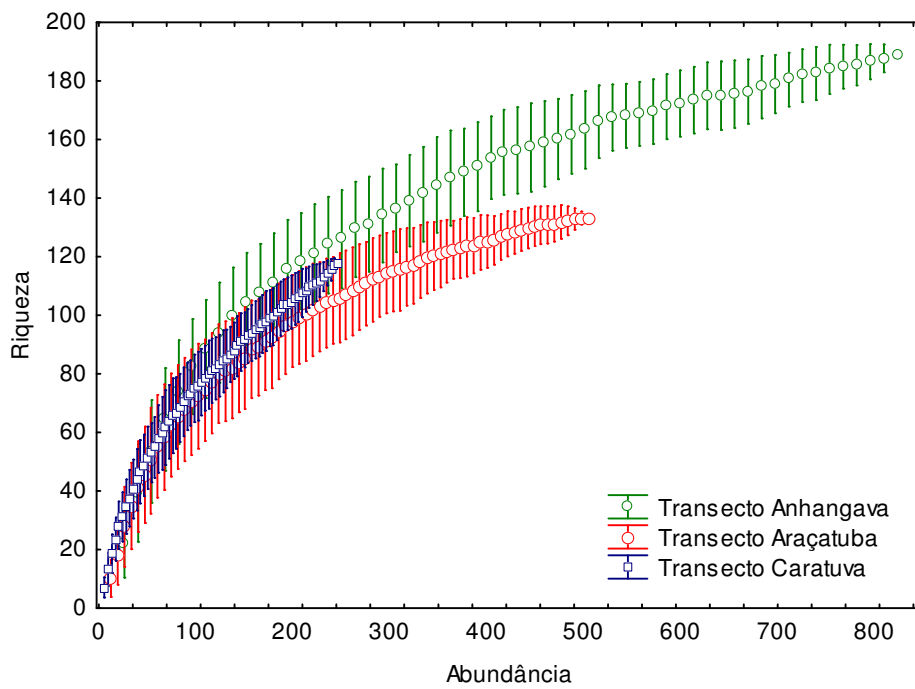


Fig. 5

Figs 4 e 5. Estimativas da riqueza de espécies geradas pelo Jackknife 2, comparadas entre diferentes taxa de Hesperiidæ (Fig. 4) e transecções (Fig. 5) da Serra do Mar, Paraná, Brasil. Barras de erro representam o desvio padrão.

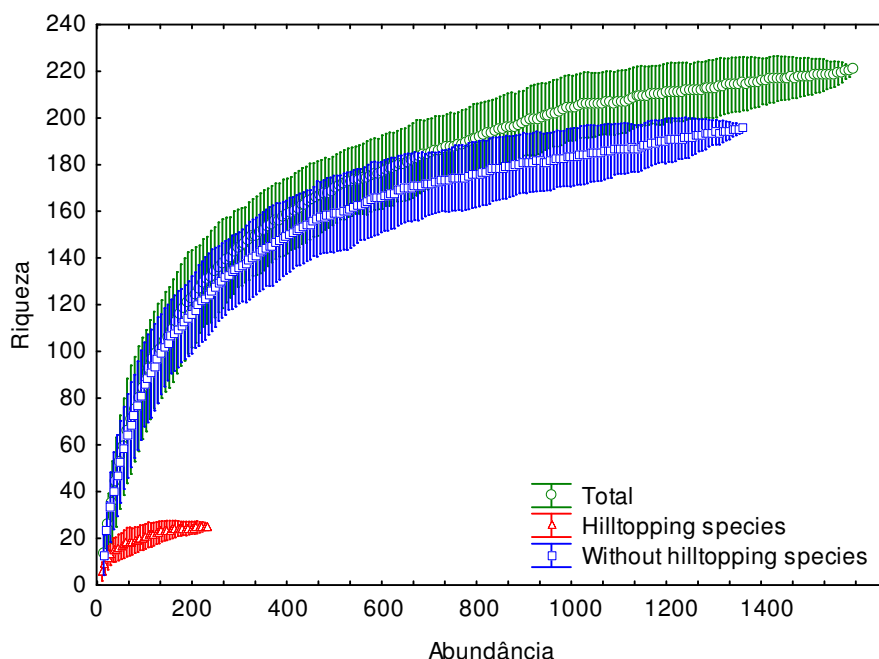


Fig. 6. Estimativa da riqueza de espécies gera pelo Jackknife 2, comparada na presença, ausência e exclusividade de espécies que exibem comportamento de "hilltopping". Barras de erro representam o desvio padrão.

Tabela 2. Riqueza de espécies observada (Sobs), estimada (Jack 2) e percentual de amostragem (PA), observados em diferentes circunstâncias na Serra do Mar, Paraná, Brasil. DP= desvio padrão.

	Sobs	Sobs DP	Jack 2	Jack 2 DP	PA
Floresta	115	5.52	179.01	2.94	64.24%
Estágio inicial de sucessão	78	5.25	134.1	2.29	58.17%
Campos de altitude	75	5.22	131.5	2.81	57.03%
900-1150m	127	6.58	205.63	3.98	61.76%
1151-1400m	70	5.62	129.4	4.33	54.10%
1401-1650m	56	4.59	100.02	3.22	55.99%
1651-1900m	14	2.68	26.7	1.79	52.43%
Hesperinae	108	4.48	148.81	1.42	72.58%
Pyrginae	40	3.39	61.76	1.57	64.77%
Pyrrhopyginae	7	0.91	8.99	1.50	77.86%
Transecção Anhangava	120	5.93	188.72	4.73	63.59%
Transecção Araçatuba	81	5.09	133.22	2.19	60.80%
Transecção Caratuba	62	5.51	117.92	2.53	52.58%
Espécies que exibem "hilltopping"	18	1.82	24.85	1.65	72.43%
Espécies que não exibem "hilltopping"	137	5.45	195.7	1.96	70.01%
Total	155	5.75	220.68	2.44	70.24%

Discussão

O presente inventário é a primeira contribuição para o estudo da biodiversidade de borboletas nas regiões de maior altitude do sul do Brasil. Portanto, todos os registros aqui representados acima dos 1200m podem ser considerados extensões da distribuição altitudinal conhecida para as espécies na região. Em geral, montanhas que atingem altitudes elevadas no Brasil são raramente exploradas por pesquisadores de Lepidoptera, fator que justifica a carência de informações de uma fauna tão peculiar, e a coloca ainda praticamente desconhecida. Zikán (1928) and Zikán & Zikán (1968) produziram a única lista de borboletas no Brasil (Parque Nacional do Itatiaia, Rio de Janeiro), cujos dados incluem habitats acima dos 1250m, registrando 366 espécies de HesperIIDae ao longo de um gradiente de aproximadamente 2400m (400m-2800m). Infelizmente, no entanto, não há referências quanto à altitude de coleta de cada espécie, o que limita a utilização destes dados.

O raro uso de estimadores de riqueza direcionados a lepidópteros neotropicais, adicionados à variedade de estimadores e métodos de coleta, tornam difícil uma comparação do percentual de amostragem atingido em HesperIIDae com demais grupos na região. Por outro lado, o fato das curvas de acumulação não atingirem uma assíntota é recorrente em Lepidoptera (Summerville & Crist 2005) em diversos taxa, tais como: ArctIIDae (Brehm 2007), Geometridae (Brehm *et al.* 2003; Brehm 2007); HesperIIDae (DeVries *et al.* 2009); Ithomiinae (Uehara-Prado & Freitas 2009); Sphingidae (Gómez-Nucamendi *et al.* 1999; Amorin *et al.* 2009); Papilionoidea & Hesperioidea (Raguso & Llorent-Bousquets 1991; Tobar *et al.* 2002; Caldas & Robbins 2003; Jiménez-Valverde *et al.* 2004; Palacios & Constantino 2006; Orozco *et al.* 2009), Lycaenidae (Prieto & Dahners 2006); e borboletas frugívoras (DeVries *et al.* 1997; Dumbrell & Hill 2005; Bobo *et al.* 2006; Uehara-Prado *et al.* 2007)

C. Mielke (1995), baseado em 25 anos de registros, listou um total de 210 spp. de HesperIIDae para o município de Curitiba, localizado a aproximadamente 25 km a oeste da Serra do Mar. Similarmente, um outro estudo cita 225 spp. para Ponta Grossa (O. Mielke *et al.* no prelo), esta localizada a 150 km a oeste da

Serra do Mar, baseando-se em 70 anos de registros na região. Ambas localidades apresentam tipos vegetacionais semelhantes aos da Serra do Mar, onde ambientes campestres são encontrados como manchas circundadas por ambientes florestais. Considerando que tais inventários se aproximam da riqueza real de espécies (dado o elevado esforço amostral), a estimativa de riqueza apontada pelo Jackknife 2 é muito próxima da esperada (uma vez que localidades próximas devem deter a mesma riqueza de espécies). No entanto, localidades que trataram tipos de vegetação adicionais, como a floresta semidecidual, podem ter sua riqueza aumentada consideravelmente (Guarapuava, 256 spp., Dolibaina *et al.* 2011).

No entanto, a vegetação campestre encontrada nestas regiões, usualmente denominada campos naturais (*sensu* Mack 1968), são também freqüentemente discernidas dos campos de altitude amostrados no presente estudo (Veloso *et al.* 1991; IBGE 2007). Os campos naturais presentes no primeiro, segundo e terceiro planaltos do Paraná (Maack 1968) compartilham os mesmos hesperídeos endêmicos (ver Mielke 1995; Dolibaina *et al.* 2011; O. Mielke *et al.* no prelo), mesmo embora esse ecossistema tenha uma distribuição disjunta, formando um “clássico arquipélago de habitats terrestres” (Safford 2007) ao longo de sua distribuição. Comparados aos campos naturais, o número de espécies endêmicas compartilhadas com os campos de altitude decresce de acordo com a distância dos planaltos (nove spp. com Curitiba, oito com Ponta Grossa e sete com Guarapuava). *Thespieus abatira* não foi registrada em nenhuma destas listas, apesar de já ter sido coletada em altitudes mais moderadas da Serra do Mar (900m; DZUP) e em matas de altitude dos Campos do Jordão e Itatiaia, localizados na Serra da Mantiqueira (1500m e 2200m respectivamente; DZUP). Tal distribuição sugere uma relação desta espécie com ambientes montanos. Ainda, *Thespieus* sp. ainda não havia sido capturada ou sequer descrita, mesmo após um relevante esforço amostral na região. Sua relativa abundância (n= 12) restrita ao cume do Araçatuba, sugere que esta espécie seja endêmica aos campos de altitude do sul do Brasil assim como outras espécies, inclusive citadas com graus de ameaça (Machado *et al.* 2008).

Os campos de altitude são menos ricos quando comparados à ambientes florestais, resultado já esperado devido à superior heterogeneidade de habitats disponibilizada pelas florestas tropicais (Viejo 1982; Baz 1987; Lepê & Spitzer 1990; Spitzer *et al.* 1993; Hill *et al.* 1995). Além disso, tais regiões campestres normalmente se encontram restritas à regiões de maior altitude, onde a riqueza tende a ser reduzida, como evidenciado para diversos grupos de organismos (ver Rahbeck 1995; Nogués-Bravo *et al.* 2008) e apoiados nos estimadores categorizados pela altitude no presente estudo. Tal diferença não pode ser atribuída nem a artefatos relacionados ao esforço de coleta, visto que os transectos foram mais representados pelos campos naturais (4,3 km) do que por florestas (3,4 km), ou a detectabilidade das espécies, visto a uniformidade da curva de acumulação entre os diferentes tipos de vegetação. O mesmo pode ser inferido para as diferentes classes de altitude. Desta forma, o padrão de decréscimo da riqueza de espécies de Hesperiidæ ao longo de gradientes altitudinais não difere do padrão tradicionalmente reconhecido para a maioria dos grupos de Lepidoptera (Herbert 1980; Baz 1987; Wolda 1987; Sanchez-Rodriguez & Baz 1995; Gutierrez 1997; Fleischman *et al.* 1998; Martynenko 2006; Camero & Calderón 2007; Choi 2008).

As subfamílias de Hesperiidæ demonstraram ser diferentemente amostradas através de outro método de coleta (Técnica de Ahrenholz), apresentando inclusive diferenças marcantes na geometria das curvas de acumulação (DeVries *et al.* 2009). Com a rede entomológica, no entanto, as três subfamílias encontradas no presente estudo se mostraram homogeneamente amostradas (baseando-se na geometria da curva da acumulação), apesar da dominância no número de espécies de Hesperiiinae e da escassez dos Pyrrhopyginae. Os Pyrrhopyginae são reconhecidamente mais escassos na natureza, independentemente da localidade amostrada (ver Brown Jr & Freitas 2000a), visto sua diversidade Neotropical ser também bastante reduzida quando comparada as outras duas subfamílias mais diversas: Pyrginae e Hesperiiinae (Mielke 2004, 2005). Ainda, a riqueza proporcional destes grupos varia significativamente conforme a localização do estudo, onde Pyrginae é

normalmente mais rico que Hesperinae em menores latitudes ou em locais mais baixos da Floresta Atlântica e vice-versa (ver Brown Jr. & Freitas 2000a). Dada a latitude e altitude consideradas no presente estudo, uma maior riqueza de Hesperinae é esperada e corroborada por inventários realizados em localidades adjacentes (Mielke 1995; Dolibaina *et al.* 2011; Mielke *et al.* no prelo).

Quanto às localidades percorridas, o percentual de amostragem se mostrou afetado, especialmente no transecto Caratua. Durante todo o estudo, coletas nesta região geralmente resultaram em pequenas amostragens (baixa abundância), apesar de uma alta proporção de espécies por indivíduos (obs. pess.). A heterogeneidade de hábitat já fora identificada por influenciar na detectabilidade de espécies (Bouliner *et al.* 1998), fator acentuado no transecto Caratua em decorrência da formação intermitente de tipos vegetacionais, como a florestas e estágios iniciais de sucessão (Fig. 1). Uma vez que estes hábitats se encontram mais reduzidos, podem ao mesmo tempo restringir a mobilidade das espécies e assim reduzir a sua probabilidade de captura. Já para as demais montanhas, os tipos vegetacionais são contínuos e característicos a determinadas faixas de altitude. Portanto, mesmo homogenizando o esforço amostral empregado entre as montanhas, as riquezas amostradas não podem ser comparadas, uma vez que diferentes geometrias da curva de acumulação foram observadas (Gotelli & Colwell 2001). Devido ao padrão da curva de acumulação para espécimes desta montanha, pode-se inferir uma riqueza desta mais próxima ao transecto Anhangava após a realização de novas amostragens no mesmo transecto.

Esta é a primeira contribuição dedicada a comparar a probabilidade de detecção de espécies que exibem comportamento de “hilltopping” e testar sua influência na estimativa de riqueza de espécies. O presente resultado evidenciou que tais espécies são de fato mais facilmente amostradas, o que pode ser explicado pela alta mobilidade dos machos durante a exibição de tal comportamento quando nos cumes das montanhas. O próprio comportamento de defesa de território aumenta a detectabilidade de espécies, uma vez que as mesmas são rotineiramente coletadas nos mesmos pontos ou rotas (Bouliner *et al.*

1998; Brose & Martinez 2004). No entanto, sua presença em toda uma assembléia não afetou na estimativa das espécies em geral, sequer modificou a geometria das curvas de acumulação, provavelmente devido ao pequeno número de espécies comparado ao total amostrado (11%). Portanto, o presente resultado não deve ser simplesmente extrapolado a outras assembléias de insetos, já que o tamanho amostral, abundância relativa e proporção destas espécies podem variar significativamente em cada grupo animal.

Literatura Citada

Adams, M.J. 1985. Speciation in the Pronophilina butterflies (Satyridae) of the Northern Andes. **Journal of Research on the Lepidoptera** 1, 33–49.

Amorin, F. W.; R. S. Ávila Jr; A. J. A. Camargo; A. L. Vieira; P. E. Oliveira 2009. A hawkmoth crossroads? Species richness, seasonality and biogeographical affinities of Sphingidae in Brazilian Cerrado. **Journal of Biogeography** 36: 662-674.

Azevedo, A. A.; F. A. Silveira; C. M. L. Aguiar; V. S. Pereira 2008. Fauna de abelhas (Hymenoptera, Apoidea) nos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço (Minas Gerais e Bahia: Brasil): riqueza de espécies, padrões de distribuição e ameaças para conservação. **Megadiversidade** 4: 126-157.

Baz, A. 1987. Abundancia y riqueza de las comunidades forestales de mariposas (Lepidoptera Rhopalocera) y su relación con la altitud en el Sistema Ibérico meridional. **Graellsia** 43: 179-192.

Bobo, K. S.; M. Waltert; H. Fermon; J. Njokagbor; M. Mühlenberg 2006. From forest to farmland: butterfly diversity and habitat associations along a gradient of forest conversion in Southwestern Cameroon. **Journal of Insect Conservation** 10: 29-42.

Bouliner, T.; J. D. Nichols; J. R. Sauer; J. E. Hines; K. H. Pollock 1998. Estimating species richness: the importance of heterogeneity in species detectability. **Ecology** **79**: 1018-1028.

Brehm, G. 2007 Contrasting patterns of vertical stratification in two moth families in a Costa Rican lowland rain forest. **Basic and Applied Ecology** **8**: 44-54.

Brehm, G.; D. Süssenbach; K. Fiedler 2003. Unique elevational diversity patterns of geometrid moths in an Andean montane forest. **Ecography** **26**: 456-466.

Brose, U.; N. D. Martinez; R. J. Williams 2003. Estimating species richness: sensitivity to sample coverage and insensitivity to spatial patterns. **Ecology** **84**: 2364-2377.

Brose, U.; N. D. Martinez 2004. Estimating the richness of species with variable mobility. **Oikos** **105**: 292-300.

Brown Jr., K.S.; A. V. L. Freitas 1999. Lepidoptera. p. 226-243. *In* Brandão, C.R.F.; Cancellato, E.M. (Ed.) Volume 5: Invertebrados Terrestres. *In* C.A. Joly & C. E. M. Bicudo (Org.). **Biodiversidade do Estado de São Paulo: síntese do conhecimento ao final do século XX**. São Paulo: FAPESP.

Brown Jr., K. S.; A. V. L. Freitas 2000a. Atlantic Forest Butterflies: Indicators for Landscape Conservation. **Biotropica** **32**: 934-956.

Brown Jr., K. S.; A. V. L. Freitas 2000b. Diversidade de Lepidoptera em Santa Teresa, Espírito Santo. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão** **11/12**: 71-118.

Brown Jr., K. S. 1992. Borboletas da Serra do Japi: Diversidade, habitats, recursos alimentares e variação temporal, p. 142-187. *In*: Morellato, L.P.C. (Ed.). **História natural da Serra do Japi: Ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil**. Campinas, Unicamp: FAPESP.

Caldas, A.; R. K. Robbins 2003. Modified Pollard transects for assessing tropical butterfly abundance and diversity. **Biological Conservation** **110**: 211-219.

Camero, E.; A. M. Calderón 2007. Comunidad de mariposas diurnas (Lepidoptera: Rhopalocera) en um gradiente altitudinal del cañon del rio Cobeima-Tolima, Colombia. **Acta biológica Colombiana** **12**: 95-110.

Choi, S. W. 2008. Diversity and composition of larger moths in three different forest types of Southern Korea. **Ecological Research** **23**: 503-509.

Clark, L. G. 1995. Diversity and distribution of the Andean woody bamboos. pp. 501-512. *In* S.P. Churchill, H. Balslev, E. Forero & J.L. Luteyn (Eds) **Biodiversity and conservation of neotropical montane forests, proceedings**. New York Botanical Garden.

Colwell, R. K.; C. X. Mao; J. Chang 2004. Interpolating, extrapolating and comparing incidence-based species accumulation curves. **Ecology** **85**: 2717-2727.

Colwell, R. K. 2005. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>

Dennis, R. L. H.; T. G. Shreeve; N. J. B. Isaac; D. B. Roy; P. B. Hardy; R. Fox; J. Asher 2006. The effects ov visual apparency on bias in butterfly recording and monitoring. **Biological Conservation** **128**: 486-492.

Dessuy, M. B.; A. B. B. de Moraes 2007. Diversidade de borboletas (Lepidoptera, Papilionoidea e Hesperioidea) em fragmentos de Floresta Estacional Decidual em Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** **24**: 108-120.

DeVries, P. J.; D. Murray; R. Lande 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** **62**: 343-364.

DeVries, P. J.; G. T. Austin; N. H. Martin 2009. Estimating species diversity in a guild of Neotropical skippers (Lepidoptera: Hesperidae) with artificial lures is a sampling problem. **Insect Conservation and Diversity** 2: 125-134.

Dolibaina, D. R.; O. H. H. Mielke; M. M. Casagrande 2011. Borboletas (Papilionoidea e Hesperioidea) de Guarapuava e arredores, Paraná, Brasil: um inventário com base em 63 anos de registro. **Biota Neotropica** 11: 341-354.

Dumbrell, A. J.; J. K Hill 2005. Impacts of selective logging on canopy and ground assemblages of tropical forest butterflies: implications for sampling. **Biological Conservation** 125: 123-131.

Emery, E. O.; K. S. Brown Jr.; C. E. G. Pinheiro 2006. As Borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea) do Distrito Federal, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia** 50: 85-92.

Fleischman, E.; G. T. Austin; A. D. Weiss 1998. An empirical test of Rapoport's rule: elevational gradients in montane butterfly communities. **Ecology** 79: 2482-2493.

Francini, R. B.; M. Duarte; O. H. H. Mielke; A. Caldas; A. V. L. Freitas 2011. Butterflies (Lepidoptera, Papilionoidea e Hesperioidea) of the "Baixada Santista" region, coastal São Paulo, southern Brazil. **Revista Brasileira de Entomologia** 55: 55-68.

Garcia, R. J. F.; H. M. Longhi-Wagner; J. R. Pirani; S. T. Meirelles 2009. A contribution to phylogeography of Brazilian campos: an analysis based on Poaceae. **Revista Brasileira de Botânica** 34: 703-713.

Giulietti, A. M.; N. L. Menezes; J. R. Pirani; M. Meguro; M. G. L. Wanderley. 1987. Flora da Serra do Cipó, Minas Gerais: caracterização e lista de espécies. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo** 9: 1-151.

Gotelli, N.; R. K. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters** **4**: 379-391.

Gutierrez, D. 1997. Importance of historical factors on species richness and composition of butterfly assemblages (Lepidoptera: Rhopalocera) in a northern Iberian mountain range. **Journal of Biogeography** **24**: 77-88.

Hebert, P. D. N. 1980. Moth communities in montane Papua New Guinea. **Journal of Animal Ecology** **49**: 593-602.

Hill, I. K.; K. C. Hamer; L. A. Lace & W. M. T. Banham 1995. Effects of selective logging on tropical forest butterflies on Buru. Indonesia. **Journal of Applied Ecology** **32**: 754-760.

IBGE 2007. Disponível em www.ibge.gov.br . Acessado em 15/12/2008.

Kiisftnen, R. 1992. Distribution and abundance of diurnal Lepidoptera on a raised bog in southern Finland. **Annales Zoologici Fennici** **29**: 75-91.

Lepš. J. & K. Spitzer 1990. Ecological determinants of butterfly communities (Lepidoptera. Papilionoidea) in the Tam Dao Mountains. Vietnam. **Acta Entomologica Bohemoslovaca** **87**: 182-194.

Lien, V. V. & D. Yuan 2003. The differences of butterfly (Lepidoptera, Papilionoidea) communities in habitats with various degrees of disturbance and altitudes in tropical forests of Vietnam. **Biodiversity and Conservation** **12**: 1099-1111.

Iserhard, C. A.; H. P. Romanowski 2004. Lista de espécies de borboletas (Lepidoptera, Papilionoidea e Hesperioidea) da região do vale do rio Maquiné, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** **21**: 649-662.

Maack, R. 1968. **Geografia Física do Estado do Paraná. Universidade Federal do Paraná**. Instituto de Biologia e Pesquisa Tecnológica, Curitiba. 350 p.

Machado, A. M. B.; G. M. Drummond; A. P. Paglia 2008. **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. MMA, Fundação Biodiversitas, Brasília, 1420p.

Magurran, A. E. 1988. **Ecological Diversity and its Measurement**. Princeton University Press, Princeton. 192p.

Mallet-Rodriguez, F.; R. Parrini; L. M. S. Pimentel; R. Bessa 2010. Altitudinal distribution of birds in a mountainous region in southeastern Brazil. **Zoologia** **27**: 503-522.

Martinelli, G. 2007. Mountain diversity in Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** **30**: 587-597.

Martynenko, A. B. 2006. Altitudinal zonality and diversity of butterflies in the Southern Far East and Transbaikalia. **Russian Journal of Ecology** **37**: 53-59.

May, R. M. 1988. How many species on earth? **Science** **241**: 1441-1449.

Mielke, C. G. C. 1995. Papilionoidea e Hesperioidea (Lepidoptera) de Curitiba e seus arredores, Paraná, Brasil, com notas taxonômicas sobre Hesperiiidae. **Revista Brasileira de Zoologia** **11**: 759-776.

Mielke, O. H. H. 1968. Contribuição ao estudo faunístico dos “Hesperiiidae” brasileiros I. Resultados de uma excursão à Foz do Iguaçu, Paraná, Brasil, com notas taxonômicas (Lepidoptera). **Atas da Sociedade de Biologia do Rio de Janeiro** **12**: 73-78.

Mielke O. H. H.; E. Emery; C. E. G. Pinheiro 2008. As borboletas Hesperiiidae (Lepidoptera, Hesperioidea) do Distrito Federal, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia** **52**: 283-288.

Mielke, O. H. H.; E. Carneiro; M. M. Casagrande 2011. Borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea e Hesperioidea) do Parque Estadual do Chandless e arredores, Acre, Brasil. **Biota Neotropica**: **10**: 285-300.

Mielke, O. H. H.; E. Carneiro; M. M. Casagrande *no prelo*. HesperIIDae (Lepidoptera, Hesperioidea) from Ponta Grossa, Paraná, Brazil: 70 years of records with special reference to faunal composition of Vila Velha State Park. **Revista Brasileira de Entomologia**.

Mielke, O. H. H. & M. M. Casagrande 1997. Papilionoidea e Hesperioidea (Lepidoptera) do Parque Estadual do Morro do Diabo, Teodoro Sampaio, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 14: 967-1001.

Mielke, O. H. H. 2004. HesperIIDae. pp. 3-11, 25-86 In: Lamas, G. (Ed.) Checklist: Part 4a. Hesperioidea – Papilionoidea. In J. B. Heppner (Ed.) **Atlas of Neotropical Lepidoptera**. Volume 5A. Association of Tropical Lepidoptera, Gainesville.

Mielke, O.H.H. 2005. **Catalogue of the American Hesperioidea**. Vols 1-6. Sociedade Brasileira de Zoologia, Curitiba. 1536 p.

Nogués-Bravo, D.; M. B. Araújo; T. Romdal; C. Rahbeck 2008. Scale effects and human impact on the elevational species richness gradients. **Nature** 453: 216-220.

Orozco, S.; S. B. Muriel; J. Palacio 2009. Diversidad de lepidópteros diurnos en um área de bosque seco tropical del Occidente Atioqueño. **Actualidades Biológicas** 31: 31-41.

Palacios, M. G. & L. M. Constantino 2006. Lepidoptera Rhopalocera diversity in an altitudinal gradient in the El Pangan Natural Reserve, Nariño, Colombia. **Boletín científico Museu de Historia Natural Universidade de Caldas** 10: 258-278.

Pe'er, G.; D. Saltz; H. H. Thulke; U. Motro 2004. Response to topography in a hilltopping butterfly and implications for modeling nonrandom dispersal. **Animal Behaviour** 68: 825-839.

Pinheiro, C. E. G.; I. C. Malinov; T. O. Andrade; J. B. Maravalhas; M. B. M. de Andrade; L. P. A. de Deus; L. G. P. Pedrosa; G. V. Zanatta 2008. As borboletas (Lepidoptera, Papilionoidea) do campus universitário Darcy Ribeiro (Distrito Federal, Brasil). **Biota Neotropica** 8: 139-144.

Prieto, C.; H. W. Dahners 2006. Eumaeini (Lepidoptera: Lycaenidae) Del cerro San Antonio: dinámica de La riqueza y comportamiento de "Hilltopping". **Revista Colombiana de Entomología 32**: 179-190.

Raguso, R. A. & J. Llourent-Bousquets 1991. The butterflies (Lepidoptera) of the Tuxtla Mts., Veracruz, Mexico, Revisited: species-richness and habitat disturbance. **Journal of Research on the Lepidoptera 29**: 105-133.

Rahbeck, C. 1995. The elevational gradients of species richness: a uniform pattern? **Ecography 18**: 200-205.

Roderjan, C. V.; Y. S. Kuniyoshi; F. Galvão 1992. As regiões fitogeográficas do Paraná. **Acta Forestalia Brasiliensis 1**: 3-7.

Safford, H. D. 1999 Brazilian Paramos I. An introduction to the physical environment and vegetation of the campos de altitude. **Journal of Biogeography 26**: 693-712.

Safford, H. D. 2007. Brazilian Paramos IV. Phytogeography of the campos de altitude. **Journal of Biogeography 34**: 1701-1722.

Sanchez-Rodriguez, J. F. & A. Baz 1995. The effects of elevation on the butterfly communities of a Mediterranean Mountain, Sierra de Javalambre, Central Spain. **Journal of the Lepidopterists' Society 49**: 192-207.

Santos, E. C., Mielke, O. H. H. & Casagrande, M. M. 2008. Butterflies inventories in Brazil: the state of art and the priority areas models for research aiming at conservation. **Natureza & Conservação 6**: 176-198.

Shields, O. 1967. Hilltopping. **Journal of Research on the Lepidoptera 6**: 69-178.

Spitzer, K.; V. Novotny; M. Tonner; J. Leps 1993. Habitat preferences, distribution and seasonality of the butterflies (Lepidoptera, Papilionoidea) in a montane tropical rain forest, Vietnam. **Journal of Biogeography 20**: 109-121.

Stattersfield, A. J.; M. J. Crosby; A. J. Long; D. C. Wege 1998. **Endemic bird areas of the world: priorities for biodiversity conservation**. Cambridge, BirdLife International. 815 p.

Summerville, K. S.; T. O. Crist 2005. Temporal patterns of species accumulation in a survey of Lepidoptera in a beech-maple forest. **Biodiversity and Conservation** **14**: 3393-3406.

Tobar, D. L.; J. O. C. Rangel; M.G. Andrade 2002. Diversidad de mariposas (Lepidoptera: Rhopalocera) en la parte alta de la cuenca del río El Roble (Quindío-Colombia). **Caldasia** **24**: 393-409.

Uehara-Prado, M.; A. V. L. Freitas 2009. The effect of rainforest fragmentation on species diversity and mimicry ring composition of ithomiine butterflies. **Insect Conservation and Diversity** **2**: 23-28.

Uehara-Prado, M.; K. S. Brown Jr.; A. V. L. Freitas 2007. Species richness, composition and abundance of fruit-feeding butterflies in the Atlantic Forest: comparisons between a fragmented and a continuous landscape. **Global Ecology and Biogeography** **16**: 43-54

Veloso, H. P.; A. L. R. R. Filho; J. C. A. Lima 1991. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. IBGE, Rio de Janeiro. 123p.

Viejo, J. L. 1982. Acerca de la influencia humana en las comunidades de mariposas. **Graellsia** **38**: 193-200.

Vu, L. V.; C. Q. Vu 2011. Diversity pattern of butterfly communities (Lepidoptera Papilionoidea) in different habitat types in a tropical rain forest of Southern Vietnam. **ISRN Zoology** **2011**: 1-8p.

Wahlberg, N.; A. V. Z. Brower; S. Nylin 2005 Phylogenetic relationships and historical biogeography of tribes and genera in the subfamily Nymphalinae (Lepidoptera: Nymphalidae). **Biological Journal of the Linnean Society** **86**: 227–251.

Wolda, H. 1987. Altitude, habitat and tropical insect diversity. **Biological Journal of the Linnean Society** **30**: 313-323.

Zikan, J. F. 1928. Die Macro-Lepidoptera des Itatiaya (Südabhang bei Campo-Bello). **Entomologische Rundschau** **45**: 7-8, 10-11, 13-14, 19-20, 22-23, 26, 32, 35-36, 38-39, 46.

Zikan, J. F. & W. Zikan 1968. Inseto-fauna do Itatiaia e da Mantiqueira. III Lepidoptera. **Pesquisas Agropecuárias Brasileiras** **3**: 45-109.

CAPÍTULO II

Estrutura de assembléias de HesperIIDae (Lepidoptera: Hesperioidea) ao longo de um gradiente altitudinal na Serra do Mar, Paraná, Brasil: efeitos da altitude e do tipo vegetacional na composição de espécies.

E. Carneiro¹; O.H.H. Mielke¹; M.M. Casagrande¹; K. Fiedler²

¹Laboratório de Estudos de Lepidoptera Neotropical, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná. Caixa Postal 19020, 81531-980 Curitiba, Paraná, Brasil. Correspondência: carneiroeduardo@hotmail.com

²Department of Animal Biodiversity, Faculty of Life Sciences, University of Vienna, Rennweg 14, A-1030 Vienna, Austria.

Resumo

Serras e montanhas antigas e de restrita amplitude altitudinal têm recebido uma menor atenção de estudos envolvendo gradientes altitudinais, uma vez que tais efeitos sobre a diversidade e composição dos organismos podem não se mostrar tão evidentes. O presente estudo teve por objetivo investigar a estrutura de assembléias de HesperIIDae ao longo de três gradientes moderados de altitude, localizados na Serra do Mar, Paraná, Brasil, na presença de diferentes tipos vegetacionais. Assim, foram testadas as seguintes hipóteses: 1. “Hilltopping” afeta a detecção de padrões das assembléias; 2. Assembléias de HesperIIDae são mutuamente estruturadas de acordo com o tipo de vegetação e altitude; 3. Vegetação tem um poder maior na diferenciação das assembléias do que a altitude, dado o moderado gradiente altitudinal amostrado; 4. As subfamílias de HesperIIDae mostram padrões discordantes de suas assembléias em relação à altitude e ao tipo vegetacional. Os HesperIIDae foram capturados com rede entomológica durante as subidas e descidas dos transectos, onde cada espécime era individualizado quanto à altitude e ao tipo vegetacional em que foram encontrados. A fauna de HesperIIDae se mostrou intrinsecamente estruturada em

decorrência da altitude ou de seus fatores associados. No entanto, a inclusão de espécies que exibem “hilltopping” gerou uma agregação espacial das amostras contendo os cumes das montanhas, afetando a visualização dos padrões altitudinais embora sem alterar sua significância. Analisadas separadamente, as subfamílias de HesperIIDae mantiveram uma ordenação espacial relacionada com a altitude, embora em Pyrginae esta ordenação não se mostre tão evidente quanto em HesperIIDae. A história natural se mostrou influente na diferenciação das assembléias, uma vez que, além da vegetação, a composição de Pyrginae é igualmente afetada pela altitude, enquanto HesperIIDae é afetada apenas pela vegetação.

Palavras-chave: borboletas, clina, montanha, comunidade.

Introdução

Desde as primeiras observações de Foster (1778) e Humbolt (1849), as mudanças da diversidade ao longo de gradientes altitudinais têm sido freqüentemente investigadas sob diferentes perspectivas na ecologia de comunidades e na macroecologia. Grandes e elevadas cadeias de montanhas são usualmente selecionadas como objeto de estudo, principalmente porque sua grande amplitude altitudinal pode potencialmente aumentar o poder de detecção de padrões na estrutura das assembléias (ver Rahbeck 1995; Nogués-Bravo *et al.* 2008). Conseqüentemente, cadeias montanhosas mais antigas, cujos cumes são consideravelmente mais baixos devido a longa exposição à erosão, têm recebido menos atenção, uma vez que, os efeitos da altitude na diversidade das espécies ou na sua composição podem não se mostrar tão evidentes.

A Serra do Mar, localizada nas costas sudeste e sul do Brasil, representa um exemplo de cadeias antigas no hemisfério sul. Ela tem sua origem datada do início do Cenozóico, em decorrência da separação do continente Gondwânico em dois grandes continentes: América do Sul e África (Almeida 1976; Almeida & Carneiro 1998; Asmus & Ferrari 1978). Atualmente, esta serra se estende desde o Rio de Janeiro a Santa Catarina, cujos cumes geralmente atingem 800m a 1500m, embora os maiores alcancem cerca de 2200m (Almeida *et al.* 2000). No estado do

Paraná, tais montanhas são mais acessíveis entre os intervalos altitudinais de 900m a 1800m, onde variações climáticas, pedológicas e de vegetação são evidentes (Roderjan *et al.* 1992). Das variáveis ambientais que podem ser previstas ao longo de gradientes de altitude, espera-se por exemplo, um decréscimo de temperatura na média de 0.45°C a cada aumento de 100m na altitude assim como um decréscimo na profundidade do solo e aumento na velocidade dos ventos (Roderjan 1994).

Correlacionados a estes fatores abióticos e a efeitos antrópicos impostos sobre o uso da terra, quatro diferentes tipos vegetacionais podem ser observados nas montanhas da Serra do Mar no Paraná: floresta montana, estágio inicial de sucessão vegetacional, floresta alto-montana (matinha nebulosa) e campos de altitude (Roderjan *et al.* 2002). Enquanto a floresta montana domina regiões de baixa a moderada altitude (atingindo no máximo 1100 ou 1400m dependendo da montanha), a floresta alto-montana e os campos de altitude se restringem acima dos 1300m. O estágio inicial de sucessão vegetacional não é somente encontrado em regiões de interferência antrópica, mas também em decorrência de efeitos naturais como fogo e deslizamentos de terra (Roderjan & Struminski 1992; Roderjan *et al.* 2002). Por essa razão, a presença de diferentes tipos de vegetação ao longo de um gradiente moderado de altitude pode potencialmente afetar assembléias de organismos, cuja história natural (p. ex. especificidade de planta hospedeira) se encontra intrinsecamente relacionada com o tipo de vegetação ou, por outro lado, interferir em menor intensidade, uma vez que grupos de espécies podem responder diretamente a efeitos abióticos e ignorar mudanças de tipos vegetacionais (Gutierrez 1997; Axmacher *et al.* 2004; Axmacher *et al.* 2009; Brehm & Fiedler 2005). O desafio então se projeta na distinção entre quais dos fatores, abióticos (clima) ou bióticos (vegetação), são mais significativos na composição das espécies ao longo de gradientes de altitude (ver Rahbeck 1995; Lomolino 2001).

A composição de diferentes grupos de Lepidoptera tem sido utilizada com sucesso para demonstrar como a altitude interfere sobre suas assembléias em diferentes partes do mundo (Hebert 1980; Sanchez-Rodriguez & Baz 1995;

Gutierrez 1997; Brehm *et al.* 2003; Axmacher *et al.* 2004; Beck & Khen 2007; Fiedler *et al.* 2008), embora os padrões relacionados à riqueza e diversidade alfa sejam mais intensamente explorados (Novotny & Weiblen 2005; Beck & Khen 2007). As mariposas se mostram como um grupo promissor, uma vez que podem ser quantitativamente amostradas com metodologias padronizadas. Da mesma forma, alguns taxa de borboletas também demonstram composição relacionada à altitude (Pyrz & Wojtusiak 1999; Prieto 2003; Pyrcz *et al.* 2009). Assim, os HesperIIDae (Lepidoptera, Hesperioidea) apresentam grande potencial para demonstrar tais padrões e inferir sobre seus mecanismos associados, embora até então nenhum estudo os tenha utilizado em cadeias de montanhas tropicais. Suas espécies são comumente observadas em todos os gradientes altitudinais no sul do Brasil (Cap. 1), o que raramente ocorre para outros grupos de borboletas, além de apresentarem um maior número de endemismos relacionados a regiões campestres, quando comparado aos Papilionoidea em geral (Dolibaina *et al.* 2011).

Além disso, os hesperídeos demonstram um potencial particular em revelar a influência de tipos vegetacionais sobre sua composição devido às suas subfamílias mais diversificadas serem conservativas em relação à escolha de planta hospedeira (Warren *et al.* 2009). Enquanto as espécies de HesperIIDae se alimentam, quando larvas, exclusivamente de monocotiledôneas, as larvas de Pyrginae e Pyrrhopyginae se alimentam de uma vasta gama de famílias de dicotiledôneas, especialmente Fabaceae, Malvaceae e Rutaceae (Warren *et al.* 2009; Robinson *et al.* 2011). Devido a dominância inversa destas divisões de plantas em ambientes florestais e campestres, é provável que as assembléias de HesperIIDae venham a exibir padrões de composição diferenciados de Pyrginae e Pyrrhopyginae.

Como outras borboletas e insetos, algumas espécies de HesperIIDae exibem um comportamento peculiar, denominado “hilltopping”, o qual pode interferir na observação de padrões ecológicos. Tal comportamento está inserido na estratégia reprodutiva destas espécies, onde machos e fêmeas voam em direção aos topos de morros e montanhas para maximizar a eficiência em localizar

parceiros sexuais (Shields 1967; Alcock 1987; Pe'er 2004; Alcock 2010). Este tipo de deslocamento não aleatório ainda não foi avaliado em estudos ecológicos envolvendo gradientes altitudinais, e seu efeito sobre os padrões de assembléias permanecem desconhecidos.

O presente estudo teve por objetivo investigar a estrutura das assembléias de Hesperiidæ ao longo de um gradiente moderado de altitude, na presença de diferentes tipos vegetacionais, em três diferentes montanhas da Serra do Mar do Paraná. Especificamente as seguintes hipóteses foram testadas: 1. Comportamento de “hilltopping” afeta a detecção padrões das assembléias; 2. Assembléias de Hesperiidæ são mutuamente estruturadas de acordo com o tipo de vegetação e altitude; 3. Vegetação tem um poder maior na diferenciação das assembléias do que altitude, dado o moderado gradiente altitudinal amostrado; 4. As subfamílias de Hesperiidæ mostram padrões discordantes de suas assembléias em reação à altitude e ao tipo vegetacional.

Metodologia

Três montanhas localizadas na Serra do Mar, na costa sul do Brasil, foram selecionadas por proporcionarem ambientes adequados para a amostragem de hesperídeos em gradientes de altitude (para detalhes das localidades ver métodos do Capítulo 1). Espécimes de Hesperiidæ foram capturados com rede entomológica durante a subida e descida das transecções. Cada um dos transectos foi repetido 11 vezes, entre o período de 9:00 às 16:00, quando se dá a maior atividade de vôo das espécies da família. Todos os espécimes capturados foram individualmente identificados quanto à altitude e ao tipo vegetacional em que foram encontrados. Não foi empregada a técnica de Ahrenholz para atração de Hesperiidæ (Lamas *et al.* 1993; DeVries *et al.* 2009), uma vez que esta não se mostrou eficiente nas localidades amostradas.

Nestas montanhas, quatro diferentes tipos vegetacionais são encontrados acima dos 900m de altitude: floresta montana, floresta alto-montana (mata nebulosa), estágio inicial de sucessão e campos de altitude. Embora a presença e a localização desses ecossistemas estar relacionado em parte pela altitude, sua

distribuição varia de acordo com o relevo das montanhas, profundidade de solo, e história biogeográfica (Roderjan *et al.* 2002). Esta peculiaridade permitiu examinar qual dos fatores, vegetação ou altitude, é mais determinante para a diferenciação das assembléias ao longo dos gradientes amostrados.

Assim, as unidades amostrais foram delimitadas e analisadas de duas formas (Tabela 1): primeiro toda amplitude altitudinal em cada montanha foi dividida em amostras limitadas a 100m de diferença altitudinal, sem considerar a presença de diferentes tipos vegetacionais na mesma amostra; segundo, amostras foram também delimitadas pela altitude, mas com os diferentes tipos vegetacionais sendo impostos como prioridade para delimitação das amostras. Conseqüentemente, estas acabam por ser desigualmente limitadas em termos de amplitude altitudinal, variando de 25 a 75m cada. Porque apenas dois indivíduos foram coletados na floresta alto-montana, esta vegetação não foi incluída nas análises.

O escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) foi utilizado como método para busca de padrões espaciais de assembléias ao longo dos gradientes de altitude. Essa metodologia permite observar diferenças espaciais entre diferentes assembléias através de comparações entre a similaridade de seus pares (Legendre & Legendre 1998). Brehm & Fiedler (2004) avaliaram a eficiência de diferentes métodos de ordenação espacial em identificar gradientes de altitude e concluíram que as técnicas apresentam performances similares. Contudo, o NMDS fornece a vantagem de fixar, *a priori*, o número de dimensões a serem analisadas e de ser baseado em estatística não-paramétrica, que neste caso leva a resultados mais robustos, segundo afirmado por Minchin (1987) e Clarke (1993). O NMDS foi calculado com base na matriz de similaridade de Bray-Curtis.

Diferentes análises de NMDS foram realizadas em várias subdivisões dos dados apresentados, buscando encontrar padrões relacionados com a presença de um gradiente altitudinal e/ou associados ao habitat. Subdivisões exploradas permitem: inclusão e exclusão de espécies que exibem comportamento de “hilltopping”; amostras delimitadas somente pela altitude (100m); amostras delimitadas pela altitude e tipo vegetacional (25-75m); amostras representadas

apenas por espécies de Pyrginae e Pyrrhopyginae (relacionadas às dicotiledôneas e posteriormente denominadas como Pyrginae) contra amostras representadas apenas por espécies de Hesperinae (relacionadas às monocotiledôneas). Neste caso, *Urbanus teleus* (Hübner, 1821) foi incluída nos Hesperinae, uma vez que esta espécie se alimenta de Poaceae, apesar de alguns estudos indicarem uma alimentação duvidosa em Fabaceae (Moss 1949; Silva *et al.* 1968), talvez por erro de identificação da espécie envolvida.

Devido à influência da presença de espécies que exibem “hilltopping” sobre a ordenação das assembléias (ver resultados abaixo), análises subseqüentes foram realizadas na ausência destas espécies. Tais espécies foram identificadas conforme a lista presente nos Resultados do Capítulo 1. Conseqüentemente, a amostra correspondente ao topo de morro do pico Caratua (1800m-1900m) é significativamente reduzida, visto a dominância de espécies que exibem “hilltopping” em determinada altitude. Posteriormente, correlações simples foram exploradas entre os valores dos dois eixos produzidos pelo NMDS e a média de altitude das amostras, visando investigar se assembléias de Hesperidae são ordenadas de acordo com a altitude.

Por último, uma matriz espécies x amostras, obtida pela delimitação das mesmas pela altitude e vegetação (excluindo espécies com “hilltopping”), foi utilizada para testar quais dos fatores, altitude ou tipo de vegetação atuam com maior influência sobre a estruturação das assembléias. Duas diferentes abordagens foram tomadas: a primeira utilizando dados de abundância e a segunda a incidência. Para a primeira, o mesmo índice de similaridade Bray-Curtis foi utilizado, enquanto para incidência foi calculado o índice de similaridade de Chao-Soerensen (Chao *et al.* 2005). Este índice assume a possibilidade de espécies raras (singletons and doubletons) não serem compartilhadas entre duas ou mais amostras em detrimento de sua raridade e não por estarem confinadas a uma ou duas amostras (Chao *et al.* 2005). Assim, o índice de similaridade de Chao-Sorensen reduz o erro produzido por amostragens incompletas, as quais são normalmente obtidas em estudos de grupos com grande diversidade, tais como envolvendo lepidópteros em ambientes tropicais. Vegetação e a altitude

foram então classificados como fatores e testados com ANOSIM de dois fatores, cujo valor de R foi utilizado como medidor do tamanho de efeito. Vegetação foi dividida em floresta (FLO), estágio inicial de sucessão vegetacional (EIS) e campos de altitude (CAM), enquanto altitude foi categorizada como baixa (900m-1150m), média (1151m-1400m) e alta (1401m-1650m).

O índice de similaridade de Chao-Sorensen foi calculado com EstimateS Win 7.5 (Colwell 2005), enquanto a NMDS, o índice de similaridade de Bray-Curtis e “two-way” ANOSIM foram calculados com PRIMER 5 (Clarke & Warwick 2002).

Tabela 1. Comparação das distintas delimitações de amostras utilizadas para analisar a composição de HesperIIDae registrados em três diferentes montanhas da Serra do Mar, Paraná, Brasil, e em diferentes tipos vegetacionais. Vide maior número de amostras delimitadas por altitude e vegetação. Abreviaturas: FLO: floresta; EIS: estágio inicial de sucessão vegetacional; CAM: campos de altitude.

Amostras delimitadas somente pela Altitude (m)	Montanha	Tipo Veg.	Amostras delimitadas pela Altitude e Vegetação (m)	Montanhas	Tipo Veg.
1000-1100	Anhangava	FLO	998-1060	Anhangava	FLO
1101-1200	Anhangava	FLO+EIS	1061-1122	Anhangava	FLO
1201-1300	Anhangava	EIS+CAM	1123-1206	Anhangava	EIS
1301-1400	Anhangava	CAM	1207-1289	Anhangava	EIS
1401-1500	Anhangava	CAM	1290-1364	Anhangava	CAM
900-1000	Araçatuba	FLO+EIS	1365-1440	Anhangava	CAM
1001-1100	Araçatuba	EIS	912-938	Araçatuba	FLO
1101-1200	Araçatuba	CAM	939-1019	Araçatuba	EIS
1201-1300	Araçatuba	CAM	1020-1099	Araçatuba	EIS
1301-1400	Araçatuba	CAM	1100-1175	Araçatuba	CAM
1401-1500	Araçatuba	CAM	1176-1250	Araçatuba	CAM
1501-1600	Araçatuba	CAM	1251-1325	Araçatuba	CAM
1601-1700	Araçatuba	CAM	1326-1400	Araçatuba	CAM
900-1000	Caratuva	FLO	1401-1475	Araçatuba	CAM
1001-1100	Caratuva	FLO+EIS	1476-1550	Araçatuba	CAM
1101-1200	Caratuva	EIS	1551-1625	Araçatuba	CAM
1201-1300	Caratuva	EIS	1625-1682	Araçatuba	CAM
1301-1400	Caratuva	FLO	980-1031	Caratuva	FLO
1401-1500	Caratuva	FLO+CAM	1032-1083	Caratuva	FLO
1801-1900	Caratuva	CAM	1084-1158	Caratuva	EIS
			1159-1233	Caratuva	EIS
			1234-1306	Caratuva	EIS
			1307-1362	Caratuva	FLO
			1363-1418	Caratuva	FLO
			1419-1488	Caratuva	CAM
			1800-1860	Caratuva	CAM

Resultados

A inclusão de espécies que exibem comportamento de “hilltopping” gerou uma agregação espacial das amostras contendo os cumes das montanhas, sendo segregadas das demais amostras como observado no NMDS (Fig. 1). Após remover estas espécies, as assembléias passaram a demonstrar um padrão visual mais evidente, principalmente representado pelo primeiro eixo, onde as amostras se encontram relativamente ordenadas desde baixas a altas altitudes (Fig. 2). Quando delimitados por altitude e vegetação, este segundo fator se torna aparente com relação ao segundo eixo, no qual os campos de altitude são menos diferenciados entre si, do que as amostras florestas, ou de estágio inicial de sucessão (Fig. 3).

Analizadas separadamente, as subfamílias de HesperIIDae mantiveram uma ordenação espacial relacionada com a altitude, embora com uma organização dissimilar (Figs. 4 and 5). Enquanto HesperIIDae demonstrou uma configuração espacial semelhante ao da família em geral, Pyrginae apresenta uma influência adicional da altitude no segundo eixo do NMDS, esta ausente em HesperIIDae.

De qualquer forma, na medida em que distintas resoluções espaciais foram geradas pelo NMDS em diferentes métodos de delimitação amostral e taxa, a altitude se mostrou um fator sempre significativo para diferenciação das assembléias, mesmo na presença de espécies que exibem “hilltopping”, embora menos pronunciadamente (Tabela 2). O segundo eixo, no entanto, revelou ser tão informativo, em relação à altitude, quanto o primeiro eixo para a diferenciação das assembléias de Pyrginae, o que provavelmente influenciou também a correlação de toda a família.

Os resultados do ANOSIM de dois fatores indicaram o tipo vegetacional como fator mais determinante na diferenciação dos HesperIIDae em detrimento da altitude *per se* (Tabela 3), a qual foi apenas significativa para os Pyrginae. As similaridades de fauna calculadas com abundância e incidência forneceram resultados similares nos testes realizados com ANOSIM, diferenciando-se apenas em um menor coeficiente de correlação demonstrado pelos dados de incidência.

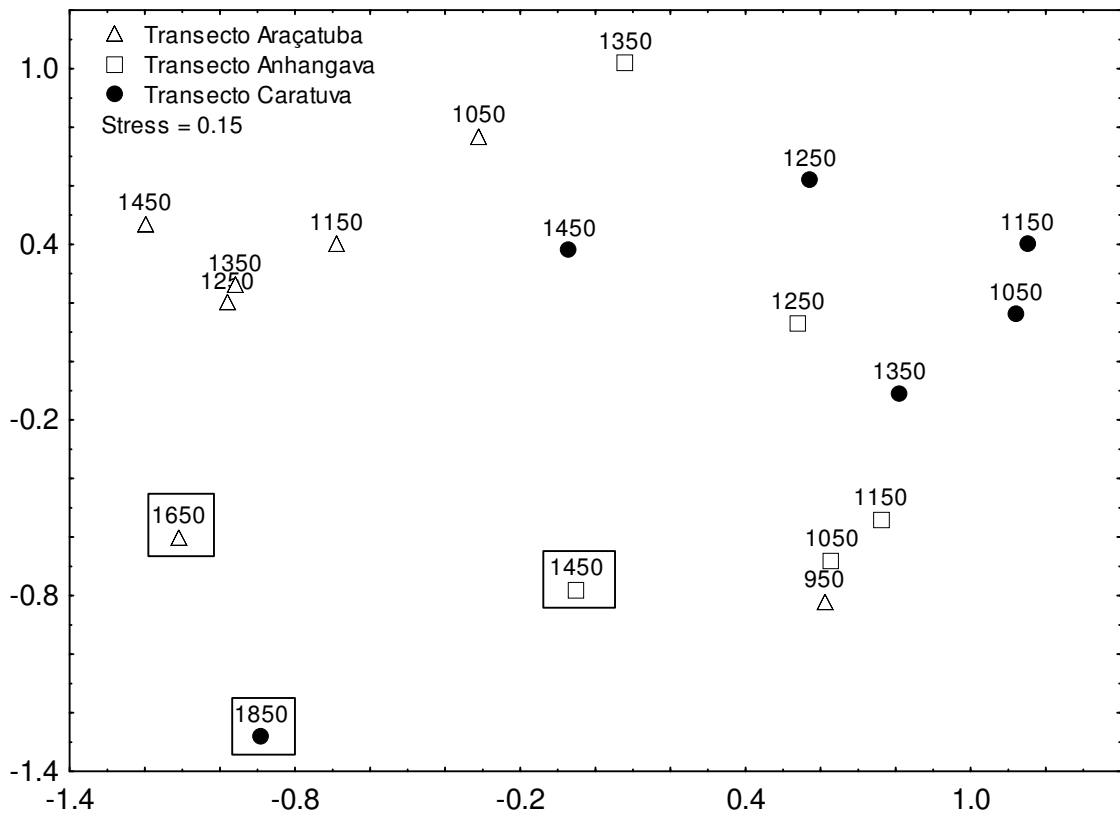


Fig. 1. Ordenação espacial gerada pelo NMDS para assembléias de HesperIIDae ao longo dos gradientes altitudinais da Serra do Mar, Paraná, Brazil. Amostras foram delimitadas em intervalos de 100m de altitude com espécies que exibem comportamento de “hilltopping”. Quadrados externos indicam amostras contendo picos de montanhas, enquanto os números indicam, em metros, a média de altitude de cada amostra.

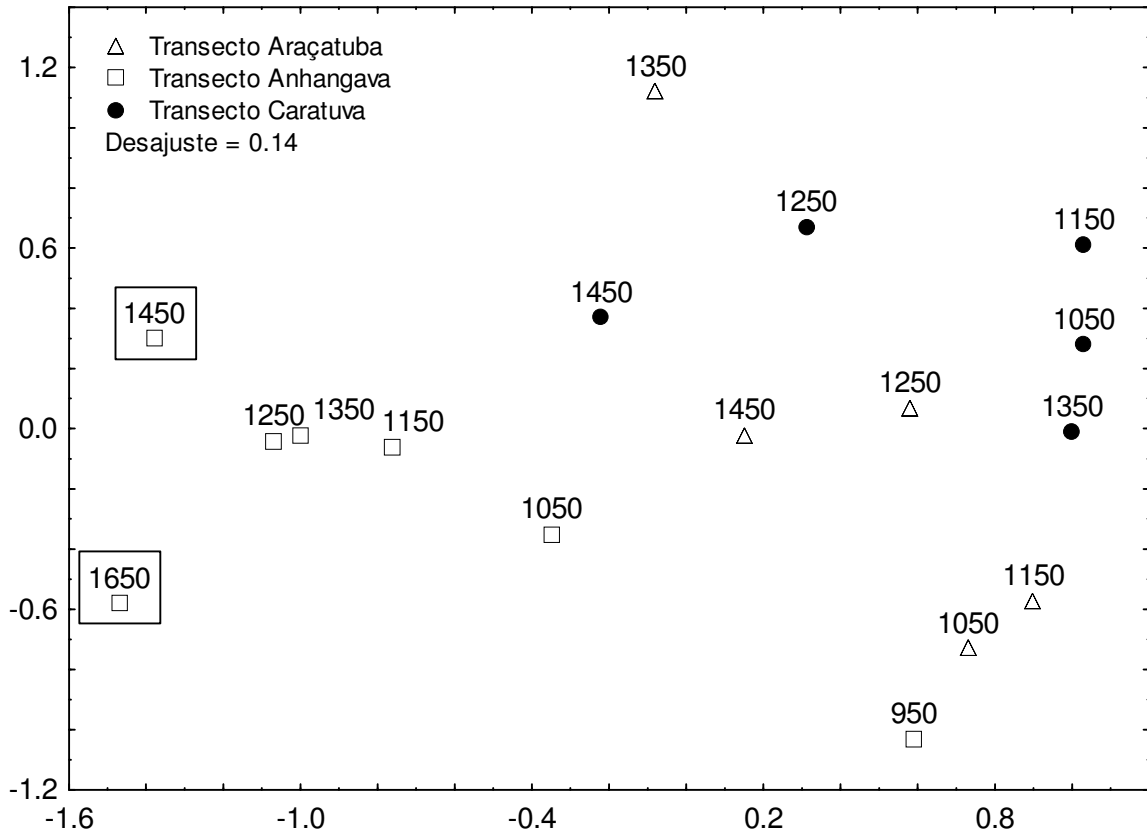
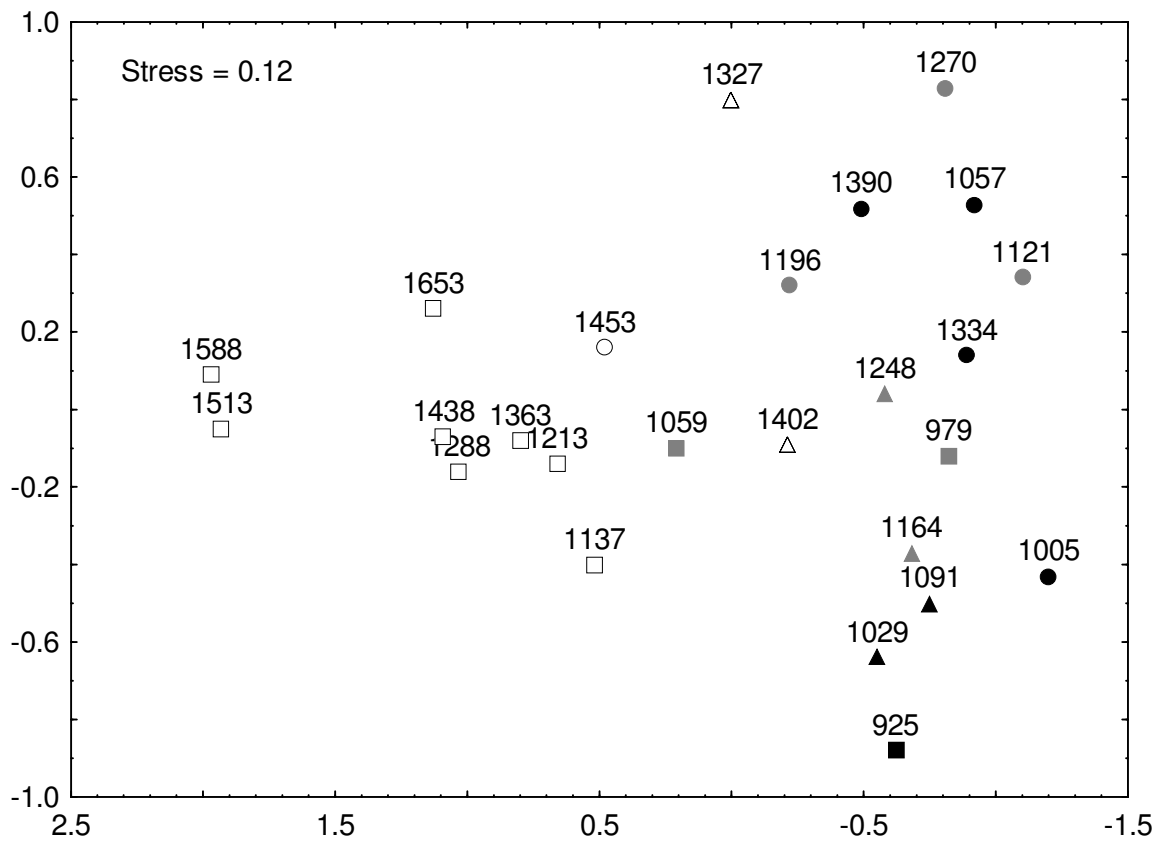


Fig. 2. Ordenação espacial gerada pelo NMDS para assembléias de HesperIIDae ao longo dos gradientes altitudinais da Serra do Mar, Paraná, Brazil. Amostras foram delimitadas em intervalos de 100m de altitude sem espécies que exibem comportamento de “hilltopping”. Quadrados indicam amostras contendo picos de montanhas, enquanto os números indicam, em metros, a média de altitude de cada amostra.



Figs 3. Ordenação espacial gerada pelo NMDS para assembléias de Hesperidae ao longo dos gradientes altitudinais da Serra do Mar, Paraná, Brazil. Amostras foram delimitadas em intervalos de altitude variáveis entre 25 a 75m devido às distinções dos tipos vegetacionais. Espécies que exibem comportamento de “hilltopping” foram excluídas. Cores pretas indicam áreas de florestas, cinza de estágio inicial de sucessão e brancas campos de altitude, enquanto os triângulos representam o transecto Anhangava, quadrados o transecto Araçatuba e círculos o transecto Caratuva.

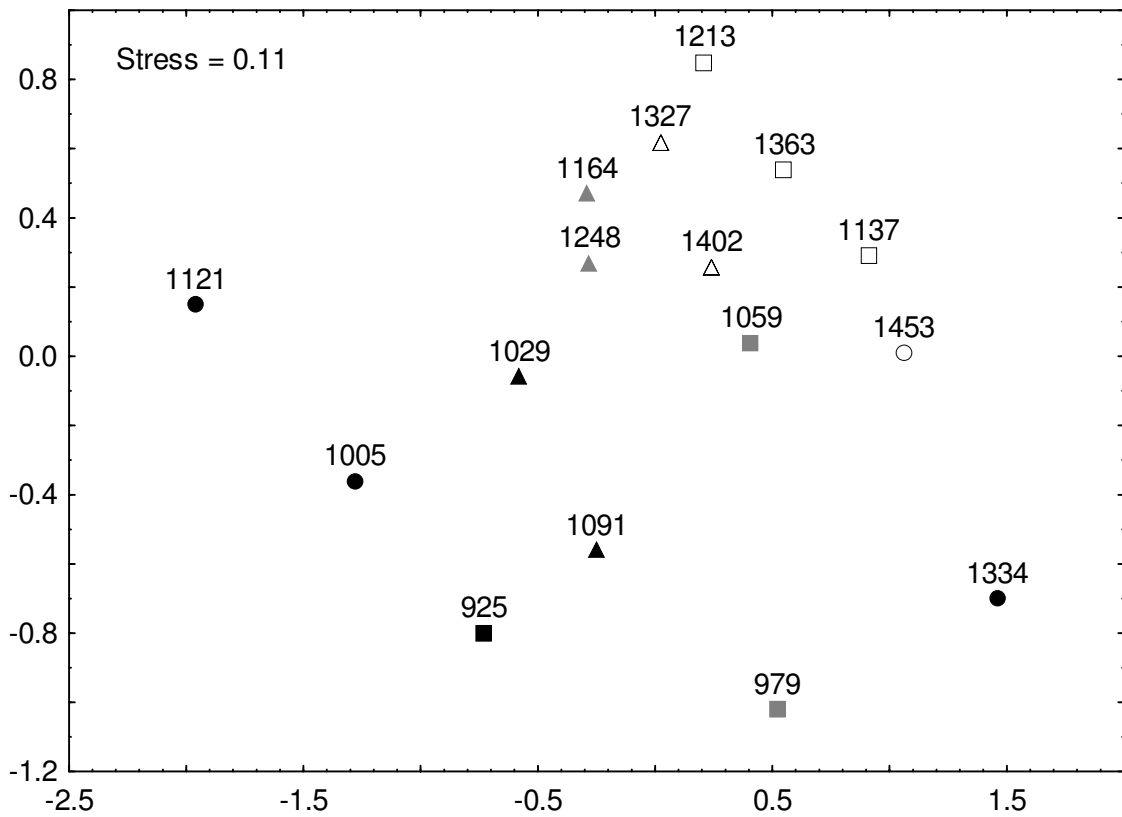


Fig. 4. Ordenação espacial gerada pelo NMS para assembléias Pyrginae¹ (Fig. 4) ao longo dos gradientes altitudinais da Serra do Mar, Paraná, Brazil. Amostras foram delimitadas em intervalos de altitude variáveis entre 25 a 75m devido às distinções dos tipos vegetacionais. Espécies que exibem comportamento de “hilltopping” foram excluídas. Cores pretas indicam áreas de florestas, cinza de estágio inicial de sucessão e brancas campos de altitude, enquanto os triângulos representam o transecto Anhangava, quadrados o transecto Araçatuba e círculos o transecto Caratuva. ¹Em Pyrginae foram incluídas também espécies de Pyrrhopyginae devido ao uso mesmo grupo de plantas hospedeiras.

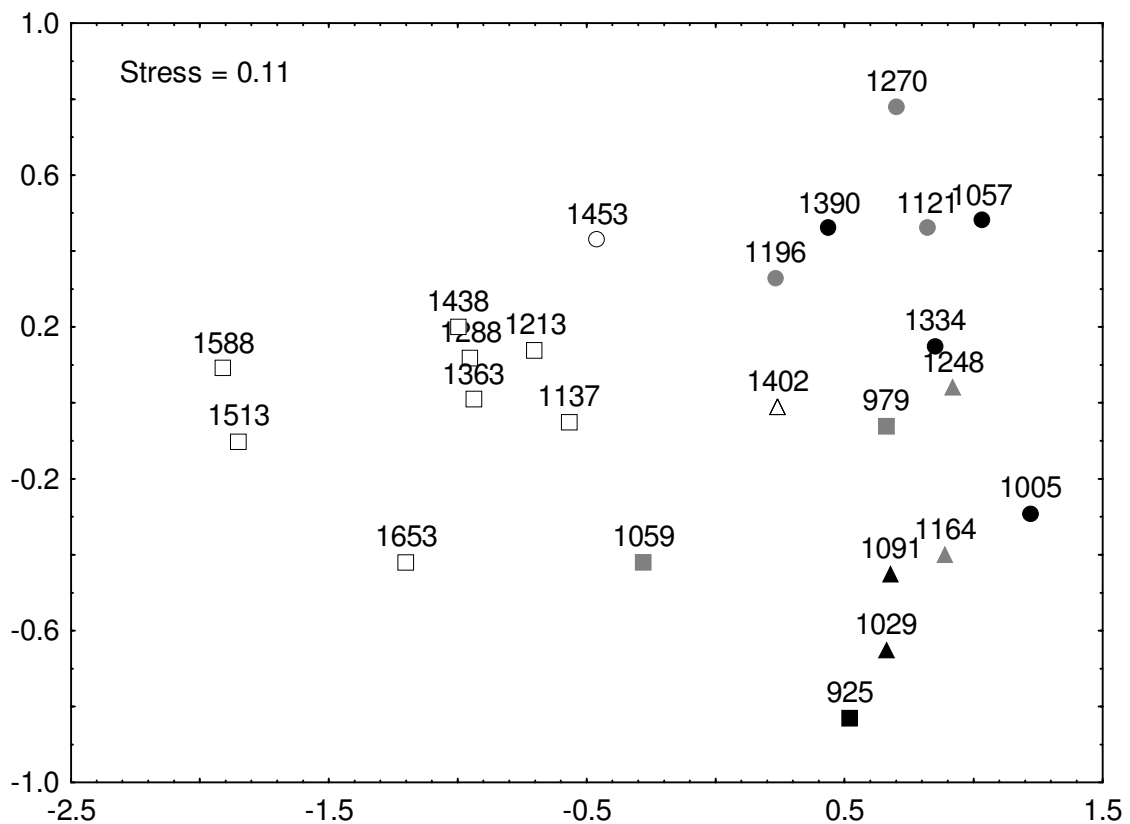


Fig. 5. Ordenação espacial gerada pelo NMDS para assembléias de Hesperinae ao longo dos gradientes altitudinais da Serra do Mar, Paraná, Brazil. Amostras foram delimitadas em intervalos de altitude variáveis entre 25 a 75m devido às distinções dos tipos vegetacionais. Espécies que exibem comportamento de “hilltopping” foram excluídas. Cores pretas indicam áreas de florestas, cinza de estágio inicial de sucessão e brancas campos de altitude, enquanto os triângulos representam o transecto Anhangava, quadrados o transecto Araçatuba e círculos o transecto Caratua.

Tabela 2. Coeficientes de correlações entre altitude média das amostras e localização das mesmas ao longo dos dois eixos extraídos das análises de NMDS, utilizando diferentes subunidades dos dados reunidos de Hesperiidae ao longo dos gradientes de altitude da Serra do Mar, Paraná, Brazil. Valores de p são dados como: * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; *** $p < 0.001$; ou n.s. (não significativo). ¹Em

Pyrginae foram incluídas também espécies de Pyrrhopyginae devido ao uso do mesmo grupo de plantas hospedeiras.

Taxa	Amostras delimitadas pela Altitude e Vegetação (m)	Presença de espécies que exibem "hilltopping"	r Eixo 1	p	r Eixo 2	p	Fig.
Hesperiidae	não	sim	0.60	**	0.27	ns	1
Hesperiidae	não	não	0.71	***	0.26	ns	2
Hesperiidae	sim	não	0.70	***	0.43	*	3
Pyrginae ¹	sim	não	0.51	*	0.51	*	5
Hesperiinae	sim	não	0.69	*	0.31	ns	4

Tabela 3. Resultados de two-way ANOSIM (dados em estatística R a valores de p associados), avaliando o efeito da altitude e tipos de vegetação na similaridade de assembléias em diferentes taxa de Hesperiidae, baseados em matrizes de abundância (Ab) e incidência (Chao). Valores de p são dados como: *p<0.05; **p<0.01; ***p<0.001; ou n.s. (não significativo). ¹Em Pyrginae foram incluídas também espécies de Pyrrhopyginae devido ao uso do mesmo grupo de plantas hospedeiras.

	Hesperiidae (Ab)		Hesperiidae (Chao)		Pyrginae ¹ (Ab)		Hesperiinae (Ab)	
	R	p	R	p	R	p	R	p
Vegetação	0.52	**	0.33	*	0.66	**	0.54	*
Altitude	0.15	n.s.	0.11	n.s.	0.55	*	0.06	n.s.

Discussão

Mudanças graduais na composição de espécies em detrimento da altitude já foram demonstradas em diversos grupos de animais e plantas, incluindo borboletas e mariposas (p. ex. Brehm *et al.* 2003; Axmacher *et al.* 2004; Beck & Kehn 2007; Pyrcz *et al.* 2009), portanto, era esperado que o mesmo padrão fosse encontrado em Hesperiidae. Contudo, a amplitude altitudinal representada pela Serra do Mar acima dos 900m é consideravelmente restrita, quando comparada à amplitude envolvida na maioria destes estudos. Ainda, a fauna de Hesperiidae se mostra intrinsecamente estruturada em decorrência da altitude ou de seus fatores associados.

Por outro lado, espécies que exibem comportamentos responsáveis por deslocamentos não-aleatórios como “hilltopping”, parecem não ser restringidas por gradientes altitudinais (ao menos não pelos gradientes presentes na Serra do Mar paranaense) e foram responsáveis por agrupar amostras contendo picos de montanhas. Este tipo de comportamento claramente afeta a observação dos padrões de gradientes, uma vez que a probabilidade de captura destas espécies em topos de morro é consideravelmente maior quando comparado às mesmas espécies em outras topografias ou às espécies que não desempenham este tipo de comportamento (ver resultados do Capítulo 1). Ainda, tais picos não representam necessariamente habitats adequados para o desenvolvimento destas espécies, especialmente no que diz respeito à disponibilidade de plantas hospedeiras para o desenvolvimento larval (Shields 1967; Pe'er *et al.* 2004). Portanto, a agregação das amostras contendo picos de montanhas, como observado na análise de NMDS, deve ser considerada um artefato de amostragem, desconsiderando as verdadeiras similaridades faunísticas entre cada topo de montanha.

Em análises posteriores, as amostras se dispuseram em um contínuo ao invés de se agruparem isoladamente em detrimento, por exemplo, dos tipos vegetacionais. Mesmo as amostras delimitadas por este fator não apresentaram qualquer segregação. Isso é especialmente importante, uma vez que os ecossistemas amostrados na Serra do Mar, principalmente os campos de altitude, se encontram abruptamente distribuídos ao longo de seus gradientes de altitude (Roderjan *et al.* 2002). Esse resultado é corroborado pelo mesmo padrão contínuo encontrado para outros taxa de Lepidoptera, como Geometridae, Arctiidae e Pyraloidea (Fiedler *et al.* 2008), o que evidencia que os tipos vegetacionais não confinam grupos de espécies ao longo dos gradientes de altitude e que a mudança de espécies ocorre de forma gradual e suave mesmo na presença de diferentes ecossistemas. Um fator que deve influenciar na observação deste contínuo se deve ao fato, já bem conhecido, de muitas espécies de borboletas patrulharem bordas de florestas (Hill *et al.* 1992; Andrade 1998; Kitahara & Watanabe 2003), muito comum a vários adultos de Hesperidae, os quais inclusive

podem se deslocar além de seu habitat natural, como de florestas para os campos naturais, em busca de recursos alimentares (Mielke *et al.* no prelo). Outro fator provável remete ao pequeno intervalo espacial amostrado, facilitando o registro de espécies em diferentes localidades em detrimento de suas habilidades de dispersão. Estudos que encontram segregações de grupos de espécies ou composições de insetos claramente diferenciadas em detrimento da altitude são observados com intervalos altitudinais mais amplos (Escobar *et al.* 2005; Pyrcz *et al.* 2009), provavelmente também representando condições mais restritivas para a dispersão das espécies.

Mesmo assim, os tipos vegetacionais ainda desempenham o papel fundamental para diferenciação das assembléias na Serra do Mar, em detrimento da altitude *per se*. Ainda, a falta de significância da altitude não pode ser explicada pelo baixo poder de detecção desta variável dada a restrita amplitude altitudinal testada, visto que Pyrginae mostrou ser também significativamente afetado pela altitude em um intervalo altitudinal ainda mais restrito (somente 600m). Enquanto diversos estudos procuraram elucidar como os tipos vegetacionais interferem na diferenciação das assembléias, poucos se dedicaram a integrar esta variável a gradientes altitudinais (Gutierrez 1997; Axmacher *et al.* 2004; Axmacher & Fiedler 2008; Illan *et al.* 2010). Esta integração no entanto, é essencial para a compreensão da composição da fauna de montanhas uma vez que estes acidentes geográficos normalmente abrigam diferentes tipos vegetacionais (Lomolino 2001). No caso em que ambos os fatores são comparados em Lepidoptera, a altitude (ou fatores associados como variáveis climáticas) é normalmente mais associada a composição faunística do que a vegetação propriamente dita (Gutierrez 1997; Storch *et al.* 2003; Illan *et al.* 2010). O restrito gradiente de altitude provido pela Serra do Mar deve, portanto, ser determinante para distribuição da flora e conseqüentemente, afetar apenas indiretamente a composição de sua fauna associada.

A importância da vegetação é corroborada pelos diferentes padrões de assembléias encontrados entre as subfamílias de Hesperidae, as quais se

mostraram diferentemente associadas à altitude e vegetação. Esta diferença é observada em virtude de número restrito de espécies de Pyrginae residentes (que não exibem “hilltopping”) nas porções mais elevadas da Serra do Mar, enquanto Hesperinae apresenta muitas espécies endêmicas de ambientes campestres (see Dolibaina *et al.* 2011; Mielke *et al.* in prep.), das quais muitas se estendem aos campos de altitude da Serra do Mar (ver discussão do Capítulo 1). De fato, em um âmbito global, observa-se que os Hesperinae em geral são mais dominantes em zonas temperadas do que os Pyrginae, embora ambas subfamílias tenham sua diversidade concentrada nos trópicos. Portanto, admitido que Hesperinae seja um grupo cujas espécies se encontram mais adaptadas a tolerar condições adversas, espera-se que a altitude não se mostre como um fator preponderante sobre a composição das comunidades. Ao contrário, a mudança de grupos de plantas hospedeiras entre os diferentes tipos de vegetação é o fator mais provavelmente relacionado a sua distribuição, tornando mais uma vez a altitude um fator secundário sobre a composição de espécies na Serra do Mar.

Literatura Citada

Almeida, F. F. M. 1976. The system of continental rifts bordering the Santos Basin, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências** 48 (supl.): 15-26.

Almeida, F. F. M. & C. D. R. Carneiro 1998. Origem e evolução da Serra do Mar. **Revista Brasileira de Geociências** 28: 135-150.

Almeida, F. F. M.; B. B. B. Neves; C. D. R. Carneiro 2000. The origin and evolution of South American Platform. **Earth-Science Reviews** 50: 77-111.

Alcock, J. 1987. 'Leks and hilltopping in insects'. **Journal of Natural History** 21: 319-328

Alcock, J. 2010. The hilltopping mating system of the duskywing skipper *Erynnis tristis* (Lepidoptera: HesperIIDae). **Journal of Research on the Lepidoptera** **43**: 1-5.

Asmus, H. E. & A. L. Ferrari 1978. Hipótese sobre a causa do tectonismo cenozóico na região sudeste do Brasil. *In*: PETROBRÁS. **Aspectos estruturais da margem continental leste e sudeste do Brasil**. Rio de Janeiro, PETROBRÁS/CENPES/DINTEP. 187-269 p.

Axmacher, J. C. & K. Fiedler 2008. Habitat type modifies geometry of elevational diversity gradients in geometrid moths (Lepidoptera: Geometridae) on Mt. Kilimanjaro, Tanzania. **Tropical Zoology** **21**: 243-251.

Axmacher, J. C.; G. Holtmann; L. Scheuermann; G. Brehm; K. Müller-Hohenstein; K. Fiedler 2004. Diversity of geometridae moths (Lepidoptera: Geometridae) along an Afrotropical elevational rainforest transect. **Diversity and Distribution** **10**: 293-302.

Axmacher, J. C.; G. Brehm; A. Hemp; H. TünTE; H. V. M. Lyaruu; K. Müller-Hohenstein; K. Fiedler 2009. Determinants of diversity in afrotropical herbivorous insects (Lepidoptera: Geometridae): plant diversity, vegetation structure or abiotic factors? **Journal of Biogeography** **36**: 337-349

Beck, J. & C. V. Kehn 2007. Beta-diversity of geometrid moths from northern Borneo: effects of habitat, time and space. **Journal of Animal Ecology** **76**: 230-237.

Brehm, G.; D. Süssenbach; K. Fiedler 2003. Unique elevational diversity patterns of geometrid moths in an Andean montane forest. **Ecography** **26**: 456-466.

Brehm, G. & K. Fiedler 2004. Ordinating tropical moth ensembles from an elevational gradient: a comparison of common methods. **Journal of Tropical Ecology** **20**: 165-172.

Bray, J. R. & J. T. Curtis 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. **Ecological Monographs** 27: 325–349.

Bigarella, J. J. 1978. **A Serra do Mar e a porção oriental do estado do Paraná. Um problema de segurança ambiental e nacional.** Curitiba, Governo do Paraná, Secretaria do Estado de Planejamento e associação de defesa e Educação Ambiental – ADEA. 249p.

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

Clarke, K. R. & R. M. Warwick 2002. **PRIMER 5** for Windows, Version 5.2.9. Primer-E Ltd.

Colwell, R. K. 2005. **EstimateS**: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.

DeVries, P. J.; G. Austin & N. H. Martin 2009. Estimating species diversity in a guild of Neotropical skippers (Lepidoptera: Hesperidae) with artificial lures is a sampling problem. **Insect conservation and diversity** 2: 125-134.

Escobar, F.; J. M. Lobo; G. Halffter 2005. Altitudinal variation of dung beetle (Scarabaeoidea: Scarabaeinae) assemblages in the Colombian Andes. **Global Ecology and Biogeography** 14: 327-337.

Fiedler, K.; G. Brehm; N. Hilt; D. Süssenbach; C. L. Häuser 2008. Variation of diversity patterns across moth families along a tropical altitudinal gradient. pp. 167-180. *In* E. Beck; J. Bendix; I. Kottke; F. Makeschin; R. Mosandl (eds). **Gradients in a tropical mountain ecosystem of Ecuador.** Springer, Ecological Studies, 198p.

Forster, J. R. 1778. **Observations made during a voyage round the world, on physical geography, natural history, and ethic philosophy.** London, G. Robinson. 649 p.

Gutierrez, D. 1997. Importance of historical factors on species richness and composition of butterfly assemblages (Lepidoptera: Rhopalocera) in a northern Iberian mountain range. **Journal of Biogeography** **24**: 77-88.

Hebert, P. D. N. 1980. Moth communities in montane Papua New Guinea. **Journal of Animal Ecology** **49**: 593-602.

Holloway, J. D. 1998. Geological signal and dispersal noise in two contrasting insect groups in the Indo-Australian tropics: R-mode analysis of pattern in Lepidoptera and cicadas. pp. 291–314. Hall, R. & J. D. Holloway (Eds). **Biogeography and Geological Evolution of SE Asia Backhuys Publishers**, Leiden.

Humboldt, A. von 1849. **Aspects of Nature in Different Lands and Different Climates, with Scientific Elucidations**. Longman, Brown, Green and Longman, London. 301 p.

Illan, J. G.; D. Gutiérrez; R. J. Wilson 2010. Fine-scale determinants of butterfly species richness and composition in a mountain region. **Journal of Biogeography** **37**: 1706-1720.

Lamas, G.; O. H. H. Mielke; R.K. Robbins 1993. The Ahrenholz technique for attracting tropical skippers (Hesperiidae). **Journal of the Lepidopterists' Society** **47**: 80-82.

Legendre, L. & P. Legendre 1998. **Numerical Ecology**. 2nd ed., New York, Elsevier. 853 p.

Mielke, O. H. H.; E. Carneiro; M. M. Casagrande *no prelo*. Hesperidae (Lepidoptera, Hesperioidea) from Ponta Grossa, Paraná, Brazil: 70 years of records with special reference to the Vila Velha State Park. **Revista Brasileira de Entomologia**

Minchin, P. R. 1987. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. **Vegetatio** **69**: 89-107.

Moss, A. M. 1949. Biological notes on some HesperIIDae of Pará and the Amazon (Lep. Rhop.). **Acta Zoologica Lilloana 7**: 27-79.

Nogués-Bravo, D.; M. B. Araújo; T. Romdal; C. Rahbeck 2008. Scale effects and human impact on the elevational species richness gradients. **Nature 453**: 216-220.

Pe`er, G.; D. Saltz; H. H. Thulke; U. Motro 2004. Response to topography in a hilltopping butterfly and implications for modeling non random dispersal. **Animal Behaviour 68**: 825-839.

Prieto C. H. 2003. Satírinos (Lepidoptera, Nymphalidae, Satyrinae) del Parque Nacional Natural Munchique. Diversidad de especies y distribución altitudinal. **Revista Colombiana de Entomología 29**: 203-210.

Pyrz, T. W.; J. Wojtusiak; R. Garlacz 2009. Diversity and distribution patterns of Pronophilina butterflies (Lepidoptera: Nymphalidae: Satyrinae) along an altitudinal transect in north-western Ecuador. **Neotropical Entomology 38**: 716-726.

Pyrz T. W.; J. Wojtusiak 1999. Mariposas de la tribu Pronophilini de la Reserva Forestal Tambito, Cordillera Occidental, Colombia. Segunda parte. Patrones de distribución altitudinal (Nymphalidae, Satyrinae). **Shilap, Revista de Lepidopterología 27**: 203-213.

Rahbeck, C. 1995. The elevational gradients of species richness: a uniform pattern? **Ecography 18**: 200-205.

Rahbeck, C. 2005. The role of spatial scale and the perception of large-scale species-richness patterns. **Ecology Letters 8**: 224-239.

Robinson, G. S.; P. R. Ackery; I. J. Kitching; G. W. Beccaloni; L. M. Hernández 2011. **Hosts a Database of the world's lepidopteran hostplants**. Available on <http://www.nhm.ac.uk/research-curation/research/projects/hostplants/>

Roderjan, C. V.; Y. S. Kuniyoshi; F. Galvão 1992. As regiões fitogeográficas do Paraná. **Acta Forestalia Brasiliensis 1**: 3-7.

Roderjan, C. V. 1994. **A floresta Ombrófila Densa Altomontana no Morro do Anhangava, Quatro Barras, PR.** – aspectos climáticos, pedológicos e fitossociológicos. Curitiba, 119p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal). Setor de Ciências Agrárias Universidade Federal do Paraná.

Roderjan, C. V.; E. Struminski 1992. **Serra da Baitaca. Caracterização e proposta de Manejo.** FUPEF/FBPN, Curitiba, 120 p.

Roderjan, C. V.; F. Galvão; Y. S. Kuniyoshi & G. G. Hatschbach 2002. As unidades fitogeográficas do estado do Paraná. **Ciência e Ambiente 26:** 693-712.

Sanchez-Rodriguez, J. F. & A. Baz 1995. The effects of elevation on the butterfly communities of a Mediterranean Mountain, Sierra de Javalambre, Central Spain. **Journal of the Lepidopterists' Society 49:** 192-207.

Shields, O. 1967. Hilltopping. **Journal of Research on the Lepidoptera 6:** 69-178.

Silva, A. G. A.; C. R. Gonçalves; D. M. Galvão; A.J.L. Gonçalves; J. Gomes; M.N. Silva; L. Simoni 1968. **Quarto catálogo dos insetos que vivem nas plantas do Brasil: seus parasitos e predadores.** Ministério da Agricultura, Rio de Janeiro. Tomo 1, Parte II. 622p.

Warren, A. D., Ogawa, J. R., Brower, A. Z. 2009. Revised classification of the family HesperIIDae (Lepidoptera: Hesperioidea) based on combined molecular and morphological data. **Systematic Entomology 34:** 467-523.

CAPÍTULO III

Riqueza, diversidade e riqueza de endemismo: testando padrões em HesperIIDae (Lepidoptera) ao longo de um gradiente restrito de altitude na Serra do Mar, Paraná, Brasil.

E. Carneiro¹; O.H.H. Mielke¹; M.M. Casagrande¹; K. Fiedler²

¹Laboratório de Estudos de Lepidoptera Neotropical, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná. Caixa Postal 19020, 81531-980 Curitiba, Paraná, Brasil. Correspondência: carneiroeduardo@hotmail.com

²Department of Animal Biodiversity, Faculty of Life Sciences, University of Vienna, Rennweg 14, A-1030 Vienna, Austria.

Resumo

Padrões de riqueza, diversidade e endemismos relacionados à altitude em ambientes montanhosos vêm sendo observados em numerosos taxa, cuja origem é mais freqüentemente creditada à disponibilidade de energia (p. ex. produção primária). Contudo, outros fatores inerentes à altitude, como a presença de diferentes ecossistemas, também influenciam diretamente na composição das assembléias, apesar de raramente serem incluídas em estudos analíticos. A Serra do Mar se mostra como um exemplo de antiga cadeia de montanhas, com uma restrita amplitude altitudinal, mas constituída de diferentes tipos vegetacionais parcialmente associados à altitude. Nela, Hesperiidæ se destaca por ser o grupo mais abundante de borboletas presente em toda extensão altitudinal, além de apresentar o maior número de endemismos campestres dentre as borboletas. Com intuito de verificar possíveis padrões relacionados à altitude e vegetação foram testadas as seguintes hipóteses nulas: medidores de comunidades não são afetados pelo intervalo altitudinal amostrado ou pela vegetação; riquezas de endemismos apresentam padrões uniformes, independentemente da amplitude da distribuição geográfica de suas espécies; grupos de Hesperiidæ revelam o mesmo padrão, independentemente de sua particular associação com plantas hospedeiras. Ao total, 1379 espécimes, representando 137 espécies de Hesperiidæ foram registradas após a retirada de espécies que produzem “hilltopping”. A altitude se mostrou correlacionada com todos os medidores de comunidades, exceto as espécies endêmicas de “Campos Naturais”, atuando como um fator ecologicamente restritivo à distribuição das espécies de Hesperiidæ. Por outro lado, os tipos vegetacionais foram predominantes na

distinção das assembléias, provavelmente associados a fatores biogeográficos e evolutivos. Grupos de endemismo foram diferentemente afetados pela altitude e vegetação, onde as espécies mais amplamente distribuídas são afetadas pela altitude enquanto as mais restritas, pelo tipo vegetacional. Hesperinae e Pyrginae também responderam de formas diferentes aos gradientes de altitude, evidenciando o uso da planta hospedeira como caráter também determinante na composição das assembléias.

Palavras-chave: borboletas; campos de altitude; montanha; clina.

Introdução

Padrões ecológicos relacionados à geografia e topografia da Terra têm sido estudados desde os séculos XVIII e XIX, após as grandes navegações europeias atingirem o novo mundo em busca de novas terras e recursos econômicos (Lyons & Willig 2002; Ricklefs 2004). Na época, conceitos intuitivos sobre a distribuição da riqueza, diversidade e endemismo já eram debatidos na literatura (p. ex. Wallace 1852, 1878), e a idéia de que os organismos não se encontram distribuídos ao acaso já era notória.

Atualmente, muitos destes padrões são reconhecidos nas mais deferentes áreas da ecologia e biogeografia, como: biogeografia de ilhas (MacArthur 1972); habitats perturbados e processos de sucessão vegetacional (Blair & Launer 1997; Kocher & Williams 2000; Beck *et al.* 2002; Axmacher *et al.* 2004); gradientes relativos à latitude e altitude (Pianka 1966; McCoy & Connor 1980; McCoy 1990; Stevens 1992; Colwell & Hurt 1994); e numerosas variáveis ambientais (ter Braack & Prentice 1988). Especialmente no campo da macroecologia, estes tipos de análises em diferentes escalas espaciais formam uma abordagem essencial em estudos científicos (Rahbeck 2005; Nogués-Bravo *et al.* 2008). O propósito de analisar tais processos é identificar as forças que direcionam a evolução e diversificação da biota, testar conceitos e hipóteses, e aplicar este entendimento na predição de mudanças ambientais globais (Lomolino *et al.* 2006).

Os padrões de riqueza em numerosos taxa freqüentemente revelam um declínio linear de biodiversidade com o aumento da altitude (Rahbeck 1995;

Gaston 2000). Esses resultados foram teoricamente creditados como uma extensão da teoria já reconhecida dos gradientes latitudinais, compartilhando basicamente dos mesmos mecanismos explanatórios (Stevens 1992; Rahbeck 1995; Willig *et al.* 2003). Destes, a disponibilidade de energia (p. ex. produção primária) é provavelmente a causa mais frequentemente citada sobre o decréscimo de espécies, a qual, depende de fatores térmicos ambientais e disponibilidade de água (Brown 1981; Wright 1983; Connel & Orias 1964; Gaston 2000). Enquanto outras hipóteses sugerem outros fatores responsáveis por este declínio, a teoria da energia é geralmente tratada como uma hipótese promissora, liderando no avanço do conhecimento da ecologia evolutiva (Willig *et al.* 2003).

Por outro lado, padrões unimodais de diversidade relacionadas à altitude são igualmente mencionados como comuns na natureza (Rahbeck 1995; Nogués-Bravo *et al.* 2008). Mais recentemente, com o desenvolvimento de técnicas envolvendo modelos nulos, os picos de riqueza de espécies passaram a ser justificados como consequência dos limites naturais da distribuição das espécies (Colwell & Hurt 1994; Colwell & Lees 2000). Desta forma, a riqueza de espécies é maior em altitudes (ou latitudes) intermediárias, decrescendo à medida do aumento da altitude. Embora estes padrões revelem informações essenciais para o conhecimento da relação das espécies com gradientes ambientais, eles não foram aqui testados devido ao limitado intervalo altitudinal amostrado.

Ao mesmo tempo, o uso de métodos não padronizadas para detectar tais padrões de assembléias pode ocasionar distorções na geometria das relações riqueza-altitude e conduzir à interpretações errôneas dos dados amostrados (Colwell & Hurt 1994; Rahbeck 1995; Lomolino 2001). Esse problema se acentua quando os métodos envolvem coletas em transecções. Devido à limitação das amostras por intervalos padronizados de altitude, a verdadeira distância percorrida na transecção (e conseqüentemente seu esforço) varia de modo expressivo, dependendo do quão íngreme se revela cada intervalo altitudinal. Isso é especialmente importante, uma vez que, as regiões mais altas das montanhas normalmente também apresentam relevo mais íngreme, conseqüentemente diminuindo o esforço amostral em regiões mais altas (Rahbeck 1995). Desta

forma, uma relação negativa entre altitude e riqueza pode ser observada devido ao menor esforço amostral empregado nas regiões mais altas e não relacionada à eventos ecológicos ou evolutivos.

Adicionalmente, a presença de diferentes tipos vegetacionais é comum em ambientes montanhosos e, portanto, não deve ser ignorada como um fator igualmente relevante na identificação de padrões de riqueza ao longo da altitude (Lomolino 2001). Sua existência exige explicações alternativas ou complementares nas considerações acerca da geometria destas relações, afetadas por exemplo, pelo número, tamanho e distribuição dos tipos vegetacionais ocorrentes em uma cadeia de montanhas (Baz 1987; Spitzer *et al.* 1993; Axmacher & Fiedler 2008). Considerando que a presença e extensão destes tipos de habitats estão intrinsecamente relacionadas à história biogeográfica da região, é também esperado que as assembléias destas montanhas sejam mais fortemente influenciadas por eventos evolutivos e biogeográficos (p. ex. endemismo, dispersão, especiação, extinção) (Gutierrez 1997; Brown 2001; Whittaker *et al.* 2001; Axmacher *et al.* 2004). Portanto, é possível que assembléias de montanhas mais antigas sejam mais influenciadas por fatores biogeográficos, tornando os fatores ecológicos menos restritivos para a presença e distribuição das espécies.

Variações na riqueza de endemismo ao longo de gradientes altitudinais podem, potencialmente, indicar tais perspectivas biogeográficas para os padrões de assembléias (Vetaas & Grytnes 2002), ao contrário dos índices de riqueza e diversidade, os quais de forma geral, descrevem fatores ecológicos contemporâneos (Currie 1991; Whittaker *et al.* 2001). O relevo das montanhas pode, por exemplo, formar barreiras naturais para a distribuição das espécies, restringir o fluxo gênico entre populações e promover processos de especiação (Brown 2001). O mesmo pode ocorrer na presença de diferentes tipos vegetacionais. Adicionalmente, riqueza e riqueza de endemismo não são necessariamente correlacionados entre si (Huston 1994, Ceballos & Brown 1995), o que contribui para uma melhor compreensão conservacionista e para a implementação de estratégias de conservação de ambientes montanhosos

(Vietaas & Grytnes 2002; Zhang *et al.* 2009). Assim, se fatores ecológicos forem predominantes sobre os biogeográficos em uma determinada montanha ou gradiente de altitude, espera-se que diferentes grupos de endemismo apresentem padrões de riqueza similares e governados pelos mesmos fatores. Uma vez que tais padrões se mostrem incongruentes, é mais provável que eventos biogeográficos e evolutivos predominem sobre a distribuição das espécies (Brown 2001).

A Serra do Mar se mostra como um bom exemplo de uma antiga cadeia de montanhas, datada do início do Cenozóico, atualmente localizada paralela às costas sudeste e sul do Brasil. Apesar de representar uma restrita extensão altitudinal devido aos seus cumes desgastados, sua flora mostra uma distribuição peculiar, associada tanto com limitações ecológicas quanto a processos biogeográficos (Bigarella 1964; Safford 2007). Os topos de montanhas da Serra do Mar são geralmente recobertos por uma vegetação campestre relictual, usualmente denominada campos de altitude (Veloza *et al.* 1991; Roderjan 1992; Safford 1999). Tal formação contrasta visivelmente com os habitats florestais dominantes nas regiões abaixo, onde também se podem encontrar manchas de estágios iniciais de sucessão. Os campos de altitude têm recoberto os picos da Serra do Mar no sudeste e sul do Brasil desde o final do Pleistoceno (Behling 1998). No entanto, desde o final do último período glacial sua distribuição altitudinal vem se tornando cada vez mais restrita, enquanto os habitats florestais vêm se expandindo em decorrência do aumento da temperatura (Bigarella 1964; Behling & Lichte 1997; Behling 1998). Até o momento, estudos nestes habitats vêm sendo realizados apenas direcionados à flora (e.g. Safford 2007; Garcia *et al.* 2009), enquanto grande parte dos grupos animais, especialmente artrópodos, ainda são negligenciados (Lazzari & Lazzarotto 2005). Porque grande parte dos estudos envolvendo gradientes de altitude se concentra em montanhas cobrindo grandes amplitudes altitudinais (ver Rahbeck 1995; Nogués-Bravo *et al.* 2008), a Serra do Mar pode revelar novos indícios para compreender como mecanismos ecológicos e biogeográficos governam a distribuição dos organismos na presença de diferentes tipos de vegetação.

Segundo observado no Capítulo 2, a composição das assembléias de Hesperiidae na Serra do Mar é claramente modificada em detrimento da altitude, onde os tipos vegetacionais se mostram como um fator mais determinante para tais mudanças do que a altitude “*per se*”. Contudo, ainda se desconhece a capacidade da moderada amplitude altitudinal coberta neste estudo (900 a 1670m) em influenciar a riqueza, diversidade e riqueza de endemismo destas assembléias. Essa família envolve o grupo mais abundante de borboletas presente em todos os gradientes altitudinais da Serra do Mar, apresentando também relações específicas com os tipos de vegetação presentes na região. Dentre todos os grupos de borboletas, é a família com o maior número de espécies endêmicas a campos naturais adjacentes a Serra do Mar (Dolibaina *et al.* 2011; Mielke *et al.* in prep.). Suas espécies são filogeneticamente associadas ou com monocotiledôneas (subfamília Hesperinae) ou dicotiledôneas (Pyrginae e Pyrrhopyginae) enquanto larvas (Warren *et al.* 2009), o que pode ocasionar diferentes padrões ao longo dos gradientes da serra, uma vez que a dominância desses grupos varia conforme o tipo vegetacional. Ainda, as riquezas de Pyrginae e Hesperinae se mostram como os melhores preditores da riqueza total de borboletas na Floresta Atlântica (Brown & Freitas 2000), tornando possível a extrapolação de seus resultados para uma assembléia mais abrangente.

Frente a estes fatores, o presente estudo explorou a riqueza, diversidade e riqueza de endemismos de Hesperiidae e seus dois grandes grupos, testando as seguintes hipóteses: 1. Medidores de comunidades não são afetados pelo intervalo altitudinal amostrado ou pela vegetação; 2. Riquezas de endemismos apresentam padrões uniformes, independentemente da amplitude da distribuição geográfica de suas espécies; 3. Subfamílias de Hesperiidae revelam o mesmo padrão ao longo da altitude, independentemente de sua particular associação com plantas hospedeiras enquanto larvas.

Metodologia

Durante três anos (2008 a 2011), exemplares de Hesperiidae foram coletados com rede entomológica em três diferentes transecções na Serra do Mar,

Paraná, Brasil, cada um representando um gradiente altitudinal sobre uma montanha. Cada transecção foi percorrida 11 vezes (totalizando 33 amostragens), desde a base até o cume, cujos os espécimens eram coletando tanto durante as subidas quanto descidas da montanhas. Desta forma, cada amostra é representada pela soma dos indivíduos capturados durante um determinado intervalo altitudinal durante a ida e volta aos picos de cada montanha em cada percurso diário. Todos os exemplares capturados foram individualizados em envelopes entomológicos acompanhado da altitude e tipo vegetacional do local exato da coleta. Intervalos das amostras e médias de altitude são dados na Tabela 1. Mais detalhes sobre delimitação das amostras e descrição das localidades são encontradas nos métodos do Capítulo 1. Coordenadas geográficas e altitude foram obtidas com auxílio de GPS Garmin 60Cx, cuja acurácia é menor que 10m segundo o fabricante.

Cada montanha amostrada apresenta distribuição altitudinal e topografia singulares, abrigando diferentes tipos de vegetação, localizados em diferentes pontos de altitude e com extensão variada. Portanto, objetivando separar o efeito dos tipos vegetacionais em uma mesma amostra, foram determinados intervalos altitudinais não uniformes para as mesmas, cuja amplitude variou entre 25 a 75m (Tabela 1). Essa método pode ser aplicado uma vez que essa variação não influenciou na riqueza ($r = -0.26$; $p > 0.05$), diversidade ($r = -0.20$; $p > 0.05$) ou em quaisquer das riquezas de endemismo: neotropical ($r = -0.27$; $p > 0.05$), amazônica ($r = -0.23$; $p > 0.05$), atlântica ($r = -0.28$; $p > 0.05$), ou campos naturais ($r = 0.21$; $p > 0.05$). A mesma delimitação foi adotada no Capítulo 2, quando se mostrou mais informativa para composição das assembléias. A distribuição das espécies foi representada e testada apenas pelas amostras em que seus indivíduos foram coletados. A interpolação de dados não foi utilizada por não apresentar mudanças significativas nos modelos testados (dados não publicados).

Nos capítulos anteriores, foi evidenciado um efeito amostral causado pela exibição de comportamentos de “hilltopping” sobre as assembléias de HesperIIDae ao longo de gradientes de altitude. Ainda, a probabilidade de coletar tais espécies em topos de morros é consideravelmente maior, considerando que tais espécies

raramente são coletadas em outros intervalos de altitude. Por produzir este efeito indesejável, excluiu-se das análises todas as espécies em que este tipo comportamento foi observado. Conseqüentemente, se tornou necessário excluir a amostra de 1820-1860m da transecção Caratua devido ao pequeno número de espécimes capturados (n= 2) após a retirada destas espécies.

Quatro medidores de comunidades foram testados: riqueza de espécies, diversidade alfa, diversidade beta e riqueza de endemismo. A abundância de Hesperiidæ se mostrou altamente relacionada à riqueza ($R^2=0.96$; $df=24$; $p<0.001$), tornando seu uso redundante. Enquanto a riqueza é o medidor tradicionalmente mais evocado em abordagens teóricas envolvendo gradientes altitudinais, tem-se observado que a diversidade responde aos mesmos de forma semelhante em diversas montanhas ao redor do mundo (e.g. Sanchez-Rodriguez & Baz 1995; Brehm *et al.* 2003; Axmacher *et al.* 2004). O índice exponencial de Shannon corrigido (Poole 1974) foi selecionado para representar a diversidade, uma vez que este não mostra grande sensibilidade ao tamanho amostral, fator que se mostrou variável no presente estudo. Este índice foi calculado usando programa SPADE (Chao & Shen 2003). Já a diversidade beta foi representada pelo primeiro eixo do gráfico obtido pelo NMDS do Capítulo 2 (ver métodos do Capítulo 2 para mais detalhes).

Adicionalmente, a fim de comparar os padrões de riqueza de endemismo, classificou-se a distribuição geográfica das espécies registradas em quatro categorias de tamanho de endemismo, baseadas em padrões de distribuição reconhecidos para as borboletas (Brown Jr. 1987), ou especificamente em Hesperiidæ (Montaña & Andrade 2008) e em algumas áreas de endemismo já reconhecidas para a entomofauna da América do Sul (Morrone 2006). As espécies foram então classificadas como endêmicas da: 1. Região Neotropical; 2. Floresta Atlântica e Amazônica (denominada posteriormente como “Atlântico-Amazônica”); 3. Floresta Atlântica; 4. Campos Naturais inseridos na Floresta Atlântica. Por questões nomenclaturais, essas categorias serão grifadas entre aspas sempre que mencionadas no texto. Devido à escassez de registros para a família na Região Neotropical não foi possível estabelecer uma delimitação exata do

tamanho da distribuição geográfica de muitas das espécies. No entanto, a abordagem categórica utilizada permitiu discutir tais aspectos, uma vez que as categorias de endemismo decrescem em tamanho. A distribuição geográfica de cada espécie foi verificada através de espécimens depositados na coleção entomológica Pe. Jesus Santiago Moure, localizada na Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brasil.

O perfil orográfico exibido em cada um dos intervalos altitudinais pode se mostrar significativamente distinto de acordo com a montanha, alterando diretamente a distância percorrida naquele segmento do transecto e conseqüentemente afetando o esforço amostral empregado. Com intuito de evitar este artifício, a distância percorrida em cada intervalo altitudinal foi medida e inserida nos modelos como covariável. O tempo de coleta em cada um destes intervalos também foi contabilizado, embora possa ter variado conforme o dia. Independentemente, ambas variáveis se mostraram correlacionadas ($r= 0.70$; $p < 0.001$) e não influenciaram nos resultados (dados não publicados).

As relações entre altitude média, distância percorrida e medidores das comunidades foram primeiramente calculadas com coeficiente de correlação de Spearman, com objetivo de verificar a magnitude de tais relações ao invés de procurar por um modelo específico. Ainda, este coeficiente deve ser preferido quando relações não lineares são esperadas (Fowler *et al.* 1998). Além das correlações efetuadas para toda a família, as mesmas foram também empregadas aos subgrupos Pyrginae + Pyrrhopyginae (posteriormente denominado apenas como Pyrginae) e Hesperinae, nas medidas de riqueza, diversidade alfa e beta. O motivo de testá-las nas diferentes subfamílias remete às diferenças no uso de suas plantas hospedeiras, das quais cada grupo se alimenta exclusivamente, ou de monocotiledôneas (Hesperinae) ou dicotiledôneas (Pyrginae).

Posteriormente, utilizou-se análises de covariância (ANCOVA), selecionando os tipos vegetacionais como variáveis categóricas e as médias de altitude e distâncias percorridas como variáveis independentes. Os preditores contínuos foram previamente estandardizados, enquanto as variáveis dependentes foram transformadas em sua raiz quadrada. Este teste permitiu

determinar qual dos fatores, altitude ou tipos vegetacionais, responde melhor às variações de riqueza, diversidade e riqueza de endemismo na presença de gradientes altitudinais. A normalidade dos resíduos foi testada com teste de Wilk-Shapiro e a homogeneidade da variância com teste de Levene. ANCOVA e o coeficiente de correlação de Spearman foram calculados com Statistica 7.0 (Statsoft 2007).

Resultados

Após excluir as espécies que exibem “hilltopping”, 1379 espécimes representando 137 espécies de Hesperidae foram registradas ao longo de todos os gradientes de altitude (Tabela 1). A riqueza de espécies variou entre apenas 1 sp. em uma amostra muito íngreme e de elevada altitude, até 66 spp. em uma amostra baixa e plana. A altitude mostrou correlação significativa, embora baixa, em todos os medidores de comunidade de Hesperidae, exceto para a riqueza de endemismo “Campos Naturais” (Tabela 2). Ainda, a distância percorrida em cada amostra influenciou na detecção da riqueza, diversidade alfa e riqueza de endemismo Atlântica.

No entanto, quando a altitude e o tipo de vegetação são inseridos na análise, a diversidade alfa se torna o único medidor de comunidades a não demonstrar uma correlação significativa (Tabela 3). Já os fatores responsáveis pelas variações nos demais medidores de comunidades responderam de formas distintas, sendo a altitude responsável pela variação da riqueza, enquanto a vegetação pela diversidade beta.

Os diferentes padrões de riqueza de endemismo também demonstraram significância nos modelos testados, apresentando também um decréscimo ao longo do aumento da altitude, similarmente ao observado pela riqueza, exceto pelas espécies endêmicas da “Floresta Atlântica” e dos “Campos Naturais”, as quais não demonstraram relação com a altitude *per se*. Os fatores que influenciam as variações encontradas são contraditórios de acordo com a categoria de endemismo, dentre as quais as mais amplamente distribuídas (“Neotropical” e “Atlântico-Amazônica”) são influenciadas pela altitude, enquanto as mais restritas

(“Floresta Atlântica” e “Campos Naturais”) são influenciadas pelo tipo vegetacional. Neste caso, a distância percorrida nas amostras influenciou apenas a riqueza de espécies “Neotropical” e “Floresta Atlântica”.

Comparado entre os grupos de Hesperidae, a significância das relações são similares, exceto a diversidade alfa, a qual não é significativa em Pyrginae. O comportamento dos medidores de comunidades em detrimento da altitude se mostrou levemente distinto, apesar de não terem sido testados (Figs 1-6). Pyrginae apresentou relações menos lineares com altitude, mostrando uma maior sensibilidade com esta variável. Ao mesmo tempo a diversidade de Pyrginae exibiu um inesperado aumento em amostras de maiores altitudes, este ausente em Hesperinae. Ainda, a beta-diversidade exibiu padrões evidentemente distintos entre as subfamílias, fato provavelmente gerado em detrimento do uso de diferentes classes de plantas hospedeiras utilizadas e sua respectiva variação de abundância e riqueza ao longo dos gradientes da Serra do Mar.

Tabela 1. Medidas das amostras (intervalos altitudinais) retiradas dos transectos realizados nas montanhas da Serra do Mar entre 2009 e 2011. Abreviações: Riq –

Riqueza, A-Div – Diversidade alfa, B-Div – diversidade beta, Neo – Neotropical, Ama – Amazônica, Atl – Atlântica, Cam – Campos Naturais, Flo – Floresta, Eis – Estágio inicial de sucessão vegetacional, Cal – Campos de Altitude.

Montanha	Intervalo altitudinal (m)	Tipo Veg.	Distância (m)	Riq.	A-Div.	B-Div.	Riqueza de Endemismo			
							Neo	Ama	Atl	Cal
Anhangava	998-1060	FLO	731	50	28.55	-0.457	13	7	29	1
Anhangava	1061-1122	FLO	921	66	20.75	-0.468	16	12	37	1
Anhangava	1123-1206	EIS	711	38	24.83	-0.466	7	6	23	1
Anhangava	1207-1289	EIS	153	21	26.95	-0.389	6	4	11	0
Anhangava	1290-1364	CAL	173	6	19.60	0.142	2	1	3	0
Anhangava	1365-1440	CAL	368	33	21.35	0.025	8	5	18	2
Araçatuba	912-938	FLO	330	46	52.66	-0.415	14	8	23	1
Araçatuba	939-1019	EIS	351	21	19.56	-0.386	9	3	8	1
Araçatuba	1020-1099	EIS	295	17	16.32	0.653	6	2	5	4
Araçatuba	1100-1175	CAL	306	18	29.00	1.246	5	2	5	6
Araçatuba	1176-1250	CAL	466	12	14.94	1.637	4	1	3	4
Araçatuba	1251-1325	CAL	348	5	6.34	2.200	0	0	1	4
Araçatuba	1326-1400	CAL	443	10	25.03	2.020	3	0	1	6
Araçatuba	1401-1475	CAL	262	3	4.29	2.361	0	0	0	3
Araçatuba	1476-1550	CAL	148	1	3.42	3.185	0	0	0	1
Araçatuba	1551-1625	CAL	241	2	9.44	3.427	0	0	0	2
Araçatuba	1625-1682	CAL	489	7	18.42	3.025	1	0	0	6
Caratuva	980-1031	FLO	453	18	6.08	-0.487	5	3	10	0
Caratuva	1032-1083	FLO	178	8	23.13	-0.492	2	0	6	0
Caratuva	1084-1158	EIS	208	15	36.17	-0.479	4	2	9	0
Caratuva	1159-1233	EIS	433	14	2.47	-0.091	0	2	11	1
Caratuva	1234-1306	EIS	397	7	18.38	-0.401	0	0	7	0
Caratuva	1307-1362	FLO	713	20	1.00	-0.419	4	1	15	0
Caratuva	1363-1418	FLO	154	11	2.17	-0.298	0	1	9	1
Caratuva	1419-1488	CAL	958	9	5.96	1.323	3	0	5	1

Tabela 2. Coeficiente de correlação de Spearman entre os medidores de comunidades e altitude e distância percorrida, observados em diferentes taxa e

em diferentes grupos de endemismo. Valores de p são dados como: * <0.05 ; ** <0.01 ; *** <0.001 ; ou ns (não significante).

	Altitude	Distância
Hesperiidae		
Riqueza	-0.56 **	0.54 **
Diversidade alfa	-0.51 **	0.54 **
Diversidade beta	0.72 ***	-0.07 ns
Neotropical	-0.64 ***	0.38 ns
Amazônica	-0.69 ***	0.27 ns
Atlântica	-0.64 ***	0.41 *
Campos Naturais	0.19 ns	0.23 ns
Pyrginae		
Riqueza	-0.57 **	0.35 ns
Diversidade alfa	-0.38 ns	0.14 ns
Diversidade beta	-0.68 ***	0.20 ns
Hesperiinae		
Riqueza	-0.67 ***	0.48 *
Diversidade alfa	-0.54 **	0.27 ns
Diversidade beta	0.66 **	0.21 ns

Tabela 3. Quatro diferentes ANCOVA calculadas independentemente para riqueza, diversidade alfa, diversidade beta e nas diferentes categorias de

endemismo de HesperIIDae, avaliando os efeitos da altitude, distância percorrida e tipo de vegetação sobre as diferentes medidas de comunidades.

ANCOVA	R²	β Co	F	p
(1) Riqueza	0.64		12.45	0.00
Altitude		-0.49	7.38	0.01
Distância		0.46	12.32	0.00
Vegetação		0.16	0.84	0.37
(2) Diversidade alfa	0.28		2.81	0.06
Altitude		-0.69	7.49	0.01
Distância		-0.09	0.22	0.65
Vegetação		-0.30	1.43	0.25
(3) Diversidade beta	0.73			
Altitude		0.29	3.33	0.08
Distância		-0.07	0.32	0.58
Vegetação		-0.38	7.46	0.00
(4) Riqueza de endemismo				
“Neotropical”	0.58		6.94	0.00
Altitude		-0.72	13.24	0.00
Distância		0.38	6.45	0.02
Vegetação		-0.02	0.47	0.63
“Atlântico-Amazônica”	0.50		5.06	0.01
Altitude		-0.52	5.67	0.03
Distância		0.24	2.20	0.15
Vegetação		0.13	0.30	0.74
“Floresta Atlântica”	0.72		12.97	0.00
Altitude		-0.32	3.87	0.06
Distância		0.38	9.87	0.01
Vegetação		0.37	3.92	0.04
“Campos Naturais”	0.40		3.41	0.03
Altitude		-0.24	1.00	0.33
Distância		0.15	0.69	0.41
Vegetação		-0.55	5.34	0.01

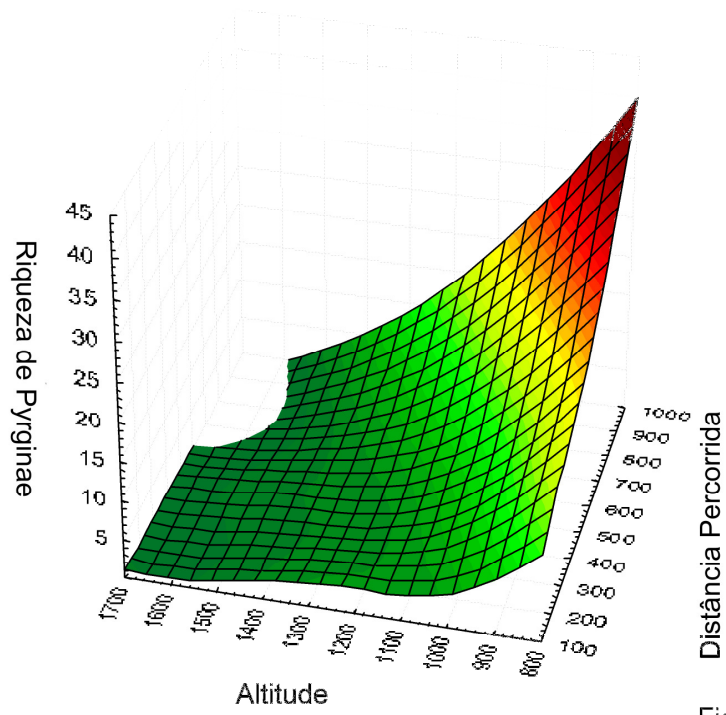


Fig. 1

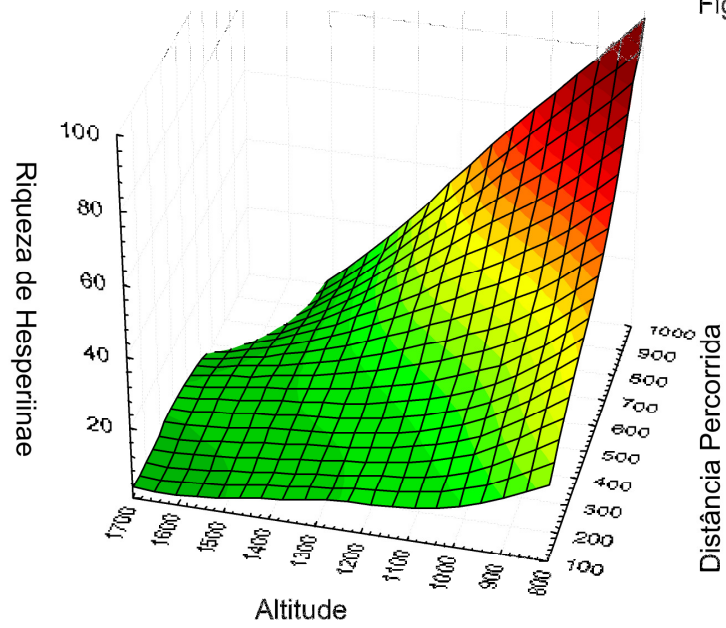


Fig. 2

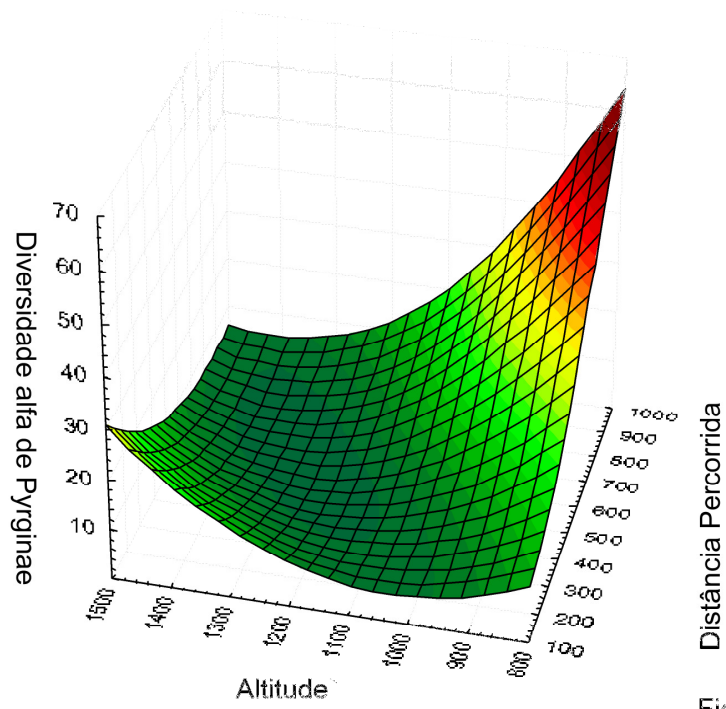


Fig. 3

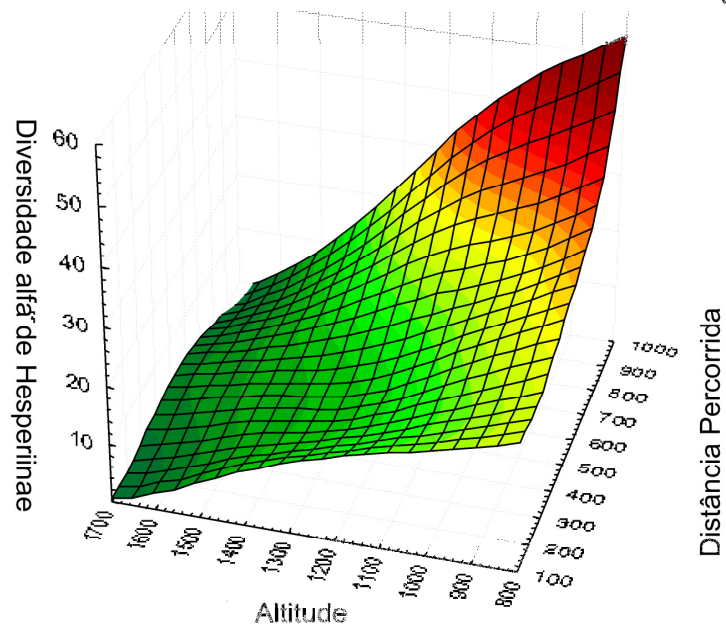


Fig. 4

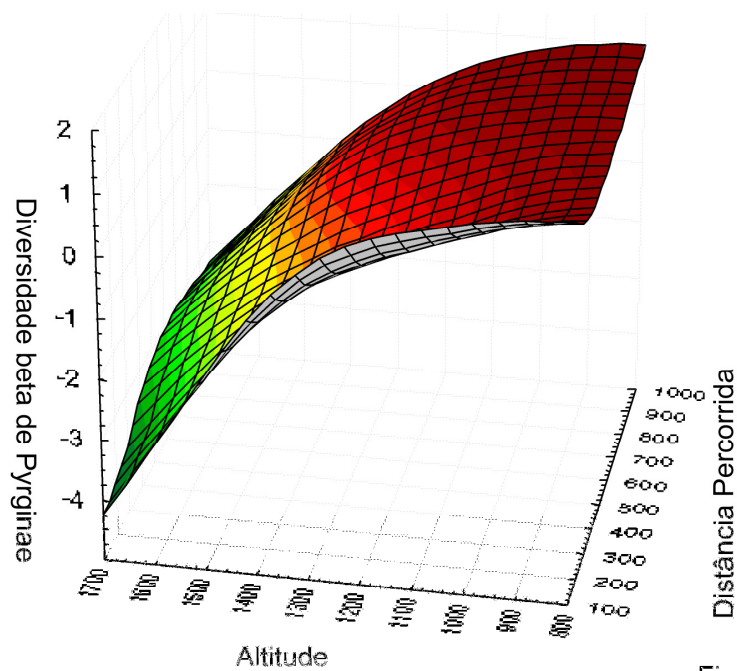


Fig. 5

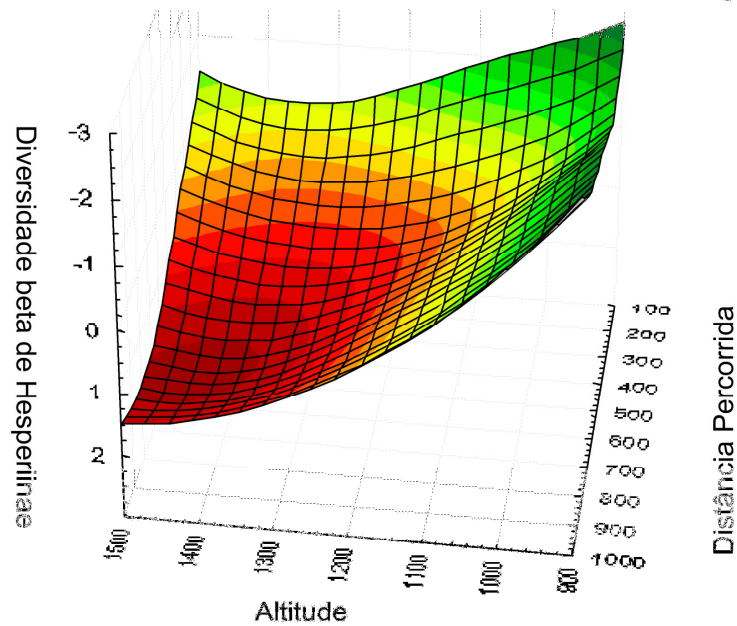


Fig. 6

Figs. 1-6. Relações entre altitude e distância percorrida, com a riqueza (Figs 1-2), diversidade alfa (Figs 3-4) e diversidade beta (Figs 5-6), comparados entre Pyrginae¹ (Figs. 1, 3 e 5) e Hesperitinae (Figs. 2, 4 e 6). Variáveis não foram transformadas a fim de visualizar suas relações naturais. ¹Em Pyrginae foram incluídas também espécies de Pyrrhopyginae devido ao uso mesmo grupo de plantas hospedeiras.

Discussão

O decréscimo de riqueza ao longo de gradientes de altitude tem sido constantemente reportado para diversos organismos, incluindo borboletas (Baz 1987; Sanchez-Rodriguez & Baz 1995; Gutierrez 1997; Fleischman *et al.* 1998; Martynenko 2006) e mariposas (Wolda 1987; Herbert 1980). Portanto, encontrar esses mesmos resultados em Hesperiidae pode não ser considerado um resultado inesperado. Contudo, o padrão encontrado em um gradiente de altitude tão restrito (aproximadamente 700m) é bastante singular, o qual sugere uma estreita associação e sensibilidade de suas espécies a gradientes de altitude, podendo estar relacionados tanto com fatores ecológicos como biogeográficos da Serra do Mar.

A utilização de borboletas como indicadores de condições ambientais é recorrente na literatura, dada sua restrita relação com plantas hospedeiras e associação com microhábitats (Freitas *et al.* 2003). Especificamente, a riqueza de Hesperiidae já se mostrou significativamente influenciada pela temperatura em diferentes regiões da Floresta Atlântica (Brown & Freitas 2000), o que indica um potencial fator responsável pelo declínio da riqueza encontrada no presente estudo. De fato, mesmo o pequeno diferencial de temperatura amostrado (temperatura média entre o menor e maior gradiente foi de 3.5°C de acordo com Roderjan 1994), é também capaz de influenciar assembléias de mariposas, cujos diferenciais de temperatura não ultrapassam 3° ou 4°C (Herbert 1980). Da mesma forma, é esperado que temperaturas baixas possam realmente atuar como fatores restritivos à ocupação e residência de muitas espécies, principalmente em organismos ectotérmicos, cuja atividade de vôo e história natural são altamente dependes deste fator (May 1976, 1979).

A Serra do Mar, assim como outras cadeias de montanhas no mundo, tiveram sua fauna e flora afetados pelas mudanças climáticas do Pleistoceno, a qual, neste caso, influenciou diretamente na extensão e distribuição altitudinal de florestas, campos de altitude e sua conectividade (Behling 1998, 2002). Evidentemente, estes eventos devem ter influenciado em processos de especiação, dispersão e extinção de espécies relacionadas a estes hábitats e que

também são co-responsáveis pelas mudanças nas assembléias. A ocorrência de uma espécie nova de Hesperiidae endêmica ao cume de uma das montanhas amostradas (Capítulo 1) sugere a ocorrência de tais processos. Adicionalmente, espécies endêmicas a regiões campestres se tornam dominantes em maiores altitudes na Serra do Mar, logicamente em decorrência da presença dos campos de altitude e não da altitude “*per se*”, enquanto espécies mais amplamente distribuídas são mais ricas em regiões mais baixas e afetadas pela altitude e não pelo tipo de vegetação. Tais diferenças nos padrões e fatores responsáveis pela riqueza de endemismo reiteram a influência de aspectos biogeográficos sobre a distribuição das espécies em gradientes altitudinais e reforça a necessidade de sua avaliação neste tipo de estudos (Gutierrez 1997; Brown 2001; Vetaas & Grytnes 2002).

A baixa correlação entre espécies endêmicas das regiões “Neotropical” e “Atlântico-Amazônica” com o tipo vegetacional era esperada, uma vez que espécies amplamente distribuídas tendem a ocorrer em diferentes ecossistemas, além de serem mais tolerantes a variações ambientais, o que permite uma distribuição altitudinal estendida à hábitats mais frios (Stevens 1989, 1992). Algumas destas espécies (p. ex. *Pyrgus orcus* (Stoll, 1780), *Hylephyla phyleus phyleus* (Drury, 1773)) são, de fato, associadas à ambientes degradados como pastagens agropecuárias, estágios iniciais de sucessão vegetacional, ou bordas de fragmentos florestais. Na medida em que ambientes mais elevados são menos afetados por impactos antrópicos (Nogués-Bravo *et al.* 2008), a presença de tais espécies também se torna mais escassa. Em contraposição, as categorias de espécies com distribuição mais restrita, “Floresta Atlântica” e de “Campos Naturais”, não respondem diretamente aos gradientes altitudinais, o que sugere que tais grupos sejam menos afetados por fatores ambientais em detrimento de fatores evolutivos (como adaptação e especiação). Estas espécies podem ter sua história natural mais diretamente relacionada e adaptada à história das montanhas da Serra do Mar, uma vez que tais estão inseridas no ecossistema Floresta Atlântica.

Outro importante fator afetando o decréscimo das medidas de comunidades no presente estudo é a redução da área ao longo do aumento da altitude, principalmente devido à inclusão dos cumes das montanhas nas amostras. Esses picos são severamente reduzidos em área, dado o acentuado grau de inclinação do perfil orográfico da Serra do Mar nessas altitudes no Paraná (Roderjan *et al.* 1992), onde as condições ambientais são ainda mais severas para borboletas que realmente habitam a região, p. ex. ventos acentuados e geadas mais freqüentes (Roderjan 1994). Esses fatores, associados a um habitat mais restrito, devem restringir a viabilidade de populações nessas regiões. Contudo, a presença de hesperídeos nas localidades mais altas e íngremes das encostas montanhosas da Serra do Mar chama atenção para a adaptabilidade de tais espécies em residir em tais localidades onde os grupos mais comuns e abundantes de borboletas, como Nymphalidae (exceto Satyrinae), Pieridae e Papilionidae, são representados apenas por espécies que exibem “hilltopping” (observ. pess.). O mesmo padrão de abundância entre as famílias parece também ocorrer em ambientes andinos, uma vez mencionada a associação de Hesperiidae com ambientes campestres (Andrade & Garcia 1996; Lamas 2003).

Ainda, a correlação da distância percorrida nos transectos com muitas das medidas de comunidades mostrou que a detecção da riqueza de Hesperiidae é sensível ao esforço amostral empregado, fazendo com que o grupo seja heterogeneamente amostrado uma vez que estes fatores não sejam estatisticamente corrigidos. O pequeno número de espécies e espécimes capturados em intervalos altitudinais acentuadamente íngremes pode também ter sido influenciado por essa relação, o que reforça a importância de examinar a topografia como variável em estudos de ecologia de comunidades (Brown 2001; Brown Jr. & Gifford 2002).

Os índices de diversidade alfa usualmente exibem resultados semelhantes aos de riqueza em estudos envolvendo gradientes altitudinais (Hebert 1980; Sanchez-Rodriguez & Baz 1995; Pyrcz *et al.* 2009), embora fatores biogeográficos das montanhas possam induzir a padrões contrastantes (Lawton 1987; Axmacher *et al.* 2004). Porém, constatou-se uma baixa correlação entre diversidade alfa e

altitude, ao contrário da riqueza, provavelmente promovida pela baixa abundância de indivíduos que não exibem “hilltopping” dentre todas as espécies capturadas nos gradientes mais altos. Um aumento na diversidade de Pyrginae nos picos de montanhas indica exatamente este evento, uma vez que a maioria das espécies encontradas na região produziam este tipo de comportamento. Interações de competição são reconhecidamente tratadas por desempenhar um papel importante sobre a composição e diversidade de comunidades (MacArthur 1958; Hutchinson 1959). Em Lepidoptera, sabe-se que o comportamento de certas espécies abundantes ocasionam a diminuição da diversidade de assembléias (Kunte 2008). Por esse motivo, a dominância de indivíduos que exibem “hilltopping”, associada à competição implícita neste tipo de comportamento (Shields 1967), deve reduzir a detecção de espécies residentes em topos de montanhas, conseqüentemente aumentando os índices de diversidade em tais localidades (após excluir as espécies que exibem este tipo de comportamento). Desta forma, é também possível que este efeito tenha sido gerado por um artifício metodológico, ocasionado pela retirada das espécies mais abundantes das análises.

No capítulo 2, os resultados demonstram que as similaridades de Hesperiidae ao longo dos gradientes de altitude foram ocasionadas principalmente em decorrência do tipo de vegetação, sendo a altitude correlacionada apenas em Pyrginae. A diversidade beta, agora avaliada como um preditor contínuo, apresentou o mesmo resultado, reafirmando o papel da vegetação como responsável pela composição das espécies em gradientes de altitude. Portanto, se por um lado a altitude da Serra do Mar é a responsável pelo decréscimo da riqueza, o tipo vegetacional tem um papel mais predominante na diferenciação das assembléias. Mais uma vez, os resultados apontam para a altitude atuando como um fator restritivo para a distribuição das espécies de Hesperiidae, enquanto a vegetação se coloca como responsável pela distinção das assembléias, envolvendo fatores biogeográficos e evolutivos.

Diferenças nos padrões encontrados entre Pyrginae e Hesperiidae apontam para uma influência da escolha do grupo de planta hospedeira na distribuição dos

indivíduos adultos ao longo dos gradientes de altitude. Diferentes espécies de Hesperinae, cujas larvas se alimentam de monocotiledôneas, se mostram adaptadas tanto à ambientes baixos como altos, incluindo vegetações florestais e campestres, enquanto poucas espécies de Pyrginae são encontradas nas áreas mais altas, onde os campos são encontrados. O uso de dicotiledôneas é um fator que claramente afeta a distribuição deste grupo, uma vez que essas plantas são encontradas em menor abundância nos campos de altitude (Roderjan 1994). Por outro lado, Pyrginae normalmente é mais rica que Hesperinae em habitats campestres tropicais, como o cerrado e a caatinga (Mielke *et al.* 2005; Nobre *et al.* 2008), o oposto do encontrado em campos temperados, como nos campos naturais (Iserhard *et al.* 2010; Dolibaina *et al.* 2011; Mielke *et al.* no prelo). O mesmo padrão parece ocorrer com espécies endêmicas de áreas do Cerrado, mais ricas em Pyrginae do que Hesperinae (11 spp. e 9 spp. respectivamente; Mielke *et al.* 2005), enquanto nos campos naturais os Hesperinae endêmicos são mais ricos (6 e 19 em Guarapuava, 14 e 38 em Ponta Grossa respectivamente; Dolibaina *et al.* 2011; Mielke *et al.* no prelo). No entanto, tais diferenças podem ser também relacionadas à composição da flora, já que o Cerrado e os campos do sul do Brasil parecem não ter grandes afinidades florísticas (Eiten 1972; Safford 2007). Portanto, até que se conheçam as plantas hospedeiras e os ciclos de vida de uma maior gama de espécies de Hesperidae, a razão pela qual os Hesperinae desenvolveram uma melhor interação com ambientes mais frios, como campos temperados, permanecerá desconhecida.

Literatura Citada

Andrade, M. G. & G. A. Garcia. 1996. Un estudio regional de las mariposas altoandinas en La Cordillera Oriental de Colombia, 149-180 p. *In* C. Andrade; G. Amat; F. Fernandez (Eds) **Insectos de Colombia, estudios escogidos**. Bogotá, Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas Y Naturales.

Axmacher, J. C.; G. Holtmann; L. Scheuermann; G. Brehm; K. Müller-Hohenstein; K. Fiedler 2004. Diversity of geometridae moths (Lepidoptera: Geometridae) along

an Afrotropical elevational rainforest transect. **Diversity and Distributions** **10**: 293-302.

Axmacher, J. C. & K. Fiedler 2008. Habitat type modifies geometry of elevational diversity gradients in geometrid moths (Lepidoptera: Geometridae) on Mt. Kilimanjaro, Tanzania. **Tropical Zoology** **21**: 243-251.

Baz, A. 1987. Abundancia y riqueza de las comunidades forestales de mariposas (Lepidoptera Rhopalocera) y su relación con la altitud en el Sistema Ibérico meridional. **Graellsia** **43**: 179-192.

Beck, J.; C. H. Schultze; K. E. Linsenmeier; K. Fiedler 2002. From forest to farmland: diversity of Geometrid moths along two habitat gradients on Borneo. **Journal of Tropical Ecology** **18**: 33-51.

Behling, H. 1998. Late Quaternary vegetational and climatic changes in Brazil. **Review of Paleobotany and Palynology** **99**: 143-156.

Behling, H. & M. Lichte 1997. Evidence of dry and cold climatic conditions at glacial times in tropical southeastern Brazil. **Quaternary Research** **48**: 348-358.

Behling, H. 2002. South and southeast Brazilian grasslands during Late Quaternary times: a synthesis. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology** **177**: 19-27.

Bigarella, J. J. 1964. Variações climáticas no Quaternário e suas implicações no revestimento Florístico do Paraná. **Boletim Paranaense de Geografia** **10/15**: 211-231.

Blair, R. B. & A. E. Launer 1997. Butterfly diversity and human land use: species assemblages along an urban gradient. **Biological Conservation** **80**: 113-125.

Brehm, G.; D. Süssenbach; K. Fiedler 2003. Unique elevational diversity patterns of geometrid moths in an Andean montane forest. **Ecography** **26**: 456-466.

Brown, J. H. 1981. Two decades of homage to Santa Rosalia: towards a general theory of diversity. **American Zoologist** **21**: 877-888.

Brown, J. 2001. Mammals on mountainsides: elevational patterns of diversity. **Global Ecology and Biogeography** **10**: 101–109.

Brown Jr., K. S. 1987. Biogeography and evolution of Neotropical butterflies. Biogeography and Quaternary history in tropical America, pp. 66-104. *In* T. C. Whitmore & G. T. Prance (Eds) **Oxford Monographs of Biogeography**, nº3. Oxford, Clarendon Press.

Brown Jr. K.S. & Freitas, A.V.L. 2000. Atlantic Forest Butterflies: Indicators for Landscape Conservation. **Biotropica** **32**: 934-956.

Brown Jr. K.S. & D. R. Gifford 2002. Lepidoptera in the cerrado landscape and the conservation of vegetation, soil, and topographical mosaics, pp. 201-217. *In* P. S. Oliveira & R. J. Marquis (Eds). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical Savanna**. New York, Columbia University Press.

Ceballos, G. & Brown, J.H. 1995. Global patterns of mammalian diversity, endemism, and endangerment. **Conservation Biology** **9**: 559-568.

Chao, A. & T. J. Shen 2003. Program **SPADE** (Species Prediction and Diversity Estimation). Program and user's guide at <http://chao.stat.nthu.edu.tw>.

Colwell, R. K. & G. C. Hurt 1994. Non biological gradients in species richness and a spurious Rapoport effect. **The American Naturalist** **144**: 570-595.

Colwell, R. K. & D. C. Lees 2000. The mid-domain effect: geometric constraints on the geography of species richness. **Trends in Ecology & Evolution** **15**:70–76.

Connell, J. H. & E. Orias 1964. The ecological regulation of species diversity. **The American Naturalist** **98**: 399-414.

Currie, D.J. 1991. Energy and large-scale patterns of animal and plant species richness. **The American Naturalist** **137**: 27-49.

Dolibaina, D. R.; O. H. H. Mielke; M. M. Casagrande 2011. Borboletas (Papilionoidea e Hesperioidea) de Guarapuava e arredores, Paraná, Brasil: um inventário com base em 63 anos de registro. **Biota Neotropica** **11**: 341-354.

Eiten, G. 1972. The Cerrado vegetation of Brazil. **Botanical Review** **38**: 201–341.

Fleischman, E.; G. T. Austin; A. D. Wiess 1998. An empirical test of Rapoport's rule: elevational gradients in montane butterfly communities. **Ecology** **79**: 2482-2493.

Fowler, J.; L. Cohen; P. Jarvis 1998. **Practical statistics for field biology**. Wiley, New York, 259 p.

Freitas, A. V. L.; Francini, R. B. & Brown Jr., K. S., 2003. Insetos como indicadores ambientais *In* Cullen, L., Jr.; Rudran, R. & Valladares-Pádua (org.) **Métodos de estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre**. Curitiba, Fundação Boticário e Editora da UFPR, 125-151.

Garcia, R. J. F.; H. M. Longhi-Wagner; J. R. Pirani; S. T. Meirelles 2009. A contribution to phytogeography of Brazilian *campos*: an analysis based on Poaceae. **Revista Brasileira de Botânica** **32**: 703-713.

Gaston, K. J. 2000. Global patterns of biodiversity. **Nature** **405**: 220-227.

Gutiérrez, D. 1997. Importance of historical factors on species richness and composition of butterfly assemblages (Lepidoptera: Rhopalocera) in a northern Iberian mountain range. **Journal of Biogeography** **24**: 77-88.

Hebert, P. D. N. 1980. Moth communities in montane Papua New Guinea. **Journal of Animal Ecology** **49**: 593-602.

Huston, M.A. 1994. **Biological diversity — the coexistence of species on changing landscapes**. Cambridge University Press, Cambridge, 681p.

Hutchinson, G. E. 1959. Homage to Santa Rosalia or why there so many kind of animals? **The American Naturalist** **93**: 145-159.

Iserhard, C. A.; M. T. de Quadros; H. P. R. Homanowski; M. S. Mendonça Jr. 2010. Borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea e Hesperioidea) ocorrentes em diferentes ambientes de Floresta Ombrófila Mista e nos Campos de Cima da Serra do Rio Grande do Sul, Brasil. **Biota Neotropica** **10**: 309-320.

Kocher, S. D. & E. H. Williams 2000. The diversity and abundance of North American butterflies vary with habitat disturbance and geography. **Journal of Biogeography** **27**: 785-794.

Kunte, K. 2008. Competition and species diversity: removal of dominant species increases diversity in Costa Rican butterfly communities. **Oikos** **117**: 69-76.

Lamas, G. 2003. **Las mariposas de Machu Picchu**. Lima, PROFONANPE, 221p.

Lawton, J. H.; M. Macgarvin; P. A. Heads 1987. Effects of altitude on the abundance and species richness of insect herbivores on bracken. **Journal of Animal Ecology** **56**: 147–160.

Lazzari, S. M. N. & C. M. Lazzarotto 2005. Distribuição altitudinal e sazonal de afídeos (Hemiptera, Aphididae) na Serra do Mar, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** **22**: 891-897.

Lomolino, M. V. 2001. Elevation gradients of species-density: a historical and prospective views. **Global Ecology and Biogeography** **10**: 3-13.

Lomolino, M. V. 2006. The island rule and a research agenda for studying ecogeographical patterns. **Journal of Biogeography** **33**: 1503-1510.

Lyons, S. K. & M. R. Willig 2002. Species richness, latitude, and scale sensitivity. **Ecology** **83**: 47-58.

Martynenko, A. B. 2006. Altitudinal zonality and diversity of butterflies in the Southern Far East and Transbaikalia. **Russian Journal of Ecology** **37**: 53-59.

MacArthur, R. H. 1958. Population ecology of some warblers of northeastern coniferous forests. **Ecology** **39**: 599-619.

MacArthur, R. H. 1972. **Geographical ecology: patterns in the distribution of species**. Harper & Row, New York, 269 p.

May M. L. 1976 - Warming rates as a function of body size in periodic endotherms. **Journal of Comparative Physiology** **111**: 55-70.

May M. L. 1979 - Insect thermoregulation. **Annual Review of Entomology** **24**: 313-349.

Montaña, L. A. G. & M. G. Andrade 2008. Diversidad y biogeografía preliminar de las mariposas saltarinas (Lepidoptera: HesperIIDae) de Colombia. **Revista de La Academia Colombiana de Ciencias Exatas, Físicas y Naturales** **32**: 421-433.

McCoy, E. D. 1990. The distribution of insects along elevational gradients. **Oikos** **58**: 313–322.

McCoy, E. D & E. F. Connor 1980. Latitudinal gradients in the species diversity of North American mammals. **Evolution** **34**: 193–203.

Mielke, O. H. H.; E. Carneiro; M. M. Casagrande; in press. HesperIIDae (Lepidoptera, Hesperioidea) from Ponta Grossa, Paraná, Brazil: 70 years of records with special reference to faunal composition of Vila Velha State Park. **Revista Brasileira de Entomologia**.

Morrone, J. J. 2006. Biogeographic areas and transition zones of Latin America and the Caribbean Islands based on a panbiogeographic and cladistic analyses of the entomofauna. **Annual Review of Entomology 51**: 467-494.

Nobre, C. E. B.; C. Schlindwein; O. H. Mielke 2008. The butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea and Hesperioidea). **Zootaxa 1751**: 35-45.

Pianka, E. R. 1966. Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. **The American Naturalist 100**: 33-46.

Poole, R. W. 1974. **An introduction to quantitative ecology**. McGraw-Hill, New York. 532p.

Pyrz, T. W.; J. Wojtusiak; R. Garlacz 2009 Diversity and distribution patterns of Pronophilina butterflies (Lepidoptera: Nymphalidae: Satyrinae) along an altitudinal transect in North-Western Ecuador. **Neotropical Entomology 38**: 716-726.

Rahbeck, C. 1995. The elevational gradients of species richness: a uniform pattern? **Ecography 18**: 200-205.

Rahbeck, C. 1997. The relationship among area, elevation, and regional species richness in Neotropical birds. **American Naturalist 149**: 875-902.

Ricklefs, R.E. 2004. A comprehensive framework for global patterns in biodiversity. **Ecology Letters 7**: 1–15.

Roderjan, C. V.; Y. S. Kuniyoshi; F. Galvão 1992. As regiões fitogeográficas do Paraná. **Acta Forestalia Brasiliensis 1**: 3-7.

Roderjan, C.V. 1994. **A floresta Ombrófila Densa Altomontana no Morro do Anhangava, Quatro Barras, PR. – aspectos climáticos, pedológicos e fitossociológicos**. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal). Setor de Ciências Agrárias Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 119p.

Safford, H. D. 1999. Brazilian Paramos I. An introduction to the physical environment and vegetation of the campos de altitude. **Journal of Biogeography** **26**: 693-712.

Safford, H. D. 2007. Brazilian Paramos IV. Phytogeography of the campos de altitude. **Journal of Biogeography** **34**: 1701-1722.

Sanchez-Rodriguez, J. F. & A. Baz 1995. The effects of elevation on the butterfly communities of a Mediterranean Mountain, Sierra de Javalambre, Central Spain. **Journal of the Lepidopterists' Society** **49**: 192-207.

Shields, O. 1967. Hilltopping. **Journal of Research on the Lepidoptera** **6**: 69-178.

StatSoft 2007. **Statistica v.8. Computer program and manual**. Tulsa, OK: StatSoft, Inc.. Available at <http://www.statsoft.com>

Stevens, G. C. 1989. The latitudinal gradient in geographical range: how so many species coexist in the tropics. **The American Naturalist** **133**: 240-256.

Stevens, G. C. 1992. The elevational gradients in altitudinal range: an extension of Rapoport's latitudinal rule to altitude. **The American Naturalist** **140**: 893-911.

Spitzer, K.; V. Novotny; M. Tonner; J. Leps 1993. Habitat preferences, distribution and seasonality of the butterflies (Lepidoptera, Papilionoidea) in a montane tropical rain forest, Vietnam. **Journal of Biogeography** **20**: 109-121.

ter Braak, C. J. F.; I. C. Prentice 1988. A theory of gradient analysis. **Advances in Ecological Research** **18**: 271-317.

Vetaas, O. R. & J.A. Grytnes 2002. Distribution of vascular plant species richness and endemic richness along Himalayan elevation gradient in Nepal. **Global Ecology and Biogeography** **11**: 291-301.

Veloso, H. P.; A. L. R. Rangel Filho; J. C. A. Lima 1991. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro, 123p.

Wallace, A. R. 1852. On the monkeys of the Amazon. **Proceedings of the Zoological Society of London 20**: 107-110.

Wallace, A. R., 1878. **Tropical nature and other essays**. MacMillan, London, 356p.

Warren, A.D., Ogawa, J.R., Brower, A.Z., 2009. Revised classification of the family HesperIIDae (Lepidoptera: Hesperioidea) based on combined molecular and morphological data. **Systematic Entomology 34**: 467-523.

Willig, M. R.; D. M. Kaufman; R. D. Stevens 2003. Latitudinal gradients of biodiversity: patterns, process, scale and synthesis. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 34**: 273-309.

Whittaker, R. J.; K. J. Willis; R. Field 2001 Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. **Journal of Biogeography 28**: 453-470.

Wolda, H. 1987. Altitude, habitat and tropical insect diversity. **Biological Journal of the Linnean Society 30**: 313-323.

Wright, D. H. 1983. Species-energy theory: an extension of species-area theory. **Oikos 41**: 496-506.

Zhang, D.C.; Y.H. Zhang; D. E. Boufford 2009. Elevational patterns of species richness and endemism for some important taxa in the Hangduan Mountains, southwestern China. **Biodiversity and Distribution 18**: 699-716.

CAPÍTULO IV

Macroecologia dos ecossistemas campestres da América do Sul, de acordo com a distribuição geográfica de HesperIIDae (Lepidoptera).

E. Carneiro¹; O.H.H. Mielke¹; M.M. Casagrande¹; K. Fiedler²

¹Laboratório de Estudos de Lepidoptera Neotropical, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná. Caixa Postal 19020, 81531-980 Curitiba, Paraná, Brasil. Correspondência: carneiroeduardo@hotmail.com

²Department of Animal Biodiversity, Faculty of Life Sciences, University of Vienna, Rennweg 14, A-1030 Vienna, Austria.

Resumo

Na América do Sul, a ocorrência de ecossistemas campestres é particularmente interessante devido à variedade de fitofisionomias e sua peculiar distribuição. No entanto, as relações ecológicas entre estes habitats ainda são raramente exploradas, apesar dos mesmos terem o potencial de apresentar novos indícios para o conhecimento da biogeografia e evolução do continente. Por isso, o presente estudo buscou, através da composição dos HesperIIDae residentes nestas regiões, testar se: a similaridade de fauna de ecossistemas campestres é influenciada pela região biogeográfica, pelo tipo vegetacional predominante, e por fatores climáticos ou altitude; avaliar se a presença de espécies não características de ambientes campestres interfere com os padrões obtidos das espécies típicas de campos. Dados foram retirados de inventários publicados ou de exemplares depositados em coleção, totalizando 41 localidades representando diferentes ambientes campestres sulamericanos. Foi constatada uma forte influência dos efeitos biogeográficos e dos tipos vegetacionais sobre a similaridade de HesperIIDae, fator esperado ao passo que estudos em grande escala tendem a retratar processos evolutivos e biogeográficos sobre a composição das assembléias. Ainda, a proximidade geográfica também se mostrou importante, enquanto os efeitos climáticos e orográficos participaram

secundariamente. Não foi constatada uma relação faunística entre os campos de altitude do sudeste e sul do Brasil com os campos de altitude andinos, como proposto em estudos florísticos. Contudo, uma correlação significativa, embora pequena, demonstrou haver uma relação da altitude com a composição faunística, assim como algumas variáveis climáticas, das quais se destacam as relacionadas com a disponibilidade de água. Ao contrário do esperado, a presença de espécies florestais nas análises não modificou a significância de grande parte dos modelos, fato que pode ser explicado pela relação biogeográfica intercalada entre ambientes florestais e campestres da América do Sul, ou pelo aumento da frequência de espécies de ampla distribuição geográfica.

Palavras-chave: borboletas; áreas abertas; biogeografia; composição.

Introdução

Os ecossistemas campestres se encontram distribuídos por todo o mundo, cobrindo aproximadamente 40% de toda a área terrestre da Terra, com exceção da Antártica e Groenlândia (Suttie *et al.* 2005). Apesar de muitas definições já terem sido propostas na literatura (ver FAO 2000), uma concepção geral dos habitats campestres os definem como ecossistemas dominados por plantas herbáceas representantes das famílias de monocotiledôneas, como Poaceae e Cyperaceae (gramíneas em geral), sem a formação de um estrato arbóreo formando dossel, mas com presença de plantas lenhosas em diferentes proporções (Suttie *et al.* 2005). Diversos termos também já foram adotados para descrever os diferentes ecossistemas campestres ao redor do mundo, tais como: Estepes, Savanas, Pradarias, Campos, Pampas, Cerrados (Burkart 1975; Bailey 1989), além de outras denominações de natureza regional e lingüística. Ao mesmo tempo, uma diversidade de sistemas de classificação também foi proposta, embora sempre baseada em suas características fitoecológicas.

Na América do Sul, os ecossistemas campestres são particularmente interessantes devido à variedade de fitofisionomias e distribuição peculiar, caracterizada por manchas isoladas entre paisagens florestais (especialmente nos planaltos do sul do Brasil), restrita a topos de montanhas, sob planaltos ou

planícies contínuas (p. ex. Patagônia e Cerrado, respectivamente), incluindo desde ecossistemas de grande umidade relativa até ambientes áridos ou mesmo desérticos (Burkart 1975; White *et al.* 2000). Portanto, sua presença não está relacionada a uma formação geológica específica ou a uma determinada composição edáfica, altitude ou determinados parâmetros climáticos. Ao contrário, os ecossistemas campestres podem ser encontrados em uma variedade de combinações destes fatores (Overbeck *et al.* 2007). No entanto, as relações ecológicas entre estes diversificados hábitats ainda são raramente exploradas, apesar dos mesmos terem o potencial de revelar novos indícios ao conhecimento da biogeografia e evolução da América do Sul.

Por outro lado, as diferenças nos aspectos fisionômicos campestres e sua distribuição descontínua na América do Sul acabaram por contribuir para a proposição de diferentes classificações na literatura, envolvendo diferentes critérios. Diferenças como: presença de árvores e arbustos (Rizzini 1979; Overbeck *et al.* 2007), presença de um distinto estrato lenhoso (IBGE 1986), composição de espécies de gramíneas e suas associações climáticas (Burkart 1975), presença e dominância de uma ou duas espécies arbóreas (Cabrera 1976), componentes do solo (Silva *et al.* 1996; Jacobi & Carmo 2008), abundância de afloramentos rochosos (Eiten 1983; Alves *et al.* 2007; Azevedo *et al.* 2008); são exemplos de elementos utilizados para denominação e diferenciação de ecossistemas campestres na América do Sul. Na maioria dos casos, tais classificações são propostas em abordagens regionais, raramente incluindo uma boa representatividade dos ecossistemas campestres do continente. Diferentes terminologias surgiram em decorrência destas classificações (Veloza *et al.* 1991), afetando diretamente na interpretação da associação entre suas assembléias. Mais recentemente, alguns autores passam a clamar pela necessidade de um sistema de classificação mais abrangente para a América do Sul, a fim de ser aplicado em um contexto continental (Cervi *et al.* 2007; Overbeck *et al.* 2007; Garcia *et al.* 2009).

Os Campos de Altitude ou Páramos formam hábitats campestres peculiares, confinados aos topos de montanhas e submetidos às condições típicas

destas regiões, como baixas temperaturas, ventos fortes e solos rasos e pobres em nutrientes (Safford 1999a). Contudo, uma vez restritos aos topos de montanhas, torna-se difícil mapear sua distribuição devido às limitações de escala, razão para que usualmente sejam omitidos de mapas em sistemas de classificação (Rizzini 1979; Velozo *et al.* 1991; IBGE 1992). Uma vez omitidos, estudos biogeográficos baseados em mapas de larga escala não os incluem como uma vegetação diferenciada, negligenciando assim suas particularidades. Adicionalmente, o difícil acesso a esses habitats restringe a implementação de estudos científicos direcionados, onde estudos básicos de biodiversidade ainda são surpreendentemente escassos.

Historicamente, os campos de altitude do sul do Brasil são tidos como originários dos ambientes campestres secos dos Andes, também característicos à Antártica e Australásia (Rambo 1953; Safford 2007). Supostamente, há 15 milhões de anos, durante os períodos secos do Oligoceno e Mioceno, este tipo vegetacional recobria uma significativa parte da região sul da América do Sul. Mais recentemente, essa vegetação passou a ter sua distribuição cada vez mais restrita e fragmentada em detrimento do aumento da temperatura média da Terra desde o último período glacial (Rambo 1953; Bigarella 1964; Behling & Lichte 1997; Behling 1998). Atualmente, os campos de altitude são encontrados apenas sobre topos de morros (por isso também são denominados campos relictuais), configurando um arquipélago de machas campestres, isoladas entre si por vales onde os ambientes florestais são dominantes (Safford 2007).

Até o presente momento, estudos de ecologia de comunidades envolvendo diferentes áreas de campos da América do Sul se concentram na distribuição e composição florísticas (e.g. Bukart 1975; López *et al.* 2006; Safford 2007; Garcia *et al.* 2009), enquanto a fauna, especialmente os artrópodos são negligenciados. Mais recentemente, a fauna de ecossistemas áridos vem sendo explorada, contudo com direcionamento mais restritivo a determinados conjuntos de biomas (Zanella 2002; Colli 2005; Porzecanski & Cracraft 2005; Roig-Juñent *et al.* 2006). Nenhum outro estudo até o momento objetivou, por exemplo, investigar similaridades faunísticas dos ambientes campestres da América do Sul em um

contexto macro-ecológico. Com este intuito, as borboletas podem ser consideradas como um grupo alvo ideal, uma vez que apresentam alta sensibilidade a fatores ambientais e relações específicas com micro-habitats, assim como com plantas hospedeiras (Brown Jr. & Freitas 2000). Dentre as borboletas, dois grandes (e diversos) grupos se destacam por serem encontrados com abundância em ambientes campestres: Nymphalidae (Satyrinae) e Hesperiiidae; principalmente devido às suas interações com monocotiledôneas enquanto larvas. Destas, Hesperiiidae se diferencia por apresentar um alto número de endemismos nestes habitats (Mielke *et al.* 2008; Pinheiro *et al.* 2010; Dolibaina *et al.* 2011), contendo desde espécies com distribuição geográfica excepcionalmente ampla, até outras estritamente restritas a um tipo de formação campestre ou localizada em montanhas particulares (Mielke *et al.* 2008; Capítulos 1 e 3).

Com intuito de investigar as relações macroecológicas envolvendo assembléias de insetos dos ecossistemas campestres da América do Sul, o presente estudo buscou: 1. Explorar as similaridades de Hesperiiidae residentes nestas regiões; 2. Testar se a composição das espécies de Hesperiiidae de ecossistemas campestres é correlacionada à região biogeográfica e tipo vegetacional predominante na região de entorno das áreas de campos, proximidade geográfica entre as áreas campestres, ou fatores climáticos (como temperatura, precipitação e umidade); 3. Testar se as assembléias de campos de altitude são similares entre si em detrimento de campos localizados em regiões baixas, formando uma fauna típica relacionada com altitude; 4. Avaliar se a presença de espécies não características de ambientes campestres (p. ex. espécies florestais) interfere com os padrões obtidos para espécies que tem seu ciclo de vida relacionado com estas áreas, ou se ainda, revelam outros padrões, resultado indesejado para o presente estudo que não julga avaliar padrões de similaridades de ambientes florestais.

Metodologia

As localidades de estudo foram selecionadas conforme a disponibilidade de inventários de espécies publicados na literatura, ou também em material depositado na Coleção Entomológica Pe. Jesus Santiago Moure (DZUP), localizado na Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brazil. Localidades com esforço amostral insuficiente ou com número reduzido de espécies capturadas não foram inseridas nas análises finais. Contudo, devido à subjetividade em se estabelecer parâmetros para selecionar um esforço amostral ideal, e porque algumas das áreas campestres da América do Sul localizadas em extremos altitudinais ou latitudinais (p. ex. Andes e Patagônia) podem realmente abrigar um número reduzido de espécies de borboletas (Shapiro 1992), utilizou-se uma análise de escalonamento não-métrica (NMDS) preliminar a fim de determinar quais das localidades apresentam amostragem insuficiente. Através deste método, tais localidades são claramente identificadas por causarem soluções degeneradas ao NMDS (Hair *et al.* 2009), sendo posteriormente eliminadas. Listas de fauna obtidas de ambientes florestais foram naturalmente ignoradas no presente estudo. Desta forma, os dados foram analisados apenas qualitativamente, uma vez que informações quantitativas não se encontram disponíveis para a grande maioria das localidades.

Todos os inventários foram previamente revisados com relação às mudanças taxonômicas envolvendo as espécies, tendo, sempre que necessário, os sinônimos substituídos pelos nomes atualmente válidos de acordo com Mielke (2004). Taxa relacionados nos inventários como “sp.” não foram considerados, ao contrário de espécies e subespécies já identificadas como novas na DZUP, embora ainda não descritas.

Assim, 41 amostras distribuídas pela América do Sul, representando diferentes ecossistemas campestres, foram obtidas após excluir as localidades de baixo esforço amostral (Tabela 1 e Figura 1). Abreviaturas foram associadas a cada localidade para permitir sua melhor visualização nas análises. Da matriz “espécies × localidades” obtida, julgou-se mais apropriado calcular o índice de similaridade de Chao-Sorensen (Chao *et al.* 2005) para os dados apresentados.

Este índice reconhece a ausência de espécies raras (“singletons” e “doubletons”) como um advento metodológico ao invés de interpretá-las como verdadeiras similaridades faunísticas (Chao *et al.* 2005). Portanto, sua medida reduz o erro promovido pela ausência de espécies em decorrência de amostragens incompletas, as quais são recorrentes em assembléias megadiversas, tais como lepidópteros tropicais. Análises de NMDS foram então calculadas com base no índice de similaridade de Chao-Sorensen, objetivando identificar similaridades de fauna entre os diferentes ecossistemas campestres sulamericanos.

Dois grupos faunísticos foram independentemente avaliados, o primeiro envolvendo todas as espécies citadas para cada localidade e o segundo contendo apenas as espécies que puderam ser identificadas como residentes de ecossistemas campestres. Espécies residentes são assim consideradas quando o hábitat onde o adulto se encontra é também propício para o desenvolvimento de suas fases imaturas (p. ex. disponibilidade de planta hospediera). Assim como em outros grupos de borboletas (Brown Jr. 1987a), muitas das espécies e gêneros de Hesperíidae são reconhecidas como indicadores de áreas abertas ou campos naturais (Mielke *et al.* 2008; Dolibaina *et al.* 2011; Mielke *et al.* no prelo.), embora uma lista abrangente ainda não esteja publicada. Desta forma, as espécies aqui identificadas como indicadores de áreas abertas foram assim classificadas baseando-se nos trabalhos supracitados e no conhecimento de coleta de OHHM em grande parte dos ecossistemas amostrados. Espécies com hábitos desconhecidos não foram consideradas nesta segunda lista. Esta diferenciação da fauna foi empregada devido às coletas, em muitas das localidades, não terem sido realizadas exclusivamente em ambientes dominados por campos, muitas vezes amostrando também a fauna de florestas de galeria ou bordas de capões florestais. Tais vegetações podem, por vezes, ter sido preferidas por coletores por apresentarem uma maior riqueza de espécies que os ambientes de campos propriamente ditos (Capítulo 1). Ainda, muitas das pequenas ilhas de hábitats campestres circundadas por florestas podem atrair espécies dispersas desses tipos vegetacionais a procura de recursos alimentares (Mielke *et al.* no prelo) ou em detrimento de comportamentos territoriais, excepcionalmente comuns dentre

as espécies de HesperIIDae (Scott 1973; Dennis & Williams 1987; Dennis & Shreeve 1988). Portanto uma lista total de espécies registradas em cada localidade pode oferecer resultados altamente influenciados pela presença de espécies florestais (hábitats que não apresentam recursos para seus estágios larvais), possivelmente distorcendo os padrões eco-biogeográficos esperados para as áreas campestres.

Das análises NMDS realizadas, utilizou-se os valores de seus três eixos gerados como variáveis representativas das similaridades de fauna encontradas entre as localidades selecionadas, sendo então selecionadas para a realização de análises posteriores e testes das hipóteses previstas. As análises de NMDS de duas dimensões foram preteridas em função dos altos valores de desajuste obtidos (>0.20). Assim, tornou-se possível investigar quais os prováveis mecanismos eco-biogeográficos atuam sobre a composição da fauna de HesperIIDae encontrada em ambientes campestres sulamericanos, explorando mecanismos biogeográficos, vegetacionais, geomorfológicos, climáticos ou relacionados à proximidade geográfica entre as localidades.

Devido às diferentes particularidades apresentadas pelas variáveis (p. ex. se categóricas ou contínuas), ainda se faz necessário o uso de diferentes e adequadas ferramentas estatísticas. As seguintes variáveis categóricas foram separadas para serem testadas individualmente com ANOSIM gerado através de 2000 permutações: província, subregião e região biogeográfica (Morrone 2006); divisão ecológica (Josse *et al.* 2003); tribos de Poaceae dominantes (Burkart 1975); relevo (localidades montanhosa ou planas); zonas climáticas de Köppen-Geiger (tropicais, temperadas ou áridas) (Kottek *et al.* 2006); umidade (áreas secas ou úmidas); e altitude (categorias de 500m, incluindo campos de 500 a 3500m). Adicionalmente, outras duas variáveis foram avaliadas com intuito de verificar possíveis variações de similaridade causadas por artefatos metodológicos (se realizados com coletas sistemáticas ou com dados de coleções) ou de esforço amostral. Este foi verificado em cada localidade através dos métodos descritos em suas respectivas publicações, ou na quantidade de dias de coletas disponíveis nas

etiquetas dos exemplares depositados na DZUP. Tal quantidade foi categorizada em quatro diferentes classes crescentes de esforço de acordo com Brown Jr. & Freitas (1999) e Santos *et al.* (2008).

As variáveis climáticas testadas foram: temperatura média anual, temperatura sazonal, precipitação anual, precipitação sazonal, umidade, radiação (medida em KWh/m²/dia), velocidade do vento e altitude média dos pontos amostrais dominados por regiões campestres. As primeiras cinco variáveis ambientais foram obtidas da base de dados “WORLDCLIM” (Hijmans *et al.* 2006), enquanto a velocidade do vento e altitude foram extraídos de mapas georreferenciados disponibilizados em NASA (2011). Primeiramente cada uma foi testada individualmente com correlação de Pearson. Para tal, a umidade teve de ser transformada na raiz quadrada de seu arco seno para representar uma distribuição normal, assim como a precipitação e a radiação foram transformadas pelo método Box-Cox. Para serem avaliadas em conjunto, todas as variáveis foram estandardizadas a uma média de zero e desvio padrão igual a um, a fim de evitar efeitos de escala sobre as distâncias Euclidianas calculadas a partir dos dados climáticos. Preparadas as variáveis ambientais, utilizou-se o procedimento BIOENV (Clarke & Ainsworth 1993) para selecionar quais dos conjuntos destas variáveis explicam melhor as similaridades de Hesperiidae.

Selecionadas as variáveis que melhor explicam as similaridades de fauna, modelou-se o efeito destas variedades sobre a similaridade de fauna encontrada em ambas matrizes. O método utilizado foi o modelo baseado em distância (“distance-based linear modelling”), uma derivação dos modelos lineares generalizados. Os resultados encontrados foram representados graficamente com análise de redundância baseada em distância (“distance-based Redundancy Analysis” ou db-RDA).

Os efeitos da proximidade geográfica entre as localidades sobre a similaridade das assembléias foram quantificados pelo teste RELATE (baseado no coeficiente de correlação de Spearman), utilizando as distâncias Euclidianas entre coordenadas geográficas como matriz.

As categorias das variáveis testadas podem ser visualizadas no Anexo 1, enquanto as variáveis ambientais no Anexo 2. Os índices de Chao-Sorensen foram calculados com EstimateS 8.2 (Colwell 2009), enquanto as análises de NMDS, ANOSIM, BIOENV, Modelo baseado em distância, dB-RDA e RELATE foram realizadas com PRIMER 6.0. Transformações, normalizações e correlações das variáveis foram realizadas com Statistica 7.0 (Statsoft 2007).

Tabela 1. Lista das localidades analisadas no presente estudo, coordenadas geográficas e fonte de dados. Observe as abreviaturas na primeira coluna.

Abrev.	Localidades	País	Lat.	Long.	Fonte de dados
ANH	Anhangava	Brazil	-25.388	-48.991	Carneiro <i>et al.</i> em prep
ARA	Araçatuba and Perdidos	Brazil	-25.902	-48.987	Carneiro <i>et al.</i> em prep
ARI	Arica	Chile	-18.488	-70.323	Etcheverry 1970
BRA	Brasília	Brazil	-15.726	-47.981	Mielke <i>et al.</i> 2008
BAI	Buenos Aires	Argentina	-34.614	-58.373	Canals 2000; Nunez-Bustos 2007; DZUP
CAC	Cáceres	Brazil	-16.078	-57.658	DZUP
CAF	Cafayate, Salta	Argentina	-26.070	-65.979	Hayward 1966
CJO	Campos do Jordão	Brazil	-22.717	-45.540	DZUP
CAP	Caparú	Venezuela	8.493	-71.338	Orellana & Eraso 2001
CRC	Caraça	Brazil	-20.082	-43.461	DZUP
CRT	Caratuva	Brazil	-25.241	-48.837	Carneiro <i>et al.</i> em prep
CTM	Catamarca	Argentina	-28.469	-65.780	Schaefer & Breyer 1942
CAT	Catimbau	Brazil	-8.592	-37.245	Nobre <i>et al.</i> 2008
CGU	Chapada dos Guimarães	Brazil	-15.453	-55.769	Brown 1987b
COD	Codpa	Chile	-18.833	-69.744	Etcheverry 1970
DBA	Duida Base	Venezuela	3.164	-65.552	Bell 1932
ESP	Espinilho e Urugaiana	Brazil	-30.189	-57.501	Marchiori & Romanowski 2006; Rosa <i>et al.</i> 2011
GUA	Guarapuava	Brazil	-25.385	-51.450	Dolibaina <i>et al.</i> 2011
IBE	Iberá	Argentina	-28.500	-57.001	Bar <i>et al.</i> 2008
IMA	Ilha de Maracá	Brazil	3.356	-61.426	Mielke & Casagrande 1991
IQU	Iquique	Chile	-20.221	-70.149	Etcheverry 1970
ITA	Itatiaia	Brazil	-22.379	-44.663	Zikán & Zikán 1968
JAG	Jaguariaiva	Brazil	-24.170	-49.661	DZUP
LAN	Los Angeles	Argentina	-28.483	-65.983	Schaefer & Breyer 1942
MAM	Machu Picchu	Peru	-13.164	-72.546	Lamas 2003
MAC	Mamiña	Chile	-20.064	-69.220	Etcheverry 1970
MIN	Miñi-Miñi	Chile	-19.117	-69.567	Etcheverry 1970
PAL	Palmas	Brazil	-26.541	-51.630	DZUP
PAM	Pampa del Indio	Argentina	-26.049	-59.842	Bar <i>et al.</i> 2008
PEL	Pelotas	Brazil	-31.771	-52.343	DZUP
RCO	Rio de Contas	Brazil	-13.550	-41.933	DZUP
ROR	Roraima Base	Brazil	5.077	-60.707	Bell 1932
SFR	São Francisco de Paula	Brazil	-29.447	-50.585	Iserhard <i>et al.</i> 2010
SLU	São Luiz do Purunã	Brazil	-25.477	-49.768	DZUP
SCI	Serra do Cipó	Brazil	-19.036	-43.682	DZUP
TUM	Tumbes	Peru	-3.567	-80.450	Lamas 1976

URU	Urubici	Brazil	-28.127	-49.482	DZUP
VTU	Vale Tucavaca	Bolívia	-18.339	-59.806	Gareca & Reichle 2005
VVE	Vila Velha	Brazil	-25.251	-50.002	DZUP
VLN	Vilhena	Brazil	-12.734	-60.145	DZUP
YAC	Yacanto	Argentina	-32.050	-65.050	Breyer 1930

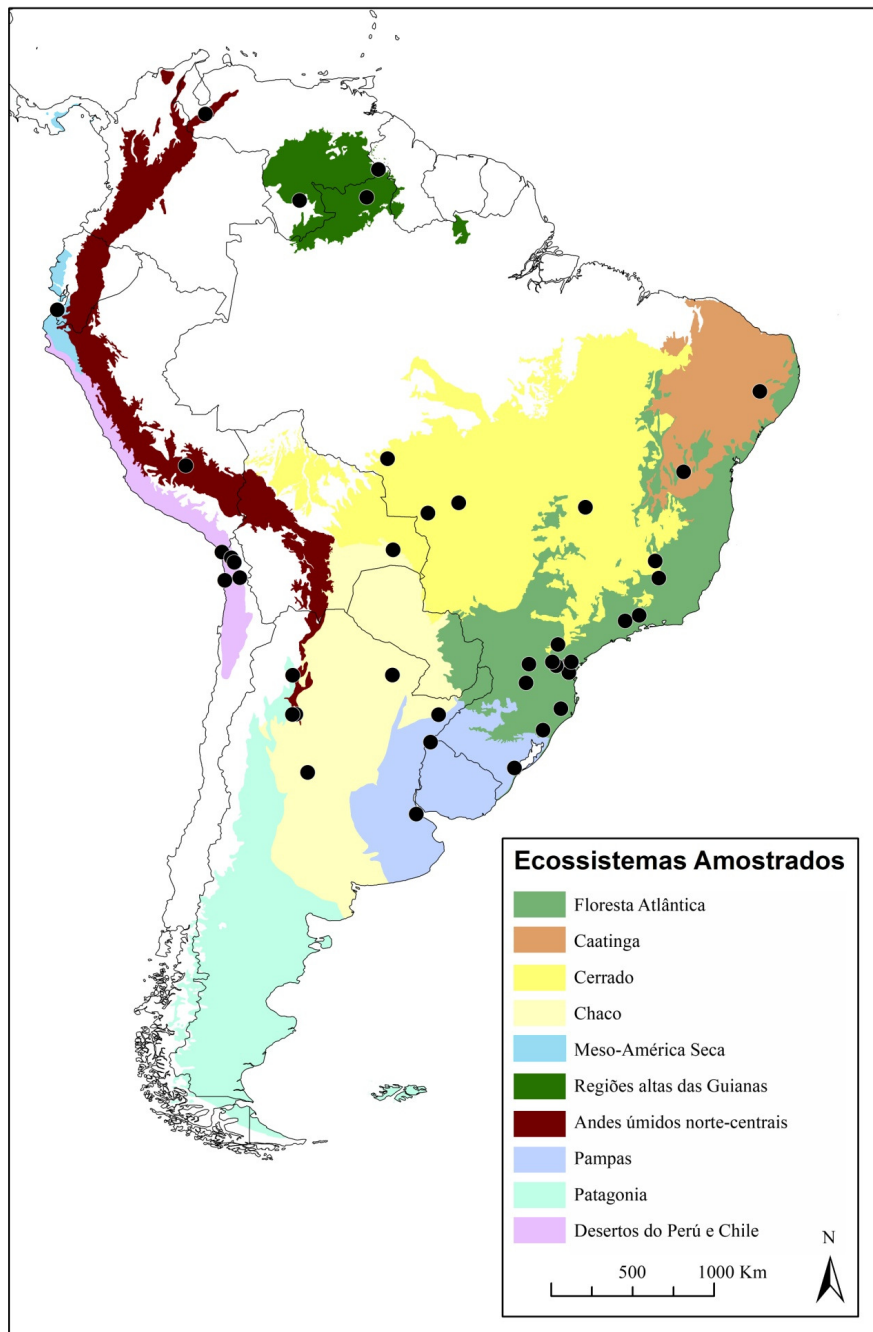


Fig. 1. Distribuição das 41 localidades selecionadas no presente estudo, representando parte dos diferentes ecossistemas campestres da América do Sul. Cores representam os ecossistemas sulamericanos de acordo com Josse *et al.* (2003).

Resultados

Das 41 localidades comparadas, 1025 taxa de HesperIIDae foram registrados, dentre espécies e subespécies, representando a grande maioria de ecossistemas campestres da América do Sul, segundo Josse *et al.* (2003). Classificados quanto ao seu hábitat, 863 taxa foram associados a ambientes florestais, enquanto 171 a ambientes campestres ou abertos (ver Anexo 3).

Através das análises de NMDS, observou-se em ambas as matrizes uma ordenção espacial das localidades em função das subregiões biogeográficas determinadas por Morrone (2006) (Figs 2 a 5), as quais apresentaram adicionalmente uma segregação espacial conforme a categorização úmida x seca, realizada pelo mesmo autor.

Correlações significativas foram encontradas para todas as variáveis categóricas avaliadas com ANOSIM (exceto metodológicas), apresentando em geral modelos com índices mais altos de correlação nas matrizes contendo todas as espécies amostradas quando comparados aos modelos gerados com as matrizes exclusivas com espécies de hábitos campestres (Tabela 2). Não foi observada influência do método de amostragem sobre as similaridades de fauna em ambas as matrizes. No entanto, uma correlação significativa, apesar de pequena ($r = 0.13$; $p < 0.05$), foi observada entre o esforço amostral e a similaridade de espécies campestres, cenário não representado na matriz total de espécies ($r = 0.06$; $p > 0.05$).

Em contraposição, um número maior de variáveis climáticas foi significativamente correlacionado a cada um dos três diferentes eixos produzidos pelas análises de NMDS em espécies campestres. Destas, incluem-se fatores não relacionados em nenhum dos eixos contendo todas as espécies, como precipitação sazonal, temperatura sazonal e velocidade do vento (Tabela 3). Por outro lado, a temperatura anual média, correlacionada ao segundo e terceiro eixos do NMDS contendo todas as espécies, não foi significativa na diferenciação de espécies campestres. É importante ressaltar que a grande maioria das variáveis significativamente relacionadas com a similaridade de fauna é apenas encontrada nos segundos e terceiros eixos de ambas as análises, deixando grande parte da

variação não respondida pelas variáveis climáticas. Nos primeiros eixos são encontradas correlações significativas apenas com umidade (em ambas matrizes) e precipitação anual (espécies campestres).

Quando analisadas em conjunto pelo BIOENV, as variáveis combinadas: temperatura sazonal, precipitação anual e altitude apresentaram o melhor conjunto para explicar a similaridade de fauna total ($r= 0.562$) (Tabela 4). A presença da temperatura sazonal parece não afetar significativamente na adequação do modelo, uma vez que a solução gerada sem esta variável resultou em um coeficiente similar ($r= 0.552$). Para as espécies campestres, um padrão muito semelhante é encontrado, embora com a presença da radiação como uma variável adicional ao modelo melhor ajustado ($r= 0.482$). Neste caso, a presença da temperatura sazonal e umidade não alteram significativamente no ajuste do modelo, visto que a solução com o menor número de variáveis ($n=3$) oferece resultados semelhantes ($r= 0.462$). Mesmo quando mais de cinco variáveis foram permitidas, não foram encontradas soluções com melhor ajuste em qualquer matriz.

Quando selecionadas as melhores combinações de variáveis ambientais exibidas pelos melhores modelos extraídos pelo BIOENV e extraídas suas distâncias Euclidianas, observa-se um modelo pouco explicativo, embora significativo (Total: $R^2= 0.10$, $p< 0.001$; espécies campestres: $R^2= 0.12$, $p< 0.001$). Outros critérios de seleção de modelos não apresentaram melhores resoluções. Como observado nas análises de redundância, as assembléias de Hesperiiidae se encontram mais segregadas em função da precipitação e temperatura sazonal (nesta ordem de importância), enquanto a análise envolvendo apenas espécies campestres evidenciou a precipitação e radiação como fatores preponderantes (Figs. 6 e 7). Em suma, observou-se nas variáveis climáticas um papel mais importante de variáveis responsáveis pela disponibilidade de água (precipitação e umidade) e variação de energia (radiação solar e temperatura sazonal) na composição da fauna dos campos, embora tais efeitos sejam moderados.

A localização das amostras também mostrou um papel significativo na similaridade de fauna encontrada (Total: $Rho= 0.46$, $p< 0.001$; espécies

campestres: $Rho= 0.42$, $p< 0.001$), indicando que localidades mais próximas também tendem a ser mais semelhantes entre si.

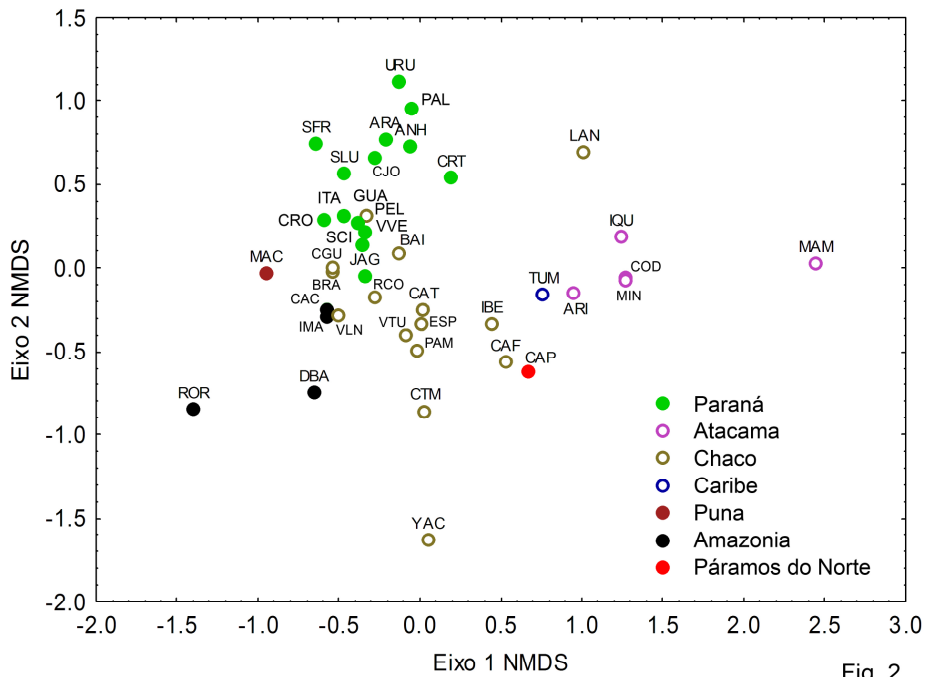


Fig. 2

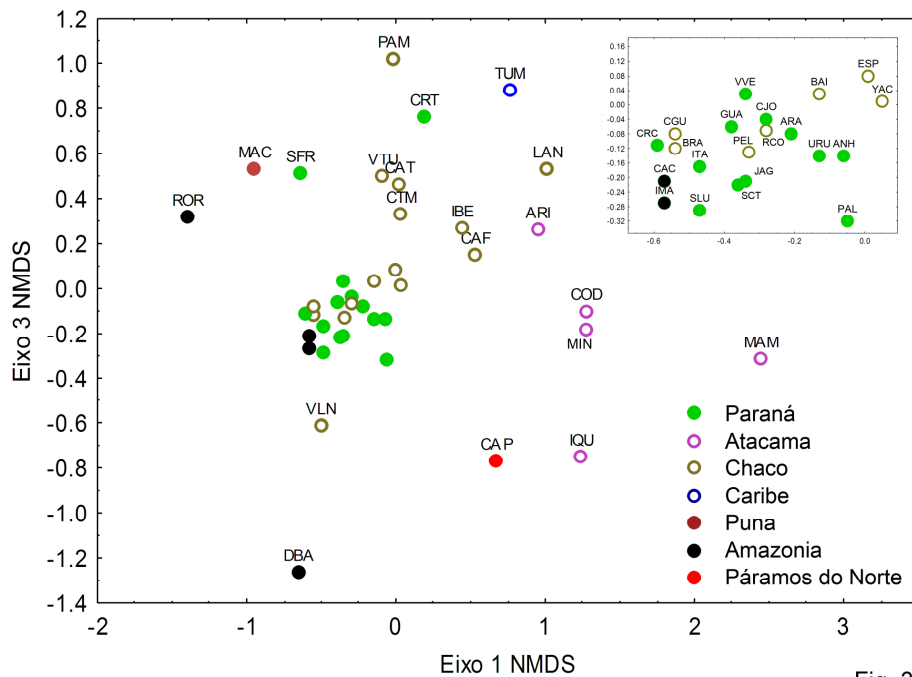


Fig. 3

Figuras 2 e 3. Resultado da análise de NMDS realizada em três dimensões para todas as espécies registradas (Stress= 0.11), visualizando o primeiro e segundo eixos (Fig. 2) e o primeiro e terceiro eixos produzidos (Fig. 3). Símbolos representam as subregiões biogeográficas de endemismo da América do Sul (Morrone 2006), podendo ser abertos quando representando subregiões áridas ou fechados quando subregiões úmidas. O conjunto de amostras não identificadas encontram-se ampliados no canto superior direito. Vide abreviaturas na Tabela 1.

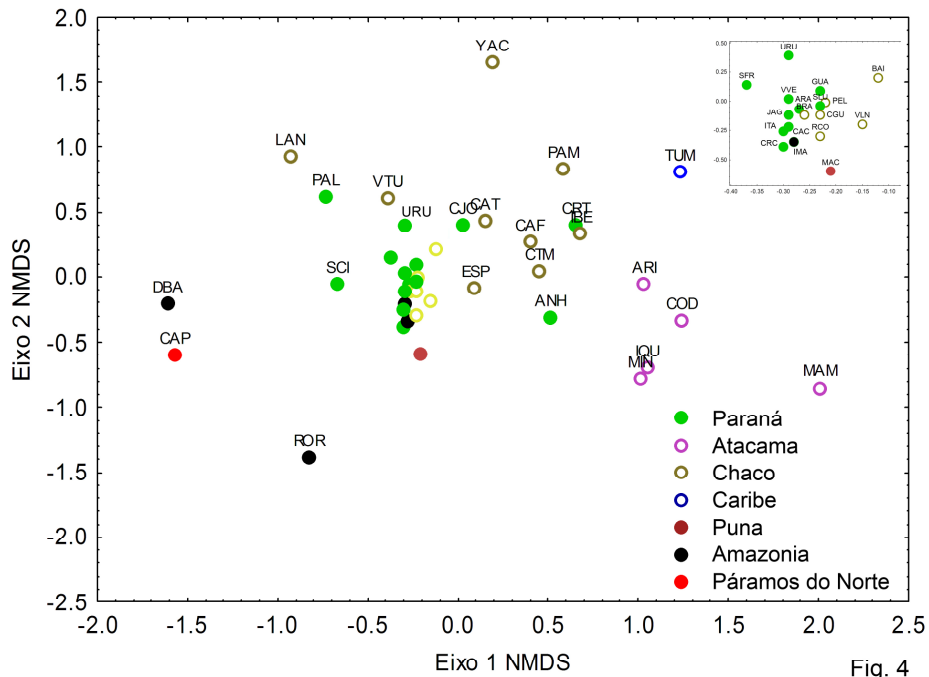


Fig. 4

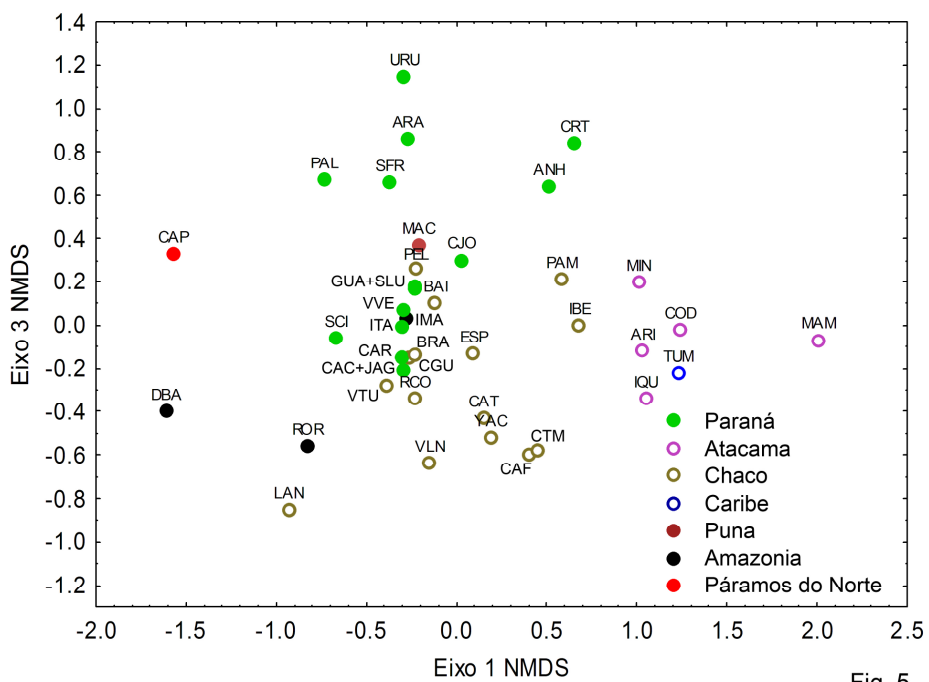


Fig. 5

Figuras 4 e 5. Resultado da análise de NMDS realizada em três dimensões para as espécies campestres (Stress= 0.09), visualizando o primeiro e segundo eixos (Fig. 4) e o primeiro e terceiro eixos produzidos (Fig. 5). Símbolos representam as subregiões biogeográficas de endemismo da América do Sul (Morrone 2006), podendo ser abertos quando representando subregiões áridas ou fechados quando subregiões úmidas. O conjunto de amostras não identificadas encontram-se ampliados no canto superior direito. Vide abreviaturas na Tabela 1.

Tabela 2. Análises independentes de ANOSIM e RELATE comparando os efeitos de diferentes variáveis categóricas e da proximidade geográfica (respectivamente) na composição de espécies de Hesperidae em ecossistemas campestres da América do Sul. Valores de p são dados como: *p<0.05; **p<0.01; ***p<0.001; ou n.s. (não significativo).

	Total		Somente espécies de campos	
	R ²	p	R ²	p
ANOSIM				
Província biogeográfica	0.54	**	0.46	**
Subregião biogeográfica	0.51	**	0.41	**
Região biogeográfica	0.56	**	0.43	*
Divisão ecológica	0.61	**	0.43	**
Tribos de Poaceae	0.42	**	0.32	*
Relevo	0.06	*	0.08	n.s.
Zonas climáticas de Köppen-Geiger	0.29	*	0.18	*
Umidade	0.37	**	0.27	*
Altitude	0.39	**	0.28	*
Método de Amostragem	0.07	n.s.	0.00	n.s.
Esforço Amostral	0.06	n.s.	0.13	n.s.
RELATE				
	Rho	p	Rho	p
Distância geográfica	0.46	***	0.42	***

Tabela 3. Correlação de Pearson avaliando o efeito de diferentes variáveis ambientais sobre os eixos de similaridade de fauna, produzidos pelas análises NMDS.

	Todas espécies						Espécies campestres					
	Eixo 1		Eixo 2		Eixo 3		Eixo 1		Eixo 2		Eixo 3	
	r	p	r	p	r	p	r	p	r	p	r	p
Temperatura anual	0.22	n.s.	0.31	*	0.51	***	-0.17	n.s.	0.28	n.s.	-0.26	n.s.
Temperatura sazonal	0.21	n.s.	0.17	n.s.	0.04	n.s.	0.15	n.s.	-0.22	n.s.	-0.43	**
Precipitação anual	0.15	n.s.	-0.22	n.s.	-0.43	**	-0.45	**	-0.13	n.s.	0.36	*
Precipitação sazonal	0.13	n.s.	-0.22	n.s.	0.29	n.s.	0.15	n.s.	0.32	*	-0.33	*
Umidade	-0.36	*	0.00	n.s.	-0.31	n.s.	-0.34	*	-0.18	n.s.	0.43	**
Radiação	0.02	n.s.	-0.02	n.s.	0.51	***	0.02	n.s.	0.49	***	-0.44	**
Velocidade do vento	0.23	n.s.	0.10	n.s.	0.27	n.s.	0.16	n.s.	-0.04	n.s.	-0.41	**
Altitude	0.21	n.s.	-0.10	n.s.	-0.42	**	-0.04	n.s.	-0.01	n.s.	0.16	n.s.

Tabela 4. Dez melhores seleções de variáveis ambientais avaliadas pela rotina BIOENV, maximizando poder de predição das similaridades de Hesperidae de ecossistemas campestres da América do Sul. Todos os modelos apresentam alta significância (RELATE, $p < 0.0001$). Números representam as seguintes variáveis: 1. temperatura anual média; 2. temperatura sazonal; 3. precipitação anual média; 4. precipitação sazonal; 5. umidade relativa do ar; 6. radiação; 7. velocidade do vento; 8. altitude.

	Nº	Coeficiente de Spearman (r)	Melhores Seleções
Todas espécies			
	4	0.562	2,3,5,8
	5	0.560	2,3,5,6,8
	5	0.556	2-5,8
	3	0.552	3,5,8
	4	0.546	2,3,6,8
	5	0.545	1,2,3,5,8
	5	0.545	2-4,6,8
	4	0.544	3,4,5,8
	4	0.543	3,5,6,8
	4	0.539	2,3,4,8
Espécies campestres			
	5	0.482	2,3,5,6,8
	4	0.481	2,3,6,8
	5	0.470	2,3,4,6,8
	4	0.468	3,5,6,8
	3	0.462	3,6,8
	5	0.460	3-6,8
	5	0.454	1,2,3,6,8
	4	0.451	2,3,5,8
	4	0.449	3,4,6,8
	5	0.446	1,3,5,6,8

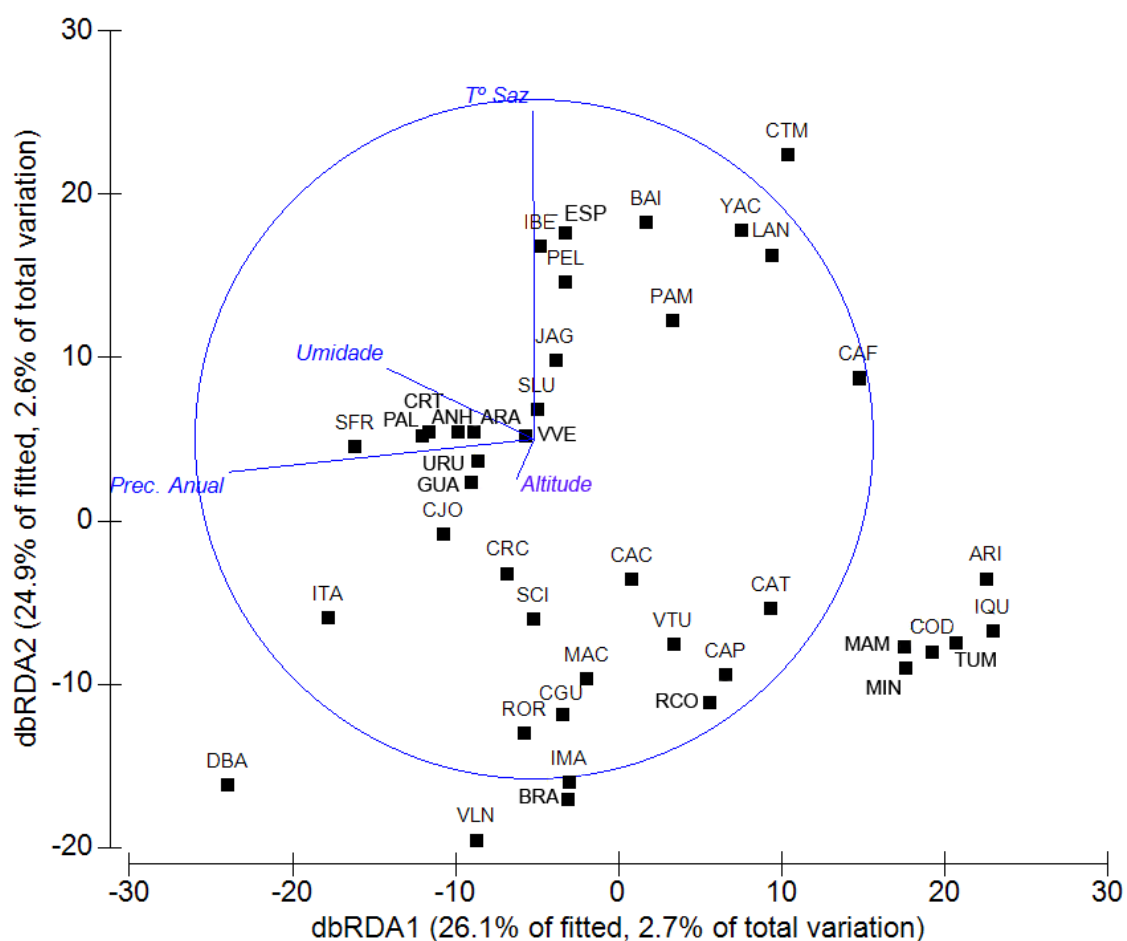


Fig. 5. Análise de redundância baseada em distância (db-RDA) para todas as espécies registradas, avaliando o efeitos das variáveis ambientais selecionadas pelo método BIOENV sobre similaridade de Hesperiidæ de ecossistemas campestres da América do Sul. Modelo climático responde por apenas 10% da variação total da similaridade. Vide abreviaturas na Tabela 1.

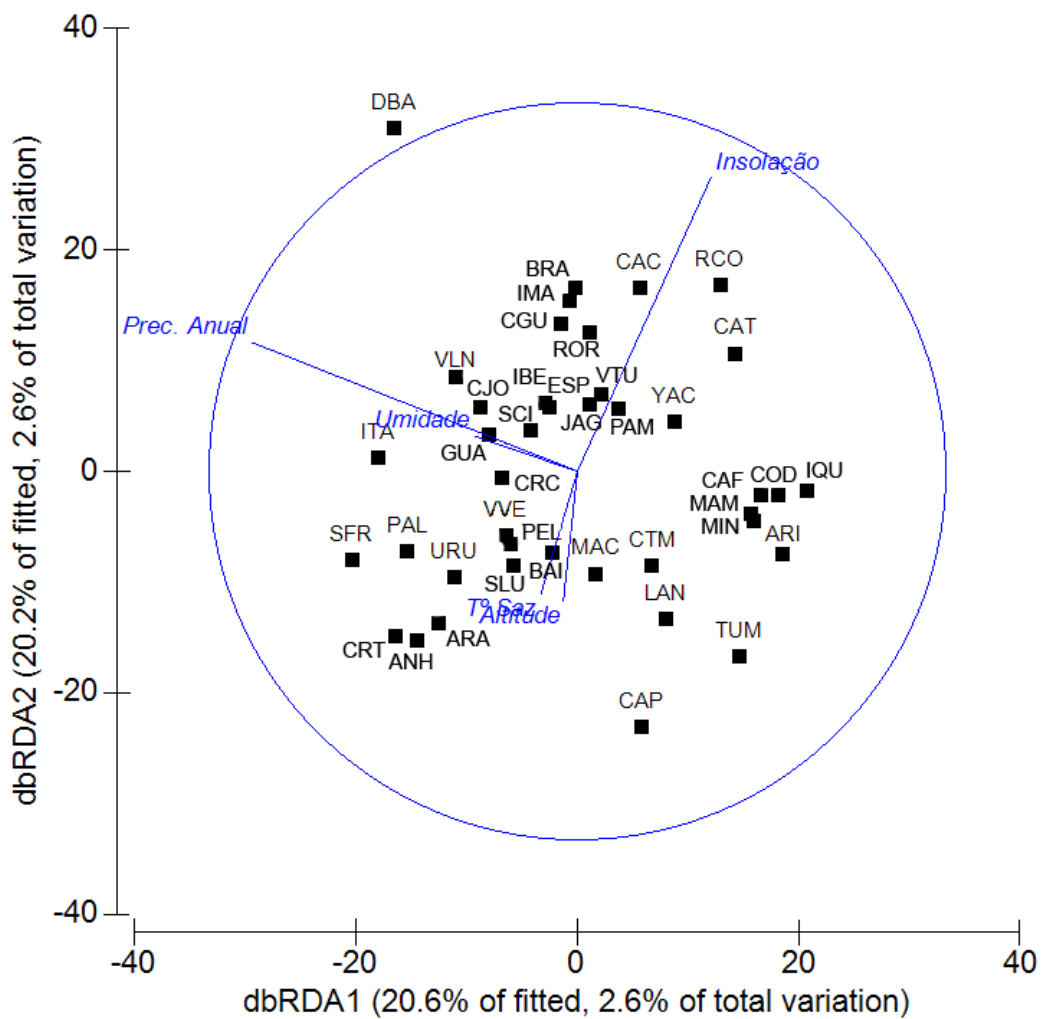


Fig. 6. Análise de redundância baseada em distância (db-RDA) para espécies campestres, avaliando o efeitos das variáveis ambientais selecionadas pelo método BIOENV sobre similaridade de HesperIIDae de ecossistemas campestres da América do Sul. Modelo climático responde por apenas 12% da variação total da similaridade. Vide abreviaturas na Tabela 1.

Discussão

Estudos em grande escala apresentam o benefício de examinar uma maior variabilidade de condições climáticas (Blackburn & Gaston 1998), e como consequência eles acabam por inserir processos históricos sobre a composição das comunidades (Ricklefs & Schluter 1993). Isso é especialmente determinante na América do Sul, cujos ecossistemas campestres diferem em termos de idade de surgimento e conectividade (Volkheimer 1971; Roig-Juñent *et al.* 2006). Por essa razão, era esperada uma forte influência dos efeitos biogeográficos e dos ecossistemas sobre a similaridade da fauna, fatores que se confirmaram apresentando os maiores índices de correlação. Ainda a proximidade geográfica também se mostrou importante, enquanto os efeitos climáticos e orográficos participaram secundariamente. Estudos em menor escala, envolvendo apenas um determinado ecossistema ou limitações geográficas mais restritas, mostram influências mais diretas de efeitos climáticos, em diversas regiões do globo, inclusive na América do Sul (Oliveira & Diniz-Filho 2010; Segev 2010; Guerrero *et al.* 2011).

Em muitas das análises, a obtenção de correlações pouco expressivas pode ser atribuída a fatores responsáveis pela adição de ruído às análises, como por exemplo: diferença de esforço amostral entre as localidades (demonstrada nas análises de espécies campestres); erros de identificação e omissão de espécies contidas em inventários (identificações em sp.); ou imprecisões taxonômicas. Problemas taxonômicos podem surgir especialmente para determinadas espécies de gêneros como *Hylephila* Billberg, 1820, cujos indivíduos são comumente encontrados em áreas abertas e espécies e subespécies formam grupos excepcionalmente polimórficos ainda não detalhadamente estudados. Contudo esses grupos formam um pequeno percentual das espécies registradas e, portanto, não devem causar distorções aos padrões encontrados.

Hipóteses abrangentes acerca das similaridades de fauna de campos ainda são ausentes. Alguns estudos florísticos já relataram afinidades entre algumas destas áreas, baseando-se principalmente na composição e similaridade de

diferentes grupos botânicos (Burkart 1975; Sarmiento 1975; Safford 2007; Garcia *et al.* 2009). Uma das relações que se destaca entre os estudos florísticos identifica uma considerável similaridade entre os campos de altitude do sul e sudeste brasileiros com os campos de altitude andinos (Rambo 1951, 1953; Brade 1956; Safford 2007). Essa relação se destaca na medida em que a composição florística dos campos de altitude sofre pouca influência de outros ecossistemas tropicais campestres mais próximos, como o Cerrado ou os Llanos (Cleef *et al.* 1993; Eiten 1972). Ambos ecossistemas de altitude são considerados climaticamente muito semelhantes, dada uma maior variação sazonal nos campos brasileiros (Safford 1999b).

No entanto, os resultados apresentados mostram um padrão contrário ao indicado para flora, onde a fauna dos campos de altitude brasileiros se assemelha mais com as faunas do Cerrado e Pampas, em detrimento aos Andes. De fato, todas as espécies campestres compartilhadas entre os Andes e os campos de altitude brasileiros, p. ex: *Pyrgus orcus* (Stoll, 1780), *Nyctelius nyctelius nyctelius* (Latreille, [1824]), *Polites vibex catilina* (Plötz 1886); se caracterizam por uma distribuição ampla na Região Neotropical, estando também presentes em outros ecossistemas tropicais, incluindo Cerrado e Pampas. Embora existam registros na literatura afirmando a presença de lepidópteros de origem andina no sul e sudeste do Brasil (Ebert 1960; Brown 1987a), sua presença se dá em virtude da correlação destas espécies com habitats florestais e não campestres, como no caso de espécies de *Pedaliodes* Butler, 1867 (Nymphalidae, Satyrinae), e *Dalla jelski* (Erschoff, 1875), (Hesperiidae, Heteroptera) ou devido a erros taxonômicos no reconhecimento da espécie, como no caso de *Thespieus tapayuna* (Zikán, 1938) (ver Mielke 1971). Mais recentemente, Mielke *et al.* (no prelo) encontraram uma influência importante de elementos do Cerrado sobre uma área de campos naturais de planalto, fator corroborado em outros estudos envolvendo outro grupo de insetos (Gonçalves *et al.* 2009) e a própria vegetação (Cervi *et al.* 2007). Tais fatores em conjunto, nos permitem reafirmar as relações encontradas no presente estudo e indicar um provável padrão inverso de distribuição entre fauna e flora entre os ecossistemas campestres sulamericanos. Cabe salientar que as

categorias dos domínios mega, meso e microtêrmicos propostos por Burkart (1975) e baseados na composição de Poaceae, situam os campos dos planaltos sul brasileiros dentre as áreas tropicais (megatêrmicos), satisfazendo a hipótese obtida com Hesperidae (incluindo um papel significativo na sua composição).

Uma explicação provável para distinção dos padrões de distribuição entre flora e fauna se deve ao fato da alta capacidade de dispersão de muitos grupos florísticos através dos ventos, podendo se dispersar por longas distâncias geográficas. Uma vez que encontram condições ambientais favoráveis (ou similares), são capazes de colonizar estas regiões (Sauer 1988; Barrington 1993). O mesmo não ocorre para Lepidoptera em geral ou mesmo para os insetos, os quais seriam restritamente limitados a superar uma distância de mais de 1000 km para colonizar uma nova região, sem que haja habitats favoráveis ao longo desta rota de dispersão. Estudos filogenéticos direcionados a grupos de lepidópteros com distribuição campestre entre essas regiões podem vir a contribuir significativamente para o esclarecimento dessas relações.

Pode-se argumentar que o poder de observação das análises possa ter sido influenciado pelo número pequeno de unidades andinas amostradas (MAC, LAN e CAP), adicionado à grande distância geográfica entre elas. Todavia, não há listas de espécies disponíveis para outras localidades no Andes, segundo os critérios estabelecidos no presente estudo (Shapiro 1992), o que aponta para a necessidade de realização de pesquisas básicas de biodiversidade nesta região para suprir tais lacunas de conhecimento.

Determinar uma fauna típica de altitude na América do Sul pode ser uma tarefa um tanto arbitrária (Shapiro 1992), na medida em que espécies campestres de Hesperidae podem ser encontradas de 0 a >3500m (Lamas 2003; Orellana 2008), associadas a diferentes ecossistemas. Por isso a altitude foi testada primeiramente como caráter categórico e posteriormente como variável ambiental. A correlação significativa, embora pequena, encontrada com esta variável corrobora com descrições de faunas típicas de altitude para borboletas neotropicais (Brown 1987a; Shapiro 1992; Pyrcz *et al.* 2009). Neste caso específico, fica evidente a interferência de fatores biogeográficos e da própria

localização geográfica nas similaridades obtidas entre habitats de altitude, já que uma distribuição descontínua sobre topos de morros limita a capacidade de dispersão das espécies e conseqüentemente o fluxo gênico entre suas populações (Escobar *et al.* 2005).

Apesar de terem sido representadas com um papel secundário, as variáveis climáticas demonstraram seu papel sobre a composição das assembléias de Hesperiidae, principalmente as relacionadas à disponibilidade de água. Esse fator se mostrou recorrente nas diferentes análises realizadas: zonas climáticas de Köppen-Geiger, onde zonas tropicais temperadas ou áridas são classificadas em parte quanto à precipitação (Kottek *et al.* 2006); umidade das regiões biogeográficas (Morrone 2006); correlação da umidade e precipitação com os primeiros eixos extraídos em ambas análises; na escolha das variáveis que melhor explicam a similaridade de fauna pela rotina do BIOENV, tendo a umidade e a precipitação nos melhores modelos; e nas análises dB-RDA em que a precipitação se mostra presente com grande correlação em ambas matrizes. Pode-se atribuir a este fenômeno a importância da disponibilidade de água como fator determinante na composição de vários aspectos das assembléias de organismos de ambientes áridos e xéricos (Murphy & Wilcox 1986; Segev 2010; Guerrero *et al.* 2011), incluindo processos de especiação (Axelrod 1967). Uma vez que muitas das localidades áridas representadas no presente estudo (p. ex. localidades chilenas) também apresentaram uma maior dissimilaridade na composição da fauna, assume-se que a disponibilidade de água, seja por intermédio da precipitação ou umidade relativa do ar, represente o fator climático de maior relevância para a similaridade de Hesperiidae dos campos sulamericanos.

Ao contrário do esperado, a presença de espécies florestais nas análises não modificou a significância de grande parte dos modelos, embora as espécies florestais formem a maior parte das espécies inseridas nas análises (aproximadamente 83% de todas as espécies registradas apresentaram hábitos florestais). Contudo, pode-se relatar que a presença dessas espécies aumentou o ajuste de grande parte dos modelos testados, o oposto do observado por Porzecanski & Cracraft (2005), os quais adicionaram ruídos às análises

biogeográficas entre as relações de regiões secas da América do Sul. Uma vez que os padrões biogeográficos e vegetacionais se mostraram preponderantes aos ecológicos (p. ex. fatores climáticos), uma explicação para a ausência na obtenção de melhores modelos sem a retirada de espécies florestais se embasaria na hipótese que coloca as relações entre áreas florestais e abertas da América do Sul intercaladas (Porzecanski & Cracraft 2005), as quais tenderiam a apresentar distribuições faunísticas congruentes. Isso indicaria que os distintos ecossistemas estariam evolutivamente interligados em diferentes idades geológicas, apresentando relações mais dinâmicas e interconectadas do que o previsto (Garcia-Moreno & Silva 1997).

A obtenção de melhores ajustes da altitude na presença de espécies florestais pode ser atribuída à presença igualmente comum de espécies florestais típicas de ecossistemas relacionados à altitude (p.ex. floresta alto-montana). Desta forma observam-se não só espécies típicas de campos de altitude, mas também espécies de Hesperiidae relacionados às florestas de altitude, como *Dalla* spp. (Lamas 2003). Outro aspecto pode se referir ao aumento da proporção de espécies amplamente distribuídas por toda a Região Neotropical. Muitas das espécies de ampla distribuição neotropical apresentam também hábitos campestres, incluindo áreas abertas degradadas (Capítulo 3). Uma maior proporção de espécies generalistas e amplamente distribuídas diminuiria, conseqüentemente, os ajustes de qualquer variável ecológica, incluindo os biogeográficos e climáticos. Ainda, porque o dossel de áreas florestais é reconhecido por minimizar parte dos efeitos de variáveis climáticas para os extratos inferiores (p.ex. interceptando precipitação, radiação solar e velocidade dos ventos) (Breshears 2006), espécies florestais devem ser mais suscetíveis a variações desta natureza quando comparadas às espécies residentes em áreas campestres, as quais interagem com essas variações de forma mais direta (Dover *et al.* 1997). Assim, os modelos climáticos mostram em geral, ajustes mais altos na ausência destas espécies.

Literatura Citada

Alves, R. J. V.; L. Cardin; M. S. Kropf 2007. Angiosperm disjunction “Campos rupestres-restingas”: a re-evaluation. **Acta Botanica Brasilica** **21**: 675-685.

Axelrod, I. 1967. Drought, diastrophism, and quantum evolution. **Evolution** **21**: 201-209.

Azevedo, A. A.; F. A. Silveira; C. M. L. Aguiar; V. S. Pereira 2008 Fauna de abelhas (Hymenoptera: Apoidea) nos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço (Minas Gerais e Bahia: Brasil): riqueza de espécies, padrões de distribuição e ameaças para conservação. **Megadiversidade** **4**: 126-157.

Bailey, R. G. 1989. Explanatory Supplement to Ecoregions Map of the Continents. **Environmental Conservation** **16**: 307–309.

Bar, M. E.; M. P. Damborsky; E. B. Oscherov; E. Nuñez-Bustus; G. Avalos 2008a. Contribución al conocimiento de los lepidópteros de La Reserva Provincial Iberá, Corrientes. Argentina. **INSUGEO** **17**: 317-330.

Bar, M. E.; E. B. Oscherov; M. P. Damborsky; G. Avalos; E. Nuñez-Bustus 2008b. Primer inventario de La fauna de Arthropoda de La región Chaqueña Húmeda. **INSUGEO** **17**: 317-330.

Barrington, D. S. 1993. Ecological and historical factors in fern biogeography. **Journal of Biogeography** **20**: 275-280.

Behling, H. 1998. Late Quaternary vegetational and climatic changes in Brazil. **Review of Paleobotany and Palynology** **99**: 143-156.

Behling, H. & M. Lichte 1997. Evidence of dry and cold climatic conditions at glacial times in tropical southeastern Brazil. **Quaternary Research** **48**: 348-358.

Bell, E. L. 1932. Hesperiidæ (Lepidoptera, Rhopalocera) of the Roraima and Duida expeditions, with description of new species. **American Museum Novitates** 6: 1-16.

Bigarella, J. J. 1964. Variações climáticas no Quaternário e suas implicações no revestimento Florístico do Paraná. **Boletim Paranaense de Geografia** 10/15: 211-231.

Blackburn, T. M. & K. J. Gaston 1998. Some methodological issues in macroecology. **The American Naturalist** 151: 68-83.

Brade, A. C. 1956. A flora do Parque Nacional do Itatiaia. **Boletim do Parque Nacional do Itatiaia** 5: 1-112.

Breshears, D. D. 2006. The grassland-forest continuum: trends in ecosystem properties for woody plant mosaics? **Frontiers in Ecology and the Environment** 4: 96-104.

Breyer, A. 1930. Lepidópteros de Yacanto. Especies nuevas, raras y comunes. **Revista de la Sociedad entomológica argentina** 3: 169-172.

Brown JR., K. S. 1987a. Biogeography and evolution of Neotropical butterflies. Biogeography and Quaternary history in tropical America, pp. 66-104. *In* T. C. Whitmore & G. T. Prance (Eds) **Oxford Monographs of Biogeography**, nº3. Oxford, Clarendon Press.

Brown JR., K. S. 1987b. **Zoogeografia da região do Pantanal Mato-Grossense**, pp. 137–178. *In*: EMBRAPA (Ed.), I Simpósio sobre recursos naturais e sócio-econômicos do Pantanal. Brasília: EMBRAPA.

Brown Jr., K. S. & A. V. L. Freitas 1999. Lepidoptera. p. 226-243. *In* Brandão, C.R.F.; Cancellato, E.M. (Ed.) Volume 5: Invertebrados Terrestres. *In* C. A. Joly & C. E. M. Bicudo (Org.) **Biodiversidade do Estado de São Paulo: síntese do conhecimento ao final do século XX**. São Paulo: FAPESP.

Brown Jr., K. S. & A. V. L. Freitas 2000. Atlantic Forest Butterflies: Indicators for Landscape Conservation. **Biotropica** **32**: 934-956.

Burkart, A. 1975. Evolution of grasses and grasslands in South America. **Taxon** **24**: 53-66.

Cabrera, A. L. 1976. Regiones fitogeográficas Argentinas, p. 1-85. *In* W. F. Kugler (Ed.) **Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería**, Vol 2. Buenos Aires, ACME.

Canals, G. R. 2000. **Mariposas bonarenses**. Buenos Aires, LOLA, 347p.

Cervi, A. C.; L. von Linsingen; G. Hatschbach; O. R. Ribas. 2007. A vegetação do Parque Estadual de Vila Velha, Município de Ponta Grossa, Paraná, Brasil. **Boletim do Museu Botânico Municipal** **69**: 1-52.

Cleef, A. M.; T. van der Hammen; H. Hooghiemstra 1993. The savanna relationship in the Andean páramo flora. **Opera Botanica** **121**: 285-290.

Cervi, A. C.; L. von Linsingen; G. Hatschbach; O. S. Ribas 2007. A vegetação do Parque Estadual de Vila Velha, município de Ponta Grossa, Paraná, Brasil. **Boletim do Museu Botânico Municipal** **69**: 1-52.

Chao, A.; R. L. Chazdon; R. K. Colwell; T. Shen 2005. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. **Ecology Letters** **8**: 148-159.

Clarke, K. R. & M. Ainsworth 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. **Marine Ecology Progress Series** **92**: 205-219.

Colli, G. R. 2005. As origens e a diversificação da herpetofauna do Cerrado, 249-264p. *In* A. Scariot; J. C. Souza-Silva; J. M. Felfini (Eds) **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.

Colwell, R. K.; N. J. Gotelli; C. Rahbeck; G. L. Entsminger; C. Farrel; G. R. Graves 2009. Peaks, plateaus, canyons, and craters: the complex geometry of simple and mid-domain effect models. **Evolutionary Ecology Research** **11**: 355-370.

Dennis, R. L. H. & T. G. Shreeve 1988. Hostplant-habitat structure and the evolution of butterfly mate-locating behaviour. **Zoological Journal of Linnean Society** **94**: 301-318.

Dennis, R. L. H. & W. R. Williams 1987. Mate location behaviour of the large skipper butterfly *Ochlodes venata*: flexible strategies and spatial components. **Journal of the Lepidopterists' Society** **41**: 45-64.

Dolibaina, D. R.; O. H. H. Mielke; M. M. Casagrande 2011. Borboletas (Papilionoidea e Hesperioidea) de Guarapuava e arredores, Paraná, Brasil: um inventário com base em 63 anos de registro. **Biota Neotropica** **11**: 341-354.

Dover, J. W.; T. H. Sparks; J. N. Greatorex-Davies 1997 The importance of shelters for butterflies in open landscapes. **Journal of Insect Conservation** **1**: 89-97.

Eiten, G. 1972. The Cerrado vegetation of Brazil. **Botanical Review** **38**: 201–341.

Escobar, F.; J. M. Lobo; G. Halffter 2005. Altitudinal variation of dung beetle (Scarabaeoidea: Scarabaeinae) assemblages in the Colombian Andes. **Global Ecology and Biogeography** **14**: 327-337.

Etcheverry, M. 1970. Syrphidae (Diptera) y Rhopalocera (Lepidoptera) colectados en la Provincia de Tarapacá (Chile). **Revista peruana de Entomología** **13**: 94-96.

FAO 2000. Second expert meeting on harmonizing forest-related definitions for use by various stakeholders. Disponível em:

<http://www.fao.org/DOCREP/005/Y4171E/Y4171E37.htm>

Garcia, R. J. F.; H. M. Longhi-Wagner; J. R. Pirani; S. T. Meirelles 2009. A contribution to phytogeography of Brazilian *campos*: an analysis based on Poaceae. **Revista Brasileira de Botânica** **32**: 703-713.

Garcia-Moreno, J. & J. M. C. Silva 1997. An interplay between forest and non-forest South American avifaunas suggested by a phylogeny of Lepidocolaptes Woodcreepers (Dendrocolaptinae). **Studies on Neotropical Fauna & Environmental** **32**: 164-173.

Gareca, Y. & S. Reichle 2005. **Mariposas diurnas de La Reserva de Departamental Valle de Tucavaca**. Santa Cruz de la Sierra, Editorial FAN, 179p. + XV pl.

Gonçalves, R. B.; G. A. R. Melo & A. J. C. Aguiar 2009. A assembléia de abelhas (Hymenoptera, Apidae) de uma área restrita de campos naturais do Parque Estadual de Vila Velha, Paraná e comparações com áreas de campos e cerrado. **Papéis Avulsos de Zoologia** **49**: 163–181.

Guerrero, P. C.; A. P. Durán; H. E. Walter 2011. Latitudinal and altitudinal patterns of the endemic cacti from Atacama desert to Mediterranean Chile. **Journal of Arid Environments** **75**: 991-997.

Hair, J. F.; R. E. Anderson; R. L. Tatham; W. C. Black 2009. **Análise Multivariada de Dados**. Porto Alegre, Bookman, 688p.

Hammer, Ø.; D. A. T. Harper; P. D. Ryan, 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica** **4**: 9pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

Hayward, K. J. 1966. Los ropalóceros de Cafayate (Salta). Lepidoptera. **Revista de la Sociedad entomológica argentina** **28**: 65-70.

Hijmans, R. J.; S. E. Cameron; J. L. Parra; P. G. Jones; A. Jarvis 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology** **25**: 1965-1978.

- IBGE 1992. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro, IBGE, 92p.
- Iserhard, C. A.; M. T. de Quadros; H. P. R. Homanowski; M. S. Mendonça Jr. 2010. Borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea e Hesperioidea) ocorrentes em diferentes ambientes de Floresta Ombrófila Mista e nos Campos de Cima da Serra do Rio Grande do Sul, Brasil. **Biota Neotropica 10**: 309-320.
- Jacobi, C. M. & F. F. do Carmo 2008. Diversidade dos campos rupestres ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, MG. **Megadiversidade 4**: 25-33.
- Josse, C.; G. Navarro; P. Comer; R. Evans; D. Faber-Langendoen; M. Fellows; G. Kittel; S. Menard; M. Pyne; M. Reid; K. Schulz; K. Snow; J. Teague 2003. **Ecological Systems of Latin America and the Caribbean: A Working Classification of Terrestrial Systems**. NatureServe, Arlington, VA. 47p.
- Kottek, M.; J. Grieser; C. Beck; B. Rudolf; F. Rubel 2006. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. **Metereologische Zeitschrift 15**: 259-263.
- Lamas, G. 1976. Notas sobre mariposas peruanas (Lepidoptera). III. Sobre una colección efectuada en el Departamento de Tumbes. **Revista Peruana de Entomologia 19**: 8-12.
- Lamas, G. 2003. **Las mariposas de Machu Picchu**. Lima, PROFONANPE, 221p.
- Lazzari, S. M. N. & C. M. Lazzarotto 2005. Distribuição altitudinal e sazonal de afídeos (Hemiptera, Aphididae) na Serra do Mar, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia 22**: 891-897.
- Legendre, P. & L. Legendre 2008. **Numerical ecology**. Amsterdam, Elsevier, 853p.
- López, R. P.; D. L. Alcázar; M. J. Macía 2006. The arid and dry plant formations of South America and their floristic connections: new data, new interpretation? **Darwiniana 44**: 18-31.

Magurran, A. E. 2004. **Measuring biological diversity**. Blackwell Publishing, London, 256p.

Marchiori, M. O. & H. P. Romanowski 2006. Borboletas (Lepidoptera, Papilionoidea e Hesperioidea) do Parque Estadual do Espinilho e entorno, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** **23**: 1029-1037.

Mielke, O.H.H. 1971. *Thespieus zikani* sp. n. (Lepidoptera: Hesperiiidae). **Atas da Sociedade de Biologia do Rio de Janeiro** **14**: 67-69.

Mielke, O.H.H. 2004. Hesperiiidae. pp. 3-11, 25-86 *In* Lamas, G. (Ed.) Checklist: Part 4a. Hesperioidea – Papilionoidea. *In* J. B. Heppner (Ed.) **Atlas of Neotropical Lepidoptera**, Vol 5A. Gainesville, Association of Tropical Lepidoptera.

Mielke, O. H. H. & M. M. Casagrande 1991 Papilionoidea e Hesperioidea coletados na Ilha de Maracá, Alto Alegre, Roraima, parte do projeto Maracá, com uma lista complementar de Hesperiiidae. **Acta Amazônica** **21**: 175-210.

Mielke O. H. H.; E. Emery; C. E. G. Pinheiro 2008. As borboletas Hesperiiidae (Lepidoptera, Hesperioidea) do Distrito Federal, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia** **52**: 283-288.

Mielke, O. H. H.; E. Carneiro; M. M. Casagrande; *no prelo*. Hesperiiidae (Lepidoptera, Hesperioidea) from Ponta Grossa, Paraná, Brazil: 70 years of records with special reference to faunal composition of Vila Velha State Park. **Revista Brasileira de Entomologia**.

Mielke, O. H. H.; M. M. Casagrande; D. R. Dolibaina; E. Carneiro; L. A. R. Leite; F. M. S. Dias; *no prelo*. Borboletas (Hesperioidea e Papilionoidea) de Jaguariaíva, Paraná, Brasil: inventário em um enclave de Cerrado meridional *In* **Coletânea de pesquisas realizadas nos Parques Estaduais de Vila Velha, do Cerrado e do Quartelá**. Curitiba, IAP.

Morrone, J. J. 2006. Biogeographic areas and transition zones of Latin America and the Caribbean Islands based on a panbiogeographic and cladistic analyses of the entomofauna. **Annual Review of Entomology** **51**: 467-494.

Murphy, D. D.; B. A. Wilcox 1985. Butterfly diversity in natural habitat fragments: a test of the validity of vertebrate-based management, pp. 287-292 *In* J. Verner; M. L. Morrison; C.J. Ralph **Wildlife 2000: modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates**. Madison, University of Wisconsin Press.

NASA 2011. **Nasa World Wind**. <http://worldwind.arc.nasa.gov/java/>. Acessado em 10 de julho de 2011.

Nobre, C. E. B.; C. Schlindwein; O. H. Mielke 2008. The butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea and Hesperioidea) of the Catimbau National Park, Pernambuco, Brazil. **Zootaxa** **1751**: 35-45.

Nunez-Bustos, E. 2007 Biogeografía de los Rhopalocera de La isla Martín García, provincia de Buenos Aires, Argentina (Lepidoptera: Papilionoidea y Hesperioidea). **SHILAP Revista de Lepidopterologia** **35**: 289-309.

Oliveira, G. de & J. A. F. Diniz-Filho 2010. Spatial patterns of terrestrial vertebrates richness in Brazilian semiarid, Northeastern Brazil: selecting hypotheses and revealing constraints. **Journal of Arid Environments** **74**: 1418-1426.

Orellana, A. M. & M. C. Eraso 2001. Lepidópteros diurnos (Castnioidea, Papilionoidea, Hesperioidea) del enclave semiárido de Caparú, Lagunillas, Estado Mérida, Venezuela. **Memoria, Fundación La Salle de Ciencias naturales** **59**: 121-132.

Orellana, A. 2008. Pyrrhopyginae de Venezuela (Lepidoptera: Hesperioidea: Hesperiiidae). **Entomotropica** **23**: 177-291.

Overbeck, G. E.; S. C. Müller; A. Fidelis; J. Pfadenhauer; V. D. Pillar; C. C. Blanco; I. I. Boldrini; R. Both; E. D. Forneck 2007. Brazil's neglected biome: The South

Brazilian “Campos”. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics** 9: 101-116.

Pinheiro , C. E. G.; I. K. Malinov; E. O. Emery; K. Schmidt 2010. Endemismos e conservação de borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea e Hesperioidea) no bioma Cerrado, 223-238 p. *In* I. R. Diniz; J. M. Filho; R. B. Machado; R. B. Cavalcanti (Orgs) **Cerrado: conhecimento científico quantitativo como subsídio para ações de conservação**. Brasília, UnB, 516p.

Porzecanski, A. L. & J. Cracraft 2005. Cladistics analysis of distributions and endemism (CADE): using raw distributions of birds to unravel the biogeogrph of the South American aridlands. **Journal of Biogeography** 32: 261-275.

Pyrz, T. W.; J. Wojtusiak; R. Garlacz 2009. Diversity and distribution patterns of Pronophilina butterflies (Lepidoptera: Nymphalidae: Satyrinae) along an altitudinal transect in north-western Ecuador. **Neotropical Entomology** 38: 716-726.

Rambo, B. 1951. O elemento andino no pinhal riograndense. **Anais Botânicos do Herbário Barbosa Rodriguez** 3: 7-39.

Rambo, B. 1953. Histórico da flora do planalto riograndense. **Anais Botânicos do Herbário Barbosa Rodrigues**, 5: 185-232.

Ravencroft, N. O. M. 1994. Environmental influences on mate location in male chequered skipper butterflies, *Carterochepalus palaemon* (Lepidoptera: Hesperiiidae). **Animal Behaviour** 47: 1179-1187.

Ricklefs, R. E. & D. Schluter 1993. **Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives**. Chicago, University of Chicago Press, 414p.

Rizzini, C. T. 1979. **Tratado de fitogeografia do Brasil**, Vol 2. São Paulo, EDUSP, 374p.

Roig-Juñent, S.; M.C. Domínguez; G. E. Flores; C. Mattoni 2006. Biogeographic history of South American arid lands: a view from its arthropods using TASS analysis. **Journal of Arid Environments** **66**: 404-420.

Rosa, P. L. P.; E. Q. Chiva; C. A. Iserhard 2011. Borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea e Hesperioidea) do Sudoeste do Pampa Brasileiro, Uruguaiana, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biota Neotropica** **11**: 355-360.

Safford, H. D. 1999a. Brazilian Paramos I. An introduction to the physical environment and vegetation of the campos de altitude. **Journal of Biogeography** **26**: 693-712.

Safford, H. D. 1999b. Brazilian Paramos II. Macro- and mesoclimate of the campos de altitude affinities with high mountain climates of the tropical Andes and Costa Rica. **Journal of Biogeography** **26**: 713-737.

Safford, H. D. 2007. Brazilian Paramos IV. Phytogeography of the campos de altitude. **Journal of Biogeography** **34**: 1701-1722.

Santos, E. C.; O. H. H. Mielke; M. M. Casagrande 2008. Butterflies inventories in Brazil: the state of art and the priority-areas models for research aiming conservation. **Natureza & Conservação** **6**: 178-200.

Sarmiento, G. 1975. The dry plant formations of South America and their floristic connections. **Journal of Biogeography** **2**: 233-251.

Sauer, J. D. 1988. **Plant migration: the dynamics of geographic patterning in seed plant species**. Berkeley, University of California Press. 298p.

Scott, J. A. 1973. Adult behaviour and population biology of two skippers (Hesperiidae) mating in contrasting topographic sites. **Journal of Research on the Lepidoptera** **12**: 181-196.

Schaefer, B. & A. Breyer 1942. Lista de lepidópteros de Catamarca y algunas obser-vaciones. **Revista de la Sociedad entomológica argentina** **11**: 221-229.

Segev, U. 2010. Regional patterns of ant-species richness in an arid region: the importance of climate and biogeography. **Journal of Arid Environments** **74**: 646-652.

Shapiro, A. M. 1992 Why are there so few butterflies in the high Andes? **Journal of Research on the Lepidoptera** **31**: 35-56.

StatSoft 2007. **Statistica v.8. Computer program and manual**. Tulsa, OK: StatSoft, Inc. Available at <http://www.statsoft.com>

Silva, M. F. F. da; R. de S. Seco; M. G. A. Lobo 1996. Aspectos ecológicos da vegetação rupestre da Serra dos Carajás, Estado do Pará, Brasil. **Acta Amazonica** **26**: 17-44.

Suttie, J. M.; S. G. Reynolds; C. Batello 2005. Grasslands of the World. Rome, FAO, 514p.

Veloso, H. P.; A. L. R. Rangel Filho; J. C. A. Lima 1991. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro, 123p.

Volkheimer, W. 1971. Aspectos paleoclimatológicos del Terciario Argentino. **Revista del Museu Argentino de Ciencias Naturales (Paleontología)** **1**: 243-262.

Werneck, F. 2011. The diversification of eastern South American open vegetation biomes: historical biogeography and perspectives. **Quaternary Science Reviews** **30**: 1630-1648.

Wilcox, B. A.; D. D. Murphy; P. R. Ehrlich; G. T. Austin 1986. Insular biogeography of the montane butterfly faunas in the Great Basin: comparisons with birds and mammals. **Oecologia** **69**: 188-194.

White, R.; S. Murray; M. Rohweder 2000. **Pilot analysis of Global Ecosystems. Grassland Ecosystems**. Washington, World Source Institute, 69p.

Zanella, F. C. 2002. Systematics and biogeography of the bee genus *Caenonomada* Asmead, 1899 (Hymenoptera, Apidae, Tapinotaspidini). **Studies on Neotropical Fauna and Environment** 37: 249-261.

Zikan, J. F. & W. Zikan 1968. Inseto-fauna do Itatiaia e da Mantiqueira. III Lepidoptera. **Pesquisas Agropecuárias Brasileiras** 3: 45-109.

Anexo 1. Categorias indicadas para as 41 localidades levantadas no presente estudo, testadas com ANOSIM (Tabela 2). Ver abreviaturas na Tabela 1.

Abrev.	Prov Biog	Subreg Biog	Reg Biog	Div Eco	Tribos Poaceae	Revelo	Zonas	
							Climáticas	Umidade
ANH	Brazilian Atlantic Forest	Paraná	Neotropical	atlantic	megatérmicos	montanhoso	temperado	úmido
ARA	Brazilian Atlantic Forest	Paraná	Neotropical	atlantic	megatérmicos	montanhoso	temperado	úmido
ARI	Atacama	Atacama	Transição	chilean desert	deserto do pacífico	plano	árido	seco
BRA	Cerrado	Chaco	Neotropical	cerrado	megatérmicos	plano	Tropical	úmido
BAI	Pampa	Chaco	Neotropical	pampas	mesotérmicos	plano	temperado	úmido
CAC	Pantanal	Amazonia	Neotropical	cerrado	megatérmicos	plano	Tropical	úmido
CAF	Monte	Chaco	Transição	patagonia	mesotérmicos	montanhoso	temperado	seco
CJO	Parana Forest	Paraná	Neotropical	atlantic	megatérmicos	montanhoso	temperado	úmido
CAP	North Andean Paramo	Paramo do norte	Transição	andes	megatérmicos	montanhoso	temperado	úmido
CRC	Parana Forest	Paraná	Neotropical	atlantic	megatérmicos	montanhoso	temperado	úmido
CRT	Brazilian Atlantic Forest	Paraná	Neotropical	atlantic	megatérmicos	montanhoso	temperado	úmido
CTM	Chaco	Chaco	Neotropical	chaco	mesotérmicos	montanhoso	árido	seco
CAT	Caatinga	Chaco	Neotropical	caatinga	megatérmicos	plano	árido	seco
CGU	Cerrado	Chaco	Neotropical	cerrado	megatérmicos	plano	temperado	úmido
COD	Atacama	Atacama	Transição	chilean desert	deserto do pacífico	montanhoso	árido	seco
DBA	Guiana	Amazonia	Neotropical	guianan	megatérmicos	plano	Tropical	úmido
ESP	Pampa	Chaco	Neotropical	pampas	mesotérmicos	plano	temperado	úmido
GUA	Araucaria Forest	Paraná	Neotropical	atlantic	megatérmicos	plano	temperado	úmido
IBE	Chaco	Chaco	Neotropical	chaco	megatérmicos	plano	temperado	seco
IMA	Roraima	Amazonia	Neotropical	guianan	megatérmicos	plano	Tropical	úmido
IQU	Atacama	Atacama	Transição	chilean desert	deserto do pacífico	plano	árido	seco
ITA	Parana Forest	Paraná	Neotropical	atlantic	megatérmicos	montanhoso	temperado	úmido
JAG	Araucaria Forest	Paraná	Neotropical	cerrado	megatérmicos	plano	temperado	úmido
LAN	Monte	Chaco	Transição	andes	mesotérmicos	montanhoso	árido	seco
MAM	Atacama	Atacama	Transição	chilean desert	deserto do pacífico	montanhoso	árido	seco
MAC	Puna	Puna	Transição	andes	microtérmicos	montanhoso	temperado	úmido
MIN	Atacama	Atacama	Transição	chilean desert	deserto do pacífico	montanhoso	árido	seco
PAL	Araucaria Forest	Paraná	Neotropical	atlantic	megatérmicos	plano	temperado	úmido
PAM	Chaco	Chaco	Neotropical	chaco	megatérmicos	plano	temperado	seco

PEL	Pampa	Chaco	Neotropical	pampas	mesotérmicos	plano	temperado	úmido
RCO	Caatinga	Chaco	Neotropical	caatinga	megatérmicos	montanhoso	árido	seco
ROR	Roraima	Amazonia	Neotropical	guianan	megatérmicos	montanhoso	Tropical	úmido
SFR	Araucaria Forest	Paraná	Neotropical	atlantic	megatérmicos	plano	temperado	úmido
SLU	Araucaria Forest	Paraná	Neotropical	atlantic	megatérmicos	plano	temperado	úmido
SCI	Parana Forest	Paraná	Neotropical	atlantic	megatérmicos	montanhoso	temperado	úmido
TUM	Tumbes-Piura	Caribe	Neotropical	meso america	deserto do pacífico	plano	temperado	seco
URU	Araucaria Forest	Paraná	Neotropical	atlantic	megatérmicos	montanhoso	temperado	úmido
VTU	Chaco	Chaco	Neotropical	chaco	megatérmicos	plano	Tropical	seco
VVE	Araucaria Forest	Paraná	Neotropical	atlantic	megatérmicos	plano	temperado	úmido
VLN	Cerrado	Chaco	Neotropical	cerrado	megatérmicos	plano	Tropical	úmido
YAC	Chaco	Chaco	Neotropical	chaco	mesotérmicos	montanhoso	árido	seco

Anexo 2. Valores das variáveis ambientais encontradas nas 41 localidades levantadas no presente estudo. Ver abreviaturas na Tabela 1.

Abrev.	Tº Anual	Tº Saz.	Prec. Anual	Prec. Saz.	Umidade	Radiação	Vel. Vento	Altitude	Met.	Esf. Am.
ANH	16.5	26.99	1743	31	73.63	4583.635	4.38	1500	SS	3
ARA	14.4	26.86	1685	27	73.63	4670.248	4.38	1500	SS	3
ARI	18.6	22.86	1	28	51.54	5249.267	4.58	500	Col	4
BRA	21.20	10.08	1500	75	56.37	5704.691	4.51	1000	Col	4
BAI	16.80	45.59	1032	22	62.42	5163.352	4.47	0	Col	4
CAC	26.30	18.47	1302	71	67.14	5546.444	7.27	0	Col	3
CAF	16.10	39.59	156	114	49.36	5717.741	5.42	1500	Col	4
CJO	13.60	22.5	1836	67	69.62	5360.348	4.02	1500	Col	4
CAP	21.70	5.02	845	41	77.21	4307.061	3.47	1000	Col	3
CRC	18.70	19.25	1632	79	69.27	5180.443	3.26	1500	Col	2
CRT	15.60	27.39	1844	31	73.63	4583.635	4.38	1500	SS	3
CTM	20.20	55.32	397	81	50.11	5493.499	5.50	500	Col	3
CAT	21.40	16.93	760	53	63.46	5561.033	4.48	500	SS	3
CGU	22.80	12.78	1549	64	62.12	5522.01	6.38	500	Col	4
COD	13.50	25	18	153	39.74	5725.862	4.39	2000	Col	4

DBA	26.90	4.44	2812	41	74.91	5630.319	1.83	0	Col	1
ESP	19.80	44.59	1329	26	64.65	5464.346	4.98	0	SS	3
GUA	16.90	26.82	1703	18	67.77	5358.579	3.44	1000	Col	4
IBE	21.20	40.97	1446	23	69.94	5382.602	5.00	0	SS	2
IMA	26.90	4.94	1641	76	67.57	5382.705	2.21	0	Col	3
IQU	18.00	19.95	0	0	50.1	5406.105	4.88	500	Col	4
ITA	11.50	17.84	2232	68	70.18	5216.753	4.30	2500	Col	4
JAG	18.10	32.62	1347	38	70.63	5484.638	3.61	1000	Col	2
LAN	12.60	48.81	340	85	50.11	5559.69	5.50	2000	Col	4
MAM	10.80	28.48	40	147	34.82	5807.621	4.92	2500	Col	4
MAC	16.90	8.15	1266	68	74.51	5081.913	3.26	3000	Col	4
MIN	10.60	25.78	54	154	36.89	5763.362	4.70	1500	Col	4
PAL	15.00	30.04	1854	15	68.8	5020.002	3.30	1000	Col	1
PAM	21.90	40.04	985	49	59.55	5521.085	5.10	0	SS	2
PEL	18.00	37.59	1382	19	70.97	4943.555	4.73	0	Col	4
RCO	20.60	12.04	966	58	62.04	5729.594	4.31	1500	Col	2
ROR	19.20	3.32	1695	55	76.99	5346.08	2.21	1000	Col	1
SFR	15.40	29.13	2099	9	70.45	4912.065	2.31	1000	SS	3
SLU	16.5	28.24	1445	26	72.66	4967.278	3.65	1000	Col	3
SCI	18.40	17.6	1553	81	66.06	5342.418	3.36	1000	Col	2
TUM	25.20	13.92	176	131	60.57	4663.516	2.94	0	Col	2
URU	12.90	25.4	1685	17	72.64	4856.578	3.65	1500	Col	3
VTU	25.30	21.56	1083	50	52.55	5560.165	7.38	500	Col	2
VVE	17.80	27.68	1499	30	70.72	5079.353	3.33	1000	Col	4
VLN	20.90	5.8	1916	69	60.91	5315.103	2.30	500	Col	3
YAC	17.10	49.26	610	72	52.62	5714.789	5.07	500	Col	2

Anexo 3. Lista de espécies registradas para as 41 localidades levantadas no presente estudo, originadas de inventários publicados e de exemplares depositados na DZUP, adicionadas a preferência de hábitat indicada para cada uma.

	Espécie	Autor	Hábitat
1	<i>Achlyodes busirus rioja</i>	Evans, 1953	floresta
2	<i>Achlyodes mithridates thraso</i>	(Hübner, [1807])	floresta
3	<i>Achlyodes pallida</i>	(R. Felder, 1869)	floresta
4	<i>Aethilla echina coracina</i>	Butler, 1870	floresta
5	<i>Aethilla echina echina</i>	Hewitson, 1870	floresta
6	<i>Aguna albistria albistria</i>	(Plötz, 1880)	floresta
7	<i>Aguna asander asander</i>	(Hewitson, 1867)	floresta
8	<i>Aguna aurunce aurunce</i>	(Hewitson, 1867)	floresta
9	<i>Aguna camagura</i>	(Williams, 1926)	floresta
10	<i>Aguna cirrus</i>	Evans, 1952	floresta
11	<i>Aguna coelus</i>	(Stoll, 1781)	floresta
12	<i>Aguna glaphyrus</i>	(Mabille, 1888)	floresta
13	<i>Aguna megacles megacles</i>	(Mabille, 1888)	floresta
14	<i>Aguna metophis</i>	(Latreille, [1824])	floresta
15	<i>Aguna squamalba</i>	Austin & Mielke, 1998	floresta
16	<i>Aides aegita</i>	(Hewitson, 1866)	floresta
17	<i>Aides duma argyrina</i>	Cowan, 1970	floresta
18	<i>Aides duma duma</i>	Evans, 1955	floresta
19	<i>Alera furcata</i>	Mabille, 1891	floresta
20	<i>Alera metallica</i>	(Riley, 1921)	floresta
21	<i>Alera vulpina</i>	(C. Felder & R. Felder, 1867)	floresta
22	<i>Anastrus neaeris narva</i>	Evans, 1953	floresta
23	<i>Anastrus obliqua</i>	(Plötz, 1884)	floresta
24	<i>Anastrus petius petius</i>	(Möschler, 1879)	floresta
25	<i>Anastrus sempiternus simplicior</i>	(Möschler, 1877)	floresta
26	<i>Anastrus tolimus robigus</i>	(Plötz, 1884)	floresta
27	<i>Anastrus ulpianus</i>	(Poey, 1832)	floresta
28	<i>Anatrytone barbara</i>	(Williams & Bell, 1931)	floresta
29	<i>Anatrytone perfida</i>	(Möschler, 1879)	campos
30	<i>Ancyloxypha melanoneura</i>	C. Felder & R. Felder, 1867	campos
31	<i>Ancyloxypha nitedula</i>	(Burmeister, 1878)	campos
32	<i>Anisochoria albida albida</i>	Mabille, 1888	floresta
33	<i>Anisochoria minorella minorella</i>	Mabille, 1898	floresta
34	<i>Anisochoria pedalioidina extincta</i>	Hayward, 1933	floresta
35	<i>Anisochoria pedalioidina polysticta</i>	Mabille, 1877	floresta
36	<i>Anisochoria sublimbata</i>	Mabille, 1883	floresta
37	<i>Anisochoria subpicta</i>	Schaus, 1902	floresta
38	<i>Anisochoria superior</i>	Mabille, 1898	floresta

39	<i>Anisochoria vianna</i>	Evans, 1953	floresta
40	<i>Anthoptus epictetus</i>	(Fabricius, 1793)	floresta
41	<i>Anthoptus insignis</i>	(Plötz, 1882)	floresta
42	<i>Antigonus erosus</i>	(Hübner, [1812])	floresta
43	<i>Antigonus liborius areta</i>	Evans, 1953	floresta
44	<i>Antigonus liborius liborius</i>	Plötz, 1884	floresta
45	<i>Antigonus minor</i>	Mielke, 1980	floresta
46	<i>Antigonus mutilatus</i>	(Hopffer, 1874)	floresta
47	<i>Antigonus nearchus</i>	(Latreille, [1817])	floresta
48	<i>Apastus gracilis smarti</i>	Evans, 1955	floresta
49	<i>Apastus menes</i>	(Stoll, 1782)	floresta
50	<i>Appia appia</i>	Evans, 1955	campos
51	<i>Ardaris eximia eximia</i>	(Hewitson, 1871)	campos
52	<i>Argon lota</i>	(Hewitson, 1877)	floresta
53	<i>Arita arita</i>	(Schaus, 1902)	floresta
54	<i>Arita mubevensis</i>	(Bell, 1932)	floresta
55	<i>Arita polistion</i>	(Schaus, 1902)	floresta
56	<i>Arotis bryna</i>	(Evans, 1955)	floresta
57	<i>Arotis derasa brunnea</i>	(Mielke, 1972)	floresta
58	<i>Arotis derasa derasa</i>	(Herrich-Schäffer, 1870)	floresta
59	<i>Arotis kayei</i>	(Bell, 1932)	floresta
60	<i>Arotis sirene</i>	Mabille, 1904	floresta
61	<i>Artines acroleuca</i>	(Plötz, 1884)	floresta
62	<i>Artines aepitus</i>	(Geyer, 1832)	floresta
63	<i>Artines aquilina</i>	(Plötz, 1882)	floresta
64	<i>Artines bipunctata</i>	Mielke, 1968	floresta
65	<i>Artines focus</i>	Evans, 1955	floresta
66	<i>Artines satyr</i>	Evans, 1955	campos
67	<i>Artines trogon</i>	Evans, 1955	floresta
68	<i>Astraptus alardus alardus</i>	(Stoll, 1790)	floresta
69	<i>Astraptus alardus heriul</i>	(Mabille & Boulet, 1912)	floresta
70	<i>Astraptus alector hopfferi</i>	(Plötz, 1881)	floresta
71	<i>Astraptus anaphus anaphus</i>	(Cramer, 1777)	floresta
72	<i>Astraptus aulus</i>	(Plötz, 1881)	floresta
73	<i>Astraptus cretatus adoba</i>	Evans, 1952	floresta
74	<i>Astraptus creteus creteus</i>	(Cramer, 1780)	floresta
75	<i>Astraptus creteus cyprus</i>	Evans, 1952	floresta
76	<i>Astraptus creteus siges</i>	(Mabille, 1903)	floresta
77	<i>Astraptus elorus</i>	(Hewitson, 1867)	floresta
78	<i>Astraptus enotrus</i>	(Stoll, 1781)	floresta
79	<i>Astraptus erycina</i>	(Plötz, 1881)	floresta
80	<i>Astraptus fulgerator fulgerator</i>	(Walch, 1775)	floresta
81	<i>Astraptus fulgor</i>	(Hayward, 1939)	floresta

82	<i>Astraptus galesus galesus</i>	(Mabille, 1888)	floresta
83	<i>Astraptus janeira</i>	(Schaus, 1902)	floresta
84	<i>Astraptus mabillei</i>	Steinhauser, 1989	floresta
85	<i>Astraptus naxos</i>	(Hewitson, 1867)	floresta
86	<i>Astraptus talus</i>	(Cramer, 1777)	floresta
87	<i>Atrytone mella</i>	(Godman, 1900)	campos
88	<i>Atrytone perfida</i>	(Möschler, 1879)	campos
89	<i>Augiades criniscus</i>	(Cramer, 1780)	floresta
90	<i>Augiades epimethea bicolor</i>	(Mabille & Boulet, 1919)	floresta
91	<i>Augiades epimethea epimethea</i>	(Plötz, 1883)	floresta
92	<i>Autochton integrifascia</i>	(Mabille, 1891)	floresta
93	<i>Autochton itylus</i>	Hübner, 1823	campos
94	<i>Autochton longipennis</i>	(Plötz, 1882)	floresta
95	<i>Autochton neis</i>	(Geyer, 1832)	floresta
96	<i>Autochton reflexus</i>	(Mabille & Boulet, 1912)	floresta
97	<i>Autochton sulfureolus</i>	(Mabille, 1883)	floresta
98	<i>Autochton zarex</i>	(Hübner, 1818)	floresta
99	<i>Bolla boliviensis</i>	(Bell, 1937)	floresta
100	<i>Bolla catharina</i>	(Bell, 1937)	floresta
101	<i>Bolla phylo</i>	Mabille, 1903	floresta
102	<i>Bungalotis astylos</i>	(Cramer, 1780)	floresta
103	<i>Bungalotis diophorus</i>	(Möschler, 1883)	floresta
104	<i>Bungalotis erythus</i>	(Cramer, 1775)	floresta
105	<i>Bungalotis midas</i>	(Cramer, 1775)	floresta
106	<i>Bungalotis quadratum barba</i>	Evans, 1952	floresta
107	<i>Cabirus procas junta</i>	Evans, 1952	floresta
108	<i>Caligulana caligula</i>	(Schaus, 1902)	floresta
109	<i>Callimormus alsimo</i>	(Möschler, 1883)	floresta
110	<i>Callimormus corades</i>	(C. Felder, 1862)	floresta
111	<i>Callimormus interpunctata</i>	(Plötz, 1884)	floresta
112	<i>Callimormus juvenus</i>	Scudder, 1872	floresta
113	<i>Callimormus radiola pusillus</i>	Hayward, 1934	floresta
114	<i>Callimormus rivera</i>	(Plötz, 1882)	floresta
115	<i>Callimormus saturnus</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	floresta
116	<i>Calpodes ethlius</i>	(Stoll, 1782)	floresta
117	<i>Camptopleura auxo</i>	(Möschler, 1879)	floresta
118	<i>Camptopleura impressus</i>	(Mabille, 1889)	floresta
119	<i>Cantha calva</i>	Evans, 1955	floresta
120	<i>Cantha honor</i>	Evans, 1955	floresta
121	<i>Cantha ivea</i>	Evans, 1955	floresta
122	<i>Cantha roraimae</i>	(Bell, 1932)	floresta
123	<i>Carrhenes calidius</i>	Godman & Salvin, 1895	floresta
124	<i>Carrhenes canescens pallida</i>	Röber, 1925	floresta

125	<i>Carrhenes fuscescens fuscescens</i>	(Mabille, 1891)	floresta
126	<i>Carrhenes leada</i>	(Butler, 1870)	floresta
127	<i>Carystoides basoches</i>	(Latreille, [1824])	floresta
128	<i>Carystoides maroma</i>	(Möschler, 1877)	floresta
129	<i>Carystoides noseda</i>	(Hewitson, 1866)	floresta
130	<i>Carystoides sicania</i>	(Hewitson, 1876)	floresta
131	<i>Carystus phorcus claudianus</i>	(Latreille, [1824])	floresta
132	<i>Celaenorrhinus eligius punctiger</i>	(Burmeister, 1878)	floresta
133	<i>Celaenorrhinus jao</i>	(Mabille, 1889)	floresta
134	<i>Celaenorrhinus par</i>	Steihauser & Austin, 1996	floresta
135	<i>Celaenorrhinus shema</i>	(Hewitson, 1877)	floresta
136	<i>Celaenorrhinus similis</i>	Hayward, 1933	floresta
137	<i>Celaenorrhinus songoensis songoensis</i>	Draudt, 1922	floresta
138	<i>Cephise cephise</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	floresta
139	<i>Cephise malesedis</i>	Austin & Mielke, 2000	floresta
140	<i>Cephise procerus</i>	(Plötz, 1880)	floresta
141	<i>Chalcone briquenydan australis</i>	Mielke, 1980	floresta
142	<i>Chalcone briquenydan briquenydan</i>	(A. G. Weeks, 1901)	floresta
143	<i>Chalcone briquenydan chalcone</i>	(Schaus, 1902)	floresta
144	<i>Chalcone santarus</i>	(Bell, 1940)	floresta
145	<i>Chalcone tania</i>	(Schaus, 1902)	floresta
146	<i>Chalcone zisa</i>	(Plötz, 1882)	floresta
147	<i>Charidia empolaeus</i>	(Westwood, 1852)	floresta
148	<i>Chioides catillus catillus</i>	(Cramer, 1779)	floresta
149	<i>Chioides cinereus</i>	(Mabille & Vuillot, 1891)	floresta
150	<i>Chioides concinnus</i>	(Mabille, 1877)	floresta
151	<i>Chiomara asychis asychis</i>	(Stoll, 1780)	floresta
152	<i>Chiomara asychis autander</i>	(Mabille, 1891)	floresta
153	<i>Chiomara asychis georgina</i>	(Reakirt, 1868)	floresta
154	<i>Chiomara basigutta</i>	(Plötz, 1884)	campos
155	<i>Chiomara mithrax</i>	(Möschler, 1879)	campos
156	<i>Chrysoplectrum bahiana</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	floresta
157	<i>Chrysoplectrum perna</i>	Evans, 1952	floresta
158	<i>Chrysoplectrum perniciosus</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	floresta
159	<i>Chrysoplectrum pervivax</i>	(Hübner, [1819])	floresta
160	<i>Clito aberrens</i>	(Draudt, 1924)	floresta
161	<i>Clito bibulus</i>	(Riley, 1929)	campos
162	<i>Clito littera anda</i>	(Riley, 1929)	floresta
163	<i>Clito sompa</i>	Evans, 1953	floresta
164	<i>Cobalopsis catocala</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	floresta
165	<i>Cobalopsis cocalus</i>	(Hayward, 1939)	floresta
166	<i>Cobalopsis dorpa</i>	de Jong, 1983	floresta
167	<i>Cobalopsis hazarma</i>	(Hewitson, 1877)	floresta

168	<i>Cobalopsis miaba</i>	(Schaus, 1902)	floresta
169	<i>Cobalopsis monotona</i>	Mielke, 1989	floresta
170	<i>Cobalopsis nero</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	floresta
171	<i>Cobalopsis obscurior</i>	(Hayward, 1934)	campos
172	<i>Cobalopsis vorgia</i>	(Schaus, 1902)	floresta
173	<i>Cobalus calvina</i>	(Hewitson, 1866)	floresta
174	<i>Cobalus virbius hersilia</i>	(Plötz, 1882)	floresta
175	<i>Cobalus virbius virbius</i>	(Cramer, 1777)	floresta
176	<i>Codattractus aminias</i>	(Hewitson, 1867)	floresta
177	<i>Cogia Abdul</i>	Hayward, 1947	campos
178	<i>Cogia azila</i>	Evans, 1953	campos
179	<i>Cogia calchas</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	campos
180	<i>Cogia cerradicola</i>	(Mielke, 1967)	campos
181	<i>Cogia grandis</i>	Riley, 1921	campos
182	<i>Cogia hassan evansi</i>	Bell, 1937	campos
183	<i>Cogia punctilia</i>	Plötz, 1882	campos
184	<i>Conga chydaea</i>	(Butler, 1877)	floresta
185	<i>Conga iheringii</i>	(Mabille, 1891)	campos
186	<i>Conga immaculata</i>	(Bell, 1930)	floresta
187	<i>Conga urqua</i>	(Schaus, 1902)	campos
188	<i>Conga zela</i>	(Plötz, 1883)	campos
189	<i>Copaeodes castanea</i>	Mielke, 1969	campos
190	<i>Copaeodes jean favor</i>	Evans, 1955	campos
191	<i>Copaeodes jean jean</i>	Evans, 1955	campos
192	<i>Corticea bella</i>	Mielke, 1969	floresta
193	<i>Corticea corticea</i>	(Plötz, 1882)	floresta
194	<i>Corticea innocerinus</i>	(Hayward, 1934)	campos
195	<i>Corticea lysias potex</i>	Evans, 1955	floresta
196	<i>Corticea mendica mendica</i>	(Mabille, 1898)	floresta
197	<i>Corticea mendica ssp.</i>		floresta
198	<i>Corticea noctis</i>	(Plötz, 1882)	floresta
199	<i>Corticea oblinita</i>	(Mabille, 1891)	campos
200	<i>Corticea obscura</i>	Mielke, 1969	campos
201	<i>Cumbre cumbre</i>	(Schaus, 1902)	floresta
202	<i>Cumbre meridionalis</i>	(Hayward, 1934)	floresta
203	<i>Cycloglypha caeruleonigra</i>	Mabille, 1903	floresta
204	<i>Cycloglypha enega</i>	(Möschler, 1877)	floresta
205	<i>Cycloglypha polax</i>	Evans, 1953	campos
206	<i>Cycloglypha stellita</i>	Zikán, 1938	floresta
207	<i>Cycloglypha thrasibulus thrasibulus</i>	(Fabricius, 1793)	floresta
208	<i>Cycloglypha tisas</i>	(Godman & Salvin, 1896)	floresta
209	<i>Cyclosemia herennius herennius</i>	(Stoll, 1782)	floresta
210	<i>Cyclosemia lyrcaea</i>	(Hewitson, 1878)	floresta

211	<i>Cyclosma altama</i>	(Schaus, 1902)	floresta
212	<i>Cymaenes alumna</i>	(Butler, 1877)	floresta
213	<i>Cymaenes campestris</i>	Mielke, 1980	campos
214	<i>Cymaenes cavalla</i>	Evans, 1955	floresta
215	<i>Cymaenes chapa</i>	Mielke, 1968	floresta
216	<i>Cymaenes chela</i>	Evans, 1955	floresta
217	<i>Cymaenes distigma</i>	(Plötz, 1882)	floresta
218	<i>Cymaenes gisca</i>	Evans, 1955	floresta
219	<i>Cymaenes idria</i>	Evans, 1955	floresta
220	<i>Cymaenes laureolus loxa</i>	Evans, 1955	floresta
221	<i>Cymaenes laza</i>	Mielke, 1968	floresta
222	<i>Cymaenes lepta</i>	(Hayward, 1939)	floresta
223	<i>Cymaenes limae</i>	(Lindsey, 1925)	campos
224	<i>Cymaenes mabillei</i>	(Giacomelli, 1911)	floresta
225	<i>Cymaenes modestus</i>	(Hayward, 1943)	floresta
226	<i>Cymaenes odilia edata</i>	(Plötz, 1882)	floresta
227	<i>Cymaenes odilia miqua</i>	(Dyar, 1913)	floresta
228	<i>Cymaenes odilia odilia</i>	(Burmeister, 1878)	floresta
229	<i>Cymaenes perloides</i>	(Plötz, 1882)	floresta
230	<i>Cymaenes psyllus</i>	(Mabille, 1898)	floresta
231	<i>Cymaenes riba</i>	Mielke, 1968	floresta
232	<i>Cymaenes tripunctata tripunctata</i>	(Latreille, [1824])	floresta
233	<i>Cymaenes tripunctus theogenis</i>	(Capronnier, 1874)	floresta
234	<i>Cymaenes tripunctus tripunctus</i>	(Herrich-Schäffer, 1865)	floresta
235	<i>Cymaenes uruba uruba</i>	(Plötz, 1886)	floresta
236	<i>Cymaenes warreni</i>	(A. G. Weeks, 1901)	campos
237	<i>Cynea anthracinus holomelas</i>	(Mabille, 1891)	floresta
238	<i>Cynea bistrigula</i>	(Herrich-Schäffer, 1969)	floresta
239	<i>Cynea cynea</i>	(Hewitson, 1876)	floresta
240	<i>Cynea diluta</i>	(Herrich-Schäffer, 1969)	floresta
241	<i>Cynea irma</i>	(Möschler, 1879)	floresta
242	<i>Cynea megalops</i>	(Godman, 1900)	floresta
243	<i>Cynea melius</i>	(Geyer, 1832)	floresta
244	<i>Cynea popla</i>	Evans, 1955	floresta
245	<i>Cynea robba nippa</i>	Evans, 1955	floresta
246	<i>Cynea robba robba</i>	Evans, 1955	floresta
247	<i>Cynea trimacula</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	floresta
248	<i>Dalla carnis carnis</i>	Evans, 1955	floresta
249	<i>Dalla costala costala</i>	Evans, 1955	floresta
250	<i>Dalla cupavia cupavia</i>	(Mabille, 1898)	floresta
251	<i>Dalla cypselus evagenes</i>	(Hewitson, 1877)	floresta
252	<i>Dalla diraspes</i>	(Hewitson, 1877)	floresta
253	<i>Dalla dognini</i>	(Mabille, 1889)	floresta

254	<i>Dalla frater</i>	(Mabille, 1878)	floresta
255	<i>Dalla genes nona</i>	Evans, 1955	floresta
256	<i>Dalla jelskyi aurosa</i>	J. Zikán, 1938	floresta
257	<i>Dalla polycrates lania</i>	Evans, 1955	floresta
258	<i>Dalla ticias</i>	(Mabille, 1898)	floresta
259	<i>Damas clavus</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	floresta
260	<i>Dardarina angeloi angeloi</i>	Mielke & Casagrande, 2005	campos
261	<i>Dardarina angeloi machadoi</i>	Mielke & Casagrande, 2005	campos
262	<i>Dardarina aspila</i>	Mielke, 1966	floresta
263	<i>Dardarina castra</i>	Evans, 1955	campos
264	<i>Dardarina jonesi</i>	Evans, 1955	campos
265	<i>Dardarina jonesi</i>	Evans, 1955	campos
266	<i>Dardarina rana</i>	Evans, 1955	floresta
267	<i>Decinea dama</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	floresta
268	<i>Decinea decinea decinea</i>	(Hewitson, 1876)	floresta
269	<i>Decinea lucifer</i>	(Hübner, [1831])	floresta
270	<i>Decinea neroides lyco</i>	(Mabille, 1878)	floresta
271	<i>Decinea percusius</i>	(Godman, 1900)	campos
272	<i>Diaeus lacaena</i>	(Hewitson, 1869)	floresta
273	<i>Diaeus variegata</i>	(Plötz, 1884)	floresta
274	<i>Dion carmenta carmenta</i>	(Hewitson, 1870)	floresta
275	<i>Dion meda</i>	(Hewitson, 1877)	floresta
276	<i>Drephalys alcmon</i>	(Cramer, 1779)	floresta
277	<i>Drephalys drumeril</i>	(Latreille, [1824])	floresta
278	<i>Drephalys oriander</i>	(Hewitson, 1867)	floresta
279	<i>Dubiella fiscella fiscella</i>	(Hewitson, 1877)	floresta
280	<i>Dyscophellus erythras</i>	(Mabille, 1888)	floresta
282	<i>Dyscophellus porcius doriscus</i>	(Hewitson, 1876)	floresta
283	<i>Dyscophellus porcius porcius</i>	(C. Felder & R. Felder, 1862)	floresta
284	<i>Dyscophellus ramusis astrapacus</i>	(Hewitson, 1876)	floresta
285	<i>Dyscophellus ramusis damias</i>	(Plötz, 1882)	floresta
286	<i>Ebrietas anacreon anacreon</i>	(Staudinger, 1876)	floresta
287	<i>Ebrietas badia</i>	(Plötz, 1884)	floresta
288	<i>Ebrietas infanda</i>	(Butler, 1877)	floresta
289	<i>Elbella adonis</i>	(Bell, 1931)	floresta
290	<i>Elbella azeta azeta</i>	(Hewitson, 1866)	floresta
291	<i>Elbella azeta giffordi</i>	Mielke, 1995	floresta
292	<i>Elbella blanda</i>	Evans 1951	floresta
293	<i>Elbella hegesippe</i>	(Mabille & Boulet, 1908)	campos
294	<i>Elbella intersecta losca</i>	Evans, 1951	campos
295	<i>Elbella iphinous</i>	(Latreille, [1824])	floresta
296	<i>Elbella luteizona</i>	(Mabille, 1877)	campos
297	<i>Elbella mariae mariae</i>	(Bell, 1931)	floresta

298	<i>Elbella mariae molinae</i>	(Hayward, 1941)	floresta
299	<i>Enosis angularis</i>	(Möschler, 1877)	floresta
300	<i>Enosis aphilos</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	floresta
301	<i>Enosis blotta</i>	Evans, 1955	floresta
302	<i>Enosis dognini</i>	Mabille, 1889	floresta
303	<i>Enosis iccius</i>	Evans, 1955	floresta
304	<i>Enosis immaculata immaculata</i>	(Hewitson, 1868)	floresta
305	<i>Enosis schausi</i>	Mielke & Casagrande, 2002	floresta
306	<i>Enosis sp.</i>		floresta
307	<i>Enosis uza uza</i>	(Hewitson, 1877) Austin, Mielke & Steinhauser, 1997	floresta
308	<i>Entheus eunyas</i>		floresta
309	<i>Entheus ninyas</i>	Druce, 1912	floresta
310	<i>Epargyreus barisses argentina</i>	Mabille, 1903	floresta
311	<i>Epargyreus barisses barisses</i>	(Hewitson, 1874)	floresta
312	<i>Epargyreus clavicornis clavicornis</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	floresta
313	<i>Epargyreus enispe enispe</i>	(Hewitson, 1867)	campos
314	<i>Epargyreus enispe ensipe</i>	(Hewitson, 1867)	campos
315	<i>Epargyreus exadeus exadeus</i>	(Cramer, 1779)	floresta
316	<i>Epargyreus socus dicta</i>	Evans, 1952	floresta
317	<i>Epargyreus socus pseudexadeus</i>	Westwood, 1852	floresta
318	<i>Epargyreus socus sinus</i>	Evans, 1952	floresta
319	<i>Epargyreus socus socus</i>	Hübner, [1825]	floresta
320	<i>Epargyreus spina spina</i>	Evans, 1952	floresta
321	<i>Epargyreus tmolis</i>	(Burmeister, 1875)	floresta
322	<i>Eracon clinias</i>	(Mabille, 1878)	floresta
323	<i>Eracon paulinus</i>	(Stoll, 1782)	floresta
324	<i>Erynnis funeralis</i>	(Scudder & Burgess, 1870)	campos
325	<i>Euphyes cherra</i>	Evans, 1955	campos
326	<i>Euphyes eberti</i>	Mielke, 1972	campos
327	<i>Euphyes leptosema</i>	(Mabille, 1891)	campos
328	<i>Euphyes peneia</i>	(Godman, 1900)	campos
329	<i>Euphyes subferrugineus biezankoi</i>	Mielke, 1972	campos
330	<i>Euphyes subferrugineus subferrugineus</i>	(Hayward, 1934)	campos
331	<i>Euriphellus euribates euribates</i>	(Stoll, 1782)	floresta
332	<i>Euriphellus euribates polygius</i>	(Latreille, [1824])	floresta
333	<i>Eutocus arabupuana</i>	Bell, 1932	campos
334	<i>Eutocus paulo</i>	Bell, 1932	campos
335	<i>Eutocus vetulus matildae</i>	(Hayward, 1941)	floresta
336	<i>Eutocus vetulus vetulus</i>	(Mabille, 1883)	floresta
337	<i>Eutyche olympia</i>	(Plötz, 1882)	floresta
338	<i>Eutyche physcella</i>	(Hewitson, 1866)	floresta
339	<i>Eutyche rastaca</i>	(Schaus, 1902)	floresta

340	<i>Eutychide subcordata subcordata</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	floresta
341	<i>Evansiella cordela</i>	(Plötz, 1882)	floresta
342	<i>Flaccilla aecas</i>	(Stoll, 1781)	floresta
343	<i>Gallio carasta</i>	(Schaus, 1902)	floresta
344	<i>Gesta austerus</i>	(Schaus, 1902)	campos
345	<i>Gesta gesta</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	campos
346	<i>Gesta heteropterus</i>	(Plötz, 1884)	campos
347	<i>Gindanes brebisson brebisson</i>	(Latreille, [1824])	floresta
348	<i>Gindanes brebisson phagesia</i>	(Hewitson, 1868)	floresta
349	<i>Gindanes brontinus bronta</i>	Evans, 1953	floresta
350	<i>Gorgopas petale</i>	(Mabille, 1888)	floresta
351	<i>Gorgopas trochilus</i>	(Hopffer, 1874)	floresta
352	<i>Gorgythion begga begga</i>	(Prittwitz, 1868)	floresta
353	<i>Gorgythion begga pyralina</i>	(Möschler, 1877)	floresta
354	<i>Gorgythion beggina beggina</i>	Mabille, 1898	floresta
355	<i>Gorgythion beggina escalophoides</i>	Evans, 1953	floresta
356	<i>Gorgythion canda</i>	Evans, 1953	floresta
357	<i>Gorgythion plautia</i>	(Möschler, 1877)	floresta
358	<i>Grais stigmaticus stigmaticus</i>	(Mabille, 1883)	floresta
359	<i>Granila paseas</i>	(Hewitson, 1857)	floresta
360	<i>Hansa devergens hidra</i>	Evans, 1955	floresta
361	<i>Hansa hyboma</i>	(Plötz, 1886)	floresta
362	<i>Helias phalaenoides palpalis</i>	(Latreille, [1824])	floresta
363	<i>Helias phalaenoides phalaenoides</i>	Fabricius, 1807	floresta
364	<i>Heliopetes alana</i>	(Reakirt, 1868)	campos
365	<i>Heliopetes arsalte</i>	(Linnaeus, 1758)	campos
366	<i>Heliopetes laviana laviana</i>	(Hewitson, 1868)	campos
367	<i>Heliopetes laviana leca</i>	(Butler, 1870)	campos
368	<i>Heliopetes leucola</i>	(Hewitson, 1868)	campos
369	<i>Heliopetes libra</i>	Evans, 1944	campos
370	<i>Heliopetes macaira macaira</i>	(Reakirt, 1867)	campos
371	<i>Heliopetes macaira orbiger</i>	(Mabille, 1888)	campos
372	<i>Heliopetes nivella</i>	(Mabille, 1883)	campos
373	<i>Heliopetes ochroleuca</i>	J. Zikán, 1938	campos
374	<i>Heliopetes omrina</i>	(Butler, 1870)	campos
375	<i>Heliopetes petrus</i>	(Hübner, [1819])	floresta
376	<i>Heliopetes purgia</i>	Schaus, 1902	floresta
377	<i>Heliopyrgus americanus bellatrix</i>	(Plötz, 1884)	campos
378	<i>Heliopyrgus domicella willi</i>	(Plötz, 1884)	campos
379	<i>Hyalothyryus leucomelas</i>	(Geyer, 1832)	floresta
380	<i>Hyalothyryus nitocris</i>	(Stoll, 1782)	floresta
381	<i>Hylephila ancora</i>	(Plötz, 1883)	campos
382	<i>Hylephila bouletti</i>	(Mabille, 1906)	campos

383	<i>Hylephila fasciolata</i>	(Blanchard, 1852)	campos
384	<i>Hylephila ignorans</i>	(Plotz, 1883)	campos
385	<i>Hylephila peruana</i>	Draudt, 1923	campos
386	<i>Hylephila phyleus anca</i>	Evans, 1955	campos
387	<i>Hylephila phyleus basistriga</i>	(Eaton, 1932)	campos
388	<i>Hylephila phyleus phyleus</i>	(Drury, 1773)	campos
389	<i>Hylephila signata</i>	(Blanchard, 1852)	campos
390	<i>Igapophilus rufus</i>	Mielke, 1980	campos
391	<i>Iliana heros heros</i>	(Mabille & Boulet, 1917)	floresta
392	<i>Iliana purpurascens</i>	(Mabille & Boulet, 1912)	floresta
393	<i>Iliana remus</i>	Bell, 1937	floresta
394	<i>Jemadia fallax solaris</i>	Hayward, 1942	floresta
395	<i>Jemadia gnetus</i>	(Fabricius, 1781)	floresta
396	<i>Jemadia hewitsonii albescens</i>	Röber, 1925	floresta
397	<i>Jemadia hewitsonii hewitsonii</i>	(Mabille, 1878)	floresta
398	<i>Jemadia hewitsonii</i> spp		floresta
399	<i>Jemadia hospita hephaestos</i>	(Plötz, 1879)	floresta
400	<i>Jemadia hospita hospita</i>	(Butler, 1877)	floresta
401	<i>Jemadia menechmus</i>	(Mabille, 1878)	floresta
402	<i>Jemadia pseudognetus</i>	(Mabille, 1878)	floresta
403	<i>Joanna boxi</i>	Evans, 1955	floresta
404	<i>Justinia justinianus dappa</i>	Evans, 1955	floresta
405	<i>Justinia justinianus justinianus</i>	(Latreille, [1824])	floresta
406	<i>Justinia kora</i>	(Hewitson, 1877)	floresta
407	<i>Justinia maculata</i>	(Bell, 1930)	floresta
408	<i>Justinia phaetusa phaetusa</i>	(Hewitson, 1866)	floresta
409	<i>Lamponia elegantula</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	floresta
410	<i>Lamponia lamponia</i>	(Hewitson, 1876)	floresta
411	<i>Lamponia travassoi</i>	(Hayward, 1942)	floresta
412	<i>Lento apta</i>	Evans, 1955	floresta
413	<i>Lento ferrago</i>	(Plötz, 1884)	floresta
414	<i>Lento krexoides</i>	(Hayward, 1940)	floresta
415	<i>Lento xanthina</i>	(Mabille, 1891)	floresta
416	<i>Lerema accius lochius</i>	(Plötz, 1882)	floresta
417	<i>Lerema ancillaris ancillaris</i>	(Butler, 1877)	floresta
418	<i>Lerema caraca</i>	Mielke, 1992	campos
419	<i>Lerema duroca duroca</i>	(Plötz, 1882)	floresta
420	<i>Lerema duroca lenta</i>	Evans, 1955	floresta
421	<i>Lerema lineosa</i>	(Herrich-Schäffer, 1865)	floresta
422	<i>Lerema veadeira</i>	Mielke, 1968	campos
423	<i>Lerema viridis</i>	Bell, 1942	floresta
424	<i>Lerodea erythrostictus</i>	(Prittowitz, 1868)	campos
425	<i>Lerodea eufala eufala</i>	(W.H. Edwards, 1869)	campos

426	<i>Lerodea incompta</i>		campos
427	<i>Lerodea xenos</i>	(Mabille, 1898)	campos
428	<i>Levina levina</i>	(Plötz, 1884)	floresta
429	<i>Libra aligula aligula</i>	(Schaus, 1902)	floresta
430	<i>Libra aligula decia</i>	(Hayward, 1942)	floresta
431	<i>Libra anatolica</i>	(Plötz, 1883)	floresta
432	<i>Lindra brasus brasus</i>	(Mielke, 1968)	floresta
433	<i>Lucida bocus</i>	(Bell, 1947)	floresta
434	<i>Lucida lucia leopardus</i>	(A. G. Weeks, 1901)	floresta
435	<i>Lucida lucia lucia</i>	(Capronnier, 1874)	floresta
436	<i>Lucida ranesus</i>	(Schaus, 1902)	floresta
437	<i>Lucida rogan</i>	Evans, 1955	floresta
438	<i>Lucida schmithii</i>	(Bell, 1930)	floresta
439	<i>Lucida sp.</i>		floresta
440	<i>Ludens ludens</i>	(Mabille, 1891)	floresta
441	<i>Ludens petrovna</i>	(Schaus, 1902)	floresta
442	<i>Ludens silvaticus</i>	(Hayward, 1940)	floresta
443	<i>Lycas argentea</i>	(Hewitson, 1866)	floresta
444	<i>Lycas godart boisduvalii</i>	(Ehrmann, 1909)	floresta
445	<i>Lycas godart godart</i>	(Latreille, [1824])	floresta
446	<i>Lychnuchoides ozias ozias</i>	(Hewitson, 1878)	floresta
447	<i>Lychnuchus celsus</i>	(Fabricius, 1793)	floresta
448	<i>Lychnuchus pelta</i>	Evans, 1955	floresta
449	<i>Lychnuchus victa</i>	Evans, 1955	floresta
450	<i>Marela tamyris tamyris</i>	(Mabille, 1903)	floresta
451	<i>Metardaris cosinga catana</i>	Evans, 1951	floresta
452	<i>Methionopsis ina</i>	(Plötz, 1882)	floresta
453	<i>Metron chrysogastra hypodesma</i>	(Plötz, 1882)	floresta
454	<i>Metron oropa</i>	(Hewitson, 1877)	floresta
455	<i>Metron schrorrkyi tomba</i>	Evans, 1955	floresta
456	<i>Metron zimra</i>	(Hewitson, 1877)	floresta
457	<i>Microceris variicolor</i>	(Ménétriés, 1855)	campos
458	<i>Mictris crispus crispus</i>	(Herrich-Schäffer, 1870)	floresta
459	<i>Milanion clito</i>	(Fabricius, 1787)	floresta
460	<i>Milanion hemes hemes</i>	(Cramer, 1777)	floresta
461	<i>Milanion leucaspis</i>	(Mabille, 1878)	floresta
462	<i>Miltomiges cinnamomea</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	floresta
463	<i>Mimardaris montra</i>	(Evans, 1951)	floresta
464	<i>Mimoniades montana</i>	J. Zikán, 1938	floresta
465	<i>Mimoniades ocyalus</i>	Hübner, 1823	floresta
466	<i>Mimoniades versicolor versicolor</i>	(Latreille, [1824])	floresta
467	<i>Mnaseas bicolor inca</i>	Bell, 1930	floresta
468	<i>Mnasicles hicetaon</i>	Godman, 1901	floresta

469	<i>Mnasilus allubita</i>	(Butler, 1877)	floresta
470	<i>Mnasitheus cephooides</i>	Hayward, 1943	floresta
471	<i>Mnasitheus chrysophrys</i>	(Mabille, 1891)	floresta
472	<i>Mnasitheus nella</i>	Evans, 1955	floresta
473	<i>Mnasitheus ritans</i>	(Schaus, 1902)	floresta
474	<i>Mnasitheus simplicissima</i>	(Herrich-Schäffer, 1870)	floresta
475	<i>Mnasitheus</i> sp.		floresta
476	<i>Mnasitheus strandi</i>	Biezanko & Mielke, 1973	floresta
477	<i>Mnestheus ittona</i>	(Butler, 1870)	floresta
478	<i>Moeris padus</i>	Evans, 1955	floresta
479	<i>Moeris striga striga</i>	(Geyer, 1832)	floresta
480	<i>Moeros moeros</i>	(Möschler, 1877)	floresta
481	<i>Molla molla</i>	Evans, 1955	campos
482	<i>Molo calcarea calcarea</i>	(Schaus, 1902)	floresta
483	<i>Molo calcarera ponda</i>	Evans, 1955	floresta
484	<i>Molo mango</i>	(Guenée, 1865)	floresta
485	<i>Molo visendus</i>	(Bell, 1942)	floresta
486	<i>Monca branca</i>	Evans, 1955	floresta
487	<i>Monca telata penda</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	floresta
488	<i>Morvina fissimacula fissimacula</i>	(Mabille, 1878)	floresta
489	<i>Morys compta compta</i>	(Butler, 1877)	floresta
490	<i>Morys geisa geisa</i>	(Möschler, 1879)	floresta
491	<i>Morys sopra</i>	Mielke, 1968	campos
492	<i>Morys subgrisea subgrisea</i>	(Mabille, 1898)	campos
493	<i>Morys valerius valerius</i>	(Möschler, 1879)	floresta
494	<i>Mucia gulala</i>	(Schaus, 1902)	floresta
495	<i>Mucia scitula</i>	(Hayward, 1951)	floresta
496	<i>Mucia zygia</i>	(Plötz, 1886)	floresta
497	<i>Mylon ander ander</i>	Evans, 1953	floresta
498	<i>Mylon cristata</i>	Austin, 2000	floresta
499	<i>Mylon jason</i>	Ehrmann, 1907	floresta
500	<i>Mylon maimon</i>	(Fabricius, 1775)	floresta
501	<i>Mylon pelopidas</i>	(Fabricius, 1793)	floresta
502	<i>Mylon zephus albodiscus</i>	Mabille & Boulet, 1917	floresta
503	<i>Myrinia myris</i>	(Mabille, 1898)	floresta
504	<i>Myrinia santa monka</i>	Evans, 1953	floresta
505	<i>Mysarbia sejanus stolli</i>	Mielke & Casagrande, 2002	floresta
506	<i>Mysarbia stolli stolli</i>	Mielke & Casagrande, 2002	floresta
507	<i>Myscelus amystis epigona</i>	Herrich-Schäffer, 1869	floresta
508	<i>Myscelus assaricus assaricus</i>	(Cramer, 1779)	floresta
509	<i>Myscelus epimachia epicmachia</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	floresta
510	<i>Mysoria barcastus ambigua</i>	Herrich-Schäffer, 1869	floresta
511	<i>Mysoria barcastus barta</i>	Evans, 1951	floresta

512	<i>Mysoria barcastus venezuelae</i>	(Scudder, 1872)	floresta
513	<i>Naevolus orius orius</i>	(Mabille, 1883)	floresta
514	<i>Narcosius colossus granadensis</i>	(Möschler, 1879)	floresta
515	<i>Narcosius dosula</i>	Evans, 1952	floresta
516	<i>Nascus broteas</i>	(Cramer, 1780)	floresta
517	<i>Nascus paullinae</i>	(Sepp, [1842])	floresta
518	<i>Nascus phocus</i>	(Cramer, 1777)	floresta
519	<i>Nascus solon solon</i>	Plötz, 1882	floresta
520	<i>Nastra chao</i>	(Mabille, 1898)	campos
521	<i>Nastra ethologus</i>	(Hayward, 1934)	campos
522	<i>Nastra guianae</i>	(Lindsey, 1925)	campos
523	<i>Nastra incomptus</i>	(Hayward, 1934)	campos
524	<i>Nastra lurida</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	floresta
525	<i>Nastra tanta</i>	Evans, 1955	campos
526	<i>Neoxeniades bajula bajula</i>	(Schaus, 1902)	floresta
527	<i>Neoxeniades bajula peri</i>	Evans, 1955	floresta
528	<i>Neoxeniades scipio scipio</i>	(Fabricius, 1793)	floresta
281	<i>Nicephelus nicephorus</i>	(Hewitson, 1876)	floresta
529	<i>Niconiades caeso</i>	(Mabille, 1891)	floresta
530	<i>Niconiades centralis</i>	Mielke, 1967	floresta
531	<i>Niconiades cydia</i>	(Hewitson, 1876)	floresta
532	<i>Niconiades linga</i>	Evans, 1955	floresta
533	<i>Niconiades merenda</i>	(Mabille, 1878)	floresta
534	<i>Niconiades nikko</i>	Hayward, 1948	floresta
535	<i>Niconiades viridis viridis</i>	(Bell, 1930)	floresta
536	<i>Niconiades xanthaphes</i>	Hübner, [1821]	floresta
537	<i>Niconiades yoka</i>	Evans, 1955	floresta
538	<i>Nisoniades bipuncta</i>	(Schaus, 1902)	floresta
539	<i>Nisoniades castolus</i>	(Hewitson, 1878)	floresta
540	<i>Nisoniades ephora</i>	(Herrich-Schäffer, 1870)	floresta
541	<i>Nisoniades haywardi</i>	(R. C. Williams & Bell, 1939)	floresta
542	<i>Nisoniades macarius</i>	(Herrich-Schäffer, 1870)	floresta
543	<i>Nisoniades maura</i>	(Mabille & Boulet, 1917)	floresta
544	<i>Nisoniades rubescens</i>	(Möschler, 1877)	floresta
545	<i>Nisoniades sp.</i>		floresta
546	<i>Noctuana diurna</i>	(Butler, 1870)	floresta
547	<i>Noctuana haematospila</i>	(C. Felder & R. Felder, 1867)	floresta
548	<i>Noctuana noctua</i>	(C. Felder & R. Felder, 1867)	floresta
549	<i>Nosphistia zonara</i>	(Hewitson, 1866)	floresta
550	<i>Nyctelius nyctelius nyctelius</i>	(Latreille, [1824])	campos
551	<i>Nyctelius paranensis</i>	(Schaus, 1902)	floresta
552	<i>Nyctus hiarbas</i>	(Cramer, 1775)	floresta
553	<i>Ocella diophthalma</i>	(Plötz, 1884)	floresta

554	<i>Ocella monophthalma</i>	(Plötz, 1884)	floresta
555	<i>Oechydus chersis evelinda</i>	(Butler, 1870)	floresta
556	<i>Oileides azines</i>	(Hewitson, 1867)	floresta
557	<i>Olafia roscius iphimedia</i>	(Plötz, 1886)	floresta
558	<i>Olafia roscius roscius</i>	(Hopffer, 1874)	floresta
559	<i>Onenses kelso</i>	Evans, 1953	floresta
560	<i>Onophas columbaria columbaria</i>	(Herrich-Schäffer, 1870)	floresta
561	<i>Onophas columbaria distigma</i>	Bell, 1930	floresta
562	<i>Onophas watsoni</i>	Bell, 1930	floresta
563	<i>Orphe gerasa</i>	(Hewitson, 1867)	floresta
564	<i>Orphe vatinius</i>	Godman, 1901	floresta
565	<i>Orses cynisca</i>	(Swainson, 1821)	floresta
566	<i>Orses itea</i>	(Swainson, 1821)	floresta
567	<i>Orthos orthos hyalinus</i>	(Bell, 1930)	floresta
568	<i>Orthos orthos minka</i>	Evans, 1955	floresta
569	<i>Orthos orthos orthos</i>	(Godman, 1900)	floresta
570	<i>Ouleus fridericus candangus</i>	Mielke, 1968	floresta
571	<i>Ouleus fridericus fridericus</i>	(Geyer, 1832)	floresta
572	<i>Ouleus fridericus riona</i>	Evans, 1953	floresta
573	<i>Oxyntes corusca</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	floresta
574	<i>Paches exosa</i>	(Butler, 1877)	floresta
575	<i>Paches loxus loxana</i>	Evans, 1953	floresta
576	<i>Paches loxus loxus</i>	(Westwood, 1852)	floresta
577	<i>Pachyneuria duidae duidae</i>	(Bell, 1932)	floresta
578	<i>Pachyneuria herophile</i>	(Hayward, 1940)	floresta
579	<i>Pachyneuria inops</i>	(Mabille, 1877)	floresta
580	<i>Pachyneuria lineatopunctata lineatopunctata</i>	(Mabille & Boulet, 1917)	floresta
581	<i>Panca subpunctuli</i>	(Hayward, 1934)	campos
582	<i>Panoquina bola</i>	Bell, 1942	floresta
583	<i>Panoquina chapada</i>	Evans, 1955	floresta
584	<i>Panoquina evadnes</i>	(Stoll, 1781)	floresta
585	<i>Panoquina fusina fusina</i>	(Hewitson, 1868)	floresta
586	<i>Panoquina fusina viola</i>	Evans, 1955	floresta
587	<i>Panoquina hecebolus</i>	(Scudder, 1872)	floresta
588	<i>Panoquina lucas lucas</i>	(Fabricius, 1793)	floresta
589	<i>Panoquina nero</i>	(Fabricius, 1798)	floresta
590	<i>Panoquina ocola ocola</i>	(W.H. Edwards, 1863)	floresta
591	<i>Panoquina panoquinoides albistriga</i>	Mielke, 1980	floresta
592	<i>Panoquina panoquinoides calna</i>	Evans, 1955	floresta
593	<i>Panoquina peraea</i>	(Hewitson, 1866)	floresta
594	<i>Panoquina trix</i>	Evans, 1955	floresta
595	<i>Papias ignarus</i>	(Bell, 1932)	floresta
596	<i>Papias phaeomelas</i>	(Hübner, [1831])	floresta

597	<i>Papias phainis</i>	Godman, 1900	floresta
598	<i>Papias subcostulata</i>	(Herrich-Schäffer, 1870)	floresta
599	<i>Paracarystus evansi</i>	Hayward, 1938	floresta
600	<i>Paracarystus hypargyra</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	floresta
601	<i>Paracarystus menestries menestries</i>	(Latreille, [1824])	floresta
602	<i>Paramimus scurra herberti</i>	Godman & Salvin, 1896	floresta
603	<i>Paratrytone argentea</i>	(A. G. Weeks, 1901)	floresta
604	<i>Parelbella ahira extrema</i>	(Röber, 1925)	floresta
605	<i>Parphorus decora</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	floresta
606	<i>Parphorus fartuga</i>	(Schaus, 1902)	floresta
607	<i>Parphorus felta</i>	Evans, 1955	floresta
608	<i>Parphorus prosper</i>	Evans, 1955	floresta
609	<i>Parphorus pseudecorus</i>	(Hayward, 1934)	floresta
610	<i>Parphorus storax storax</i>	(Mabille, 1891)	floresta
611	<i>Passova passova practa</i>	Evans, 1951	floresta
612	<i>Passova polemon</i>	(Hopffer, 1874)	floresta
613	<i>Peba verames</i>	(Schaus, 1902)	floresta
614	<i>Pellicia costumacula costumacula</i>	(Herrich-Schäffer, 1870)	floresta
615	<i>Pellicia costumacula litoralis</i>	Biezanko & Mielke, 1973	floresta
616	<i>Pellicia dimidiata meno</i>	(Mabille, 1889)	floresta
617	<i>Pellicia dimidiata zamia</i>	Plötz, 1882	floresta
618	<i>Pellicia hersilia</i>	Hayward, 1939	floresta
619	<i>Pellicia najoides</i>	Hayward, 1933	floresta
620	<i>Pellicia polyctor</i>	(Prittwitz, 1868)	floresta
621	<i>Pellicia ranta rancida</i>	Evans, 1953	floresta
622	<i>Pellicia theon</i>	(Plötz, 1882)	floresta
623	<i>Pellicia tyana</i>	Plötz, 1882	floresta
624	<i>Pellicia vecina cyanea</i>	Steinhauser, 1989	floresta
625	<i>Pellicia vecina vecina</i>	Schaus, 1902	floresta
626	<i>Penicula advena advena</i>	(Draudt, 1923)	floresta
627	<i>Penicula bryianti</i>	(Weeks, 1906)	floresta
628	<i>Penicula roppai</i>	Mielke, 1980	floresta
629	<i>Perichares butus</i>	(Möschler, 1877)	floresta
630	<i>Perichares deceptus luscinia</i>	(Plötz, 1882)	floresta
631	<i>Perichares forbesi</i>	Biezanko & Mielke, 1973	floresta
632	<i>Perichares lotus</i>	(Butler, 1870)	floresta
633	<i>Perichares philetes adela</i>	(Hewitson, 1867)	floresta
634	<i>Perichares philetes aurina</i>	Evans, 1955	floresta
635	<i>Perichares seneca seneca</i>	(Latreille, [1824])	floresta
636	<i>Phanes aletes</i>	(Geyer, 1832)	floresta
637	<i>Phanes almoda</i>	(Hewitson, 1866)	floresta
638	<i>Phanes monastica</i>	(Lindsey, 1925)	campos
639	<i>Phanes rezia</i>	(Plötz, 1882)	floresta

640	<i>Phanes tavola</i>	(Schaus, 1902)	floresta
641	<i>Phanus australis</i>	L. D. Miller, 1965	floresta
642	<i>Phanus marshalli</i>	W. F. Kirby, 1880	floresta
643	<i>Phanus obscurior obscurior</i>	Kaye, 1925	floresta
644	<i>Phanus vitreus</i>	(Stoll, 1781)	floresta
645	<i>Phareas coeleste</i>	Westwood, 1852	floresta
646	<i>Phemiades milvius milvius</i>	(Mabille, 1904)	floresta
647	<i>Phemiades pohli pohli</i>	(Bell, 1932)	floresta
648	<i>Pheraeus argynnis</i>	(Plötz, 1884)	floresta
649	<i>Pheraeus montes</i>	(Bell, 1947)	floresta
650	<i>Pheraeus odilia odilia</i>	(Plötz, 1884)	floresta
651	<i>Pheraeus perpulcher</i>	(Hayward, 1934)	floresta
652	<i>Pheraeus rumba rumba</i>	Evans, 1955	floresta
653	<i>Phlebodes buriti</i>	Mielke, 1868	floresta
654	<i>Phlebodes campo sifax</i>	Evans, 1955	floresta
655	<i>Phlebodes pertinax</i>	(Stoll, 1781)	floresta
656	<i>Phlebodes samedia</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	floresta
657	<i>Phlebodes xanthobasis</i>	(Hayward, 1939)	floresta
658	<i>Phocides charon</i>	(C. Felder & R. Felder, 1859)	floresta
659	<i>Phocides partia</i>	Evans, 1952	floresta
660	<i>Phocides pialia intermedia</i>	Mielke, 1992	floresta
661	<i>Phocides pialia maximus</i>	(Mabille, 1888)	floresta
662	<i>Phocides pialia pialia</i>	(Hewitson, 1857)	floresta
663	<i>Phocides pigmalion hewitsonius</i>	(Mabille, 1883)	floresta
664	<i>Phocides polybius phanias</i>	(Burmeister, 1880)	floresta
665	<i>Phocides thermus bellina</i>	Evans, 1952	floresta
666	<i>Plumbago plumbago</i>	(Plötz, 1884)	floresta
667	<i>Plumbago pulvereae</i>	(Mabille, 1878)	floresta
668	<i>Polites vibex catilina</i>	(Plötz, 1886)	campos
669	<i>Polites vibicoides</i>	de Jong, 1983	campos
670	<i>Polyctor fera fera</i>	(A. G. Weeks, 1901)	floresta
671	<i>Polyctor polyctor polyctor</i>	(Prittwitz, 1868)	floresta
672	<i>Polyctor tensa</i>	Evans, 1953	floresta
673	<i>Polygonus leo pallida</i>	Röber, 1925	floresta
674	<i>Polygonus savigny savigny</i>	(Latreille, [1824])	floresta
675	<i>Polythrix auginus</i>	(Hewitson, 1867)	floresta
676	<i>Polythrix caunus</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	floresta
677	<i>Polythrix ceculus</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	floresta
678	<i>Polythrix hirtius</i>	(Butler, 1870)	floresta
679	<i>Polythrix metallescens</i>	(Mabille, 1888)	floresta
680	<i>Polythrix minvanes</i>	(R. C. Williams, 1926)	floresta
681	<i>Polythrix octomaculata</i>	(Sepp, [1844])	floresta
682	<i>Polythrix roma</i>	Evans, 1952	floresta

683	<i>Pompeius amblyspila</i>	(Mabille, 1898)	campos
684	<i>Pompeius dares</i>	(Plötz, 1883)	campos
685	<i>Pompeius darina</i>	Evans, 1955	campos
686	<i>Pompeius pompeius</i>	(Latreille, [1824])	campos
687	<i>Pompeius postpuncta</i>	(Draudt, 1923)	campos
688	<i>Porphyrogenes vulpecula vulpecula</i>	(Plötz, 1882)	floresta
689	<i>Potamanaxas laoma trigga</i>	Evans, 1953	floresta
690	<i>Potamanaxas laoma violaceae</i>	(Dognin, 1888)	floresta
691	<i>Propertius dejongi</i>		floresta
692	<i>Propertius phineus</i>	(Cramer, 1777)	floresta
693	<i>Propertius propertius</i>	(Fabricius, 1793)	floresta
694	<i>Proteides mercurius mercurius</i>	(Fabricius, 1787)	floresta
695	<i>Pseudocroniades machaon machaon</i>	(Westwood, 1852)	floresta
696	<i>Pseudorephalys hypargus</i>	(Mabille, 1891)	floresta
697	<i>Pseudosarbia flavofasciata</i>	Skinner, 1921	campos
698	<i>Pseudosarbia phoenicicola</i>	Berg, 1897	campos
699	<i>Psoralis coyana</i>	(Schaus, 1902)	floresta
700	<i>Psoralis degener</i>	(Plötz, 1882)	floresta
701	<i>Psoralis stacara</i>	(Schaus, 1902)	floresta
702	<i>Pyrdalus corbulo</i>	(Stoll, 1781)	floresta
703	<i>Pyrgus barrosi</i>	Ureta, 1956	campos
704	<i>Pyrgus bocchoris trisignatus</i>	(Mabille, 1876)	campos
705	<i>Pyrgus brenda</i>	Evans, 1942	campos
706	<i>Pyrgus communis adepta</i>	Plötz, 1884	campos
707	<i>Pyrgus communis chloe</i>	Evans, 1942	campos
708	<i>Pyrgus communis titicaca</i>	(Reverdin, 1921)	campos
709	<i>Pyrgus fides</i>	Hayward, 1940	campos
710	<i>Pyrgus limbata limbata</i>	(Erschoff, 1876)	campos
711	<i>Pyrgus notatus</i>	Blanchard, 1852	campos
712	<i>Pyrgus orcus</i>	(Stoll, 1780)	campos
713	<i>Pyrgus orcynoides</i>	(Giacomelli, 1928)	campos
714	<i>Pyrgus veturius</i>	Plötz, 1884	campos
715	<i>Pyrrhopyge amyclas denticulata</i>	Herrich-Schäffer, 1869	floresta
716	<i>Pyrrhopyge aziza subnubilus</i>	Hayward, 1935	floresta
717	<i>Pyrrhopyge charybdis charybdis</i>	Westwood, 1852	floresta
718	<i>Pyrrhopyge charybdis semita</i>	Evans, 1951	floresta
719	<i>Pyrrhopyge hadassa pseudohadassa</i>	Mabille & Boulet, 1908	floresta
720	<i>Pyrrhopyge papius papius</i>	Hopffer, 1874	floresta
721	<i>Pyrrhopyge pelota</i>	Plötz, 1879	campos
722	<i>Pyrrhopyge phidias bixae</i>	(Linnaeus, 1758)	floresta
723	<i>Pyrrhopyge phidias phidias</i>	(Linnaeus, 1758)	floresta
724	<i>Pyrrhopyge proculus drauti</i>	Bell, 1931	floresta
725	<i>Pyrrhopyge sergius ganus</i>	Bell, 1947	floresta

726	<i>Pyrrhopyge sergius josephina</i>	Draudt, 1921	floresta
727	<i>Pyrrhopyge sergius sergius</i>	Hopffer, 1874	floresta
728	<i>Pyrrhopyge tatei</i>	Bell, 1932	floresta
729	<i>Pyrrhopyge telassa phaeax</i>	Hopffer, 1874	floresta
730	<i>Pyrrhopyge thericles rileyi</i>	Bell, 1931	floresta
731	<i>Pyrrhopygopsis cleanthes cleanthes</i>	(Latreille, [1824])	floresta
732	<i>Pyrrhopygopsis socrates socrates</i>	(Ménétriés, 1855)	floresta
733	<i>Pythonides eminus pasha</i>	Evans, 1953	floresta
734	<i>Pythonides grandis assecla</i>	Mabille, 1883	floresta
735	<i>Pythonides herennius herennius</i>	Geyer, [1838]	floresta
736	<i>Pythonides herennius lusorius</i>	Mabille, 1891	floresta
737	<i>Pythonides jovianus crameri</i>	(Mabille & Boulet, 1917)	floresta
738	<i>Pythonides jovianus fabricii</i>	W. F. Kirby, 1871	floresta
739	<i>Pythonides jovianus jovianus</i>	(Stoll, 1782)	floresta
740	<i>Pythonides lancea</i>	(Hewitson, 1868)	floresta
741	<i>Pythonides limaea</i>	(Hewitson, 1868)	floresta
742	<i>Pythonides maraca</i>	Mielke & Casagrande, 1992	floresta
743	<i>Quadrus cerialis</i>	(Stoll, 1782)	floresta
744	<i>Quadrus deyrollei porta</i>	Evans, 1953	floresta
745	<i>Quadrus fanda</i>	Evans, 1953	floresta
746	<i>Quadrus jacobus</i>	(Plötz, 1884)	floresta
747	<i>Quadrus truncata</i>	(Hewitson, 1870)	floresta
748	<i>Quadrus u-lucida mimus</i>	(Mabille & Boulet, 1917)	floresta
749	<i>Quadrus u-lucida parabus</i>	Mielke, 1968	floresta
750	<i>Quasimellana eulogius</i>	(Plötz, 1882)	floresta
751	<i>Quasimellana imperfida</i>	Burns, 1994	floresta
752	<i>Quasimellana meridiani</i>	(Hayward, 1934)	floresta
753	<i>Quasimellana nicomedes</i>	(Mabille, 1883)	floresta
754	<i>Quinta cannae</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	floresta
755	<i>Quinta locutia</i>	(Hewitson, 1876)	floresta
756	<i>Quinta sp.</i>		floresta
757	<i>Racta chiria</i>	Evans, 1955	floresta
758	<i>Racta racta</i>	Evans, 1955	floresta
759	<i>Radiatus bradus</i>	Mielke, 1968	floresta
760	<i>Remella cusillunia</i>	(A. G. Weeks, 1901)	floresta
761	<i>Remella remus</i>	(Fabricius, 1798)	floresta
762	<i>Ridens fulima</i>	Evans, 1952	floresta
763	<i>Ridens mephitis</i>	(Hewitson, 1876)	floresta
764	<i>Ridens pacasa</i>	(Williams, 1927)	floresta
765	<i>Rufocumbre sp.1</i>		floresta
766	<i>Rufocumbre sp.2</i>		floresta
767	<i>Rufocumbre sp.3</i>		floresta
768	<i>Salatis cebrenus</i>	(Cramer, 1777)	floresta

769	<i>Salatis salatis</i>	(Stol, 1782)	floresta
770	<i>Saliana antoninus</i>	(Latreille, [1824])	floresta
771	<i>Saliana fusta</i>	Evans, 1955	floresta
772	<i>Saliana longirostris</i>	(Sepp, [1840])	floresta
773	<i>Saliana mamurra</i>	(Plötz, 1886)	floresta
774	<i>Saliana mathiolus</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	floresta
775	<i>Saliana nigel</i>	Evans, 1955	floresta
776	<i>Saliana saladin catha</i>	Evans, 1955	floresta
777	<i>Saliana saladin culta</i>	Evans, 1955	floresta
778	<i>Saliana salius</i>	(Cramer, 1775)	floresta
779	<i>Saliana triangularis</i>	(Kaye, 1914)	floresta
780	<i>Saniba sabina</i>	(Plötz, 1882)	floresta
781	<i>Sarbia antias</i>	(C. Felder & R. Felder, 1859)	floresta
782	<i>Sarbia catomelaena</i>	Mabille & Boulet, 1908	floresta
783	<i>Sarbia curitiba</i>	Mielke & Casagrande, 2002	floresta
784	<i>Sarbia damippe</i>	Mabille & Boulet, 1908	floresta
785	<i>Sarbia pertyi</i>	(Plötz, 1879)	floresta
786	<i>Sarbia soza</i>	Evans, 1951	floresta
787	<i>Sarbia xanthippe spixii</i>	(Plötz, 1879)	floresta
788	<i>Sarbia xanthippe xanthippe</i>	(Latreille, [1824])	floresta
789	<i>Sarmientoia almeidai</i>	Mielke, 1967	floresta
790	<i>Sarmientoia browni</i>	Mielke, 1967	floresta
791	<i>Sarmientoia eriopis</i>	(Hewitson, 1867)	floresta
792	<i>Sarmientoia faustinus</i>	(Butler, 1878)	floresta
793	<i>Sarmientoia haywardi</i>	Mielke, 1967	floresta
794	<i>Sarmientoia phaselis</i>	(Hewitson, 1867)	floresta
795	<i>Saturnus metonidia</i>	(Schaus, 1902)	floresta
796	<i>Saturnus reticulata conspicuus</i>	(Bell, 1941)	floresta
797	<i>Saturnus reticulata tiberius</i>	(Möschler, 1883)	floresta
798	<i>Saturnus saturnus saturnus</i>	(Fabricius, 1787)	floresta
799	<i>Saturnus saturnus servus</i>	Evans, 1955	floresta
800	<i>Serdis stadius dives</i>	Evans, 1955	floresta
801	<i>Serdis venezuelae fractifascia</i>	(C. Felder & R. Felder, 1867)	floresta
803	<i>Sodalia argyrospila</i>	(Mabille, 1876)	floresta
802	<i>Sodalia coler</i>	(Schaus, 1902)	floresta
804	<i>Sodalia sodalis</i>	(Butler, 1877)	floresta
805	<i>Sophista aristoteles plinius</i>	Plötz, 1882	floresta
806	<i>Sophista latifasciata latifasciata</i>	(Spitz, 1930)	campos
807	<i>Sostrata bifasciata adamas</i>	(Plötz, 1884)	floresta
808	<i>Sostrata bifasciata bifasciata</i>	(Ménétriés, 1829)	floresta
809	<i>Sostrata cronion</i>	(C. Felder & R. Felder, 1867)	floresta
810	<i>Sostrata festiva</i>	(Erichson, [1849])	floresta
811	<i>Spathilepia clonius</i>	(Cramer, 1775)	floresta

812	<i>Spioniades artemides</i>	(Stoll, 1782)	floresta
813	<i>Staphylus ascalaphus</i>	(Staudinger, 1876)	floresta
814	<i>Staphylus ascalon</i>	(Staudinger, 1876)	floresta
815	<i>Staphylus azteca</i>	(Scudder, 1872)	floresta
816	<i>Staphylus buena</i>	(Williams & Bell, 1940)	floresta
817	<i>Staphylus chlorocephala</i>	(Latreille, [1824])	floresta
818	<i>Staphylus coecatus</i>	(Mabille, 1891)	floresta
819	<i>Staphylus corumba</i>	(Williams & Bell, 1940)	floresta
820	<i>Staphylus fasciatus</i>	(Hayward, 1933)	floresta
821	<i>Staphylus incisus</i>	(Mabille, 1878)	floresta
822	<i>Staphylus melangon epicaste</i>	Mabille, 1903	floresta
823	<i>Staphylus minor minor</i>	Schaus, 1902	floresta
824	<i>Staphylus musculus</i>	(Burmeister, 1875)	floresta
825	<i>Staphylus oeta</i>	(Plötz, 1884)	floresta
826	<i>Staphylus perphorata</i>	(Möschler, 1879)	floresta
827	<i>Staphylus saxos satrap</i>	Evans, 1953	floresta
828	<i>Styriodes badius</i>	(Bell, 1930)	floresta
829	<i>Sucova sucova</i>	(Schaus, 1902)	floresta
830	<i>Synale elana elana</i>	(Plötz, 1882)	campos
831	<i>Synale hylaspes</i>	(Stoll, 1781)	campos
832	<i>Synale metella</i>	(Plötz, 1882)	campos
833	<i>Synapte malitiosa antistia</i>	(Plötz, 1882)	floresta
834	<i>Synapte malitiosa equa</i>	Evans, 1955	floresta
835	<i>Synapte silius</i>	(Latreille, [1824])	floresta
836	<i>Talides alternata</i>	Bell, 1941	floresta
837	<i>Talides riosa</i>	Evans, 1955	floresta
838	<i>Talides sergestus</i>	(Cramer, 1775)	floresta
839	<i>Talides sinois</i>	Hübner, [1819]	floresta
840	<i>Tarsoctenus corytus corba</i>	Evans, 1952	floresta
841	<i>Tarsoctenus papias</i>	(Hewitson, 1857)	floresta
842	<i>Telemiades amphion amphion</i>	(Geyer, 1832)	floresta
843	<i>Telemiades amphion marpesus</i>	(Hewitson, 1876)	floresta
844	<i>Telemiades amphion misitheus</i>	Mabille, 1888	floresta
845	<i>Telemiades delalande</i>	(Latreille, [1824])	floresta
847	<i>Telemiades laogonus laogonus</i>	(Hewitson, 1876)	floresta
846	<i>Telemiades laogonus nicola</i>	(Plötz, 1882)	floresta
848	<i>Telemiades nicomedes</i>	(Möschler, 1879)	floresta
849	<i>Telemiades penidas</i>	(Hewitson, 1867)	floresta
850	<i>Telemiades squanda</i>	Evans, 1953	floresta
851	<i>Telemiades vespasius</i>	(Fabricius, 1793)	floresta
852	<i>Telles pyrex</i>	Evans, 1955	floresta
853	<i>Thargella caura occulta</i>	(Schaus, 1902)	floresta
854	<i>Thargella evansi</i>	Biezanko & Mielke, 1973	floresta

855	<i>Theagenes albiplaga</i>	(C. Felder & R. Felder, 1867)	floresta
856	<i>Theagenes dichrous</i>	(Mabille, 1878)	floresta
857	<i>Thespheus abatira</i>	J. Zikán, 1938	floresta
858	<i>Thespheus abauna</i>	J. Zikán, 1938	floresta
859	<i>Thespheus argentina</i>	Draudt, 1923	campos
860	<i>Thespheus caraca</i>	Evans, 1955	floresta
861	<i>Thespheus castor</i>	Hayward, 1948	floresta
862	<i>Thespheus catochra</i>	(Plötz, 1882)	campos
863	<i>Thespheus dalman</i>	(Latreille, [1824])	floresta
864	<i>Thespheus duidensis</i>	Bell, 1932	floresta
865	<i>Thespheus ethemides</i>	(Burmeister, 1878)	floresta
866	<i>Thespheus fulvangula</i>	(Weymer, 1890)	floresta
867	<i>Thespheus haywardi</i>	Evans, 1937	campos
868	<i>Thespheus himella</i>	(Hewitson, 1868)	floresta
869	<i>Thespheus homocromus</i>	Mielke, 1978	campos
870	<i>Thespheus jora</i>	Evans, 1955	floresta
871	<i>Thespheus lutetia</i>	(Hewitson, 1866)	floresta
872	<i>Thespheus othna othna</i>	(Butler, 1870)	campos
873	<i>Thespheus pinda</i>	Evans, 1955	floresta
874	<i>Thespheus sp.</i>		campos
875	<i>Thespheus tapayuna</i>	J. Zikán, 1938	floresta
876	<i>Thespheus tihoneta tihoneta</i>	(A. G. Weeks, 1901)	floresta
877	<i>Thespheus vividus</i>	(Mabille, 1891)	floresta
878	<i>Thespheus xarina</i>	Hayward, 1948	floresta
879	<i>Thespheus xarippe xarippe</i>	(Butler, 1870)	floresta
880	<i>Thoon canta</i>	Evans, 1955	floresta
881	<i>Thoon circellata</i>	(Plötz, 1882)	floresta
882	<i>Thoon dubia</i>	(Bell, 1932)	floresta
883	<i>Thoon modius</i>	(Mabille, 1889)	floresta
884	<i>Thoon taxes</i>	Godman, 1900	floresta
885	<i>Thracides cleanthes cleanthes</i>	(Latreille, [1824])	floresta
887	<i>Tigasis fusca</i>	(Hayward, 1940)	floresta
888	<i>Tigasis garima garima</i>	(Schaus, 1902)	floresta
889	<i>Tigasis simplex</i>	(Bell, 1930)	floresta
890	<i>Tigasis viridenex</i>	(A. G. Weeks, 1901)	floresta
891	<i>Timochares ruptifasciata</i>	(Plötz, 1884)	floresta
892	<i>Timochares trifasciata trifasciata</i>	(Hewitson, 1868)	floresta
893	<i>Timochreon doria</i>	(Plötz, 1884)	campos
894	<i>Timochreon satyrus forta</i>	Evans, 1953	campos
895	<i>Timochreon satyrus tampa</i>	Evans, 1953	campos
896	<i>Tirynthia conflua</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	floresta
897	<i>Tirynthoides virilis</i>	(Riley, 1929)	floresta
898	<i>Tisias lesueur canna</i>	Evans, 1955	floresta

899	<i>Tisias lesueur lesueur</i>	(Latreille, [1824])	floresta
900	<i>Tisias quadrata quadrata</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	floresta
901	<i>Trina geometrina geometrina</i>	(C. Felder & R. Felder, 1867)	floresta
902	<i>Typhedanus aziris</i>	Hewitson, 1867	floresta
903	<i>Typhedanus crameri</i>	McHenry, 1960	floresta
904	<i>Typhedanus eliasi</i>	Mielke, 1979	floresta
905	<i>Typhedanus optica optica</i>	Evans, 1952	floresta
906	<i>Typhedanus stylites</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	floresta
907	<i>Typhedanus undulatus</i>	(Hewitson, 1867)	floresta
908	<i>Udranomia eurus</i>	(Mabille & Boulet, 1919)	floresta
909	<i>Udranomia kikkawai</i>	(A. G. Weeks, 1906)	floresta
910	<i>Udranomia orcinus</i>	(C. Felder & R. Felder, 1867)	floresta
911	<i>Udranomia spitzi</i>	(Hayward, 1942)	campos
912	<i>Urbanus albimargo rica</i>	Evans, 1952	floresta
913	<i>Urbanus albimargo takuta</i>	Evans, 1952	floresta
914	<i>Urbanus belli</i>	(Hayward, 1935)	floresta
915	<i>Urbanus carmelita carmelita</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	floresta
916	<i>Urbanus chalco</i>	(Hübner, 1823)	floresta
917	<i>Urbanus cindra</i>	Evans, 1952	campos
918	<i>Urbanus dorantes dorantes</i>	(Stoll, 1790)	floresta
919	<i>Urbanus doryssus albicuspis</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	floresta
920	<i>Urbanus doryssus doryssus</i>	(Swainson, 1831)	floresta
921	<i>Urbanus elmina</i>	Evans, 1952	floresta
922	<i>Urbanus esma</i>	Evans, 1952	floresta
923	<i>Urbanus esmeraldus</i>	(Butler, 1877)	floresta
924	<i>Urbanus esta</i>	Evans, 1952	floresta
925	<i>Urbanus evenus</i>	(Ménétriés, 1855)	campos
926	<i>Urbanus procne</i>	(Plötz, 1880)	campos
927	<i>Urbanus pronta</i>	Evans, 1952	floresta
928	<i>Urbanus pronus</i>	Evans, 1952	floresta
929	<i>Urbanus proteus proteus</i>	(Linnaeus, 1758)	floresta
930	<i>Urbanus simplicius</i>	(Stoll, 1790)	campos
931	<i>Urbanus tanna</i>	Evans, 1952	floresta
932	<i>Urbanus teleus</i>	(Hübner, 1821)	floresta
933	<i>Urbanus velinus</i>	(Plötz, 1880)	floresta
934	<i>Urbanus virescens</i>	(Mabille, 1877)	floresta
935	<i>Urbanus viterboana</i>	(Ehrmann, 1907)	floresta
936	<i>Urbanus zagorus</i>	(Plötz, 1880)	campos
937	<i>Vacerra bonfilius bonfilius</i>	(Latreille, [1824])	floresta
938	<i>Vacerra bonfilius litana</i>	(Hewitson, 1866)	floresta
939	<i>Vacerra caniola elva</i>	Evans, 1955	floresta
940	<i>Vacerra evansii</i>	Hayward, 1938	floresta
886	<i>Vacerra hermesia</i>	(Hewitson, 1870)	floresta

941	<i>Vehilius celeus celeus</i>	(Mabille, 1891)	campos
942	<i>Vehilius celeus ochraceus</i>	Biezanko & Mielke, 1973	campos
943	<i>Vehilius celeus vetus</i>	Mielke, 1969	campos
944	<i>Vehilius clavícula</i>	(Plötz, 1884)	floresta
945	<i>Vehilius danius ssp.</i>		floresta
946	<i>Vehilius gorta</i>	Evans, 1955	campos
947	<i>Vehilius inca</i>	(Scudder, 1872)	campos
948	<i>Vehilius lugubris</i>	Lindsey, 1925	floresta
949	<i>Vehilius stictomenes stictomenes</i>	(Butler, 1877)	floresta
950	<i>Vehilius vetula</i>	(Mabille, 1878)	floresta
951	<i>Venas evans</i>	(Butler, 1877)	floresta
952	<i>Vertica verticalis verticalis</i>	Plötz, 1882	floresta
953	<i>Vettius artona</i>	(Hewitson, 1868)	floresta
954	<i>Vettius arva</i>	Evans, 1955	floresta
955	<i>Vettius coryna coryna</i>	(Hewitson, 1866)	floresta
956	<i>Vettius diana diana</i>	(Plötz, 1886)	floresta
957	<i>Vettius diversa diversa</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	floresta
958	<i>Vettius diversa drona</i>	Evans, 1955	floresta
959	<i>Vettius drova</i>	Evans, 1955	floresta
960	<i>Vettius fantasos</i>	(Cramer, 1780)	floresta
961	<i>Vettius fuldai</i>	(Bell, 1930)	floresta
962	<i>Vettius lafrenaye lafrenaye</i>	(Latreille, [1824])	floresta
963	<i>Vettius lafrenaye pica</i>	(Herrich-Schäffer, 1869)	floresta
964	<i>Vettius lucretius</i>	(Latreille, [1824])	floresta
965	<i>Vettius marcus marcus</i>	(Fabricius, 1787)	floresta
966	<i>Vettius phyllus phyllus</i>	(Cramer, 1777)	floresta
967	<i>Vettius phyllus prona</i>	Evans, 1955	floresta
968	<i>Vettius ploetzii morretesi</i>	(Mielke, 1992)	floresta
969	<i>Vettius ploetzii ploetzii</i>	(Capronnier, 1874)	floresta
970	<i>Vettius richardi</i>	(A. G. Weeks, 1901)	floresta
971	<i>Vettius triangularis</i>	(Hübner, [1831])	floresta
972	<i>Vettius triangularis ssp.</i>		floresta
973	<i>Vettius umbrata</i>	(Erschoff, 1876)	floresta
974	<i>Vidius anna</i>	(Mabille, 1898)	campos
975	<i>Vidius catharinae</i>	Mielke, 1969	campos
976	<i>Vidius felus</i>	Mielke, 1968	floresta
977	<i>Vidius fido</i>	Evans, 1955	campos
978	<i>Vidius laska</i>	Evans, 1955	floresta
979	<i>Vidius mictra</i>	Evans, 1955	campos
980	<i>Vidius nappa</i>	Evans, 1955	campos
981	<i>Vidius nostra nostra</i>	Evans, 1955	campos
982	<i>Vidius nostra roraimae</i>	Mielke & Casagrande, 1992	campos
983	<i>Vidius ochraceus</i>	Mielke, 1980	campos

984	<i>Vidius similis</i>	Mielke, 1980	campos
985	<i>Vidius spitzii</i>	Mielke, 1967	campos
986	<i>Vidius tinta</i>	Evans, 1955	campos
987	<i>Vidius viduus</i>	(Mabille, 1891)	campos
988	<i>Vidius xanthus</i>	Mielke, 1989	campos
989	<i>Vinius exilis exilis</i>	(Plötz, 1883)	floresta
990	<i>Vinius letis</i>	(Plötz, 1883)	floresta
991	<i>Vinius pulcherrimus</i>	Hayward, 1934	floresta
992	<i>Vinius tryhana istria</i>	Evans, 1955	floresta
993	<i>Viola alicus</i>	(Schaus, 1902)	campos
994	<i>Viola minor</i>	(Hayward, 1933)	campos
995	<i>Viola violella</i>	(Mabille, 1898)	campos
996	<i>Virga austrinus</i>	(Hayward, 1934)	floresta
997	<i>Virga riparia</i>	Mielke, 1969	campos
998	<i>Virga virginus</i>	(Möschler, 1883)	floresta
999	<i>Wahydra</i> sp.		campos
1000	<i>Wahydra vola</i>	(Evans, 1955)	campos
1001	<i>Wallengrenia otho clavus</i>	(Erichson, [1849])	floresta
1002	<i>Wallengrenia otho sapuca</i>	Evans, 1955	floresta
1003	<i>Wallengrenia premnas</i>	(Wallengren, 1860)	campos
1004	<i>Xeniades chalestra chalestra</i>	(Hewitson, 1866)	campos
1005	<i>Xeniades chalestra corna</i>	Evans, 1955	campos
1006	<i>Xeniades chalestra pteris</i>	Godman, 1900	campos
1007	<i>Xeniades ethoda</i>	(Hewitson, 1866)	floresta
1008	<i>Xeniades orchamus difficilis</i>	Draudt, 1923	floresta
1009	<i>Xeniades orchamus orchamus</i>	(Cramer, 1777)	floresta
1010	<i>Xeniades victoria</i>	Evans, 1955	floresta
1011	<i>Xenophanes tryxus</i>	(Stoll, 1780)	floresta
1012	<i>Xispia quadrata</i>	(Mabille, 1889)	floresta
1013	<i>Xispia satyrus</i>	(Jørgensen, 1935)	floresta
1014	<i>Zalomes illimanensis</i>	Evans, 1955	campos
1015	<i>Zalomes merida</i>	Evans, 1955	campos
1016	<i>Zariaspes mys</i>	(Hübner, [1808])	floresta
1017	<i>Zenis jebus jebus</i>	(Plötz, 1882)	floresta
1018	<i>Zenis minus</i>	(Latreille, [1824])	floresta
1019	<i>Zera hyacinthinus servius</i>	(Plötz, 1884)	floresta
1020	<i>Zera nolckenii</i>	(Mabille, 1891)	floresta
1021	<i>Zera tetrastigma erisichthon</i>	(Plötz, 1884)	floresta
1022	<i>Zera tetrastigma tetrastigma</i>	(Sepp, [1847])	floresta
1023	<i>Zopyrion evenor evenor</i>	Godman, 1901	campos
1024	<i>Zopyrion evenor thania</i>	Evans, 1953	campos
1025	<i>Zopyrion reticulata</i>	Hayward, 1942	campos