



2011



DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DA VIDA

FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DE COIMBRA

Varição de Biodiversidade de Lepidópteros diurnos em função dos incêndios

Hugo Filipe de Sousa

Varição de Biodiversidade de Lepidópteros diurnos em função dos incêndios



Hugo Filipe de Sousa

2011



DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DA VIDA

FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DE COIMBRA

Variação de Biodiversidade de Lepidópteros diurnos em função dos incêndios

Dissertação apresentada à Universidade de Coimbra para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Ecologia, realizada sob a orientação científica do Professor Doutor Jaime Ramos (Universidade de Coimbra).

Hugo Filipe de Sousa

2011

Agradecimentos

Embora uma tese seja, pela sua finalidade académica, um trabalho individual, exige para o seu sucesso, contributos de natureza diversa que não podem e nem devem deixar de ser realçados. Por essa razão, desejo expressar os meus sinceros agradecimentos:

Ao Professor Doutor Jaime Albino Ramos (Departamento de Ciências da Vida - Universidade de Coimbra), meu orientador, pela competência científica e acompanhamento do trabalho, pela disponibilidade e cordialidade com que sempre me recebeu. Estou grato por ambas e também pela liberdade de acção que me permitiu, que foi decisiva para que este trabalho contribuísse para o meu desenvolvimento pessoal; assim como pelas críticas, correcções e sugestões relevantes feitas durante a orientação.

À Câmara Municipal de Seia, em especial ao Presidente da Câmara Municipal, Dr. Carlos Filipe Camelo Miranda Figueiredo, pelo apoio, disponibilidade e autorização em usar os recursos do CISE – Centro de Interpretação da Serra da Estrela.

Ao TAGIS – Centro de Conservação das Borboletas de Portugal, pelo auxílio na preparação e elaboração do método de trabalho.

Aos técnicos do CISE, Ana Fonseca, Tiago Correia e em especial ao Filipe Martins e José Conde; pelo extraordinário apoio e orientação disponibilizada na realização deste trabalho, conselhos e sugestões. Ao José, um sentido abraço de agradecimento, pela sua disponibilidade nas saídas de campo, quando as mesmas eram fisicamente extenuantes e pelas palavras de ânimo que imprimia sempre que achava necessário.

Ao Ernestino Maravalhas e ao Josef Dvořák pela amável cedência de imagens, de forma a elaborar um pequeno guia de identificação, anexado à tese.

Aos meus pais pela compreensão e apoio, pela forma como me inculiram a alegria de viver, e por fazer tudo o melhor possível e a confiança necessária para realizar os meus sonhos. Também à minha irmã, pela amizade e apoio manifestados.

A todos os meus companheiros de vida académica, por todos os momentos vividos. Ao Berlengas, Serôdio, Gil e Cherokee pela saudável convivência que o Forte dos Mosqueteiros trouxe. À Mafas, Ana Lúcia, Ana Raquel, Miguel e Rito... A todos

eles um enorme abraço! “Que esta seja uma amizade não para o curso, mas para a vida!”

À Susana, minha namorada, por todo o incentivo, pelo companheirismo, por estar sempre presente, pelo estímulo de forma a crescer científica e pessoalmente. Acima de tudo, pelo inestimável apoio, e pela paciência e compreensão reveladas ao longo destes anos. A ti dedico este trabalho!

Resumo

Os Lepidoptera, e em especial, os ropalóceros ou borboletas (lepidópteros diurnos), são frequentemente alvos de acções e estudos de conservação, uma vez que se trata de uma ordem de extrema importância devido a serem usados como bioindicadores dos seus habitats, e pela simpatia que atraem do público em geral, tornando-os em possíveis espécies guarda-chuva.

No presente estudo, o principal objectivo foi estudar a existência dos efeitos causados pelos incêndios do Verão de 2010 sobre a diversidade de Lepidópteros diurnos. Para além disso, as observações feitas no campo, serviram também para conhecer melhor a biodiversidade da Mata do Desterro, em pleno Parque Natural da Serra da Estrela.

Foram estudados os quatro tipos de habitats encontrados na Mata do Desterro, cada um com uma área ardida e uma área não ardida (controlo). Em cada uma dessas áreas foi efectuado um transecto, repetido periodicamente, sempre que as condições atmosféricas estavam de encontro com o protocolo de campo, estabelecido de acordo com o Esquema de Monitorização de Borboletas Britânico (British Butterfly Monitoring Scheme).

Ao fim de 4 meses de trabalho de campo, registaram-se um total de 42 espécies, devendo dar-se destaque à presença na área de estudo de sete espécies que evidenciam grande interesse conservacionista.

Os incêndios tiveram um grande impacto a nível florístico, mas quanto aos ropalóceros, apenas se verificaram diferenças estatisticamente significativas num de quatro habitats entre a área ardida e a área controlo. Para além do incêndio, são também debatidas outras razões na discussão como possíveis factores que levaram a esta diferença. Entre os outros três habitats, que não apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre as áreas ardidas e as áreas controlo, verificaram-se diferenças estatisticamente significativas entre abundâncias das principais espécies incidentes em cada um dos habitats.

Abstract

Numerous studies have pointed to the Lepidoptera, and in particular to the Rhopalocera or butterflies (day Lepidoptera in opposition to the night Lepidoptera - Heterocera), and often the target of conservation actions and studies. This is because it is an order of great importance due to be used as bioindicators of their habitats, and the friendliness that they attract from the general public, making them into potential umbrella species.

In this study, the main objective was to study the existence of the effects caused by the fires of the summer of 2010 on the diversity of butterflies. In addition, the observations made in the field, also served to describe the biodiversity of the Mata do Desterro in the Parque Natural da Serra da Estrela.

We studied four types of habitats found in Mata do Desterro, each with a burnt area and an area not burnt (control). In each of these areas we made a transect, repeated periodically, whenever the weather was against the field protocol, established in accordance with the Butterfly Monitoring Scheme UK (British Butterfly Monitoring Scheme).

After four months of fieldwork, there were a total of 42 species, with relevance to the presence in the study area of seven species that are of interest in conservation. The fires had a major impact on flora, but in the communities of butterflies, we found only one habitat (shrublands) with significant difference in species richness between burnt areas and control areas. In addition to the fire, other reasons are also debated as possible factors, in the discussion, that led to this difference. In relation to the other three habitats, which showed no significant differences in species richness between burnt areas and control areas, there were significant differences between the abundance of major species in each of the habitats.

Índice

Capítulo 1 – Introdução	1
1.1 Introdução	2
Capítulo 2 – Metodologia	8
2.1 Área de Estudo	9
2.2 Métodos	12
2.3 Transectos	14
2.4 Recolha de indivíduos	15
2.5 Recolha de dados e análise estatística	16
Capítulo 3 – Resultados	19
3.1 Composição específica	20
3.2. Riqueza específica	24
3.3 Número de indivíduos	28
3.4 Índice de Diversidade e Coeficiente de Equitabilidade	31
Capítulo 4 – Discussão	33
4.1 Discussão	34
Referências	39
Anexos	43

Figura 1 – Localização do estudo	9
Figura 2 - Área total da Mata do Desterro	10
Figura 3 - Rede de captura para entemofauna	13
Figura 4 - Localização dos oito transectos na Mata do Desterro	14
Figura 5	
a) Captura de borboleta com a rede	15
b) Recolha de outro indivíduo em frasco de amostra	15
Figura 6 - Fotografia de uma borboleta capturada para identificação	16
Figura 7 - Abundância de espécies ao longo dos 4 meses de trabalho	
a) Habitat matos	25
b) Habitat lameiros	25
c) Habitat bosque misto	26
d) Habitat ripícola	26
Figura 8 - Relação da abundância de indivíduos ao longo dos 4 meses de trabalho	
a) Habitat matos	29
b) Habitat lameiros	29
c) Habitat bosque misto	30
d) Habitat ripícola	30

Tabela 1 – Comparação do número de indivíduos, de cada uma das espécies de borboletas observadas, nos 4 habitats, entre a área controlo e a área ardida. 20 a 22

Tabela 2 – Resultado do teste do χ^2 para as espécies principais do habitat lameiros .. 23

Tabela 3 – Resultado do teste do χ^2 para as espécies principais do habitat bosque misto. 23

Tabela 4 – Resultado do teste do χ^2 para as espécies principais do habitat ripícola. ... 24

Tabela 5 – Resultado do teste do χ^2 para a comparação entre a riqueza específica da área controlo e da área ardida de cada um dos habitats. 27

Tabela 6 – Número de indivíduos de todas as espécies, na área controlo e na área ardida em cada um dos habitats. 28

Tabela 7 – Índices de diversidade e coeficiente de equitabilidade para a área controlo e a área afectada pelos incêndios em cada um dos habitats. ... 31

CAPÍTULO 1

Introdução

1.1 Introdução

De entre os invertebrados, os Lepidoptera, em especial, os ropalóceros ou borboletas (lepidópteros diurnos), são frequentemente alvo de conservação, e uma grande proporção dos fundos para a conservação dos invertebrados tem sido dedicada a espécies ameaçadas ou em perigo, que vão desde as grandes e espetaculares “birdwings butterflies”, às cauda-de-andorinha e aos pequenos e relativamente discretos *licenídeos* (New, 1997)

Consideram-se espécies indicadoras aquelas que fornecem informação sobre um conjunto de factores desejáveis ou indesejáveis, podendo ser estes bióticos ou abióticos. Assim, espécies indicadoras de biodiversidade são espécies que indicam padrões de distribuição de outras espécies (Maravalhas e Romão 2003). Como os dados de inventário, os recursos financeiros e o tempo são limitados, o uso de espécies "indicadoras" para estimar riqueza de espécies tem vindo a ser cada vez mais utilizado (Fleishman et al. 2005). Identificar conjuntos de espécies indicadoras que possam prever com fiabilidade riqueza específica, especialmente entre grupos taxonómicos, continua sendo um desafio considerável (Fleishman et al. 2005).

Serão deste modo, os lepidópteros um bom exemplo de bioindicadores?

A resposta é afirmativa, porque apresentam ciclos de vida curtos e, portanto, reagem rapidamente às mudanças ambientais. Por outro lado, a capacidade de dispersão limitada, especialização das larvas em termos de alimento, correlação próxima das condições atmosféricas e climáticas e resposta à gestão de habitats tornam muitas espécies de borboletas sensíveis a mudanças de pequena escala, e portanto, bons bioindicadores (Joint Nature Conservation Committee, 2010). Para além disso, as borboletas têm diminuído mais rapidamente do que aves e plantas enfatizando seu papel potencial como indicadores (UKBMS Annual report for 2005). Ocorrem em todos os principais tipos de habitats terrestres, tendo por isso o potencial para actuar como indicadores para uma ampla gama de espécies e habitats. Ao contrário da maioria dos outros grupos de insectos, os Lepidópteros estão bem documentados, a sua taxonomia é entendida e são relativamente fáceis de reconhecer. Têm sido usados em vários estudos para avaliar a extensão da destruição ecológica e regeneração (Beccaloni 1994) (Meyer 2001, Covington 2004). Phil Schappert, no seu livro *A World for Butterflies: Their Lives, Behavior and Future* (Firefly Books, 2000), sugere que, devido à sua

interdependência com as plantas e sensibilidade à perturbação, as borboletas podem ser consideradas o "equivalente moderno de" canários em minas de carvão. "Por outras palavras, as borboletas podem ser usadas para indicar as alterações no ambiente em que eles habitam."

Em suma, este grupo de insectos pode fornecer informações sobre a riqueza específica de mais do que um grupo taxonómico, sugerindo que pode ser possível usar espécies indicadoras para prever a riqueza de espécies de borboletas e de outros grupos taxonómicos (Fleishman et al. 2005). O mesmo autor refere ainda que pode ser possível utilizar um conjunto comum de espécies para prever a riqueza de espécies de mais do que um grupo taxonómico. Por exemplo, 73% da riqueza específica de borboletas pode ser explicada usando um conjunto de três espécies de borboletas. E se existirem dados suficientes, o mesmo modelo poderá ser aplicado a um número maior de grupos taxonómicos, em um esforço para identificar os indicadores de confiança de riqueza específica de um conjunto abrangente de plantas e animais em um dado ecossistema ou região geográfica (Fleishman et al. 2005).

Dado que os insectos compõem a maior parte da fauna terrestre (mais de 50% das espécies), é crucial avaliar o estado dos grupos de insectos, a fim de monitorizar o estado geral da biodiversidade. As borboletas são porventura mais propensas a reflectir as mudanças entre grupos de insectos, e assim da maioria da biodiversidade, do que outros indicadores já estabelecidos, como aqueles baseados em aves. São complementares às aves e morcegos como um indicador, porque usam os recursos numa escala espacial menor. São actualmente, o único taxon de insectos prático de monitorizar com precisão em várias partes do mundo (Brown 1992, Ehrlich 1994).

Uma monitorização e análise às espécies de Borboletas de uma dada área poderá indicar a saúde ambiental de um específico habitat ou ecossistema (Lombardoa 2006). Assim, poderão actuar como indicadores para a monitorização da riqueza de comunidades, integridade de paisagens, e uso sustentável de recursos na região (Brown 2000).

A riqueza específica e proporções de diferentes grupos de borboletas são variavelmente explicadas por perturbação, sazonalidade, temperatura, vegetação, solos, e conectividade (Brown 2000). Vários grupos podem, assim, ser úteis como indicadores rápidos de diferentes tipos de mudanças na comunidade, no seu ambiente, e na

paisagem (Brown 2000). Assim, as borboletas, tal como os restantes animais, produzem respostas a essas variações, e as populações expandem-se ou regridem de acordo com as alterações ambientais (Samways 1994). A partir do esquema de monitorização de Borboletas evidencia-se que as populações sobre grandes áreas do Reino Unido flutuam em sincronia, influenciados claramente por demais factores, sendo o clima o factor mais importante (Pollard e Yates 1994). Por exemplo, a expansão e regressão anualmente verificadas na distribuição de *Colias croceus*, resultam da variação das condições climáticas (Chinery 1989). Associado a esta variável, está a curta ocupação de novos habitats. Como resposta a Verões quentes as borboletas migram em maior número e cada vez mais para Norte, já que nas áreas que vão colonizando encontram condições favoráveis ao seu estabelecimento, ainda que efémero, pois é sabido que as espécies deste grupo não sobrevivem aos rigorosos invernos da Europa Setentrional (Maravalhas e Romão 2003).

Como resultado destas condições, as borboletas parecem ser o único *taxon* de invertebrados para o qual é possível estimar taxas de declínio em muitas partes do mundo (De Heer et al. 2005) (Thomas 2005). Contudo, só podem ser vistos como bons indicadores de biodiversidade se for possível generalizar as suas tendências para um conjunto de espécies mais amplo (Gregory 2005).

Relacionar o padrão de sincronia dos factores ambientais, como temperatura e chuvas, ao padrão de sincronia em populações pode ser valioso para a compreensão do papel do clima em sincronizar as populações locais de borboletas (Raimondo et al. 2004). Esta análise requer que os parâmetros ambientais sejam medidos nos mesmos locais em que são feitas as amostragens das espécies (Koenig 1999). Diversos estudos mostraram que o padrão de sincronia do clima está positivamente relacionado com o de várias espécies de lepidópteros. Desta forma, o clima tem sido apontado como um mecanismo de sincronização populacional em várias espécies de animais (Post e Forchhammer 2002b, Peltonen 2007), e há um consenso geral sobre a importância do clima sobre a dinâmica populacional de insectos, incluindo os lepidópteros. Estudos anteriores que analisaram o papel do clima sobre a sincronia das populações, apontam para tal, quer tenham sido teóricos (Ranta et al. 1997, Ranta e Kaitala 1999), ou utilizados dados meteorológicos de estações separadas por distâncias muito maiores (Lindström et al. 1996, Hawkins e Holyoak 1998, Post e Forchhammer 2002a, Peltonen 2007). Muitos desses estudos concluem que a dispersão é um importante agente de

sincronização em escalas espaciais locais, enquanto a influência ambiental, embora presente em todas as escalas espaciais, é dominante a uma escala maior, a nível da paisagem. No estudo de Raimondo (2004), a distância entre as populações locais (<65 km) representa uma escala local em relação à escala espacial de estudos anteriores e o clima parece ser capaz de explicar a sincronia entre as populações locais. Apesar dessas conclusões, a dispersão e processos a nível da comunidade não deve ser menosprezados como importantes mecanismos de sincronização, bem como possíveis interações entre eles (Kendall et al. 2000).

Por outro lado, o clima tem influência também quanto ao crescimento das populações de borboletas. Estima-se que as borboletas tenham respondido positivamente às mudanças climáticas, ao aquecimento nos últimos 30 anos, tendo no entanto diminuído cerca de 75%, devido em grande parte à perda de habitat que tem superado a resposta positiva do aquecimento global. Metade das espécies móveis e generalistas aumentaram a sua distribuição ao longo deste período (consistente com a explicação da mudança climática), enquanto a distribuição das outras generalistas e de 89% das espécies especialistas decresceu (de acordo com a limitação de habitats) (Warren et al. 2001). É assim evidente que o clima influencia claramente este grupo de animais, limitando a sua distribuição, determinando a sincronia de eclosão dos ovos e/ou das pupas.

É ainda importante salientar que as borboletas são um grupo ideal para estudar os efeitos das mudanças climáticas porque, como organismos poiquilotérmicos, o seu ciclo de vida, actividade, distribuição e abundância são influenciadas pela temperatura (Pollard 1979, Turner et al. 1987, Pollard 1988, Dennis 1993, Hill et al. 1999, Roy e Sparks 2000). Tal vem reforçar o facto de se usar este grupo como bioindicadores em inúmeros estudos.

Outros estudos indicam que os motores actuais de mudança global terão um efeito negativo sobre as populações de borboletas. As mudanças no uso da terra estão a fragmentar a paisagem, originando uma matriz inóspita e menos permeável para as borboletas. Por outro lado, a correlação entre a riqueza específica e a temperatura irá conduzir a uma previsível perda de diversidade ao longo dos próximos anos, como previsto nos mais plausíveis cenários de mudanças climáticas. Esta tendência para o futuro trará uma séria ameaça à biodiversidade (Stefanescu et al. 2004).

É comumente reconhecido entre os entomologistas, que composições, diversidade e abundância das borboletas variam bastante entre os diferentes habitats e ao longo de gradientes de altitude. Assim, as comunidades destes insectos em habitats com vários graus de perturbação são significativamente diferentes nos três aspectos referenciados (composição, abundância e diversidade) (Lien e Yuan 2003). Por exemplo, a diversidade de espécies destas comunidades em florestas mais fechadas é menor do que em florestas alteradas ou abertas, enquanto a maior diversidade ocorre em habitats mistos de mato, agricultura e zonas abertas (Spitzer et al. 1993).

Ao longo de um gradiente de tipos de ecossistemas (coberto vegetal aberto versus fechado) e/ou um gradiente de perturbação humana (degradação), vários estudos têm indicado que a riqueza específica em geral é maior em habitats com perturbação moderada e/ou coberto vegetal heterogéneo, mas a perda de espécies especializadas ou endémicas ocorre em qualquer mudança dentro dos extremos do gradiente. Desta forma poderá ocorrer um conflito entre a riqueza de borboletas especialistas dependentes de habitats intactos e o domínio da riqueza de borboletas oportunistas resultantes da fragmentação/degradação de habitats (Swengel 1998).

No entanto, espécies raras, situadas difusivas e localizadamente, contribuem substancialmente para a riqueza de espécies dentro de um habitat. A priorização e gestão que favoreçam a diversidade e a abundância de borboletas especialistas também favorecerão a fauna de borboletas global, no mesmo habitat (Swengel 1998).

Em Portugal, são ainda poucos os estudos relativamente a este grupo de animais, porém, recentemente associações, como o TAGIS - Centro de Conservação das Borboletas de Portugal, investigadores e amadores, têm feito esforços no sentido de constituírem grupos de trabalho de estudo e monitorização dos lepidópteros, diurnos e nocturnos. Por tudo quanto foi referido; pelo facto de serem óptimos indicadores de biodiversidade, por serem óptimos para estudar os efeitos da mudança climática, e por actuarem como taxa “guarda-chuva”, uma vez que é apreciado mais facilmente do que muitos outros insectos; são um grupo que merece mais destaque e investigação. Os lepidópteros estão entre os grupos mais conhecidos dos insectos e podem promover a simpatia do público (incomum entre os insectos). Esta ênfase na conservação das

borboletas levou inclusive a um recorde de avaliações do estado de boa gestão e conservação em muitas partes do mundo (New 1997).

Neste presente estudo, tentar-se-á estudar as consequências de incêndios na diversidade de Lepidópteros Diurnos, na Mata do Desterro, localizada no Parque Natural da Serra da Estrela, sendo esse o principal objectivo. A partir deste estudo, teremos também como objectivo secundário, conhecer um pouco melhor a biodiversidade do local em estudo, em particular da Ordem Lepidoptera.

Irão ser confrontados quatro tipos de habitats – Mata, Bosque Misto, Ripícola e Áreas agrícolas – que tenham sido afectados pelos incêndios no Verão de 2010 com os mesmos quatro tipos de habitats sem influência directa de incêndios. Com base em estudos prévios, sabe-se que cada espécie de borboleta tem a sua própria resposta a este distúrbio, sendo que existe a recorrência a certos padrões. Há um declínio significativamente acentuado por parte de espécies especialistas após o fogo, e esse efeito persiste por 3-5 ou mais anos. Espécies com nichos ecológicos mais amplos (generalistas) são mais abundante nas zonas queimadas mais recentemente, e normalmente existem em menor número nas zonas em que ocorreram incêndios há mais tempo (Swengel 1996).

A Serra da Estrela sendo o maior maciço montanhoso – tanto em extensão como em altitude – de Portugal Continental, apresenta uma importância relevante no estudo da fauna lepidopterológica nacional, uma vez que aí podem ser encontradas espécies únicas. Apesar de não atingir o patamar alpino (acima dos 2000m), a maior parte do maciço está a uma altitude que ronda os 1000m ou superior, o que influi positivamente na sua biodiversidade, também influenciada pela localização relativamente meridional convertendo-o num ponto de convergência entre espécies mediterrânicas e outras de origem europeia ou de climas mais frios que, por norma, não estão presentes em Portugal (Marabuto 2004).

Este estudo, na Mata do Desterro, terá então transectos em 4 habitats distintos. Para cada habitat foram estabelecidos controlos, que serão contrapostos contra os mesmos sob a influência dos incêndios do Verão de 2010.

CAPÍTULO 2

Metodologia

2.1 Área de Estudo

A Mata do Desterro é uma área florestal situada na margem direita do rio Alva, na Senhora do Desterro, freguesias de São Romão e Seia. Propriedade da EDP - Energias de Portugal, S.A., tem uma superfície de 136 hectares e insere-se no Parque Natural da Serra da Estrela (PNSE). Na Mata, sob gestão do Município de Seia desde Maio de 2007, desenvolve-se um projecto de uso múltiplo da floresta que tem por objectivos a conservação da natureza e a educação ambiental, onde se pretende restaurar a vegetação natural, potencialmente constituída por bosques de carvalhos, e promover a biodiversidade.

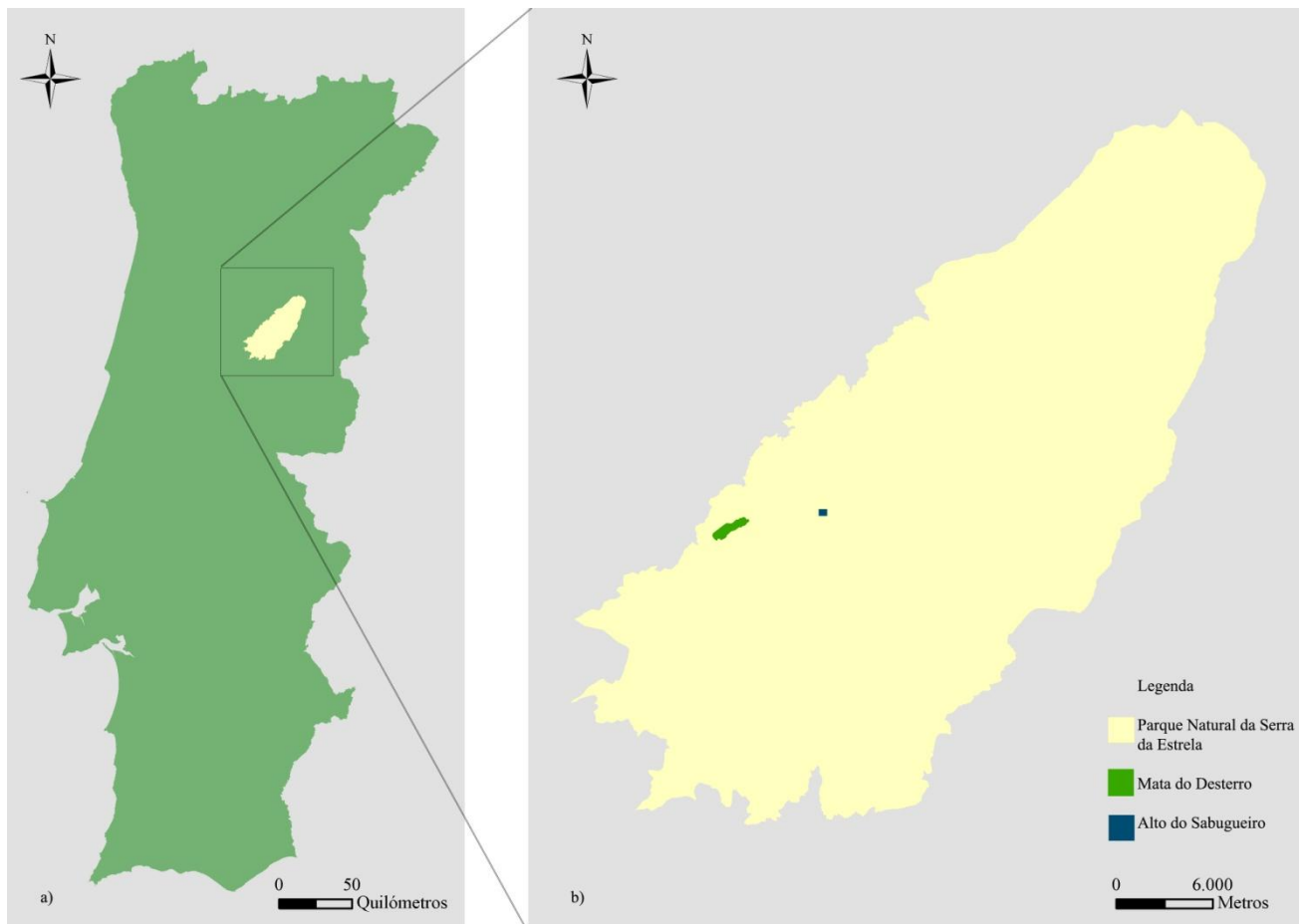


Figura 1 – Localização do estudo – a) Parque Natural da Serra da Estrela Em Portugal; b) Mata do Desterro e Alto do Sabugueiro no Parque Natural da Serra da Estrela.

O estudo incidiu como referido, nos efeitos dos incêndios do Verão de 2010 sobre as populações de Lepidópteros Diurnos. Esses incêndios afectaram quase todo o Parque Natural, estando representada toda a extensão do incêndio que afectou a Mata no Verão de 2010 na Figura 2.

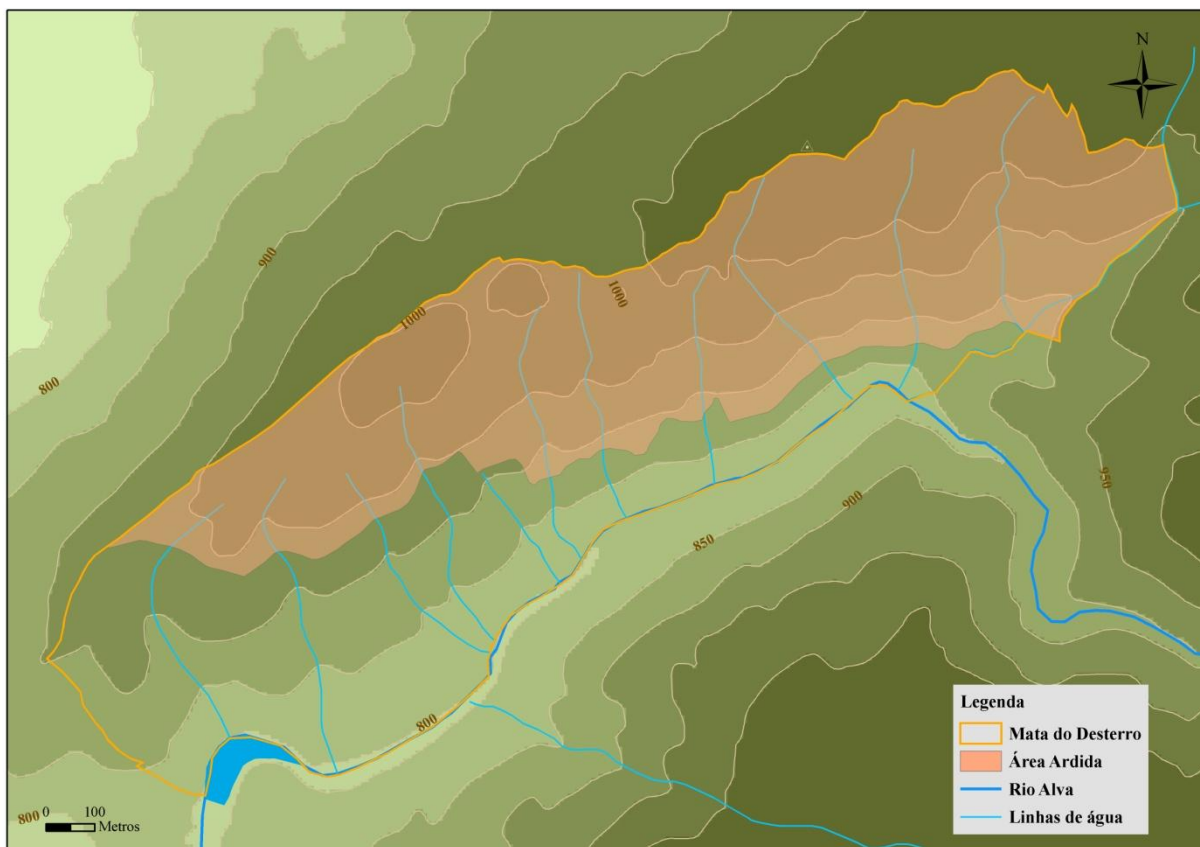


Figura 2 – Área total da Mata do Desterro, com a área ardida realçada a laranja claro.

O habitat ripícola apesar da sua reduzida representação na Mata, constitui o habitat onde ocorre uma fauna mais abundante e diversificada. O rio Alva corre num vale estreito de declive moderado, de caudal permanente, o que possibilita a existência de uma fauna característica dos cursos de água de montanha. Já os pequenos ribeiros afluentes do Alva, em geral, secam no Verão pelo que suportam uma menor diversidade faunística. Havendo uma qualidade de água com teores reduzidos de nutrientes orgânicos, temperaturas baixas, fraca mineralização e níveis de oxigénio elevados, existe uma comunidade de invertebrados muito rica, que serve de alimento a um interessante conjunto de vertebrados aquáticos. Neste local, predadores como a lontra, a garça-cinzenta, a cobra-de-água-viperina e a cobra-de-água-de-colar, têm o seu habitat preferencial. Muitas outras espécies de mamíferos e aves, normalmente associadas a outros habitats, utilizam também com regularidade as zonas ribeirinhas como locais de

refúgio e alimentação. Quanto à flora as galerias ribeirinhas são formações arbóreo-arbustivas que formam uma faixa, muitas vezes em forma de túnel, que acompanha as margens dos rios e ribeiras ao longo do seu trajecto e estabelecem a transição entre os meios aquático e terrestre. Na Mata do Desterro as linhas de água mais a montante possuem, geralmente, leitos fluviais encaixados e pedregosos e margens também elas rochosas, que aliados às elevadas velocidades da corrente, dificultam quer a estabilidade do substrato quer a presença de comunidades vegetais mais evoluídas. Aqui instalam-se preferencialmente galerias ribeirinhas dominadas por salgueiros. Mais a jusante, já em pleno rio Alva os leitos espraíam-se, as margens suavizam-se e a presença de solos mais desenvolvidos, permitem o estabelecimento de comunidades cada vez mais complexas. Estas condições favorecem a instalação, nos solos aluviais periodicamente inundados mas bem drenados de galerias frondosas de amieiros.

Os matos constituem o habitat de uma comunidade faunística rica em que se destacam, pela sua abundância e diversidade, os répteis e as aves. Os répteis ocorrem preferencialmente nas zonas mais pedregosas e expostas. É nestas zonas que aves de rapina, têm as suas áreas preferenciais de caça. Os passeriformes, constituem o grupo de aves mais característico destes meios e incluem um número diversificado de espécies, que podem ser observadas durante todo ano. Os matos são, na maioria das vezes o resultado de uma longa intervenção do homem sobre as florestas autóctones, evidenciando-se o recurso ao fogo, o pastoreio e a agricultura como as principais actividades antrópicas. Estas formações correspondem a etapas de substituição das florestas das quais se originaram pela sua degradação, e que na actualidade demonstram um claro predomínio nas paisagens vegetais. Os giestais de giesteira-das-serras, giesteira-das-sebes e giesta-branca correspondem à vegetação arbustiva dominante na Mata do Desterro. Estes matos são considerados como etapas pré-florestais de substituição das florestas de folhosas.

A fauna do meio florestal é uma das mais ricas e diversificadas da Mata do Desterro. A grande extensão deste habitat associada, em geral, a um sub-bosque desenvolvido resulta numa vegetação de estrutura complexa, que encerra um potencial de biodiversidade elevado. Entre os anfíbios e répteis característicos deste meio que ocorrem sobretudo nos lugares húmidos e sombrios, às aves de rapina que utilizam as árvores como locais de instalação dos seus ninhos e encontram nestas áreas os seus principais territórios de caça. Outras aves como o gaio são comuns e têm como principal

alimento as bolotas, frutos e sementes e alguns invertebrados. Os passeriformes são comuns, incluindo espécies insectívoras características de áreas florestais e espécies granívoras. Existe também um vasto espectro de mamíferos, de actividade essencialmente nocturna, silenciosos e furtivos. A paisagem florestal na Mata do Desterro é dominada por pinhais de pinheiro-bravo, bosquetes de castanheiro entrecortadas ao longo das pequenas linhas de água por bordaduras de videeiro e cerejeira-brava. Ocorrem também alguns pequenos núcleos de carvalho-alvarinho e carvalho-negral, o que demonstra que em condições naturais, sem a perturbação do homem estas espécies seriam a vegetação potencial da mata. No estrato arbustivo das formações de castanheiro destaca-se a presença do medronheiro que se associa a alguns exemplares de sobreiro, à madressilva e a muitas outras espécies. O pinhal representa a mancha florestal com maior área de ocupação e distribuição.

2.2 Métodos

A metodologia de trabalho tem bases no Esquema de Monitorização de Borboletas Britânico (British Butterfly Monitoring Scheme). Adaptou-se este Esquema, com base no estudo a desenvolver, tendo também em conta o tipo de terreno e as distâncias entre pontos de observação/amostragem. Para isso, consultou-se também o TAGIS - Centro de Conservação das Borboletas de Portugal, de forma a adapta-lo à nossa realidade.

Delineámos oito transectos, com uma distância aproximada de 100 metros, um para cada tipo de habitat, controlo e incêndio. Ao longo destes transectos, o método usado foi simples de utilizar, e de fornecer dados de forma a estimar a existência ou não de variação de biodiversidade de Lepidópteros diurnos em função dos incêndios. O percurso de todos os transectos, foi delineado junto a caminhos, de forma a uniformizar o esforço e tempo usado em todos eles.

As saídas de campo, para observação e recolha de dados, foram feitas com uma periodicidade de 15 dias, excepto quanto as condições meteorológicas não satisfaziam os requisitos do método. Foram estipuladas como condições mínimas de trabalho de campo temperatura acima de 17°, vento menor que grau seis na escala de Beaufort (39 a 49 km/h), nebulosidade abaixo dos 40% e ausência de precipitação.

Desta forma, as saídas foram realizadas nos dias 22 de Março, quando se iniciaram as saídas de campo, 8 de Abril, 27 de Abril, 11 de Maio, 2 de Junho e 23 de Junho. Assim, os intervalos superiores a 15 dias, devem-se a condições meteorológicas não favoráveis. Em meados de Fevereiro, realizou-se uma saída de teste, no entanto as condições estavam ainda longe das requeridas, com uma precipitação média mensal de 205mm (*Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos*) e temperaturas abaixo dos 15° durante todo o dia; condições que se prolongaram até meados de Março. A primeira saída fez-se então, mal se reuniram as condições de trabalho, de forma a observar as primeiras borboletas em voo. O fim do trabalho de campo, prolongou-se até ao fim de Junho, uma vez que o mesmo se iniciou mais tarde.

No campo em cada transecto, percorrido a pé a um ritmo lento e constante, seguido sempre de mesma forma em cada saída, procedia-se à identificação de todas as espécies de lepidópteros diurnos, num cubo de 5 metros, onde o observador tinha 2,5 m à sua direita, 2,5 m para a esquerda, 5 m à frente dele e 5 m acima dele; tendo o cuidado de não esperar em hotspots favorecendo determinada contagem. Todos os animais, fora desse cubo imaginário, não foram registados (Pollard e Yates 1994).

Tendo o grupo das borboletas diurnas uma enorme diversidade, algumas das borboletas foram capturadas com recurso a rede de captura de insectos, sendo identificados, ou fotografados e/ou recolhidos em frascos para identificação posterior, com recurso a guia de identificação, e de outros especialistas a quem se pediu ajuda.



Figura 3 – Rede de captura para entemofauna

2.3 Transectos

Numa tentativa de cobrir todos os a heterogeneidade existente na Mata, escolheram-se 4 tipos de habitats, para cada variável do estudo – controlo e afectado por incêndio. Como representado na figura 2, os incêndios consumiram aproximadamente 60% da Mata, colocando um problema quanto à escolha dos transectos, em especial nos casos de mato e de lameiros, ambos como controlo. Isto porque dentro da área da Mata do Desterro, toda a área de mato foi afectada, o que nos levou a ter que escolher nas proximidades um transecto num habitat equivalente; em intervalo altitudinal, exposição solar, vegetação; ao que existia anteriormente aos incêndios. O mesmo se registou para lameiros ou área agrícola abandonada.

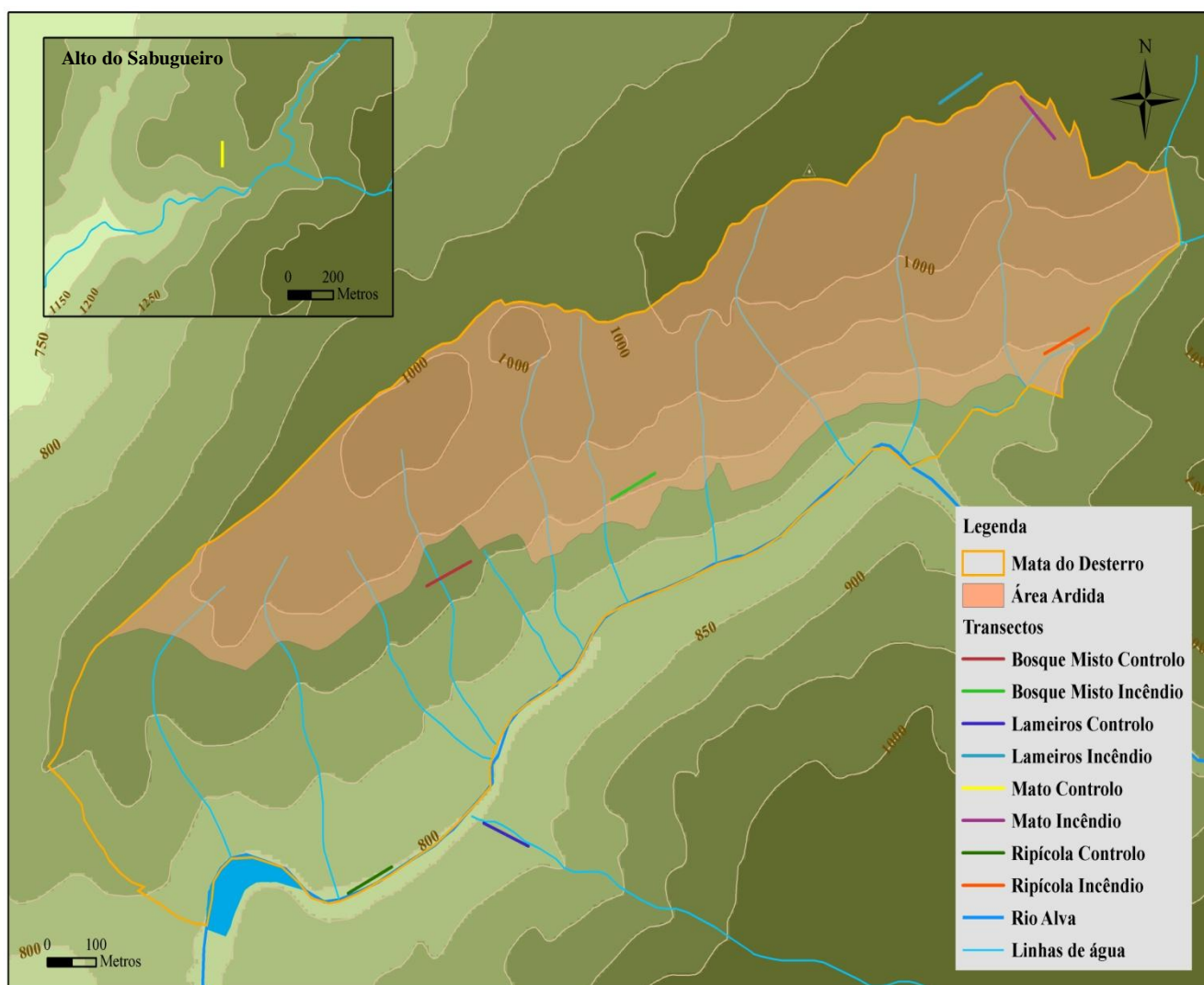


Figura 4 – Localização dos oito transectos na Mata do Desterro, nos seus limites e no Alto do Sabugueiro.

Transecto 1: situado fora da área da Mata, entre os 1100 e 1200 metros - Mato, não afectado por incêndio (controlo).

Transecto 2: em oposição ao anterior, representa o habitat de mato, afectado por incêndio.

Transecto 3: Lameiro Controlo

Transecto 4: Lameiro afectado por Incêndio.

Transecto 5: Bosque Misto Controlo

Transecto 6: Bosque Misto afectado por Incêndio.

Transecto 7: Galeria Ripícola Controlo

Transecto 8: Galeria Ripícola afectado por Incêndio.

2.4 Recolha de indivíduos

Durante as campanhas de observação, deparámo-nos com algumas dificuldades quanto à identificação no terreno, dada a complexidade de padrões similares entre espécies filogeneticamente aparentadas. Assim, para tirar as dúvidas quanto à espécie, foram recolhidos em frascos de amostras, 5 indivíduos, para posterior identificação.

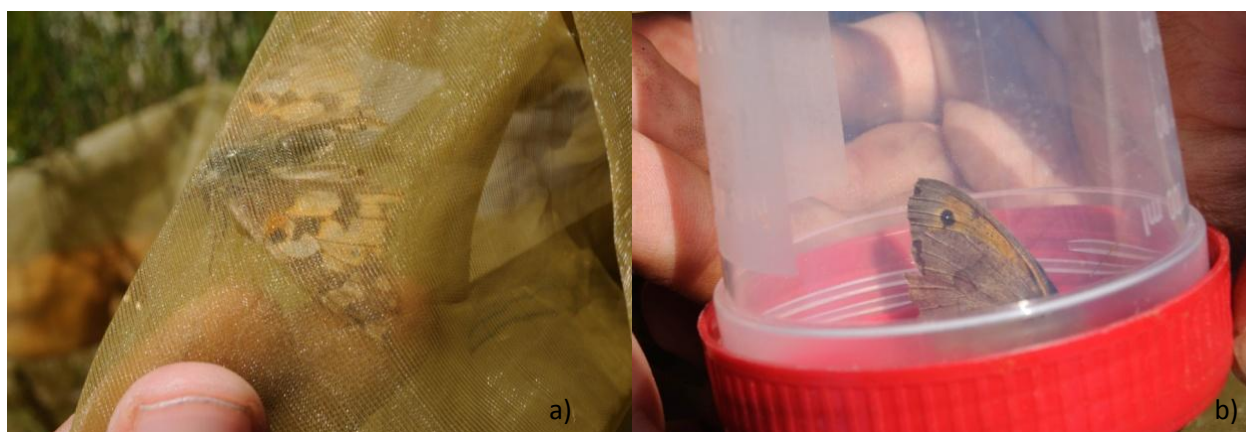


Figura 5 – a) Captura de borboleta com a rede. b) Recolha de outro indivíduo em frasco de amostra.



Figura 6 – Fotografia de uma borboleta capturada para identificação.

2.5 Recolha de dados e análise estatística

Os dados foram então tratados de forma a comparar para cada habitat, a diversidade de espécies de borboletas entre a área controlo e a área ardida.

Para isso contrapusemos no mesmo gráfico, o número de espécies de cada uma das variáveis para uma visualização dos resultados do trabalho, ao longo do tempo. Foi traçado também o mesmo género de gráfico para o número total de indivíduos das várias espécies, num gráfico em percentagem.

Calculou-se o Índice de diversidade de Simpson, que é um de uma série de índices de diversidade, usado para medir a diversidade biológica de determinado local. Em ecologia, é frequentemente utilizado para quantificar a biodiversidade de um habitat. Tem em conta o número de espécies presentes, bem como a abundância relativa de cada espécie. É representado pela fórmula:

$$D = \sum_{i=1}^s p_i^2$$

Onde p_i é a fracção de todos os organismos que pertencem à espécie i , e S o número total de espécies (riqueza específica). O índice de Simpson pode ainda ser representado como:

$$\frac{1}{D}$$

Em que o quanto mais alto for o valor, maior será a diversidade do habitat. Este valor terá também como valor máximo, o número de espécies total (S). Foi este índice o utilizado neste trabalho.

A equitabilidade expressa a maneira pela qual o número de indivíduos está distribuído entre as diferentes espécies, isto é, indica se as diferentes espécies possuem abundâncias (número de indivíduos) semelhantes ou divergentes.

Assim, a diversidade é uma função do número de espécies e da equitabilidade dos valores de importância da mesma. Se numa amostra A tivermos 25 indivíduos para as espécies **a**, **b**, **c** e **d**; e na amostra B a espécie **a** 96, espécies **b** 2, espécies **c** e **d** 1 indivíduo cada, teremos que:

Tanto a amostra A quanto a amostra B possuem a mesma riqueza de espécies ($S=4$), mas a amostra A possui alta equitabilidade e baixa dominância, enquanto a amostra B, alta dominância e baixa equitabilidade. Em suma, a equitabilidade é o inverso da dominância; e a amostra A é mais diversa que a amostra B (Gomes 2004). Os resultados de equitabilidade variam entre 0 e 1, sendo que 1 é o mais uniforme (ausência de dominância).

Por fim, de forma a investigarmos a existência ou não de variação de biodiversidade de Lepidópteros diurnos em função dos incêndios, usámos o teste do Chi-Quadrado. Este é um teste não paramétrico envolvendo uma comparação entre frequências observadas (O) e esperadas (E) (Rossi 2010). A fórmula básica de cálculo é para calcular χ^2 é:

$$\chi^2 = \sum \frac{(O - E)^2}{E}$$

ou caso os graus de liberdade sejam 1, como é o caso para os testes chi-quadrado efectuados neste trabalho, aplica-se a correcção de Yates:

$$\chi^2 = \sum \frac{[(O - E) - 0.5]^2}{E}$$

O teste do χ^2 foi usado para testar duas hipóteses nulas:

- H_0 : Para cada habitat, não existem diferenças no número de espécies de borboleta entre a área controlo e a área ardida.
- H_0 : Para cada habitat, não existem diferenças no número de indivíduos de determinada espécie de borboleta entre a área controlo e a área ardida.

Para esta segunda análise, analisou-se a existência de diferenças entre as principais espécies que ocorreram nos habitats lameiros, bosque misto, e ripícola. As principais espécies de borboletas de cada habitat seleccionadas foram *Colias croceus*, *Euphydryas aurina*, *Argynis pandora*, *Polyommatus icarus* e *Pieris rapae* para os lameiros; *Colias croceus*, *Euphydryas aurina*, *Argynis pandora*, *Melitae deione*, *Pieris rapae* para o bosque misto; *Colias croceus*, *Euphydryas aurina*, *Gonepteri. rahmni*, *Pararge aegeria*, *Pieris rapae* e *Lasiommata maera* para o ripícola. Foram utilizadas estas como espécies principais para cada habitat, dado o seu elevado número numa ou noutra variável – área controlo / área ardida.

De salientar que neste trabalho não se examinou o efeito dos diferentes habitats na composição específica e diversidade das borboletas. Tal já foi amplamente estudado por outros (Spitzer et al. 1993, Beccaloni 1994, Lien e Yuan 2003), e não constitui o objectivo deste trabalho.

Por último, tendo em conta os Índices de diversidade Simpson calculados, ordenaram-se estes numa tabela, do habitat com maior diversidade para o habitat menos

diverso, de forma a averiguar em que habitats os incêndios influenciaram mais a diversidade de borboletas.

CAPÍTULO 3

Resultados

3.1 Composição específica

Durante os quatro meses de trabalho de campo, foram observadas 42 espécies de borboletas diurnas, maioritariamente identificadas no terreno, por observação directa, ou captura e libertação dos animais. Apenas 5 indivíduos foram capturados para fotografar, ou identificação mais pormenorizada. Pela análise à tabela 1, verificamos uma clara evidência de ocupação de todos os habitats por certas espécies generalistas, como *Pieris rapae*, *Euphydryas aurina*, *Pontia daplidice*, *Pararge aegeria* e *Gonepteryx rhamni*.

Tabela 1 – Comparação do número de indivíduos, de cada uma das espécies de borboletas observadas, nos 4 habitats, entre a área controlo e a área ardida.

Habitats Espécies	<u>Matos</u>		<u>Lameiros</u>		<u>Floresta</u>		<u>Ripícola</u>	
	Controlo	Incêndio	Controlo	Incêndio	Controlo	Incêndio	Controlo	Incêndio
<i>Aglais urticae</i>	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Anthocharis cardamines</i>	0	0	0	0	1	0	0	4
<i>Argynnis pandora</i>	0	6	12	4	7	8	1	6
<i>Callophrys rubi</i>	0	0	2	0	0	0	1	0
<i>Carcharodus alceae</i>	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Celastrina argiolus</i>	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Colias croceus</i>	3	3	2	11	7	0	0	13
<i>Euchloe crameri</i>	0	1	0	0	0	0	0	2
<i>Euphydryas aurina</i>	0	0	44	6	9	15	19	31
<i>Glaucopsyche melanops</i>	0	0	0	0	0	0	1	0

Habitats Espécies	<u>Matos</u>		<u>Lameiros</u>		<u>Floresta</u>		<u>Ripícola</u>	
	Controlo	Incêndio	Controlo	Incêndio	Controlo	Incêndio	Controlo	Incêndio
<i>Gonepteryx cleopatra</i>	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Hesperia comma</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Inachis io</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Iphiclides feisthamelii</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Issoria lathonia</i>	0	4	0	0	1	0	0	1
<i>Laeosopis roboris</i>	0	0	0	0	0	4	0	0
<i>Lasiommata maera</i>	0	0	0	0	0	0	9	0
<i>Lasiommata megera</i>	0	0	0	0	0	1	2	0
<i>Leptidea sinapis</i>	0	0	0	0	1	1	0	5
<i>Limenitis reducta</i>	0	0	0	4	0	0	0	0
<i>Lycaena phlaeas</i>	2	1	2	1	0	4	0	5
<i>Maniola jurtina</i>	0	1	0	0	5	4	0	0
<i>Melanargia lachesis</i>	0	0	13	0	4	0	4	0
<i>Melitaea deione</i>	0	0	0	0	5	11	0	0
<i>Melitaea phoebe</i>	0	0	0	0	1	0	0	5
<i>Nymphalis antiopa</i>	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Papilio machaon</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Pararge aegeria</i>	0	3	1	0	3	0	24	0
<i>Pieris brassicae</i>	0	2	2	1	13	8	0	5
<i>Pieris napi</i>	0	0	2	0	1	6	12	6
<i>Pieris rapae</i>	2	5	11	4	31	36	2	31
<i>Polyommatus icarus</i>	0	0	6	0	0	0	0	2

Habitats Espécies	<u>Matos</u>		<u>Lameiros</u>		<u>Floresta</u>		<u>Ripícola</u>	
	Controlo	Incêndio	Controlo	Incêndio	Controlo	Incêndio	Controlo	Incêndio
<i>Polyommatus semiargus</i>	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Pontia daplidice</i>	0	6	0	10	5	7	0	2
<i>Pyronia bathseba</i>	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Pyronia cecilia</i>	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Thymelicus sylvestris</i>	0	3	8	5	1	1	2	0
<i>Vanessa atalanta</i>	0	0	0	0	1	0	0	2
<i>Vanessa cardui</i>	0	0	0	0	0	0	1	2
<i>Zerynthia rumina</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<u>TOTAL indivíduos</u>	7	35	114	47	111	120	89	159

Por outro lado, outras espécies há, que só foram observadas em locais sem perturbação, ou seja nos locais controlo, dos vários habitats. São elas *Callophrys rubi*, *Lasiommata maera*, *Melanargia lachesis*. Opostamente, também ocorreram espécies somente em habitats que tenham sofrido perturbação por incêndio, como *Laeosopis roboris*, *Limenitis reducta*.

Para averiguar acerca de diferenças no número de indivíduos de cada espécie entre a área controlo e a área ardida de cada habitat efectou-se um teste chi-quadrado para testar a seguinte hipótese nula:

H₀: Não há diferenças entre o número de indivíduos de uma espécie entre controlo e incêndio

✚ Para os lameiros, foram escolhidas as espécies *C. croceus*, *E. aurina*, *A. pandora*, *P. icarus* e *P. rapae* (tabela 2).

Tabela 2 – Resultado do teste do χ^2 para as espécies principais do habitat lameiros.

	<i>Colias croceus</i>	<i>Euphydryas aurina</i>	<i>Argynis pandora</i>	<i>Polyommatus icarus</i>	<i>Pieris rapae</i>
χ^2	7,692	27,380	3,063	4,167	2,400
	P<0,05	P<0,05	P>0,05	P<0,05	P>0,05
	H ₀ Rejeita-se	H ₀ Rejeita-se	H ₀ Aceita-se	H ₀ Rejeita-se	H ₀ Aceita-se

Há então diferenças entre o número de indivíduos de uma espécie entre a área controle e a área ardida para *C. croceus*, *E. aurina* e *P. icarus*.

Para *C. croceus* temos um número superior de indivíduos na área ardida enquanto para *E. aurina* e *P. icarus* o número de indivíduos é mais elevado na área controle.

✚ Por sua vez, para o bosque misto (tabela 3), apenas para *C. croceus* se rejeitou a hipótese nula.

Tabela 3 – Resultado do teste do χ^2 para as espécies principais do habitat bosque misto.

	<i>Colias croceus</i>	<i>Euphydryas aurina</i>	<i>Argynis pandora</i>	<i>Melitae deione</i>	<i>Pieris rapae</i>
χ^2	5,143	2,042	0,267	3,063	0,537
	P<0,05	P>0,05	P>0,05	P>0,05	P>0,05
	H ₀ Rejeita-se	H ₀ Aceita-se	H ₀ Aceita-se	H ₀ Aceita-se	H ₀ Aceita-se

Para esta espécie temos uma superioridade numérica de indivíduos no controle. Para todas as outras espécies principais, foi aceite a hipótese nula, pelo que o incêndio parece não ter influenciado o n° de indivíduos.

✚ Finalmente, para o habitat ripícola (tabela 4), também temos apenas uma espécie onde aceitamos a hipótese nula – *E. aurina*, rejeitando-a para *C. croceus*, *G. rhamni*, *P. aegeria*, *P. rapae* e *L. maera*.

Tabela 4 – Resultado do teste do χ^2 para as espécies principais do habitat ripícola.

	<i>Colias croceus</i>	<i>Euphydryas aurina</i>	<i>Gonepteryx rhamni</i>
χ^2	15,077	3,380	22,400
	P<0,05	P>0,05	P<0,05
	H ₀ Rejeita-se	H ₀ Aceita-se	H ₀ Rejeita-se
	<i>Pararge aegeria</i>	<i>Pieris rapae</i>	<i>Lasiommata maera</i>
χ^2	22,042	27,273	7,111
	P<0,05	P<0,05	P<0,05
	H ₀ Rejeita-se	H ₀ Rejeita-se	H ₀ Rejeita-se

✚ As espécies *C. croceus*, *G. rhamni*, *P. rapae* saíram favorecidas pelo incêndio, tendo uma maior frequência ao longo do estudo; ao contrário de *P. aegeria* e *L. maera*.

3.2. Riqueza específica

Para os vários habitats, verificámos que o número de espécies diferiu entre a área incendiada e a área controlo, mas tal diferença não foi uniforme nos 4 habitats.

Nos matos, lameiros e bosque misto (figura 7a, 7b e 7c), no início do trabalho de campo, registou-se um número de espécies muito reduzido. A partir daí, os três habitats apresentaram comportamentos diferentes.

Esta tendência inicial foi apenas contrariada no habitat ripícola, onde no início do trabalho, a 22 de Março, registamos um número de espécies mais consistente com as saídas seguintes.

Apesar de observações semelhantes no início, a partir daí, os matos e bosque misto divergem nos resultados ao longo do tempo, sendo que nos matos temos sempre um número de espécies para a área ardida igual ou maior do que na área controlo (figura 7a), enquanto no bosque misto temos uma relação bastante próxima entre as duas variáveis (figura 7c). Em paralelismo ao habitat dos matos, também no habitat ripícola

temos uma maior riqueza específica na área ardida do que na área não ardida (figura 7d), enquanto nos lameiros acontece exactamente o oposto, com o controlo a registar mais espécies do que na área perturbada por incêndio (figura 7b).

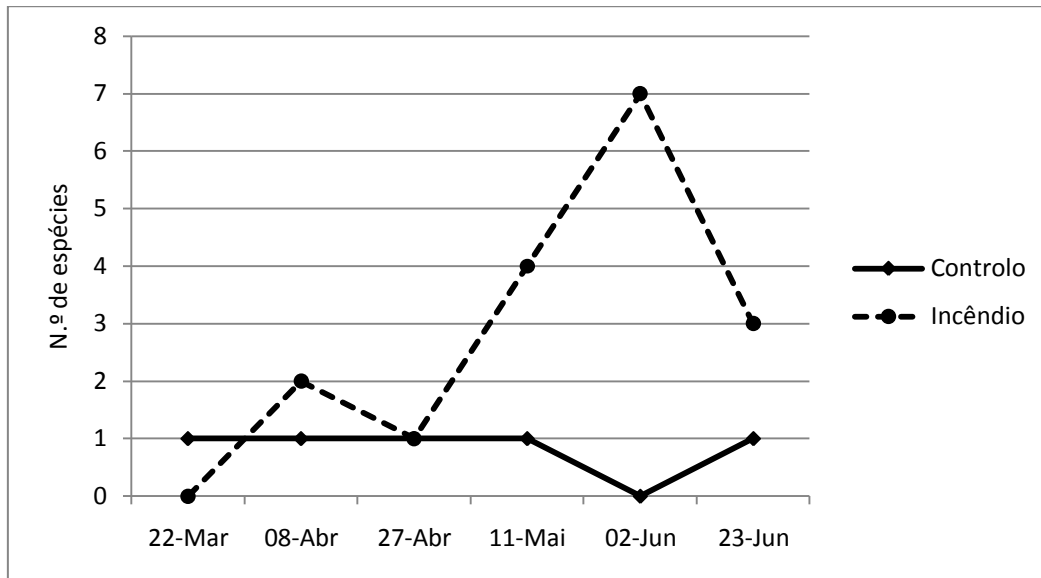


Figura 7a – Abundância de espécies ao longo dos 4 meses de trabalho, no habitat matos.

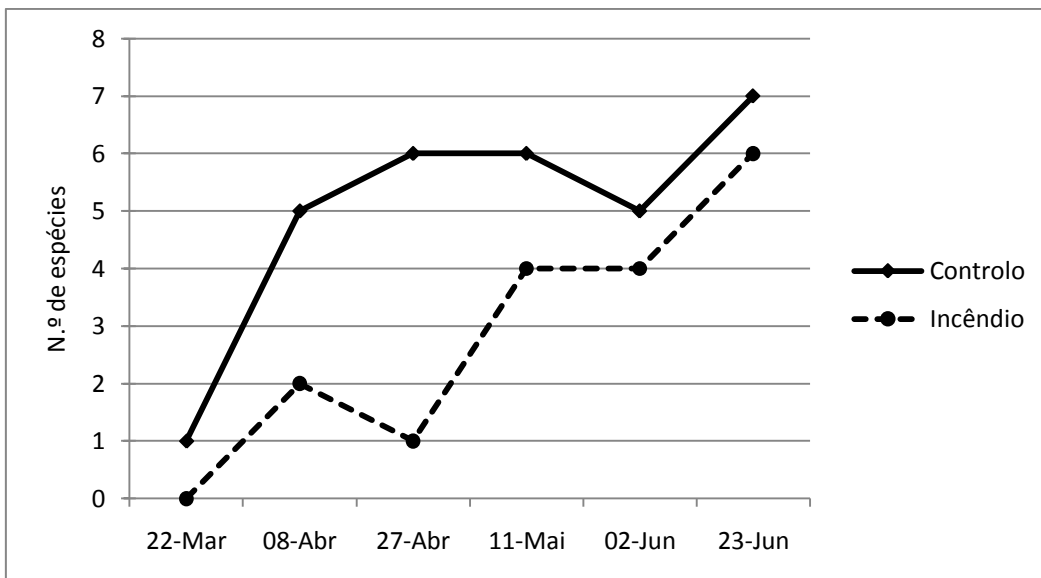


Figura 7b – Abundância de espécies ao longo dos 4 meses de trabalho, no habitat lameiros.

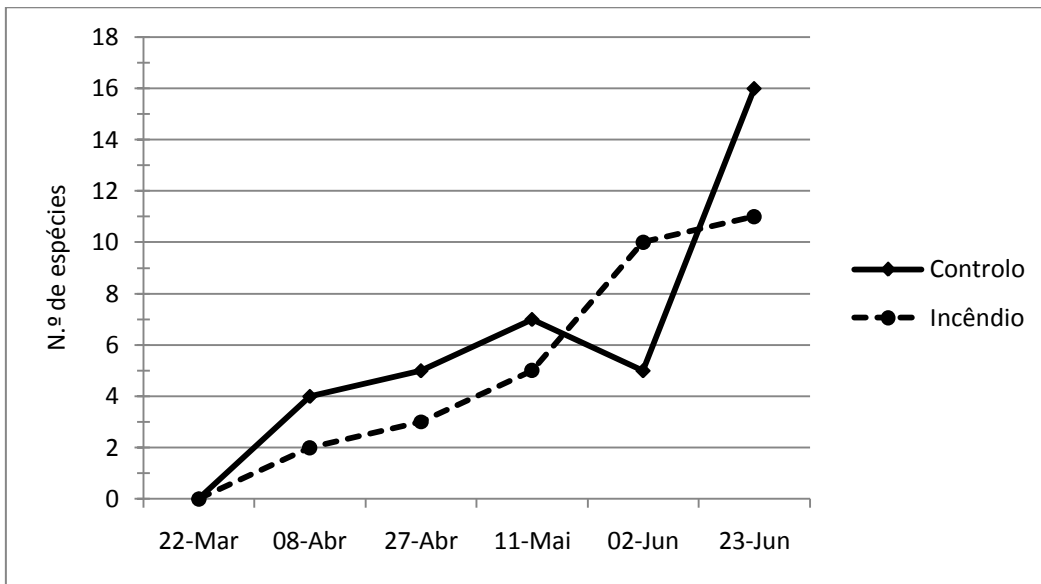


Figura 7c – Abundância de espécies ao longo dos 4 meses de trabalho, no habitat bosque misto.

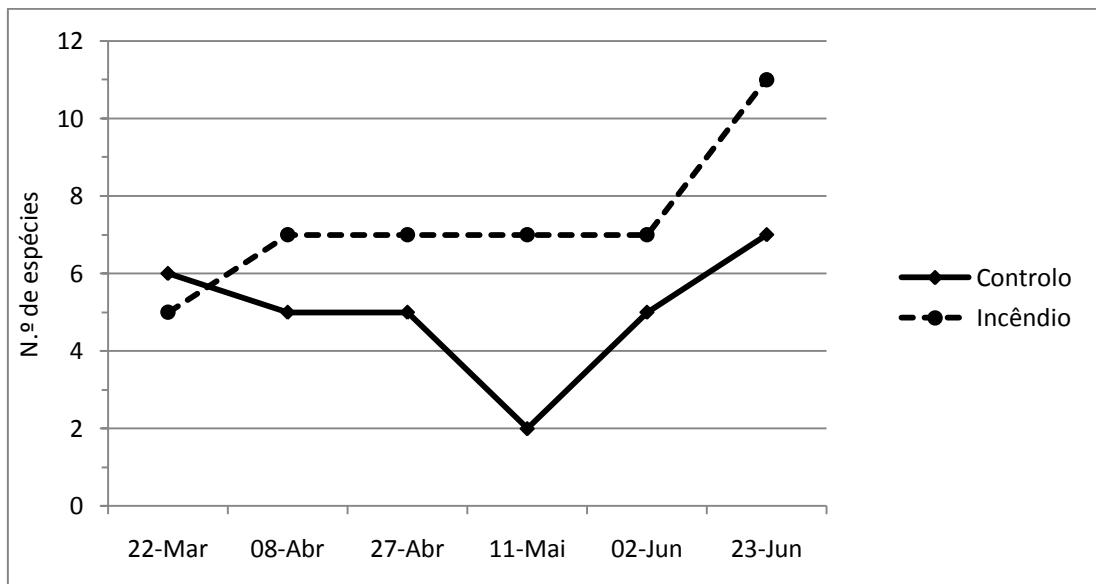


Figura 7d – Abundância de espécies ao longo dos 4 meses de trabalho, no habitat ripícola.

De forma a concluirmos se as diferenças entre o número de espécies entre controlo e incêndio, dentro de cada habitat é estatisticamente significativo, procedeu-se ao cálculo do χ^2 , tendo como hipótese nula:

H₀: Não há diferenças entre número de espécies entre a área controlo e a área ardida

Os valores de chi-quadrado calculados estão na tabela 5, juntamente com os resultados da probabilidade e consequente aceitação ou rejeição da hipótese nula.

Tabela 5 – Resultado do teste do χ^2 para a comparação entre a riqueza específica da área controlo e da área ardida de cada um dos habitats.

	Matos	Lameiros	Bosque Misto	Ripícola
χ^2	5,786	0,640	0,432	0,923
	P<0,05	P>0,05	P>0,05	P>0,05
	H ₀ Rejeita-se	H ₀ Aceita-se	H ₀ Aceita-se	H ₀ Aceita-se

Assim, apenas no habitat dos matos se rejeita a hipótese nula, concluindo-se que existem diferenças entre o número de espécies de borboletas na área controlo e na área ardida. Por outro lado, nos lameiros, bosque misto e ripícola aceitamos a hipótese nula, não havendo diferenças significativas no número de espécies de borboletas entre a área controlo e a área ardida.

Para os quatro habitats, foi também testada a existência de diferenças no número de indivíduos entre a área controlo e a área ardida, para as principais espécies que ocorreram em cada um dos habitats.

3.3 Número de indivíduos

Por outro lado, também se projectou graficamente a variação sazonal do número de indivíduos das várias espécies por saída de campo. Os valores vêm convergir com a ideia deixada anteriormente, de que somente no habitat ripícola temos uma abundância de borboletas no início do estudo (tabela 6).

Tabela 6 – Número de indivíduos de todas as espécies, na área controlo e na área ardida em cada um dos habitats.

		22-Mar	08-Abr	27-Abr	11-Mai	02-Jun	23-Jun
Matos	Controlo	1	1	1	1	0	3
	Incêndio	0	3	2	8	10	12
Lameiros	Controlo	1	8	14	22	25	44
	Incêndio	0	4	1	11	8	23
Bosque Misto	Controlo	0	6	7	23	25	50
	Incêndio	0	3	4	18	58	37
Ripícola	Controlo	21	12	6	7	23	20
	Incêndio	12	22	29	27	33	36

Esta tabela foi representada graficamente em termos percentuais, de forma a uma percepção mais rápida e directa sobre a possibilidade de preeminência de uma determinada variável sobre outra num dado habitat.

Da análise destas figuras, e das áreas correspondentes a cada uma das variáveis, temos para o habitat matos e habitat ripícola uma clara primazia do incêndio sobre o controlo, que se traduz num número mais elevado de indivíduos no habitat perturbado (Figura 8a e 8d).

Em contrapartida, neste aspecto, o habitat lameiros e o habitat bosque mistos não saíram favorecidos pelo incêndio, sendo que o controlo ganha vantagem nestes (Figura 8b e 8c). A área controlo apresenta ainda uma superioridade mais expressiva no habitat lameiros, onde a proporção de borboletas é sempre superior a 60%.

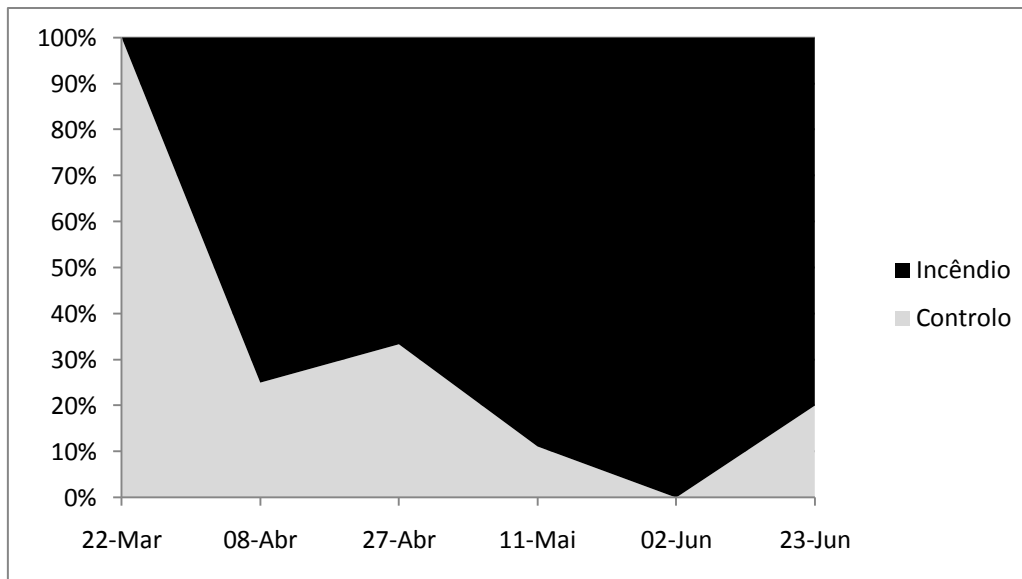


Figura 8a – Comparação da abundância de indivíduos no habitat mato ao longo dos 4 meses de trabalho, entre a área controlo e a área ardida.

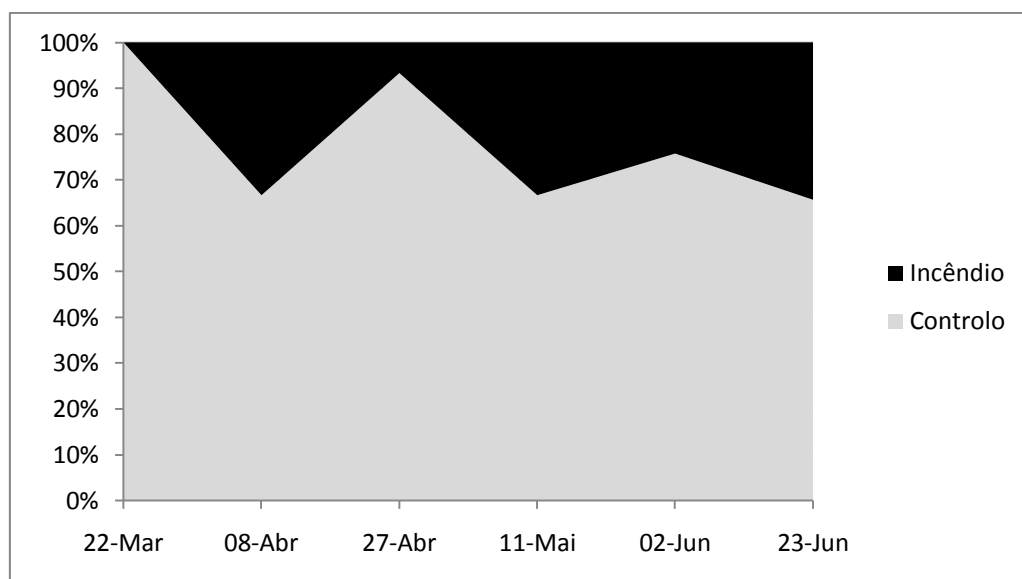


Figura 8b – Comparação da abundância de indivíduos no habitat lameiros ao longo dos 4 meses de trabalho, entre a área controlo e a área ardida.

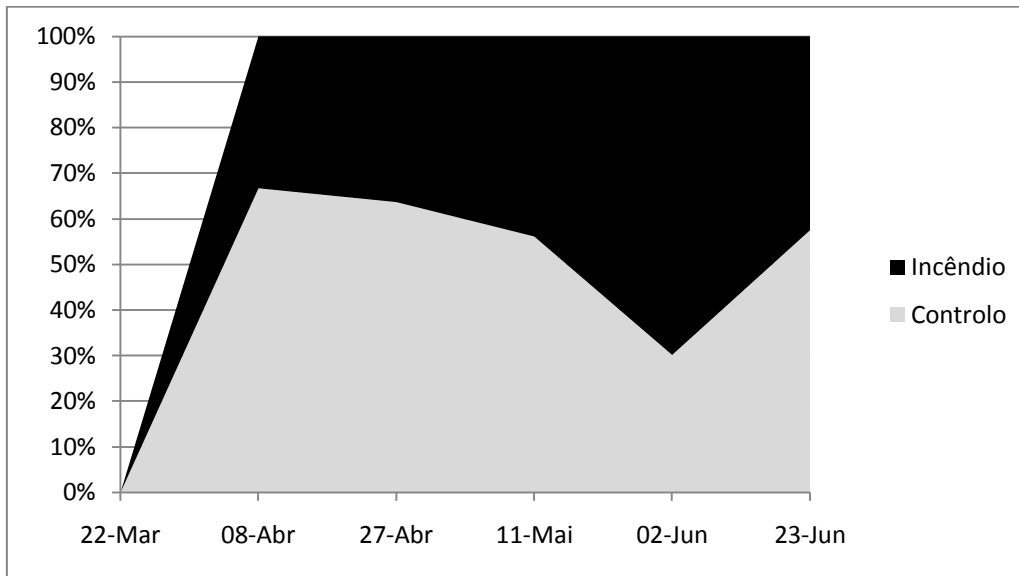


Figura 8c – Comparação da abundância de indivíduos no habitat bosque misto ao longo dos 4 meses de trabalho, entre a área controle e a área ardida.

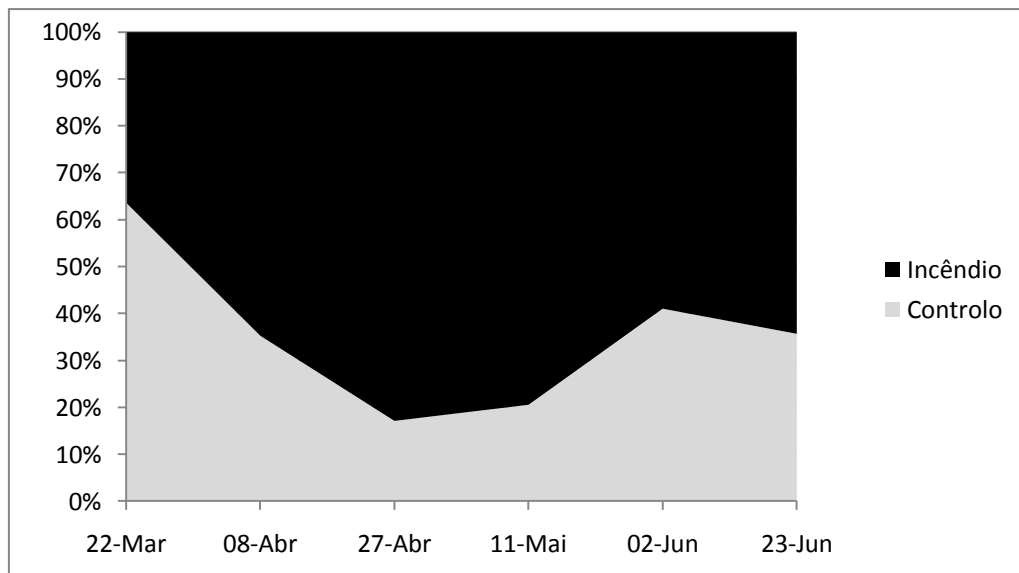


Figura 8d – Comparação da abundância de indivíduos no habitat ripícola ao longo dos 4 meses de trabalho, entre a área controle e a área ardida.

3.4 Índice de Diversidade e Coeficiente de Equitabilidade

Foram calculados os índices de diversidade de Simpson para cada um dos habitats, de forma a aferir se existiam diferenças entre as áreas controlo e as áreas afectadas pelos incêndios.

Tabela 7 – Índices de diversidade e coeficiente de equitabilidade para a área controlo e a área afectada pelos incêndios em cada um dos habitats.

Habitat / Variável	Índice de Simpson	Coeficiente de Equitabilidade
Matos Controlo	2,88	0,96
Matos Incêndio	8,33	0,76
Lameiros Controlo	5,15	0,34
Lameiros Incêndio	6,63	0,66
Bosque misto Controlo	8,29	0,39
Bosque misto Incêndio	7,14	0,45
Ripícola Controlo	6,47	0,38
Ripícola Incêndio	7,77	0,35

Pela análise da tabela 7, temos que apenas para o habitat de bosque misto a área controlo apresentou maior diversidade do que para a área ardida, embora ténue. Por outro lado, nos outros três habitats registou-se uma maior diversidade na área ardida; sendo ligeiramente superior para os lameiros e zona ripícola, e com valores bastante diferentes no caso dos matos.

Quanto a dominância de uma espécie em detrimento de outras, verificamos para ambas as variáveis no habitat matos, e para o habitat lameiros incêndio, uma maior uniformidade das espécies, não havendo assim espécies que sobressaíam quantitativamente (tabela 7). Em oposição, na área controlo dos lameiros, registamos uma tendência para a dominância de uma espécie – *Euphydryas aurina*. Esta propensão para valores que se aproximam mais da heterogeneidade entre espécies também se verificou entre o controlo e a área sujeita a incêndio no bosque misto, e entre o controlo e a área sujeita a incêndio na zona ripícola. Por exemplo, na área controlo do habitat

bosque misto controlo, a espécie *Pieris rapae* registou uma frequência de 31 indivíduos, quando todas as outras vinte espécies não passaram dos 13 indivíduos, sendo que a média dessas vinte espécies foi de 4 indivíduos.

CAPÍTULO 4

Discussão

4.1 Discussão

Tendo em conta que a listagem de borboletas para o Parque Natural da Serra da Estrela compreende 86 espécies (Maravalhas e Romão 2003), e o curto período de duração do trabalho, a contribuição do presente estudo para o conhecimento da biodiversidade da Mata do Desterro é relevante. Assim, há a registar a observação e identificação de um total de 42 espécies, devendo dar-se destaque à presença na área de estudo de sete espécies que evidenciam interesse conservacionista, uma vez que o seu estatuto de ameaça em Portugal compreende desde espécies moderadamente ameaçadas a espécies em Perigo de Extinção. Em perigo de extinção, temos a *Polyommatus semiargus*, muito rara e localizada em Portugal, e dispersa e em declínio em 39 países, estando extinta no Reino Unido (Maravalhas e Romão 2003). As outras seis espécies, moderadamente ameaçadas, são *Zerynthia rumina*, *Gonepteryx cleopatra*, *Inachis io*, *Aglais urticae*, *Nymphalis antiopa* e *Limenitis reducta*. Ainda que comuns no estudo, temos também outras espécies importantes, como *Euphydryas aurina*, espécie de interesse comunitário presente no anexo II da Directiva Habitats (92/43/CEE).

No entanto, estas espécies foram observadas em contextos diferentes. Enquanto *P. semiargus*, *A. urticae* e *N. antiopa* foram registadas somente na área controlo de diversos habitats, as restantes - *Z. rumina*, *G. cleopatra*, *I. io*, e *L. reducta* – foram descritas somente em áreas ardidas. Assim, são importantes medidas de gestão e conservação muito bem delineadas e controladas, para que toda esta biodiversidade se possa manter. O facto de quer as espécies ameaçadas quer as espécies comuns aparecerem em relativa abundância em habitat perturbados por incêndio é explicado em vários estudos: a ocorrência de incêndios, numa primeira fase, remove toda a vegetação, mas resulta posteriormente num crescimento vigoroso e consistente do coberto vegetal, e logo numa moderada disponibilidade de plantas que os insectos requerem (Swengel 1996).

Para além das espécies com estatutos de conservação mais preocupantes, outras espécies há, que só aparecem em meios sem perturbação, ou seja nos locais controlo, dos vários habitats. São elas *Callophrys rubi*, *Lasiommata maera*, *Melanargia lachesis*. Contrariamente, também ocorreram espécies somente em habitats que tenham sofrido

perturbação por incêndio, como *Laeosopsis roboris*, *Limenitis reducta*. Tal justifica-se com o facto de algumas espécies, especialistas, diminuírem ou desaparecem após o incêndio, enquanto outras, generalistas, invadirem habitats recém-perturbados (Swengel 1996).

A riqueza específica apresentou diferentes variações consoante o habitat. Uma maior riqueza específica em áreas ardidadas, poderá ser justificada com o facto de um incêndio promover o crescimento de novas plantas, e de abrir espaços entre o coberto vegetal, originando uma maior penetração de luz, favorável a estes animais heliófilos. Foi o que se observou em relação à riqueza de espécies no habitat ripícola, e no habitat dos matos, onde se registou um crescimento massivo de plantas no local até ao Verão. Esse crescimento exponencial de flora, não se observou no bosque misto perturbado, onde se mantiveram plantas de grande porte, com uma penetração solar maior do que no controlo, embora ténue. Finalmente nos lameiros, o incêndio teve consequências imediatas, mas a médio prazo antevê-se que a riqueza específica comece a aproximar-se dos valores da área controlo, uma vez que foram novamente cultivados, e são por natureza áreas com grande exposição solar. A destruição causada pelo incêndio deverá ter, no entanto, efeitos nocivos em espécies especialistas e com baixo índice de dispersão, como *P. semiargus*.

De um modo geral, o fogo exerce uma forte influência sobre a comunidade de borboletas. Num estudo efectuado no Brasil, constatou que seis meses após a ocorrência de um grande incêndio, nenhuma das espécies comumente observadas naquele local durante a época de chuvas foi encontrada (Pinheiro 2008). Este efeito de declínio dos insectos verifica-se imediatamente após o fogo, estando directamente relacionado esse declínio com o grau de exposição às chamas e mobilidade do insecto (Swengel 2001). Seguindo esta linha de raciocínio, no pico do Verão, altura em que a maior parte dos indivíduos adultos deposita os ovos nas plantas hospedeiras, a maior parte destes terá sido destruída pelo incêndio, dada a inexistência de mobilidade dos ovos.

Desta forma, a abundância de indivíduos registada nas áreas ardidadas poderá ter tido frequências menores de insectos, uma vez que a geração de adultos seguinte foi negativamente afectada. A única forma de poder aferir este facto com maior exactidão, seria dar continuidade a este estudo nos anos subsequentes à sua conclusão, comparando

anos posteriores em que não houve incêndio com resultados de anos seguintes a incêndios. Esta aferição tem em conta que os efeitos do fogo são consideravelmente atenuados no segundo ano de crescimento vegetal após o incêndio (Noy-Meir 1995).

Os baixos números iniciais de indivíduos causados pela baixa densidade de indivíduos adultos no início da primavera, quando os ovos ainda não eclodiram, são gradualmente contrariados, com o aparecimento de inúmeros indivíduos de várias espécies. Nos habitats com perturbação por incêndio, os ovos não existem, ou terão diminuído quase na totalidade, pelo efeito directo do fogo, resultando num número reduzido de adultos no início da estação, e do trabalho (matos – figura 2a, lameiros – figura 2b, bosque misto – figura 2c). A abundância de indivíduos na área ardida ou na área controlo, está de certa forma em concordância com a riqueza específica, na medida em que ambas demonstram uma maior riqueza específica e abundância de indivíduos na área ardida, para os habitat matos e ripícola, enquanto o oposto acontece para os habitat lameiros e bosque misto, havendo uma relação bastante próxima entre resultados neste último habitat. O revigorado coberto vegetal está assim na origem de mais espécies e mais indivíduos para o habitat do mato e ripícola, o qual foi observado no terreno.

Apesar de inicialmente, se ter pensado pensar que diversidade de borboletas seria notória entre áreas ardidadas e áreas não ardidadas, à medida que decorreu o trabalho de campo, começámos a aperceber-nos de que as áreas ardidadas eram facilmente invadidas por indivíduos de várias espécies, voando sobre e alimentando-se da nova vegetação. Fleishman (2000) num seu estudo, conclui que a riqueza específica de borboletas não era afectada pelo fogo.

A colonização de áreas ardidadas pode ser justificada com o facto de que, segundo um estudo (Covington 2004), mesmo após dois anos, não se registam diferenças entre as plantas hospedeiras e as plantas que fornecem alimento (néctar) entre as áreas ardidadas e controlo, enquanto a intensidade de luz é significativamente maior nas áreas ardidadas. As alterações de intensidade de luz deverão ser as primeiras responsáveis pela colonização das áreas e só depois as mudanças da comunidade vegetal, favorecem a rápida dispersão de indivíduos adultos para essas áreas. Assim, inúmeros estudos têm-se virado para a utilização de incêndios controlados como medida de gestão dos habitats, nomeadamente os habitats florestais. Os incêndios apesar terem consequências danosas imediatas, podem trazer algumas vantagens a médio e longo prazo, desde que estudadas as causas,

e controlados e monitorizadas os efeitos e consequências de incêndios controlados (Covington 2004).

O efeito benéfico dos incêndios, no caso das borboletas e outros grupos como as aves é benéfico sobretudo na manutenção de diversos mosaicos, onde os diversos estádios de sucessão ecológica estão presentes lado a lado, o que aumenta a diversidade de habitats.

A colonização das áreas ardidadas será feita por indivíduos provenientes de áreas não ardidadas, até porque a área ardidada se encontra relativamente próxima de locais que não foram atingidos pelos efeitos devastadores do fogo, facto que encontra suporte na observação de um grande número de espécies que se caracterizam por uma capacidade de dispersão elevada. Tal é reforçado pelo facto de se ter verificado que em três dos quatro habitats estudados – lameiros, bosque misto e ripícola – as diferenças entre o número de espécies não foi estatisticamente significativa, revelando que mesmo após o stress que o habitat sofreu, houve uma grande capacidade de resposta por parte destes insectos. E essa resposta, deu-se tanto com borboletas mais comuns, como com borboletas mais raras. A reter que apenas *P. semiargus*, espécie em risco de extinção não apareceu na área ardidada, aparecendo somente na área controlo dos lameiros. Este facto ilustra que a tentativa de recuperação de habitats por incêndios controlados, poderá não ser sempre a estratégia adequada, sendo necessários estudos contínuos sobre as populações destes insectos. Actualmente os incêndios são uma das duras realidades não só da Serra da Estrela, mas do País, em que os incêndios se repetem ano após ano, não dando tempo para que as sucessões ecológicas tenham espaço de ocorrer, o que constitui uma ameaça à biodiversidade.

As diferenças entre os matos, para além da nova comunidade vegetal, abertura para a luz, poderão ser justificadas com o facto de a área controlo estar um pouco mais afastada de zonas mais ricas em borboletas, sendo mais difícil a dispersão de indivíduos; pelos ventos um pouco mais fortes que se fizeram sentir durante as saídas nesta área, uma vez que se trata de uma zona mais desprotegida que a sua congénere ardidada. O facto da área controlo estar num patamar mais elevado, não poderá ser justificação, uma vez que a maior parte das borboletas em estudo nos matos da área ardidada, vão até aos 1200 metros (Maravalhas e Romão 2003), e por outro lado, as

borboletas sofrem o efeito de “hill-topping” sendo que deveríamos ter registado até um número superior ao encontrado.

Em termos de riqueza específica apenas se verificaram diferenças significativas nos matos, sendo que essas diferenças poderão ser explicadas por factores já mencionados como o isolamento da área controlada deste habitat, e pelo facto de ser uma área muito mais descoberta e desprotegida. Nos outros três habitats, onde obtivemos maior número de espécies e maior abundância de indivíduos, não se registaram diferenças significativas por influência dos incêndios.

Referências

- Beccaloni, G. W. G., K. J. . 1994. Predicting the species richness of Neotropical forest butterflies.
- Brown, K. S. B., G. G. 1992. In Tropical forest deforestation and species extinction (ed. T. C. Whitmore & J. A. Sayer), London: Chapman and Hall.
- Brown, K. S. F., A. V. L. 2000. Atlantic Forest Butterflies: Indicators for Landscape Conservation. *BIOTROPICA* **32**:934-956.
- Chinery, M. 1989. Butterflies & day-flying moths of Britain and Europe. **Collins, London**:332.
- Covington, A. E. M. W. W. 2004. Ecological Restoration Treatments Increase Butterfly Richness and Abundance: Mechanisms of Response. *Restoration Ecology* **12**:85–96.
- De Heer, M., V. Kapos, and B. J. E. Ten Brink. 2005. Biodiversity trends in Europe: development and testing of a species trend indicator for evaluating progress towards the 2010 target.
- Dennis, R. 1993. Butterflies and climate change. Manchester Univ Pr.
- Ehrlich, P. R. 1994 Energy use and biodiversity loss. *Phil. Trans. R. Soc. B* **344**, 99–104.
- Fleishman, E., J. R. Thomson, R. Mac Nally, D. D. Murphy, and J. P. Fay. 2005. Using Indicator Species to Predict Species Richness of Multiple Taxonomic Groups
- Utilización de Especies Indicadoras para Predecir la Riqueza de Especies de Múltiples Grupos Taxonómicos. *Conservation Biology* **19**:1125-1137.
- Gomes, A. S. 2004. Análise de Dados Ecológicos.
- Gregory, R. D. V. S., A. J.; Vorisek P; Gmelig Meyling, A. W.; Noble, D.G.; Foppen, R. P.B.; Gibbons, D.W. . 2005. Developing indicators for European birds. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* **360**:269–288.
- Hawkins, B. and M. Holyoak. 1998. Transcontinental crashes of insect populations? *American Naturalist* **152**:480-484.
- Hill, J., C. Thomas, and B. Huntley. 1999. Climate and habitat availability determine 20th century changes in a butterfly's range margin. *Proceedings: Biological Sciences* **266**:1197-1206.
- Kendall, B., O. Bjørnstad, J. Bascompte, T. Keitt, and W. Fagan. 2000. Dispersal, environmental correlation, and spatial synchrony in population dynamics. *American Naturalist*:628-636.
- Koenig, W. D. 1999. Spatial autocorrelation of ecological phenomena. *Trends in Ecology & Evolution* **14**:22-26.
- Lien, V. V. and 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.
- Lindström, J., E. Ranta, and H. Lindén. 1996. Large-scale synchrony in the dynamics of capercaillie, black grouse and hazel grouse populations in Finland. *Oikos* **76**:221-227.
- Lombardoa, J. D., N. V. . 2006. Butterflies as a Bioindicator: An Ecological Study in Costa Rica.
- Marabuto, E. P., P. & Cardoso, J.P. 2004. Contribuição para o conhecimento dos Macrolepidópteros do Parque Natural da Serra da Estrela, Portugal (Lepidoptera). *Boletín de la SEA, ISSN 1134-6094* **34**:5.
- Maravalhas, E. and F. Romão. 2003. As borboletas de Portugal. Distribuidor internacional, Apollo Books.

- Meyer, C. L. T. D. S. 2001. Butterfly response to microclimatic changes following ponderosa pine restoration. *Restoration Ecology* **9**:453-461.
- New, T. R. 1997. Are Lepidoptera an effective 'umbrella group' for biodiversity conservation? *Journal of Insect Conservation* **1**:5-12.
- Noy-Meir, I. 1995. Interactive Effects of Fire and Grazing on Structure and Diversity of Mediterranean Grasslands. *Journal of Vegetation Science* **6**:10.
- Peltonen, M. L., M. A.; Ottar, N.; David, W. Williams. 2007. SPATIAL SYNCHRONY IN FOREST INSECT OUTBREAKS: ROLES OF REGIONAL STOCHASTICITY AND DISPERSAL.
- Pinheiro, C. E. G. M., I.C.; Andrade, T.O.; Maravalhas, J.; Moussallem, M.; Deus, L.P.A.; Pedrosa, L.G.P.; Zanatta, G. 2008. As borboletas (Lepidoptera, Papilionoidea) do Campus Universitário Darcy Ribeiro (Distrito Federal, Brasil). *Biota Neotrop.* **8**:5.
- Pollard, E. 1979. Population ecology and change in range of the white admiral butterfly *Ladoga Camilla L.* in England. *Ecological Entomology* **4**:61-74.
- Pollard, E. 1988. Temperature, rainfall and butterfly numbers. *Journal of Applied Ecology*:819-828.
- Pollard, E. and T. Yates. 1994. *Monitoring butterflies for ecology and conservation: the British Butterfly Monitoring Scheme.* Springer.
- Post, E. and M. Forchhammer. 2002a. Synchronization of animal population dynamics by large-scale climate. *Nature* **420**:168-171.
- Post, E. and M. C. Forchhammer. 2002b. Synchronization of animal population dynamics by large-scale climate. *Nature* **420**:168-171.
- Raimondo, S., A. M. Liebhold, J. S. Strazanac, and L. Butler. 2004. Population synchrony within and among Lepidoptera species in relation to weather, phylogeny, and larval phenology. *Ecological Entomology* **29**:96-105.
- Ranta, E. and V. Kaitala. 1999. Spatially autocorrelated disturbances and patterns in population synchrony. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **266**:1851.
- Ranta, E., V. Kaitala, J. Lindström, and E. Helle. 1997. The Moran effect and synchrony in population dynamics. *Oikos* **78**:136-142.
- Rossi, J. S. 2010. Chi-Square Test. *The Corsini Encyclopedia of Psychology.* John Wiley & Sons, Inc.
- Roy, D. and T. Sparks. 2000. Phenology of British butterflies and climate change. *Global Change Biology* **6**:407-416.
- Samways, M. J. 1994. *Insect Conservation Biology.* Chapman & Hall, London.
- Spitzer, K., V. Novotny, M. Tonner, and 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.
- Stefanescu, C., S. Herrando, and F. Páramo. 2004. Butterfly species richness in the north-west Mediterranean Basin: the role of natural and human-induced factors. *Journal of Biogeography* **31**:905-915.
- Swengel, A. 2001. A literature review of insect responses to fire, compared to other conservation managements of open habitat. *Biodiversity and Conservation* **10**:1141-1169.
- Swengel, A. B. 1996. Effects of fire and hay management on abundance of prairie butterflies. *Biological Conservation* **76**:73-85.
- Swengel, A. B. 1998. Comparisons of butterfly richness and abundance measures in prairie and barrens. *Biodiversity and Conservation* **7**:1639-1659.
- Thomas, J. A. 2005. Monitoring change in the abundance and distribution of insects using butterflies and other

- indicator groups. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 360:339–357.
- Turner, J., C. Gatehouse, and C. Corey. 1987. Does solar energy control organic diversity? Butterflies, moths and the British climate. *Oikos* **48**:195-205.
- Warren, M. S., J. K. Hill, J. A. Thomas, J. Asher, R. Fox, B. Huntley, D. B. Roy, M. G. Telfer, S. Jeffcoate, P. Harding, G. Jeffcoate, S. G. Willis, J. N. Greatorex-Davies, D. Moss, and C. D. Thomas. 2001. Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature* **414**:65-69.

Anexos

Hesperiidae

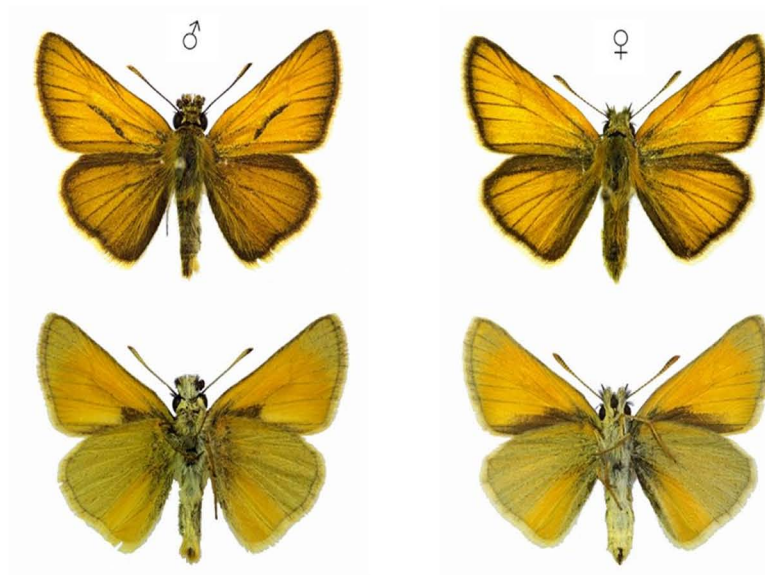
Tabela de voo

Espécie	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
<i>Carcharodus alceae</i>												
<i>Thymelicus sylvestris</i>												
<i>Hesperia comma</i>												

Carcharodus alceae



Thymelicus sylvestris



© Josef Dvořák

Hesperia comma



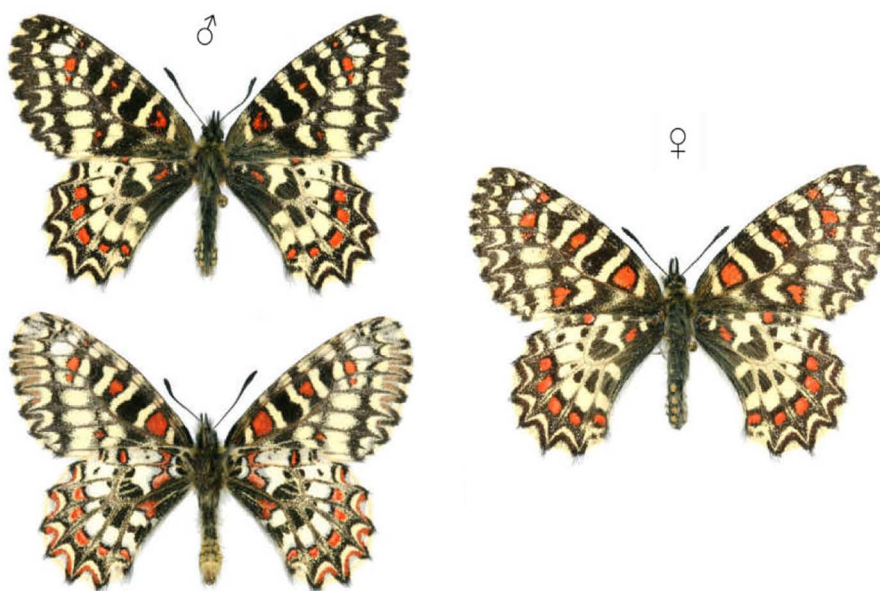
© Josef Dvořák

Papilionidae

Tabela de voo

Espécie	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
<i>Zerynthia rumina</i>												
<i>Iphiclides feisthamelii</i>												
<i>Papilio machaon</i>												

Zerynthia rumina



Iphiclides feisthamelii



Papilio machaon

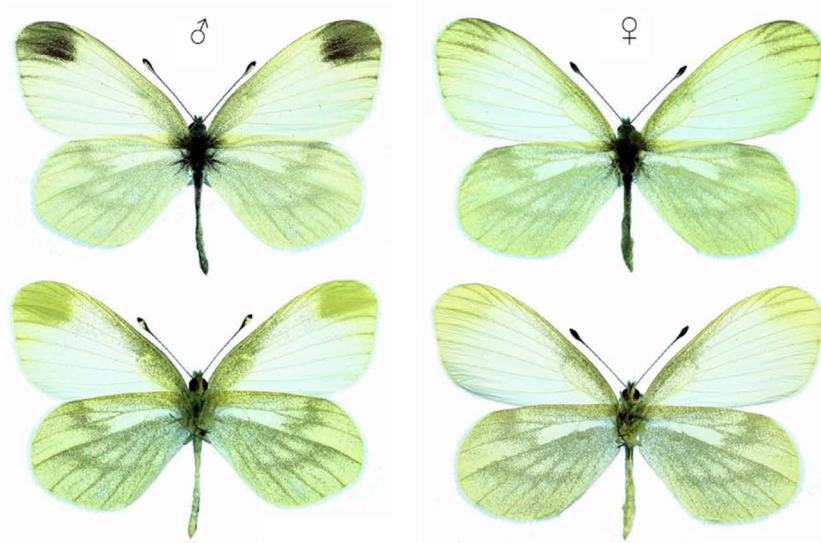


Pieridae

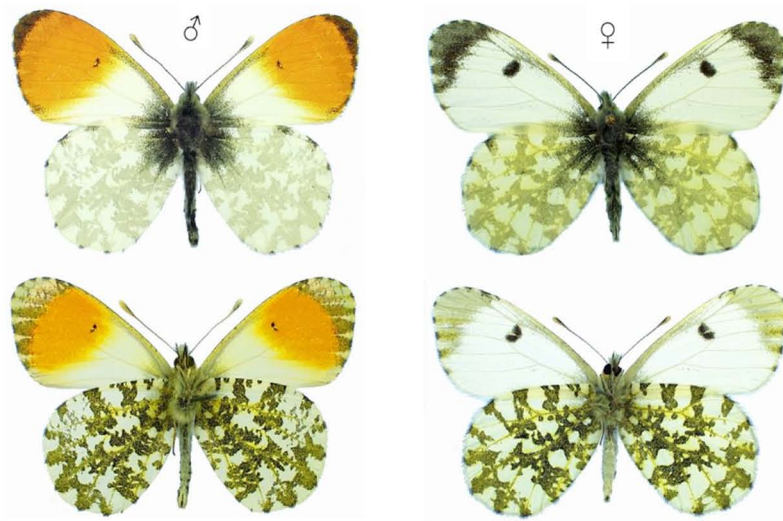
Tabela de voo

Espécie	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
<i>Leptidea sinapis</i>												
<i>Anthocharis cardamines</i>												
<i>Euchloe crameri</i>												
<i>Pieris brassicae</i>												
<i>Pieris rapae</i>												
<i>Pieris napi</i>												
<i>Pontia daplidice</i>												
<i>Colias croceus</i>												
<i>Gonepteryx rhamni</i>												
<i>Gonepteryx cleopatra</i>												

Leptidea sinapis



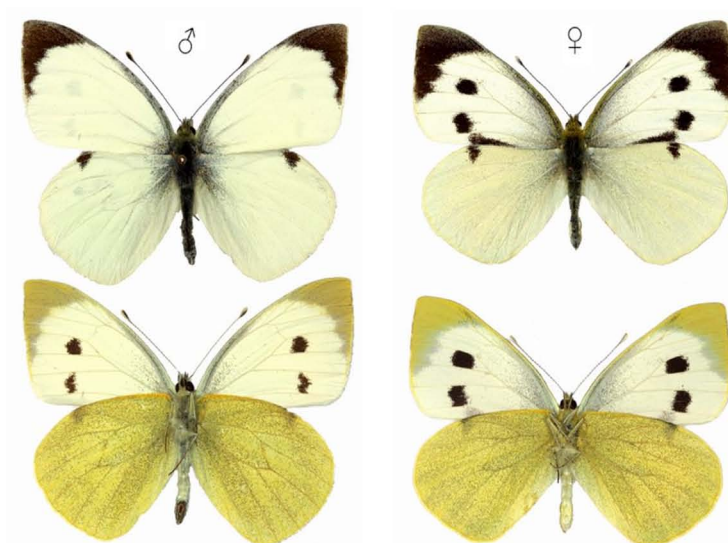
Anthocharis cardamines



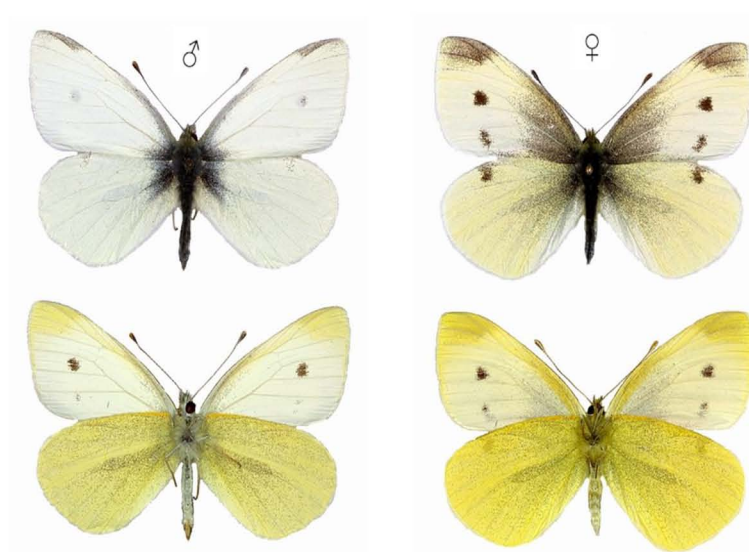
Euchloe crameri



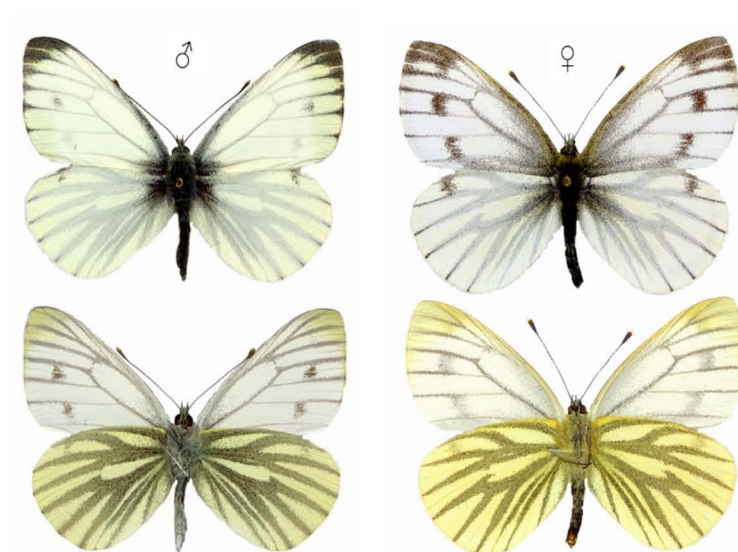
Pieris brassicae



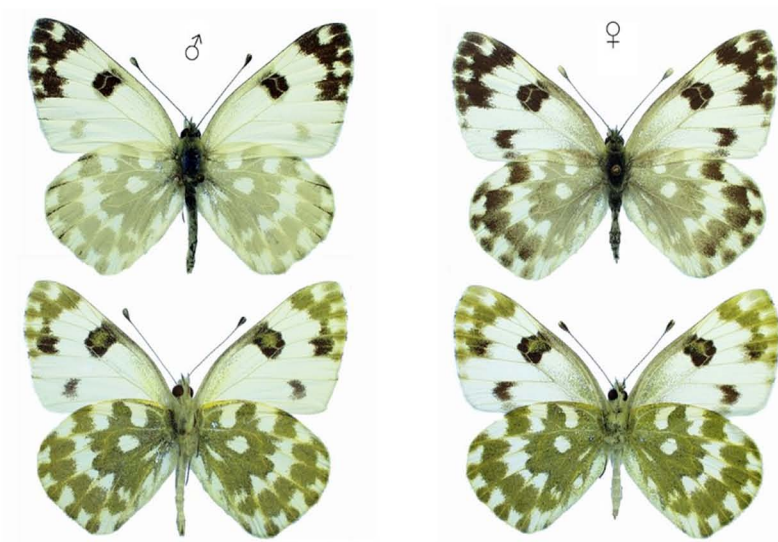
Pieris rapae



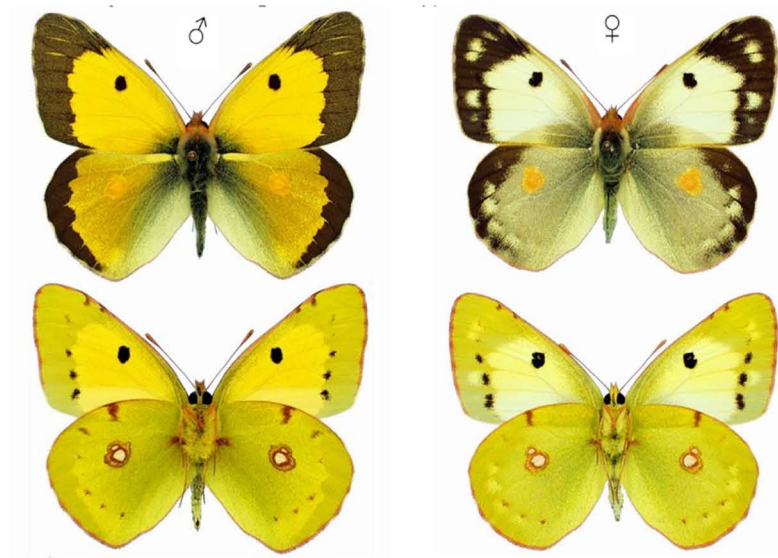
Pieris napi



Pontia daplidice



Colias croceus



Gonepteryx rhamni



Gonepteryx cleopatra

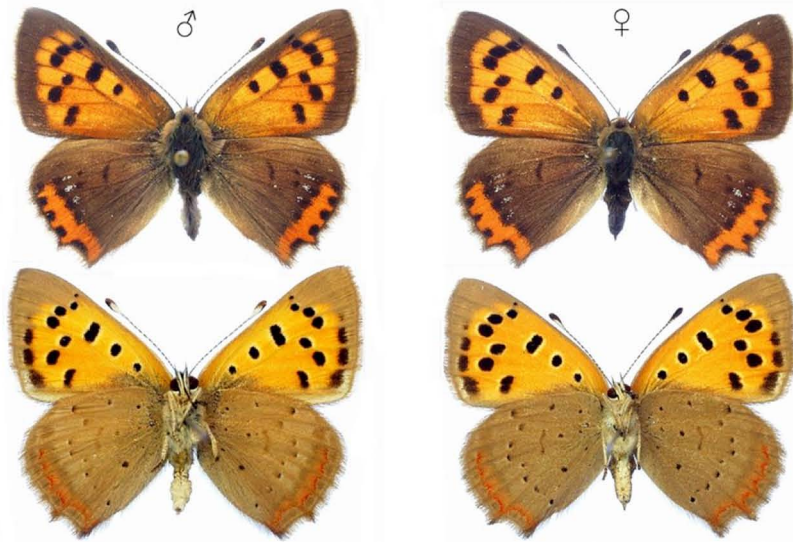


Lycaenidae

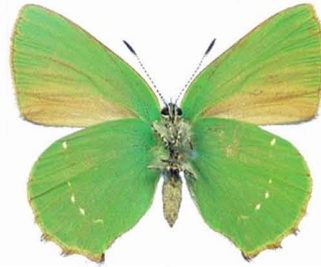
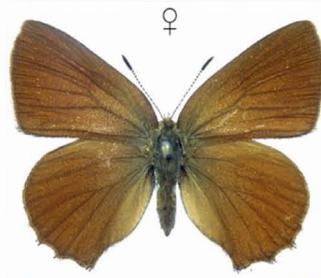
Tabela de voo

Es p é c i e	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
<i>Lycaena phlaeas</i>												
<i>Callophrys rubi</i>												
<i>Celastrina argiolus</i>												
<i>Glaucopsyche melanops</i>												
<i>Polyommatus icarus</i>												
<i>Polyommatus thersites</i>												
<i>Polyommatus semiargus</i>												

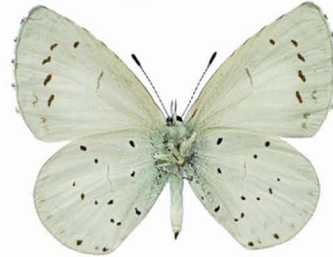
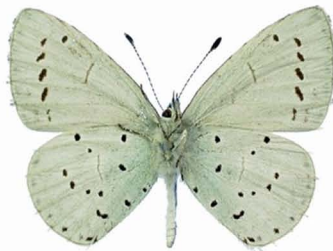
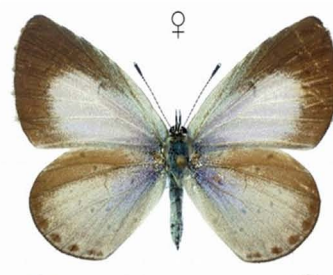
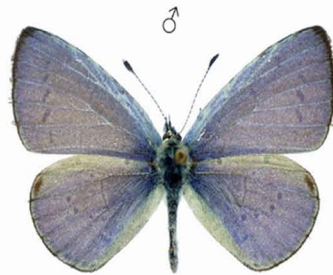
Lycaena phlaeas



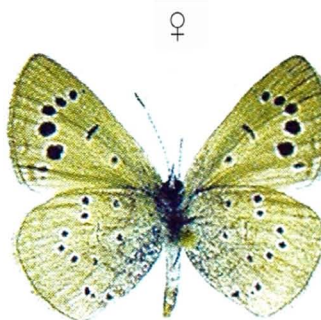
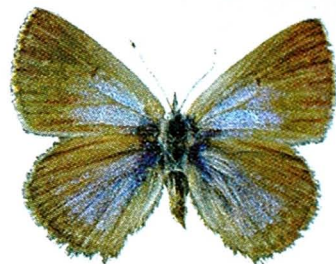
Callophrys rubi



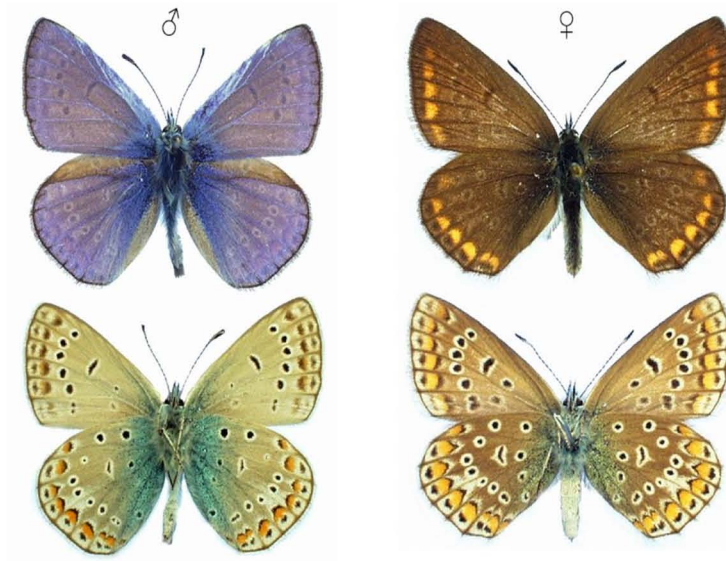
Celastrina argiolus



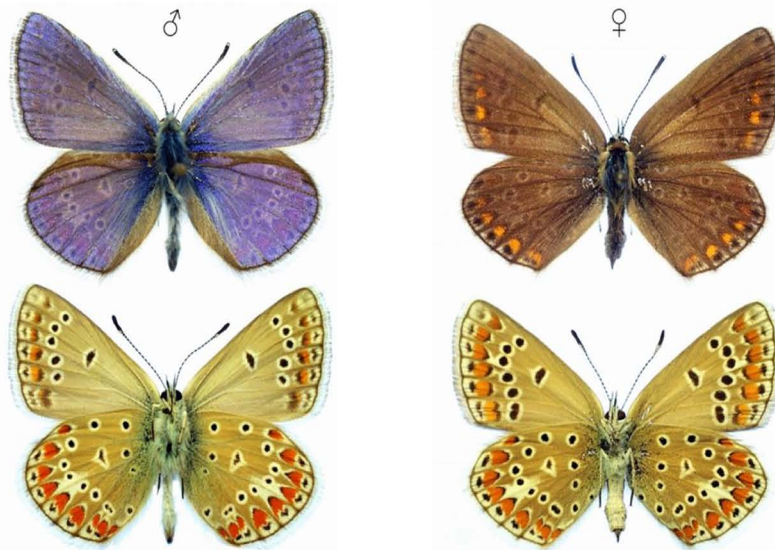
Glaucopsyche melanops



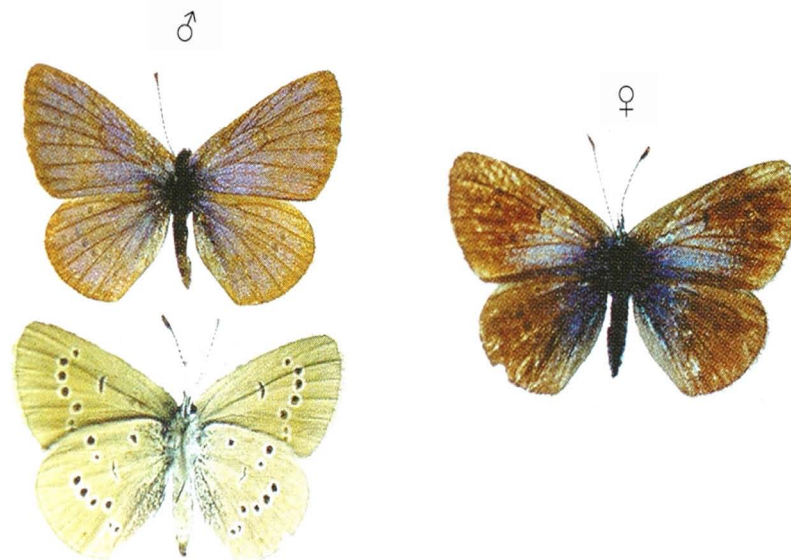
Polyommatus icarus



Polyommatus thersites



Polyommatus semiargus



Nymphalidae

Tabela de voo

Espécie	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
<i>Issoria lathonia</i>												
<i>Vanessa atalanta</i>												
<i>Vanessa cardui</i>												
<i>Inachis io</i>												
<i>Aglais urticae</i>												
<i>Nymphalis antiopa</i>												
<i>Euphydryas aurinia</i>												
<i>Melitaea phoebe</i>												
<i>Melitaea deione</i>												
<i>Limenitis reducta</i>												
<i>Argynnis pandora</i>												

Issoria lathonia



Vanessa atalanta



Vanessa cardui



Inachis io



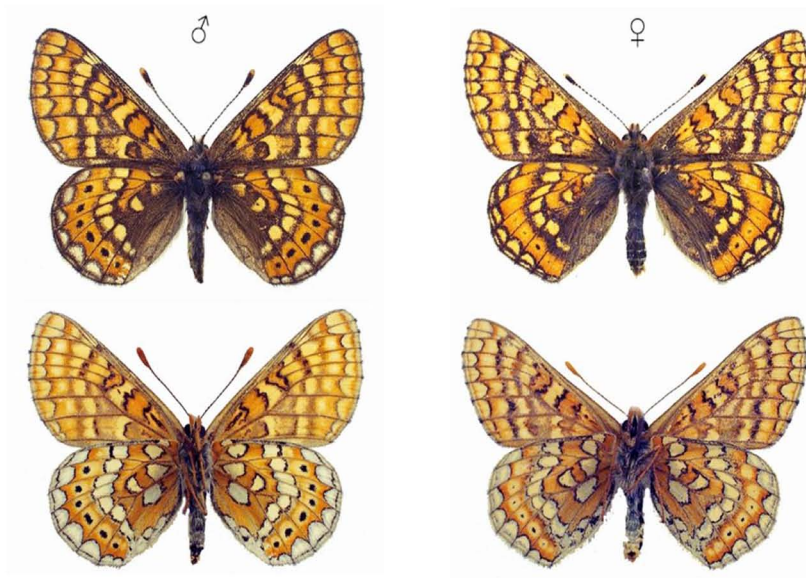
Aglais urticae



Nymphalis antiopa



Euphydryas aurina



Melitaea phoebe



Melitaea deione



Limenitis reducta



Argynnis pandora



Satyrinae

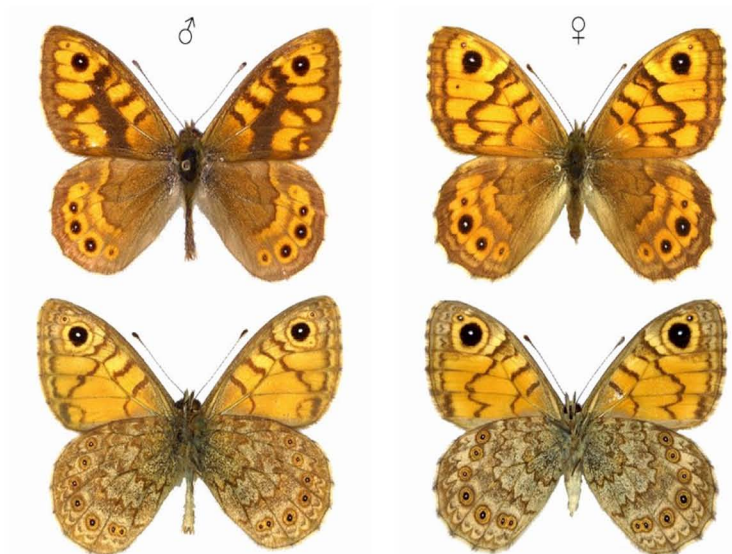
Tabela de voo

Espécie	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
<i>Pararge aegeria</i>												
<i>Lasiommata megera</i>												
<i>Lasiommata maera</i>												
<i>Pyronia cecilia</i>												
<i>Pyronia bathseba</i>												
<i>Maniola jurtina</i>												
<i>Melanargia lachesis</i>												

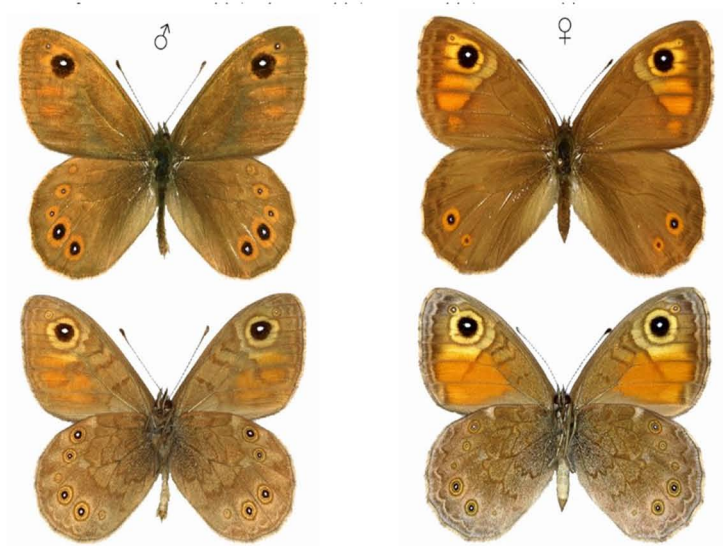
Pararge aegeria



Lasiommata megera



Lasiommata maera



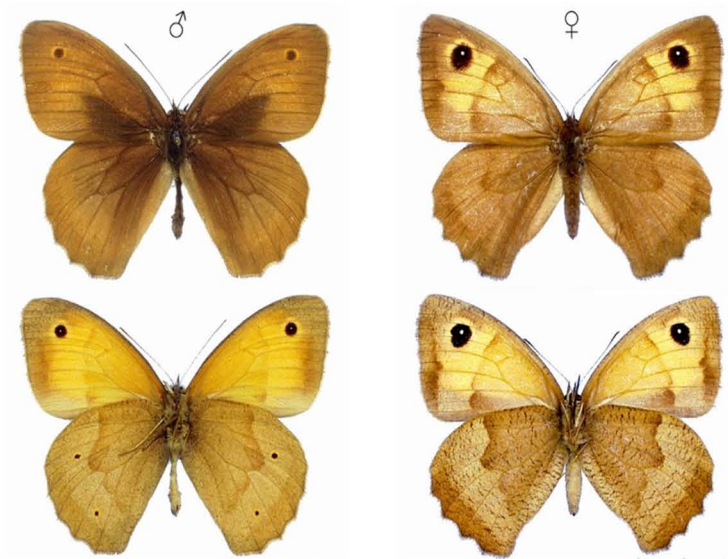
Pyronia cecilia



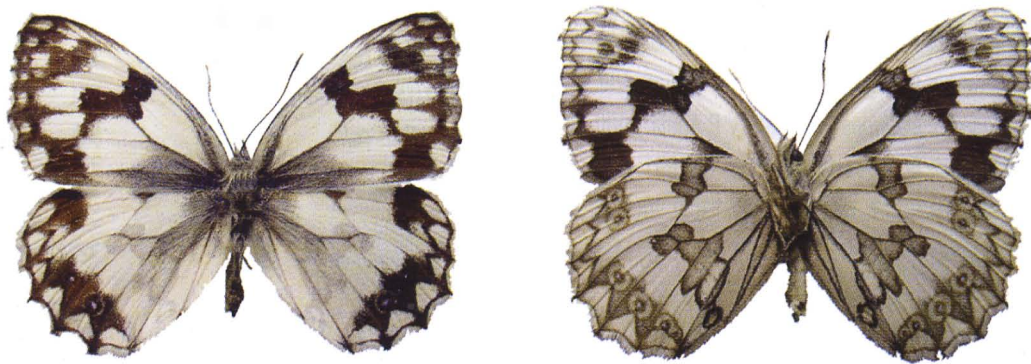
Pyronia bathseba



Maniola jurtina



Melanargia lachesis



Crédito das fotos:

Ernestino Maravalhas

Josef Dvořák