



UNIVERSIDADE DE ÉVORA

ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

Interacções Biológicas nas Comunidades de Montado – Caso de Estudo da Herdade da Mitra |

André Filipe Catarino de Oliveira |

Orientação: Doutor Rui Lourenço |

Doutor Carlos Godinho |

Mestrado em Biologia da Conservação

Dissertação

Évora, 2018



UNIVERSIDADE
DE ÉVORA

Universidade de Évora

Departamento de Biologia

Mestrado em Biologia da Conservação



Interacções Biológicas nas Comunidades de Montado

Caso de Estudo da Herdade da Mitra

André Filipe Catarino de Oliveira

Orientação

Doutor Rui Lourenço

Doutor Carlos Godinho

Dissertação

Évora

2018

Índice

Agradecimentos	1
Resumo.....	2
Abstract.....	3
1. Introdução.....	4
1.1 Conservação Actual da Biodiversidade	4
1.2 Interações Biológicas.....	5
1.3 Estabilidade dos Ecossistemas	5
1.4 <i>Network Analysis</i> , Predação e Redes Tróficas.....	7
1.5 Montado, um Ecossistema em Mudança.....	8
1.6 Objectivos.....	9
2. Metodologia	10
2.1 Caracterização da Área de Estudo.....	10
2.2 Estruturação das Comunidades Ecológicas	11
2.3 Caracterização dos Cenários	12
2.4 Softwares de <i>Network Analysis</i>	15
2.5 Análise de Redes Tróficas.....	18
3. Resultados.....	20
4. Discussão	32
5. Conclusões Finais	35
6. Referências Bibliográficas	36
7. Anexos.....	43

Agradecimentos

Desde já, gostaria de agradecer aos meus orientadores Rui Lourenço e Carlos Godinho por me terem apresentado este tema de trabalho, pela paciência para esclarecer todas as dúvidas e pela ajuda disponibilizada durante a realização do estudo.

Aos meus professores de mestrado por todos os conhecimentos e competências transmitidos em Biologia da Conservação, principalmente prof^a. Carla Pinto-Cruz, prof^a. Helena Adão e prof. Paulo Sá-Sousa que me ajudaram muito durante as apresentações de Projecto e Seminário.

Ao prof. João Rabaça não só por me ter ajudado durante as apresentações de Projecto e Seminário, mas também por me ter indicado quem melhor me poderia orientar no estudo das interações biológicas.

Ao Pedro Pereira por todas as sugestões de melhoramento do trabalho, pela contribuição com bibliografia para construir a base de dados e pela ajuda na identificação de aves e plantas.

Ao meu amigo Luís Guilherme Sousa que desde sempre me tem passado o seu conhecimento sobre biodiversidade e forma de estar em campo, para além dos seus conselhos e sugestões para o trabalho.

Aos meus amigos Patrícia Santos, Cláudia Lopes e Pedro Faísca, que me acompanharam em algumas saídas de campo e partilharam comigo dias de redacção e leitura de artigos.

A todos os meus colegas e amigos de licenciatura e de mestrado que me acompanharam em aulas, saídas de campo, sessões de estudo e trabalhos de grupo, para além dos momentos divertidos durante estes cinco anos.

À minha família, especialmente pais e avós, e restantes amigos por todo o apoio, preocupação e incentivo em qualquer fase da minha vida universitária.

Por último, um agradecimento especial à minha amiga e namorada Sara Ornelas por todas as conversas, desabafos, apoio em saídas de campo e escrita, sugestões e ajuda na concretização deste trabalho.

[O presente documento não segue o Acordo Ortográfico de 1990]

Resumo

O estudo das interações biológicas tem um papel importante na percepção dos efeitos de alterações nos ecossistemas. Sendo o montado um ecossistema onde a intervenção humana é imprescindível, foi avaliada a estabilidade das interações tróficas em cenários de aumento de intensidade de pastoreio e de temperatura, na Herdade da Mitra. Para isso, foram construídas matrizes de interação, caracterizados os cenários e seleccionado um programa de *Network Analysis* que mais se adequava à avaliação de uma série de parâmetros. Como resultados, verificou-se a diminuição da maioria dos índices calculados com o aumento dos dois factores de perturbação, sendo o montado aberto aquele que pareceu ser mais estável, provavelmente pela sua elevada heterogeneidade espacial e estrutural que possibilita um maior número de espécies e interações. Assim, poderá ser importante utilizar a avaliação das interações biológicas como um critério adicional de certificação florestal do montado e de outros ecossistemas geridos pelo Homem.

Palavras-chave: Alterações Climáticas; Bipartite; Estrutura de Comunidades; Intensificação de Pastoreio; Redes Tróficas.

Abstract

Biological Interactions in Montado Communities – Case Study of Herdade da Mitra

The study of biological interactions has an important role in perception of changes effects in ecosystems. The montado is an ecosystem where human intervention is essential. We have analysed the stability of trophic interactions in scenarios of increased grazing and temperature intensity, in Herdade da Mitra. For this, we have constructed interaction networks, characterized the scenarios and selected the best software for Network Analysis, to evaluate several descriptors. As results, we noted the decrease of most attributes with the increase of the two perturbation factors. The open montado seems to be the most stable, probably for its high spatial and structural heterogeneity that allows a high number of species and interactions. In the future, it may be important to use the evaluation of biological interactions as an additional criterion for forest certification of montado and other anthropogenic systems.

Keywords: Bipartite; Climatic Change; Communities' Structure; Food Webs; Grazing Intensification.

1. Introdução

1.1. Conservação Actual da Biodiversidade

Nos últimos anos, investigadores, decisores políticos e mesmo a sociedade em geral têm vindo a preocupar-se com o aumento da perda de biodiversidade, causado principalmente pela destruição de ecossistemas e alterações climáticas globais (Naeem *et al.*, 2016; Seddon *et al.*, 2016; Pyke, 2017; Ripple *et al.*, 2017). Porém, têm tomado consciência de que será muito difícil conseguir conservar todas as espécies e habitats existentes no planeta, devido à limitação de recursos.

A estratégia mais utilizada em processos de tomada de decisão quando falamos de questões ambientais e ecológicas passa por priorizar as espécies com um estatuto de conservação mais desfavorável ou habitats que se encontrem em piores condições de sustentabilidade. Todavia, a forma como fazemos essa priorização tem sofrido mudanças, como realçado por Harvey *et al.* (2017). Inicialmente, a abordagem utilizada em conservação passava por dar principal foco à gestão dos parques naturais ou de espécies individuais para conseguir uma protecção dos processos que ocorrem ao nível do ecossistema ou de toda a comunidade. No futuro, os investigadores apontam que a Conservação deverá focar-se nos próprios processos e serviços dos ecossistemas e redes de interacções entre espécies para dar uma protecção efectiva aos habitats e espécies existentes no local (Harvey *et al.*, 2017).

Sendo assim, para prever as consequências da perda de espécies ao nível da comunidade e do ecossistema é necessário ampliar a nossa compreensão tradicional de sistemas mais simples de interacção entre espécies para redes ecológicas mais complexas encontradas nos ecossistemas naturais (Brose *et al.*, 2005).

1.2. Interações Biológicas

As interações biológicas, também designadas de relações ecológicas, correspondem a qualquer interação entre dois ou mais indivíduos, da mesma espécie ou de espécies diferentes, que ocorram numa comunidade dentro de um ecossistema, podendo exercer efeitos positivos, negativos e/ou neutros sobre os indivíduos envolvidos.

Tal como demonstram Dunne *et al.* (2002) e Deguines *et al.* (2017), um dos maiores desafios da comunidade científica do século XXI é entender como o clima e outros factores influenciam as interações entre as espécies dentro das comunidades ecológicas, estando provavelmente os efeitos da perda de biodiversidade dependentes da complexidade do ecossistema afectado, bem como do número e da função das espécies perdidas. Assim, será importante ter presente o conceito de estabilidade dos ecossistemas.

1.3. Estabilidade dos Ecossistemas

A definição de estabilidade não é consensual entre ecólogos, apresentando mais de uma centena e meia de significados diferentes, segundo Grimm & Wissel (1997). Para tornar essa definição mais simples, Saint-Béat *et al.* (2015) propuseram que a estabilidade se refere à capacidade de um ecossistema se manter num determinado estado ao longo do tempo, contra forças internas e externas que o forcem a sair desse estado. Além disso, os mesmos autores apresentam os quatro conceitos mais usados e aceites pela comunidade científica, que contribuem para a explicação do termo e que se encontram definidos abaixo e representados graficamente na Figura 1.

- Resiliência: Velocidade que um sistema tem de voltar ao estado de equilíbrio depois de uma perturbação.

- Persistência: Tempo de permanência num mesmo estado antes de mudar para outro (medida da capacidade de um sistema se manter através do tempo).

- Resistência: Capacidade do ecossistema se manter no estado original perante perturbações externas.

- Robustez: Durabilidade da integridade do ecossistema (quantidade de perturbação que um ecossistema consegue suportar até mudar para outro estado).

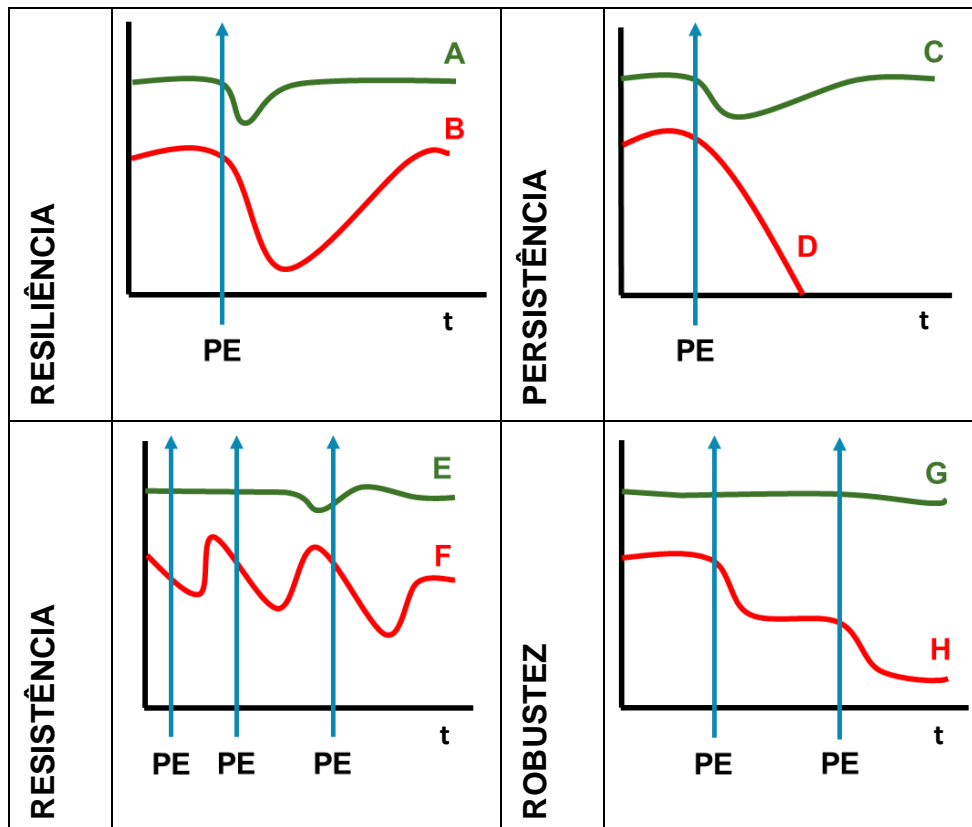


Figura 1 – Quatro conceitos relativos a estabilidade, segundo Saint-Béat *et al.* (2015). Os gráficos mostram a continuidade temporal de ecossistemas hipotéticos (A-H); PE indica a ocorrência de uma perturbação externa; e todas as curvas verdes representam ecossistemas mais estáveis (A, C, E e G).

Como demonstrado por Hooper *et al.* (2005), não é apenas a abundância relativa de cada espécie de uma comunidade que contribui para a estabilidade do ecossistema, mas também as suas características funcionais. Muitas propriedades dos ecossistemas não se alteram com a perda de espécies, uma vez que na comunidade existem espécies que desempenham funções semelhantes. Nestes casos, o contributo para o ecossistema das espécies perdidas é baixo. Mais recentemente, Laliberté *et al.* (2010) concluíram que a resiliência de um ecossistema depende da redundância funcional (número de

espécies que contribuem similarmente para as mesmas funções no ecossistema) e da diversidade de respostas (como espécies semelhantes funcionalmente respondem de forma diferente às perturbações). Essa redundância funcional pode ser calculada através da riqueza de espécies por grupo funcional.

Em 1969, Robert Paine utilizou pela primeira vez o conceito de “espécie-chave”, definida como uma espécie que tem um impacto na comunidade muito superior ao expectável quando consideramos a sua abundância relativa, podendo ter consequências drásticas na composição, estrutura e estabilidade do próprio ecossistema. Essa espécie pode desempenhar qualquer função importante, encontrar-se em qualquer nível trófico da comunidade e/ou ter qualquer efeito sobre outras, como por exemplo, espécies engenheiras, predadores de topo e espécies mutualistas, respectivamente. Torna-se assim importante compreender como e em que situações a perda de espécies-chave causa grandes declínios de muitas outras dentro da mesma comunidade ecológica (Graedel *et al.*, 2001).

1.4. Network Analysis, Predação e Redes Tróficas

Hoje em dia, o estudo dos sistemas ecológicos e das interações que ocorrem entre espécies está em grande expansão, recorrendo a modelos de *Network Analysis* para caracterizar a estrutura, função e evolução desses sistemas (Proulx *et al.*, 2005). Este tipo de análise tem sido utilizado para o estudo de interações dentro de comunidades microbiológicas (p. ex., Barberán *et al.*, 2012), para o estudo de relações entre plantas e polinizadores (p. ex., Chacoff *et al.*, 2012), para a avaliação de como certos factores ambientais podem influenciar as interações de uma comunidade (p. ex., Deguines *et al.*, 2017) e ainda entender como se mantêm as relações numa comunidade quando ocorre extinção e/ou invasão de espécies em ecossistemas que possam estar mais fragilizados (p. ex., Wallach *et al.*, 2017).

Neste estudo, focámo-nos nas interações predatórias entre espécies, pela facilidade de recolha de dados e por terem um papel importante na

estabilidade das comunidades. A predação pode-se definir tão simplesmente como qualquer interacção onde ocorre morte de um indivíduo (presa) por outro (predador), havendo fluxo de matéria e energia do primeiro para o segundo (Sih *et al.*, 1985). Reportando ainda à definição proposta por Sih *et al.* (1985), apenas se consideram predadores os animais que se alimentam de matéria vegetal (herbívoros), de matéria animal (carnívoros) ou de ambas (omnívoros). Para mais facilmente se estudarem essas interacções, e aplicando modelos de *Network Analysis*, utilizam-se representações gráficas das interligações naturais de cadeias alimentares, designadas redes tróficas.

1.5. Montado, um Ecossistema em Mudança

No contexto biogeográfico da Península Ibérica, o montado aparece como um ecossistema de grande importância, conjugando valores elevados de biodiversidade com diversas actividades humanas, como exploração florestal, pastoreio, cinegética e turismo (Pereira *et al.*, 2015). É definido como um sistema agro-silvo-pastoril da região Mediterrânica onde predomina o sobreiro (*Quercus suber*) e a azinheira (*Q. rotundifolia*), podendo ainda ter associadas outras espécies de quercíneas (*Q. faginea*, *Q. pyrenaica*, *Q. robur*, *Q. coccifera* e *Q. lusitanica*), coníferas (*Pinus pinea* e *P. pinaster*) e oleáceas (*Olea europaea*). O montado é um bom exemplo da interacção entre o Homem e a Natureza, sendo a intervenção humana necessária para a sua gestão e harmonia.

Nas últimas décadas, o montado tem sofrido um conjunto de mudanças que podem contribuir para a perda de biodiversidade e, conseqüentemente, perda de funcionalidade estrutural. Primeiro com a alteração nas espécies de gado utilizadas e mais recentemente com a intensificação do pastoreio, tem-se verificado o aumento da fragmentação e da homogeneidade do montado (Pinto-Correia & Mascarenhas, 1999; Pereira *et al.*, 2015; Almeida *et al.*, 2016). Também a redução da cobertura arbustiva e aumento da mecanização na agricultura promovem a degradação do solo, diminuem a regeneração natural do coberto arbóreo e podem fragilizar a saúde das árvores (Pinto-Correia & Mascarenhas, 1999). Todas estas conseqüências negativas têm contribuído

para a destruição deste ecossistema, estando também correlacionadas com o aumento da periodicidade dos incêndios e alterações climáticas na região Mediterrânica (Almeida *et al.*, 2016).

1.6. Objectivos

Torna-se assim importante avaliar em que medida esses factores de alteração do montado podem provocar mudanças na composição e estrutura das comunidades. Para procurar dar resposta a estas questões, os objectivos principais deste estudo prendem-se com a realização de um exercício teórico para caracterizar as redes tróficas de comunidades ecológicas em dois tipos de montado com densidades arbóreas distintas, e avaliar o impacto do aumento de temperatura e intensidade de pastoreio na riqueza de espécies, equitabilidade e outros descritores quantitativos de redes tróficas em cinco cenários, utilizando para isso uma área representativa de montado na região sul de Portugal.

2. Metodologia

2.1. Caracterização da Área de Estudo

Este estudo foi realizado na Herdade da Mitra (38° 32' N, 8° 01' W), uma propriedade do Estado que se encontra sob tutela da Universidade de Évora. Situa-se perto da aldeia de Valverde, a cerca de 12 km da cidade de Évora e que pertence à sub-região do Alentejo Central (NUTS II). Foi escolhida por apresentar informação de base detalhada acerca da biodiversidade e da gestão realizada, existindo parcelas de montado em bom estado de conservação, que funcionam como base de referência para os cenários propostos.

A Herdade da Mitra tem uma área aproximada de 290 ha e é maioritariamente ocupada por montado misto de sobro e azinho, pastagens e matos, apresentando algumas parcelas de olival, pinhal e vinha. Para além destes biótopos de maior relevância, encontram-se também elementos na paisagem que contribuem para a elevada biodiversidade deste local, como a galeria ripícola formada pela ribeira de Valverde, que limita a herdade a Norte e Oeste, e os charcos permanentes e temporários que pontuam o montado aberto, constituindo reservatórios de água importantes principalmente durante a estação seca (Mitra-Nature, 2014).

Em termos de densidade arbórea, na Herdade da Mitra, encontramos uma área de montado denso (cobertura arbórea superior a 50 árvores/ha) na região sudoeste e uma área de montado aberto (entre 20 e 50 árvores/ha) na região nordeste (Pereira *et al.*, 2015). Segundo Pinto-Correia & Almeida (2013) e Pereira *et al.* (2015), ainda podemos considerar uma terceira categoria de classificação qualitativa do montado (montado esparsos, com uma cobertura arbórea inferior a 20 árvores/ha), importante para a definição dos cenários.

2.2. Estruturação das Comunidades Ecológicas

Para estruturar e caracterizar as redes tróficas das comunidades ecológicas é necessário saber que espécies as compõem. Esta informação foi obtida através da consulta de base de dados nacionais e internacionais (eBird, 2012; Flora-On, 2014; Mitra-Nature, 2014), atlas de distribuição de espécies (Loureiro *et al.*, 2008; Bencatel *et al.*, 2017) e complementada através da solicitação de dados de especialistas e através da realização de amostragens de campo direccionadas para cada grupo.

Essas amostragens decorreram entre julho de 2016 e novembro de 2017 e consistiram na detecção da presença de espécies de quatro classes de vertebrados, em quadrículas de 250 x 250 m, na Herdade da Mitra. Para anfíbios e répteis foram realizados percursos para prospecção com duração de 10 min, em cada quadrícula. No caso das aves, fizeram-se percursos de 30 min em cada quadrícula para registo visual e/ou auditivo das espécies aí presentes. Para os mamíferos colocaram-se câmaras de armadilhagem fotográfica (Bushnell e Reconyx) em quadrículas escolhidas aleatoriamente por tipo de montado, na tentativa de cobrir a maioria dos habitats presentes na área de estudo. O total de quadrículas amostradas foi 31, cobrindo cerca de 194 ha da área de estudo.

Depois de toda a informação recolhida, foi necessário aplicar critérios de selecção de espécies. No caso das espécies de vertebrados, foram consideradas espécies que passem um período regular e façam uma utilização frequente dos habitats (com mais de 10 observações/registos durante pelo menos 2 meses) e/ou tenham reprodução confirmada na área de estudo. Espécies que apenas ocorrem de passagem (p. ex., migração), ocasionais ou raras para a região não foram consideradas para os cenários. Quanto aos grupos de invertebrados e famílias de plantas, consideraram-se *taxa* com abundância relevante e registo confirmado na área de estudo.

Para a categoria dos predadores foram consideradas as espécies de vertebrados presentes na área de estudo, e para a categoria das presas foram tidas em conta espécies de vertebrados, ordens de insectos, outras classes (Arachnida, Chilopoda e Diplopoda), subfilo (Crustacea) e filós (Mollusca e Annelida) de invertebrados e famílias de plantas com relevância para as comunidades estudadas. Foi tomada a opção de não serem consideradas para

o estudo espécies de invertebrados e de plantas, porque não havia informação suficientemente detalhada destes grupos na área de estudo, para além de poder tornar as análises mais confusas.

Depois de definidos os predadores, procedeu-se à consulta de bibliografia acerca da alimentação potencial para cada espécie de vertebrado (Cramp, 1977-1994; MacDonald & Barrett, 1999; Catry *et al.*, 2010; Balmori *et al.*, 2013; Pereira, *et al.*, 2015; Salvador & Barja, 2018), registando apenas os taxa que representem pelo menos 5% da dieta de cada predador.

2.3. Caracterização dos Cenários

Consideraram-se cinco cenários de montado onde se avaliaram as interações na comunidade, dois que representam situações reais e três que representam situações hipotéticas, conforme as previsões de alterações climáticas (Lindner *et al.*, 2010) e de disseminação do gado bovino nos montados do sul de Portugal, como uma das principais fontes de rendimento agrícola (Pinto-Correia *et al.*, 2011; Almeida *et al.*, 2016). A Figura 2 mostra as representações de cada um dos cenários abaixo descritos.

- Cenário 1 – Situação Real (**CEN1_MD**): Este cenário foi baseado na situação actual da região sudoeste da área de estudo. É caracterizado por um montado denso, com elevada cobertura arbustiva, sem pastoreio e baixa intervenção humana. Existe uma ribeira com caudal intermitente (segundo a classificação de Lencastre & Franco, 2003), que apenas fica reduzido a alguns remansos durante os meses de Verão. A galeria ripícola apresenta um bom estado de conservação.

- Cenário 2 – Situação Real (**CEN2_MA**): Este cenário foi baseado na situação actual da região nordeste da área de estudo. É descrito com um montado aberto, com alguns núcleos arbustivos, apresentando um pastoreio de média intensidade por gado bovino. A ribeira apresenta também um caudal intermitente, embora de menor largura, ficando reduzido a pequenos remansos nos meses de Verão. A galeria ripícola apresenta um bom estado de conservação.

- Cenário 3 – Situação Hipotética (**CEN3_ME**): Este cenário foi criado com base numa intensificação do pastoreio a partir do CEN2_MA. É caracterizado por um montado esparso, sem coberto arbustivo, apresentando um pastoreio com grande intensidade por gado bovino. Neste cenário existe morte de algumas árvores. A ribeira apresenta um caudal muito semelhante aos cenários 1 e 2, porém a galeria ripícola encontra-se parcialmente destruída por invasão do gado bovino.

- Cenário 4 – Situação Hipotética (**CEN4_MDT**): Este cenário foi projectado numa situação de aumento de temperatura e dos meses de seca a partir do CEN1_MD. É descrito como um montado denso, com grande coberto arbustivo, sem pastoreio e pouca intervenção humana. A ribeira perde grande parte do caudal, transformando-se num curso de água efémero (Lencastre & Franco, 2003), escoando água apenas durante ou imediatamente após períodos de precipitação, devido ao aumento do número de meses em seca, aumento da temperatura média anual e diminuição da humidade relativa. A galeria ripícola sofre uma transformação na composição de espécies vegetais.

- Cenário 5 – Situação Hipotética (**CEN5_MAT**): Este cenário foi criado numa situação de aumento de temperatura a partir do CEN2_MA. Caracteriza-se por um montado aberto, com alguma cobertura arbustiva, apresentando um pastoreio de média intensidade por gado bovino. A ribeira passa a um curso de água efémero, por aumento da temperatura média anual. A galeria ripícola sofre uma transformação na composição florística.

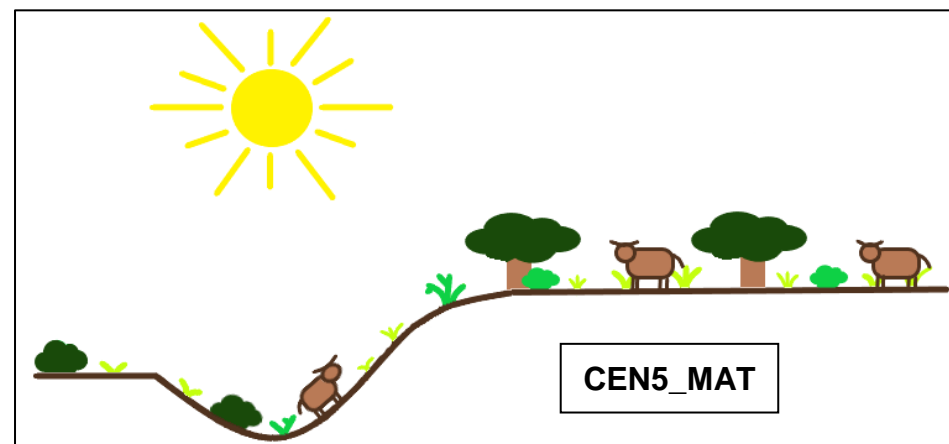
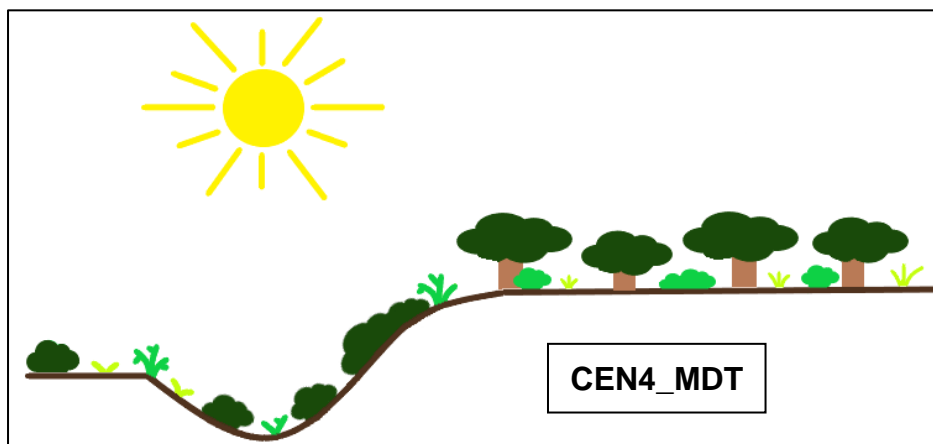
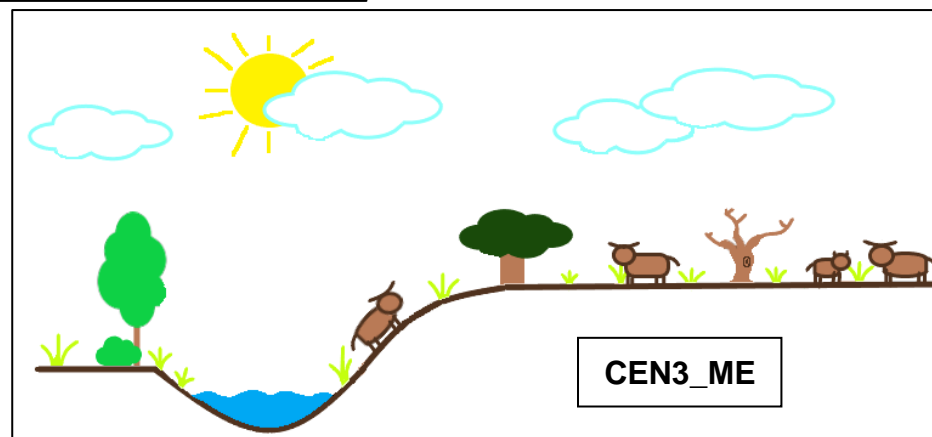
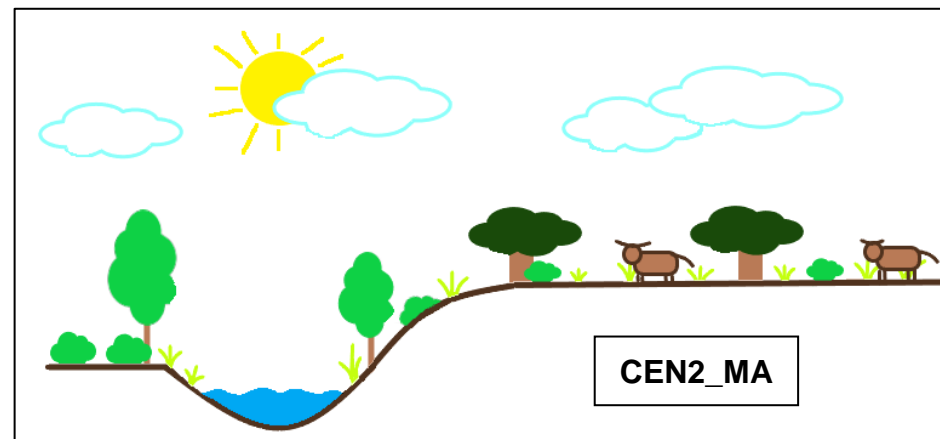
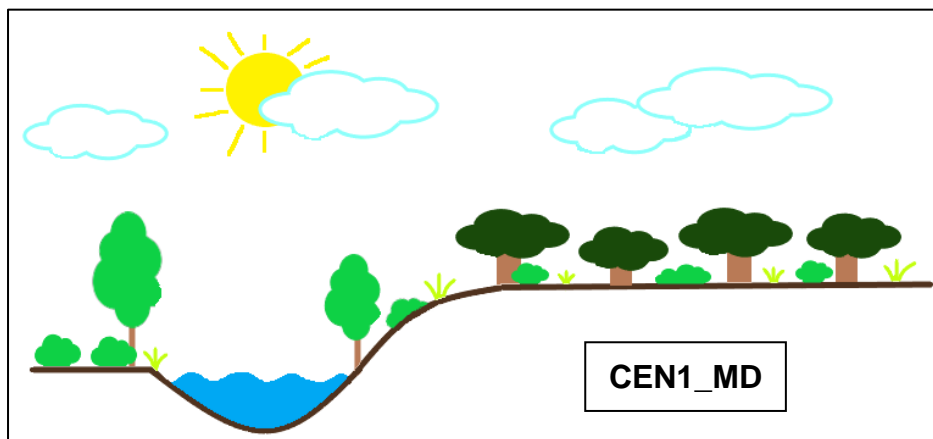


Figura 2 – Cenários representativos de diferentes situações de montado. CEN1_MD: situação real de montado denso, sem pastoreio e pouca intervenção humana; CEN2_MA: situação real de montado aberto, com pastoreio de média intensidade; CEN3_ME: situação hipotética de montado esparsos por aumento de pastoreio; CEN4_MDT: situação hipotética de aumento de temperatura no montado denso; CEN5_MAT: situação hipotética de aumento de temperatura no montado aberto.

2.4. Softwares de *Network Analysis*

Para analisar redes tróficas existem diversos softwares com especificidades e requisitos distintos. No âmbito desta dissertação, avaliaram-se nove softwares diferentes de forma a perceber o que mais se adequava à tipologia de dados existente.

- Ecopath: Segundo Christensen *et al.* (2005), trata-se de um software que permite estudar modelos descritivos de redes tróficas a partir de diferentes bases de dados, possibilita explorar cenários alternativos no tempo e no espaço e avalia a instabilidade de ecossistemas aquáticos e terrestres. É muito utilizado em estudos de ecossistemas marinhos e com aplicação em gestão de pesca (p. ex., Colléter *et al.*, 2015). Não permite o cálculo de variáveis com importância em comunidades terrestres, como densidade de ligações, sobreposição de nicho, declive de extinção, e produz gráficos e outros *outputs* pouco intuitivos.

- EcoNet: Software online, com uma interface simples e flexível, adaptável a qualquer tipo de estudo (comunidades terrestres ou marinhas) (Kazancı, 2007). Porém, não é muito prático para comunidades complexas (mais de 50 espécies de predadores e presas), apresenta alguns gráficos e variáveis de difícil interpretação e não existem muitos trabalhos publicados que o usem.

- network: Pacote do programa R utilizado principalmente para criar e modificar redes de qualquer natureza (ecológicas, sociais, informáticas, etc.), permitindo visualizar e gerar representações de estruturas mais complexas, recolher atributos e fazer operações com redes (Butts *et al.*, 2015). Está na base de outros pacotes do R abaixo referidos (p. ex., bipartite e econullnetr).

- igraph: Como referido por Csárdi *et al.* (2018), o principal objectivo do *igraph* é fornecer um conjunto de dados e funções para implementação de algoritmos gráficos no programa R, permitindo criar gráficos de diferentes tipos com várias formas possíveis, que se adequam à visualização das redes. Contudo, mostrou-se um processo moroso e difícil para obter os gráficos ideais de representação das comunidades estudadas.

- vegan: Pacote do R com ferramentas para ecologia descritiva de comunidades, apresenta vários métodos de ordenação de dados descritivos. Permite o cálculo de diferentes índices de diversidade e é usado em muitos

estudos (Dixon, 2003; Oksanen *et al.*, 2018). Todavia, a maioria dos trabalhos publicados são em áreas relacionadas com interacções a nível microbiológico, genético e planta-polinizador (p. ex., Barberán *et al.*, 2012; Weiner *et al.*, 2011). Tal como o pacote *network*, também se encontra na base de pacotes mais recentes, como é o caso do *bipartite*.

- *bipartite*: Pacote de utilização no R, que fornece funções para visualizar *webs* e calcular uma série de índices comumente usados para descrever redes ecológicas (Dormann *et al.*, 2018). Está focado em *webs* com apenas dois níveis de interacção, como planta-polinizador (p. ex., Chacoff *et al.*, 2012) e presa-predador (p. ex., Dalerum *et al.*, 2016). Permite calcular parâmetros de diversidade e estabilidade ao nível da comunidade, dos grupos funcionais e das espécies, apresentando *outputs* muito interessantes para o estudo em causa. Para comunidades complexas, os gráficos de interacção ficam pouco perceptíveis.

- *econullnetr*: Outro pacote do programa R, que usa ferramentas de criação de modelos nulos, a partir de redes ecológicas originais, analisando a estrutura das mesmas e identificando os recursos mais importantes (Vaughan, 2017). Demonstra-se muito semelhante ao *bipartite*, mas necessita de dados sobre a abundância das presas.

- *enaR*: Este é outro pacote do R, baseado na teoria de *Ecosystem Network Analysis* (ENA), que utiliza uma série de algoritmos desenvolvidos para analisar modelos de rede com fluxos de matéria e energia nos ecossistemas (Lau *et al.*, 2017). Necessita de informação acerca das espécies, fluxos internos e externos, respiração, biomassa, entre outros, para os algoritmos conseguirem efectuar as análises.

- *cheddar*: Segundo Hudson *et al.* (2018), este pacote do R fornece uma representação flexível e extensível das comunidades ecológicas. Adicionalmente, disponibiliza um conjunto de funções de análise e visualização, permitindo a comparação entre *webs*, como também alterações na estrutura das comunidades através de gradientes ambientais, temporais e espaciais. Todavia, precisa de informação sobre as redes tróficas, a massa corporal das espécies e a sua abundância.

De todos os softwares avaliados (Tab. 1), entendeu-se que o bipartite (Dormann *et al.*, 2018) seria o mais adequado para comparar as comunidades do nosso estudo. Primeiro porque se trata de comunidades terrestres com um grande número de espécies, e depois porque não existe informação acerca da abundância, biomassa, fluxos de matéria e energia, entre outros, para todos os grupos envolvidos.

Tabela 1 – Quadro-resumo sobre as especificidades e requisitos dos softwares de *Network Analysis* analisados.

Softwares de <i>Network Analysis</i>	Análise de Comunidades Complexas	Cálculo de Parâmetros para Comunidades Terrestres	Dados Necessários	Gráficos e <i>Outputs</i> Intuitivos	Exploração de Cenários Alternativos no Espaço e Tempo
EcoPath	Sim	Não	Biomassa, Mortalidade, Consumos, Composição da Dieta, Capturas de Pesca	Não	Sim
EcoNet	Não	Sim	Interacções	Não	Sim
network	Sim	Sim	Interacções	Não	Não
Igraph	Não	Não	Interacções	Sim	Não
Vegan	Sim	Sim	Interacções	Sim	Não
bipartite	Sim	Sim	Interacções	Sim	Não
econullnet	Sim	Sim	Interacções e Abundância	Não	Não
enaR	Sim	Sim	Interacções, Biomassa, Fluxos, etc.	Sim	Não
cheddar	Sim	Sim	Interacções, Abundância e Biomassa	Não	Sim

2.5. Análise de Redes Tróficas

As espécies de vertebrados, grupos de invertebrados e famílias de plantas, existentes nos cenários CEN1_MD e CEN2_MA, constituíram a base para prever quais os *taxa* presentes nos restantes cenários.

Para o cenário CEN3_ME foi usada informação do guia de gestão do montado (Pereira *et al.*, 2015), bem como várias bases de dados (eBird, 2012; Flora-On, 2014) para definir a distribuição das espécies e os seus habitats preferenciais. Posteriormente, foram consultados especialistas dos diferentes grupos sobre a ocorrência de cada *táxon* numa situação de aumento do pastoreio, perda de coberto arbustivo e destruição parcial da galeria ripícola.

Os cenários CEN4_MDT e CEN5_MAT, e para as espécies de vertebrados, basearam-se em Araújo *et al.* (2011) e Araújo *et al.* (2012) para prever qual a distribuição das espécies face às previsões de alterações climáticas para as próximas décadas. Para os grupos de invertebrados, considerou-se que aqueles que dependiam da água para completar o seu ciclo de vida estariam ausentes em caso de aumento dos meses em seca e diminuição da humidade relativa. Para as famílias de plantas com requisitos hidrológicos e de temperatura mais restritos também foram consideradas ausentes destes cenários, com o auxílio de botânicos e das fichas de espécie no Flora-On (2014).

Com os dados de presença/ausência nos cinco cenários considerados e os dados de predação, obtiveram-se cinco tabelas, uma para cada cenário, designadas matrizes de interacção, com apenas dois níveis, onde os predadores estão representados nas colunas e as presas nas linhas. Nas matrizes, 1 significa existência de interacção entre as duas espécies e 0 ausência dessa interacção.

Com as matrizes finalizadas, contabilizou-se o número de predadores-chave (conjunto de dez vertebrados que se alimentam do maior número de presas em cada cenário) presentes em três, quatro ou cinco dos cenários estudados. De seguida, foram importadas as cinco matrizes para o programa R, utilizando o pacote bipartite (version 2.11; Dormann *et al.*, 2018), e procedeu-se ao cálculo de vários parâmetros para comparação das comunidades (Tab. 2).

Tabela 2 – Parâmetros e respectivo significado biológico para avaliação das comunidades dos cinco cenários estudados, utilizando o pacote bipartite (version 2.11) do programa R.

Parâmetros de Avaliação das Food Webs	Significado Biológico
Riqueza Específica (Taxa Richness)	Número de <i>taxa</i> na rede trófica (soma entre o número de presas e o número de predadores)
Número de Ligações (Number of Trophic Links)	Número de ligações tróficas entre <i>taxa</i>
Densidade de Ligações (Linkage Density)	Número de ligações por <i>táxon</i>
Conectância (Connectance)	Proporção de ligações tróficas reais em relação às possíveis
Conectância por <i>Taxa</i> (Cluster Coefficient)	Proporção média de ligações tróficas reais por <i>táxon</i>
Aninhamento (Nestedness)	Medida de organização em subconjuntos da rede trófica
Diversidade de Shannon (Shannon Diversity)	Diversidade de interações na rede trófica, utilizando o índice de Shannon
Equitabilidade de Interações (Interaction Evenness)	Distribuição equitativa de interações na rede trófica
Assimetria de Rede (Web Asymmetry)	Balanço quantitativo do número de <i>taxa</i> entre níveis tróficos
Assimetria de Especialização (Specialisation Asymmetry)	Balanço quantitativo de especialização entre níveis tróficos
Número de Presas (Number of Prey)	Número de <i>taxa</i> do nível inferior (presas)
Número de Predadores (Number of Predators)	Número de <i>taxa</i> do nível superior (predadores)
Vulnerabilidade (Vulnerability)	Número médio de predadores por presa
Generalidade (Generality)	Número médio de presas por predador
Complementaridade Funcional (Functional Complementarity)	Complementaridade de nicho de cada nível trófico
Diversidade de Interações (Partner Diversity)	Número de interações por <i>táxon</i> em cada nível trófico
Sobreposição de Nicho (Niche Overlap)	Similaridade entre interações partilhadas entre <i>taxa</i> de cada nível trófico
Proximidade Trófica (Togetherness)	Número de co-ocorrências entre pares de <i>taxa</i> do mesmo nível trófico
Competição entre <i>Taxa</i> (C Score)	Número de competições entre <i>taxa</i> do mesmo nível trófico
Agregação entre <i>Taxa</i> (V Ratio)	Número de agregações entre <i>taxa</i> do mesmo nível trófico
Discrepância (Discrepancy)	Número de discordâncias em relação à rede trófica de máximo aninhamento
Expoente da Equação de Extinção (Extinction Equation's Exponent)	Expoente da equação ($y = 1 - x^a$) de extinção de um nível trófico, após extinção inicial de <i>taxa</i> no outro nível trófico
Robustez (Robustness)	Área abaixo da curva de extinção

3. Resultados

Da caracterização feita às duas comunidades de montado presentes na área de estudo e às três situações hipotéticas propostas, foram considerados 227 *taxa* para o montado denso (CEN1_MD), 232 para o montado aberto (CEN2_MA), 179 para a situação de montado esparsa (CEN3_ME), 126 para a situação de montado denso com aumento de temperatura (CEN4_MDT) e 133 para a situação de montado aberto com aumento de temperatura (CEN5_MAT). Na Figura 3 está graficado o número de *taxa* em cada grupo de vertebrados, invertebrados e plantas, para cada cenário estudado.

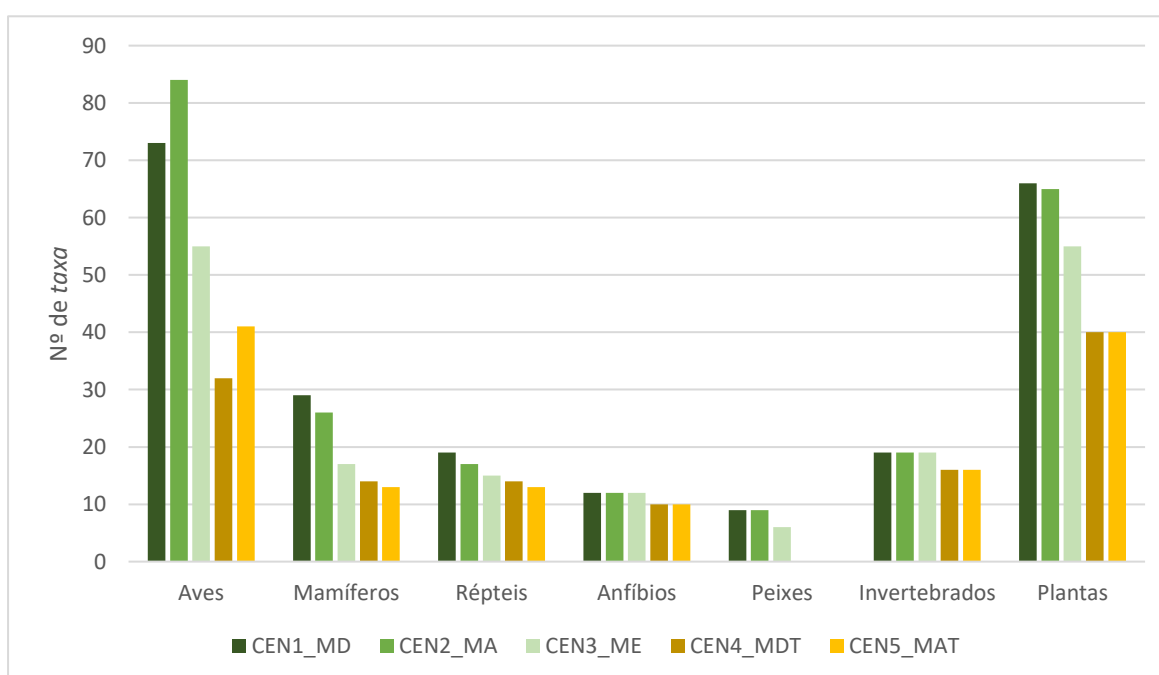


Figura 3 – Distribuição do número de *taxa* por grupo de vertebrados, invertebrados e plantas, para cada cenário estudado. Os grupos de vertebrados estão representados por espécies, os invertebrados por ordens, classes, subfilos e filas, e as plantas por famílias. CEN1_MD: situação real de montado denso; CEN2_MA: situação real de montado aberto; CEN3_ME: situação hipotética de montado esparsa; CEN4_MDT: situação hipotética de aumento de temperatura no montado denso; CEN5_MAT: situação hipotética de aumento de temperatura no montado aberto.

Entre os vertebrados, as aves aparecem como a classe com maior riqueza de espécies, seguidas de mamíferos e répteis, em todos os cenários (Tab. 3). Para as plantas e invertebrados, como apresentavam um grande número de espécies e não havia informação completa da sua presença na área de estudo, foram considerados *taxa* superiores e, portanto, não podem ser comparáveis com os grupos de vertebrados.

Tabela 3 – Distribuição do número de taxa por grupo taxonômico para os cinco cenários estudados. Os grupos de vertebrados estão representados por espécies, os invertebrados por ordens, classes, subfilos e filis, e as plantas por famílias. CEN1_MD: situação real de montado denso; CEN2_MA: situação real de montado aberto; CEN3_ME: situação hipotética de montado esparsos; CEN4_MDT: situação hipotética de aumento de temperatura no montado denso; CEN5_MAT: situação hipotética de aumento de temperatura no montado aberto.

Grupos Taxonômicos	CEN1_MD	CEN2_MA	CEN3_ME	CEN4_MDT	CEN5_MAT
Aves	73	84	55	32	41
Mamíferos	29	26	17	14	13
Répteis	19	17	15	14	13
Anfíbios	12	12	12	10	10
Peixes	9	9	6	0	0
Invertebrados	19	19	19	16	16
Plantas	66	65	55	40	40

Da contabilização do número de predadores-chave, registaram-se seis espécies presentes em três cenários (coruja-das-torres *Tyto alba*, mocho-galego *Athene noctua*, águia-d'asa-redonda *Buteo buteo*, pega *Pica pica*, corvo *Corvus corax* e gralha-preta *Corvus corone*), três espécies em quatro cenários (coruja-do-mato *Strix aluco*, estorninho-preto *Sturnus unicolor* e geneta *Genetta genetta*) e duas espécies presentes no total de cenários analisados (milhafre-preto *Milvus migrans* e pardal *Passer domesticus*).

Como a representação de toda a comunidade num gráfico de redes tróficas seria de difícil interpretação, nas Figuras 4 a 8 estão representadas as interações apenas para os predadores mamíferos carnívoros presentes na área de estudo e para os cinco cenários. É de notar que os cenários que representam situações reais (CEN1_MD e CEN2_MA) têm maior número de predadores, de presas e de interações.

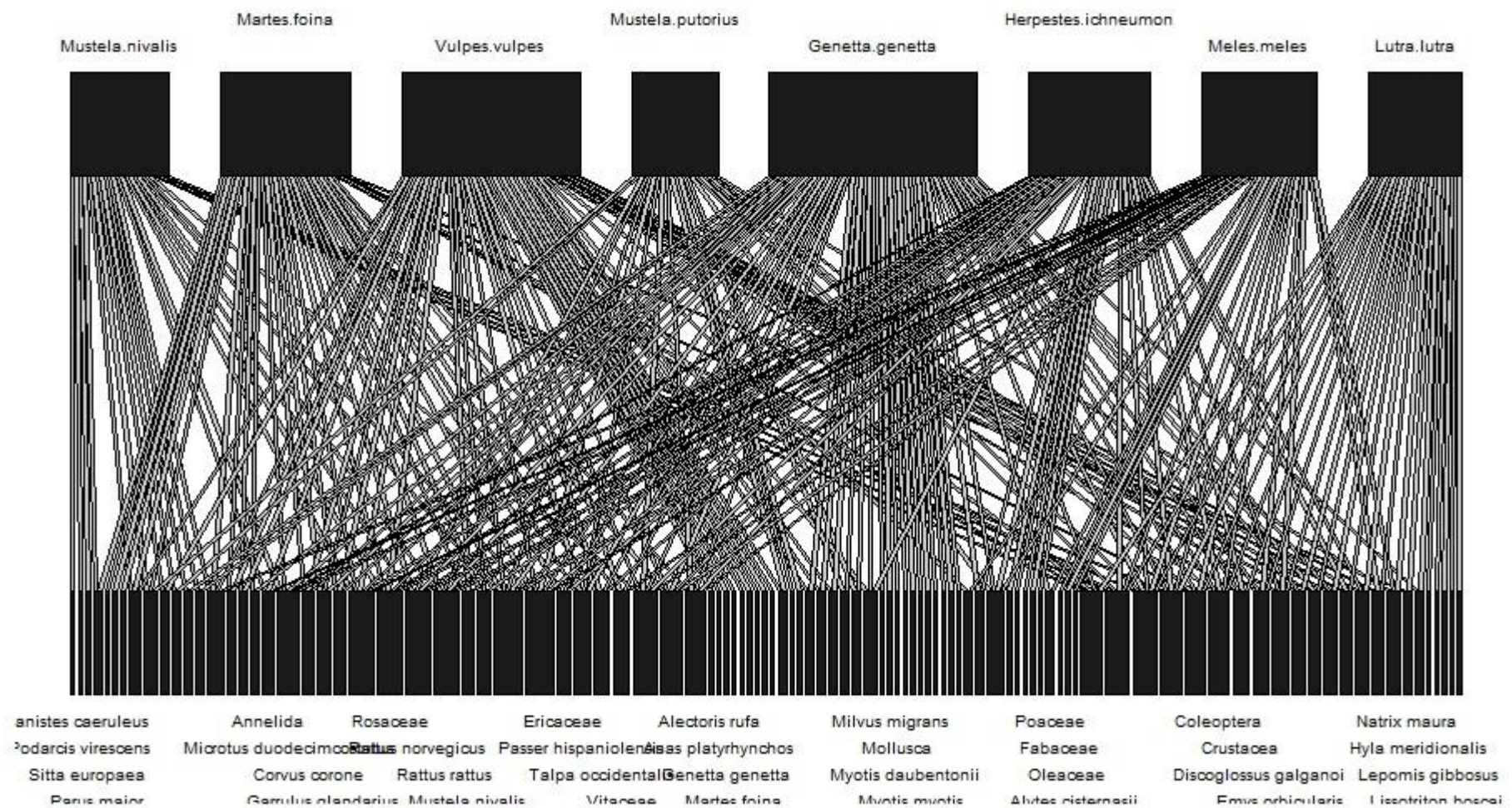


Figura 4 – Interações tróficas dos predadores mamíferos carnívoros presentes na Herdade da Mitra no cenário representativo da situação real de montado denso (CEN1_MD). Em cima apresentam-se os predadores e em baixo estão as respectivas presas. As linhas cinzento-claras representam as interações tróficas entre os dois níveis tróficos.

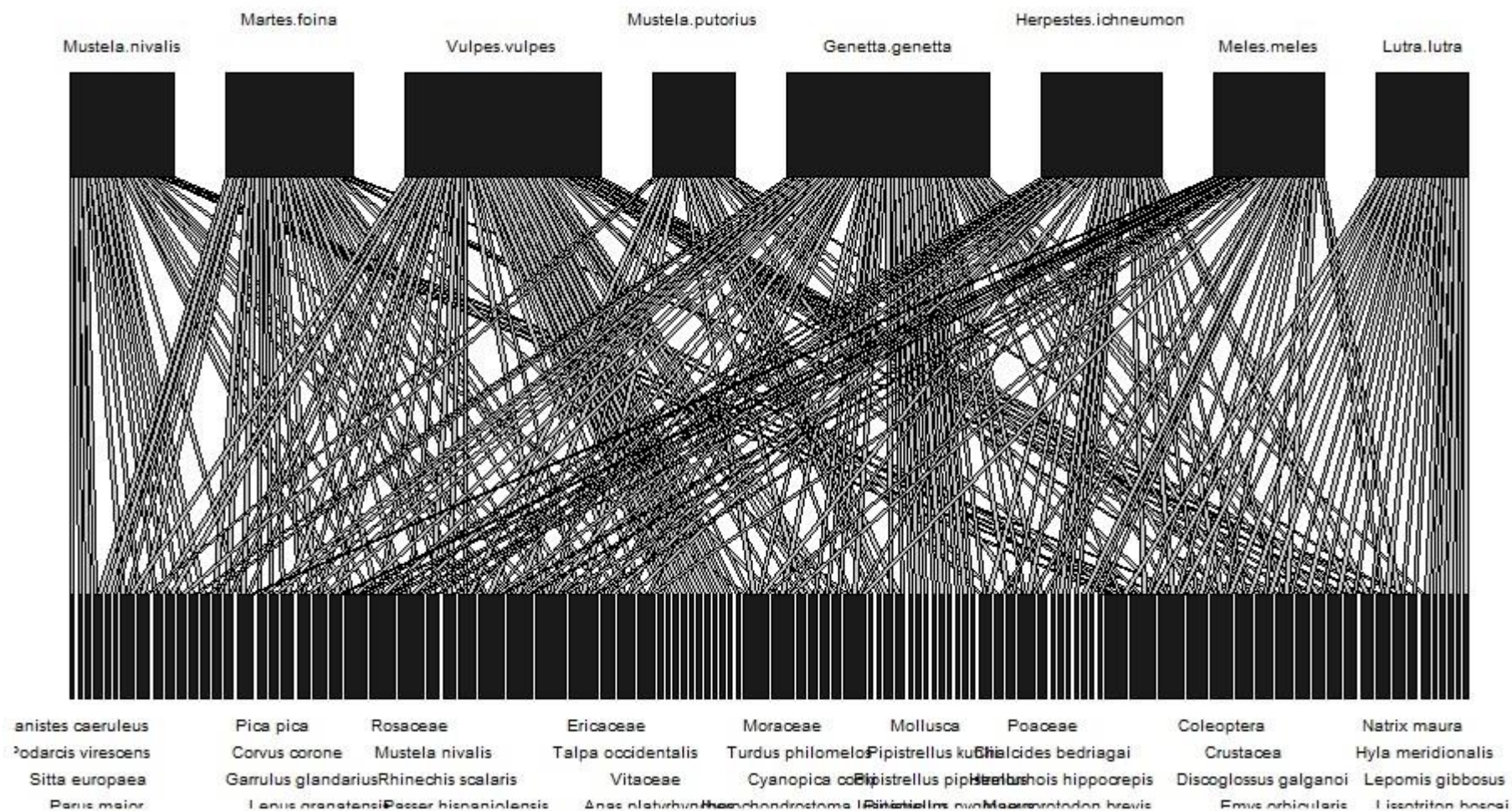


Figura 5 – Interações tróficas dos predadores mamíferos carnívoros presentes na Herdade da Mitra no cenário representativo da situação real de montado aberto (CEN2_MA). Em cima apresentam-se os predadores e em baixo estão as respectivas presas. As linhas cinzento-claras representam as interações tróficas entre os dois níveis tróficos.

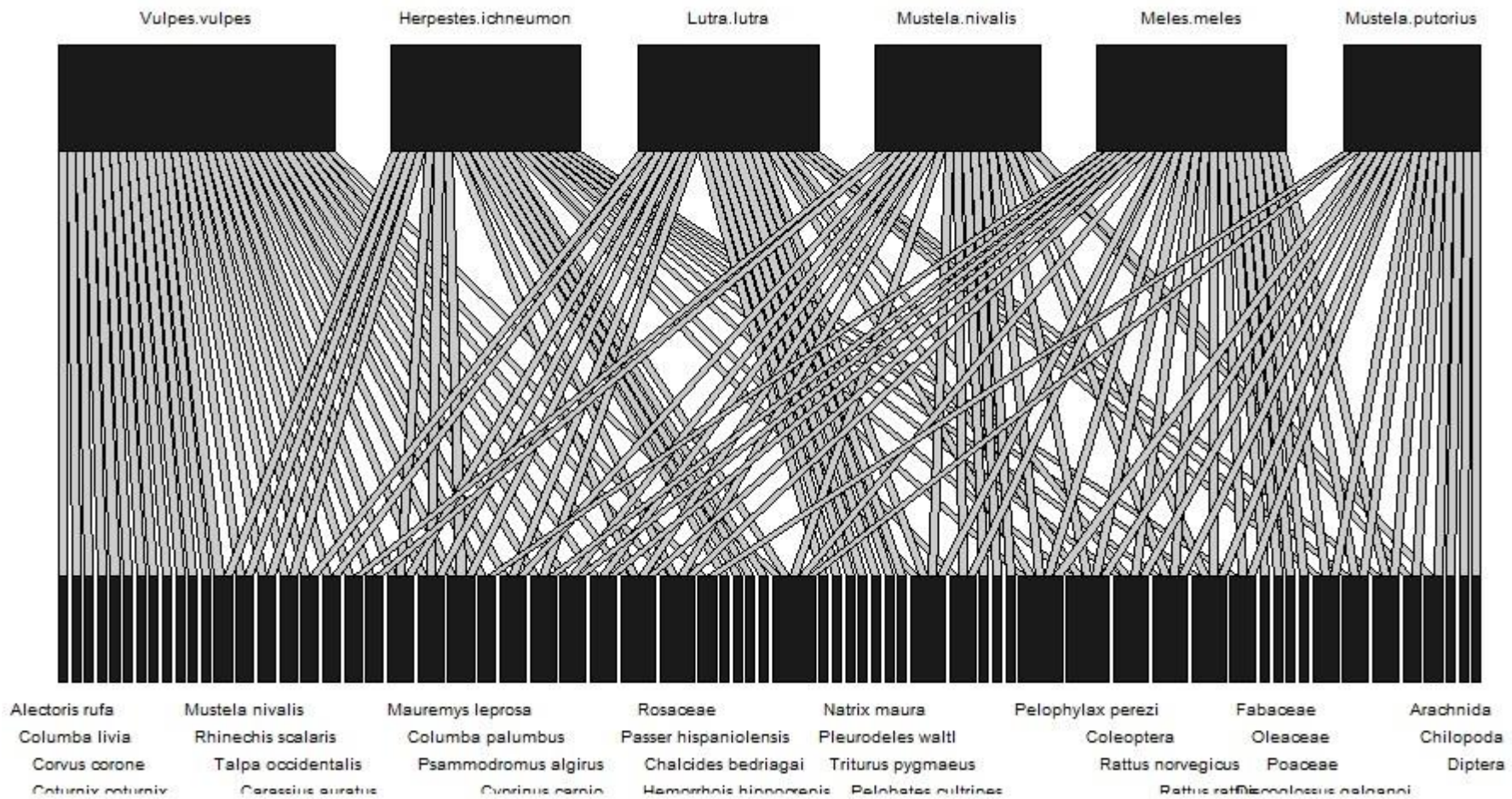


Figura 6 – Interações tróficas dos predadores mamíferos carnívoros presentes na Herdade da Mitra no cenário representativo da situação hipotética de montado esparso (CEN3_ME). Em cima apresentam-se os predadores e em baixo estão as respectivas presas. As linhas cinzento-claras representam as interações tróficas entre os dois níveis tróficos.

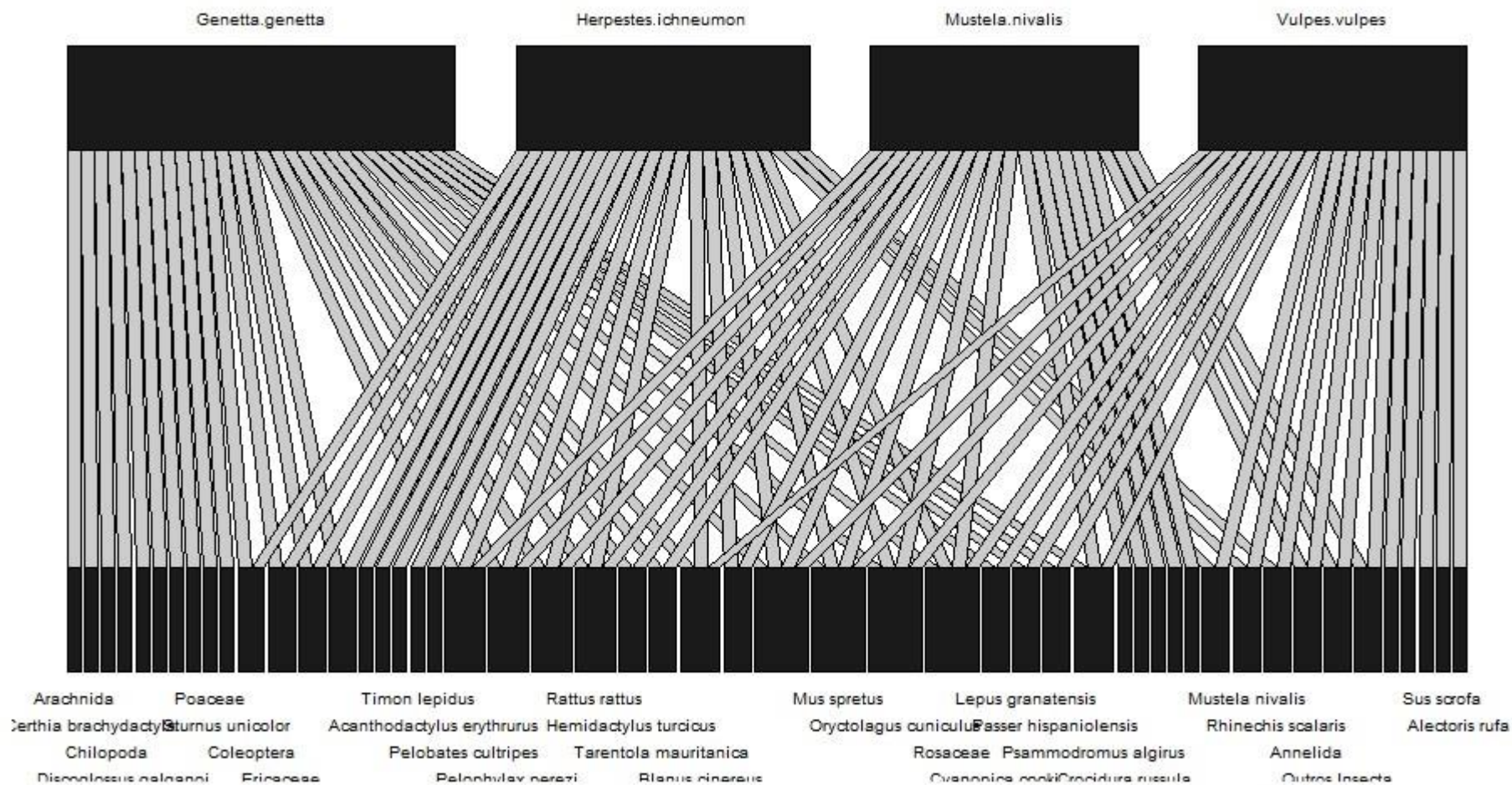


Figura 7 – Interações tróficas dos predadores mamíferos carnívoros presentes na Herdade da Mitra no cenário representativo da situação hipotética de aumento de temperatura no montado denso (CEN4_MDT). Em cima apresentam-se os predadores e em baixo estão as respectivas presas. As linhas cinzento-claras representam as interações tróficas entre os dois níveis tróficos.

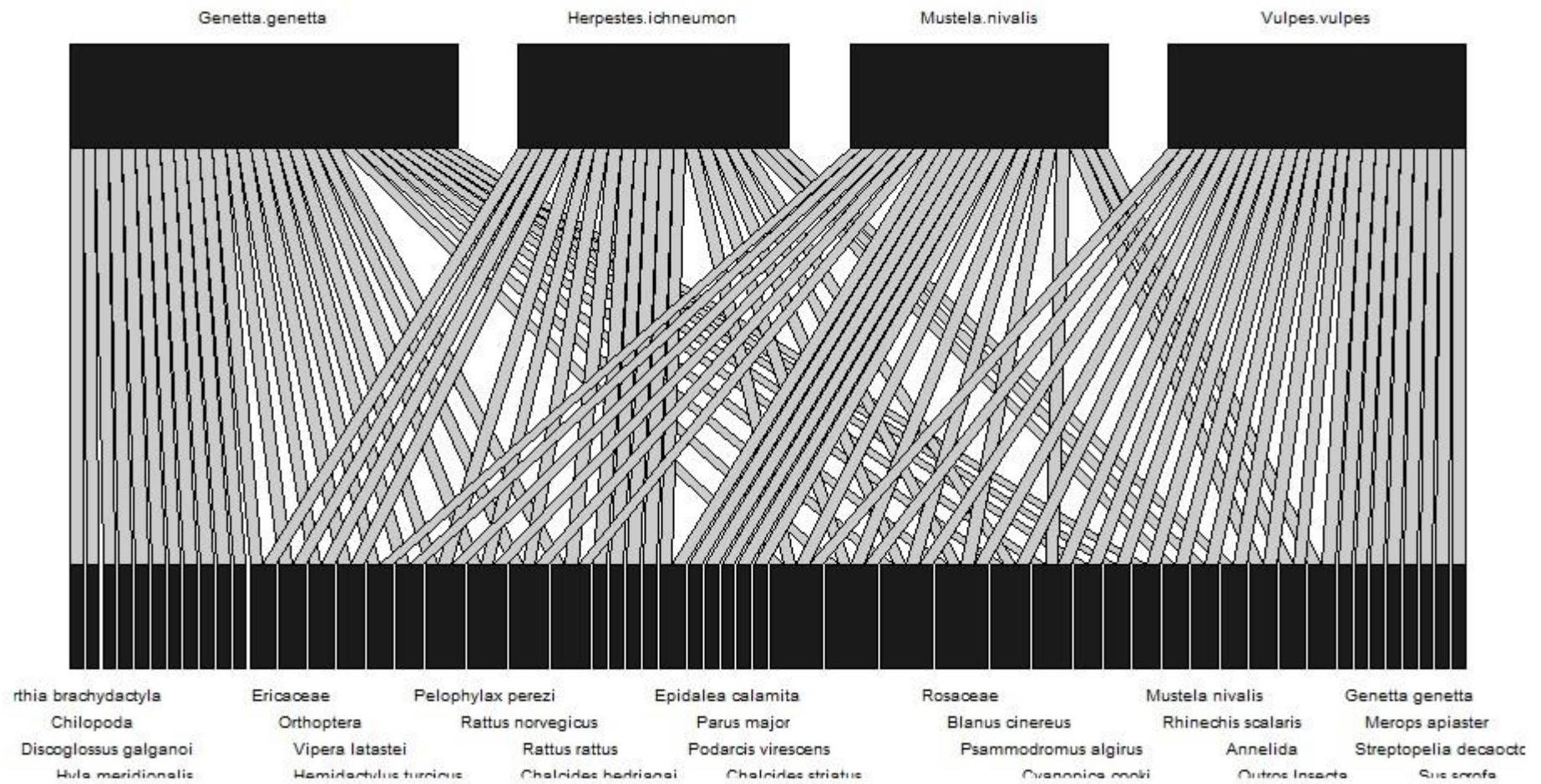


Figura 8 – Interações tróficas dos predadores mamíferos carnívoros presentes na Herdade da Mitra no cenário representativo da situação hipotética de aumento de temperatura no montado aberto (CEN5_MAT). Em cima apresentam-se os predadores e em baixo estão as respectivas presas. As linhas cinzento-claras representam as interações tróficas entre os dois níveis tróficos.

Alguns dos parâmetros que se demonstraram mais interessantes para o estudo encontram-se na Tabela 4. Todos os parâmetros calculados para comparar as comunidades dos cinco cenários estão apresentados na Tabela 5 (Anexos).

Tabela 4 – Parâmetros mais relevantes para avaliação das comunidades dos cinco cenários. CEN1_MD: situação real de montado denso; CEN2_MA: situação real de montado aberto; CEN3_ME: situação hipotética de montado esparso; CEN4_MDT: situação hipotética de aumento de temperatura no montado denso; CEN5_MAT: situação hipotética de aumento de temperatura no montado aberto.

Parâmetros de Avaliação	CEN1_MD	CEN2_MA	CEN3_ME	CEN4_MDT	CEN5_MAT
Riqueza Específica	342	360	260	178	197
Número de Ligações	2536	2940	1765	927	1174
Densidade de Ligações	7,41521	8,16667	6,78846	5,20787	5,95939
Conectância	0,09030	0,09452	0,10845	0,12325	0,12706
Aninhamento	4,25596	4,49561	6,90988	9,08504	8,48488
Diversidade de Shannon	7,83834	7,98617	7,47591	6,83195	7,06817
Equitabilidade de Interações	0,76524	0,77198	0,77092	0,76545	0,77406
Número de Presas	205	216	155	109	120
Número de Predadores	137	144	105	69	77
Vulnerabilidade	33,63959	35,09864	26,27932	20,16505	21,63203
Generalidade	29,62539	33,25578	25,66402	18,84250	22,26917
Compl. Funcional Presas	517,48730	570,11770	394,32550	240,71030	279,52170
Compl. Funcional Predadores	473,32030	516,09680	357,82980	208,82490	245,46560
Discrepância Presas	1331	1540	926	449	577
Discrepância Predadores	1508	1693	1046	516	646
Expoente Extinção Presas	12,91572	14,46847	12,27990	10,04027	11,52025
Expoente Extinção Predadores	5,75025	6,66493	5,63124	4,44905	5,22939
Robustez Presas	0,91492	0,92217	0,91287	0,89670	0,90571
Robustez Predadores	0,83148	0,84553	0,82984	0,79996	0,82193

Alguns dos parâmetros acima tabelados foram representados em gráficos para facilitar a comparação entre cenários. Através da Figura 9, verifica-se que as situações reais CEN1_MD e CEN2_MA apresentam maiores valores de Riqueza Específica, Número de Presas e Número de Predadores. Também parece haver uma tendência de diminuição para esses três parâmetros tanto com o aumento da intensificação do pastoreio (CEN3_ME), como com o aumento da temperatura (CEN4_MDT e CEN5_MAT).

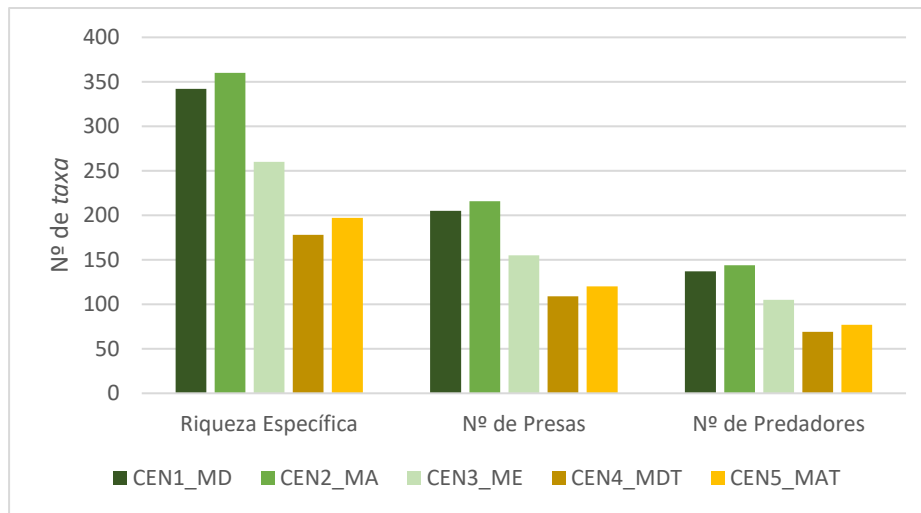


Figura 9 – Riqueza Específica, Número de Presas e Número de Predadores para os cinco cenários considerados. CEN1_MD: situação real de montado denso; CEN2_MA: situação real de montado aberto; CEN3_ME: situação hipotética de montado esparso; CEN4_MDT: situação hipotética de aumento de temperatura no montado denso; CEN5_MAT: situação hipotética de aumento de temperatura no montado aberto.

No caso da Densidade de Ligações, a tendência de diminuição continua a ser verificada com aumento do pastoreio e aumento da temperatura para os dois tipos de montado (Fig. 10). Pelo contrário, a Conectância parece aumentar com os dois factores de perturbação (Fig. 11), tal como acontece com o Aninhamento (Fig. 12).

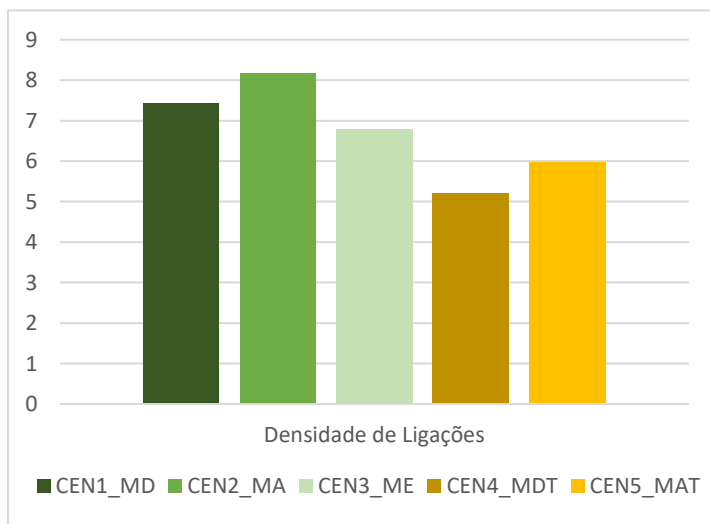


Figura 10 – Densidade de Ligações para os cinco cenários estudados. CEN1_MD: situação real de montado denso; CEN2_MA: situação real de montado aberto; CEN3_ME: situação hipotética de montado esparso; CEN4_MDT: situação hipotética de aumento de temperatura no montado denso; CEN5_MAT: situação hipotética de aumento de temperatura no montado aberto.

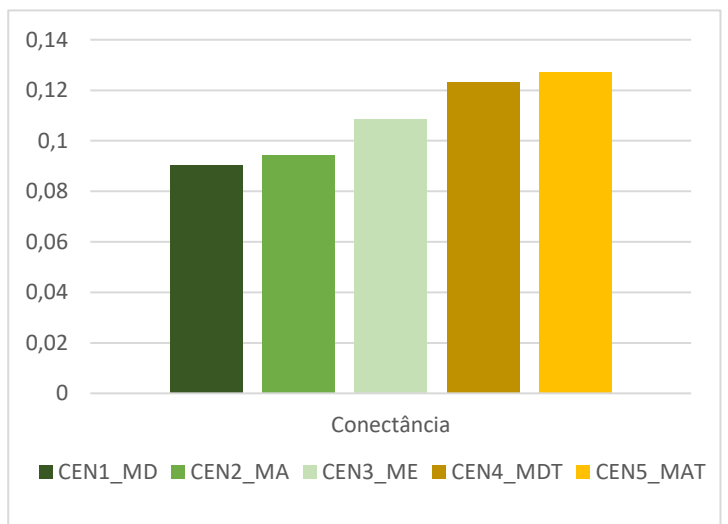


Figura 11 – Conectância para cada um dos cinco cenários estudados. CEN1_MD: situação real de montado denso; CEN2_MA: situação real de montado aberto; CEN3_ME: situação hipotética de montado esparso; CEN4_MDT: situação hipotética de aumento de temperatura no montado denso; CEN5_MAT: situação hipotética de aumento de temperatura no montado aberto.

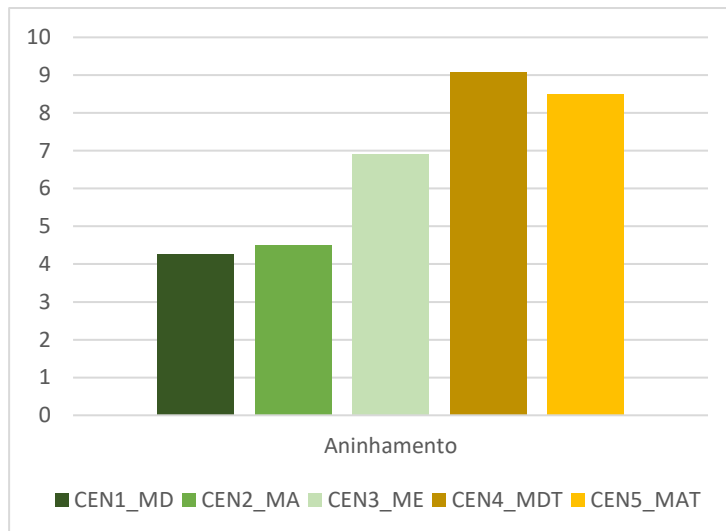


Figura 12 – Aninhamento para cada um dos cinco cenários considerados. CEN1_MD: situação real de montado denso; CEN2_MA: situação real de montado aberto; CEN3_ME: situação hipotética de montado esparso; CEN4_MDT: situação hipotética de aumento de temperatura no montado denso; CEN5_MAT: situação hipotética de aumento de temperatura no montado aberto.

Para a Diversidade de Shannon e Equitabilidade de Interações, as diferenças não são muito acentuadas, embora a primeira pareça que diminui ligeiramente com o aumento da intensidade de pastoreio e aumento da temperatura (Tab. 4).

Passando agora aos parâmetros de análise dos níveis tróficos, através da Figura 13, nota-se que os valores tanto de Vulnerabilidade como de Generalidade são superiores nos cenários CEN1_MD e CEN2_MA, e que com o aumento do pastoreio e aumento da temperatura os valores diminuem. O mesmo se verifica para a Complementaridade Funcional de presas e predadores, com valores mais elevados para as duas situações reais e uma diminuição para as situações hipotéticas (Tab. 4). A Discrepância dos dois níveis tróficos também segue a mesma tendência de diminuição com o aumento da intensidade de pastoreio e aumento da temperatura (Tab. 4).

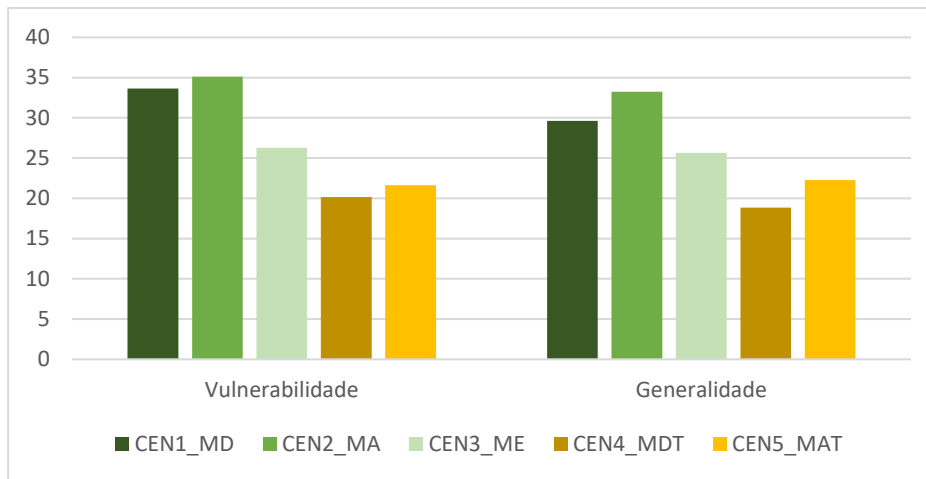


Figura 13 – Vulnerabilidade e Generalidade nos cenários analisados. CEN1_MD: situação real de montado denso; CEN2_MA: situação real de montado aberto; CEN3_ME: situação hipotética de montado esparso; CEN4_MDT: situação hipotética de aumento de temperatura no montado denso; CEN5_MAT: situação hipotética de aumento de temperatura no montado aberto.

No caso dos parâmetros de robustez, pela análise da Figura 14, verifica-se que o Expoente da Equação de Extinção das presas é superior para todos os cenários em relação ao mesmo parâmetro dos predadores. Analisando presas e predadores em separado, para ambos, o Expoente da Equação de Extinção segue a tendência de diminuição com o aumento da intensidade de pastoreio e aumento da temperatura, sendo superior nas situações reais (CEN1_MD e CEN2_MA). A Robustez não sofreu grandes oscilações com o aumento dos dois factores ambientais estudados, embora a tendência seja de diminuição (Tab. 4).

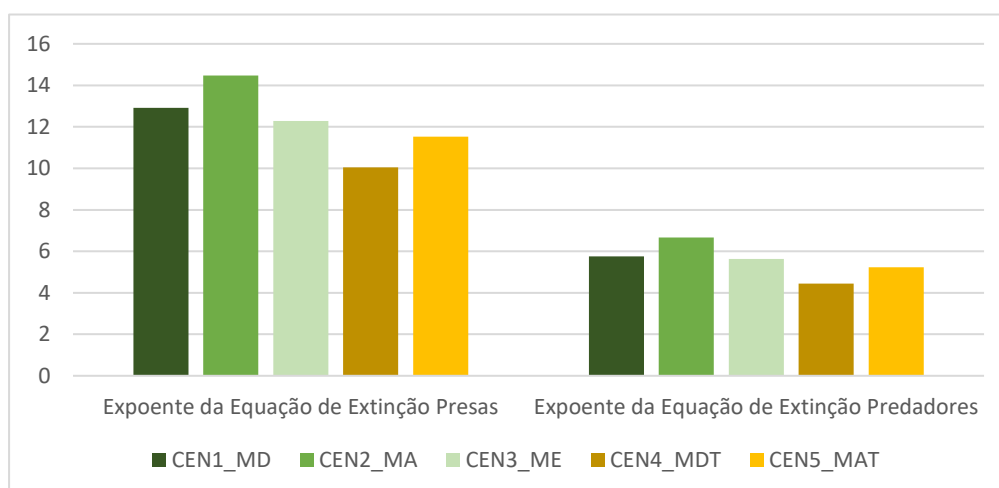


Figura 14 – Expoente da Equação de Extinção de presas e de predadores nos cinco cenários considerados. CEN1_MD: situação real de montado denso; CEN2_MA: situação real de montado aberto; CEN3_ME: situação hipotética de montado esparso; CEN4_MDT: situação hipotética de aumento de temperatura no montado denso; CEN5_MAT: situação hipotética de aumento de temperatura no montado aberto.

Nas Figuras 15 e 16 estão representadas as curvas de extinção para cada nível trófico (presas e predadores) nos cinco cenários estudados. Pela comparação dos dois gráficos, é de notar que a curva de extinção dos predadores é muito mais acentuada do que a das presas, para todos os cenários. Além disso, verifica-se que os cenários representativos das duas situações reais são um pouco mais robustos do que os cenários de situações hipotéticas.

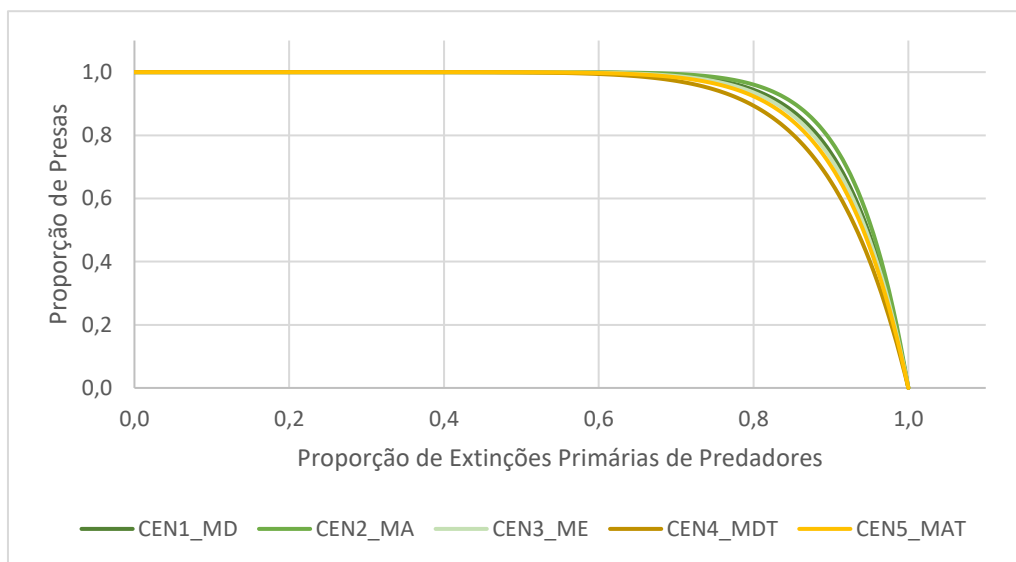


Figura 15 – Curvas de extinção de presas, após extinção primária de predadores, para os cinco cenários estudados. CEN1_MD: situação real de montado denso; CEN2_MA: situação real de montado aberto; CEN3_ME: situação hipotética de montado esparso; CEN4_MDT: situação hipotética de aumento de temperatura no montado denso; CEN5_MAT: situação hipotética de aumento de temperatura no montado aberto.

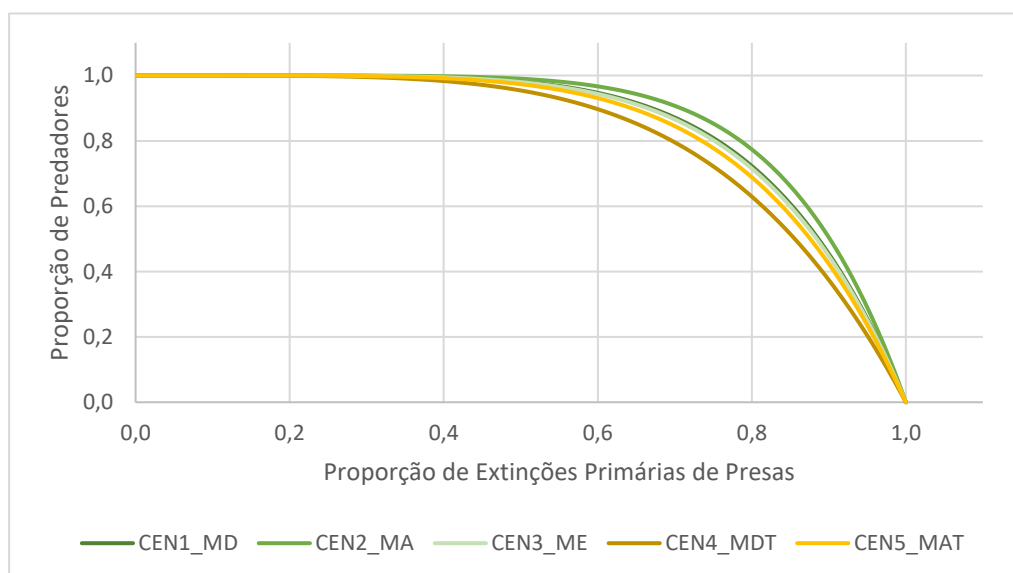


Figura 16 – Curvas de extinção de predadores, após extinção primária de presas, para os cinco cenários considerados. CEN1_MD: situação real de montado denso; CEN2_MA: situação real de montado aberto; CEN3_ME: situação hipotética de montado esparso; CEN4_MDT: situação hipotética de aumento de temperatura no montado denso; CEN5_MAT: situação hipotética de aumento de temperatura no montado aberto.

4. Discussão

O número total de espécies e o número de espécies por grupo têm valores mais elevados para os cenários CEN1_MD e CEN2_MA. Este resultado é corroborado pelos gráficos de redes tróficas onde, através de uma amostra da comunidade (apenas interações tróficas dos predadores mamíferos carnívoros), se verifica um maior número de espécies e interações para as situações reais. Para além disso, muitos dos parâmetros calculados, como Riqueza Específica, Número de Ligações, Densidade de Ligações, Diversidade de Shannon, Número de Presas e Número de Predadores, apresentam a mesma tendência de diminuição quando ocorre aumento do pastoreio (CEN3_ME) e aumento de temperatura (CEN4_MDT e CEN5_MAT), sendo o cenário CEN2_MA o que apresenta valores mais elevados.

Uma explicação para esses resultados poderá ser a grande variedade de nichos ecológicos que ocorrem nesta região da área de estudo. Enquanto que em montado denso (CEN1_MD) podem ocorrer espécies florestais especialistas e generalistas, que necessitam de maior cobertura arbórea, em montado aberto, com uma galeria ripícola em bom estado de conservação, como é o caso de CEN2_MA, é possibilitada a coexistência de uma maior variedade de espécies: florestais generalistas, agrícolas generalistas e de habitats de transição (Pereira *et al.*, 2015). A elevada heterogeneidade espacial e estrutural, presente no montado aberto, potencia a ocorrência de uma maior diversidade de espécies (Tellería, 2001) e, provavelmente, um maior número de interações.

Pelo contrário, o cenário CEN3_ME apresenta menor cobertura arbórea e menor diversidade de habitats, não sendo o cenário mais adequado para espécies florestais e até mesmo para espécies de habitats de transição, permanecendo apenas espécies agrícolas que não necessitam de coberto arbustivo para se alimentarem ou reproduzirem (Pereira *et al.*, 2015). No caso dos cenários CEN4_MDT e CEN5_MAT, será o aumento de temperatura a ter um impacto directo nos organismos. Devido à diminuição da precipitação e da humidade relativa, a ribeira torna-se muito mais efémera e a galeria ripícola sofre uma transformação na composição florística, tendo efeitos negativos para a fauna que depende desses habitats. Estas consequências também foram

verificadas para outro tipo de interações, como dispersão de sementes (Concepción *et al.*, 2017), herbivoria e parasitismo (Flores-Mejia *et al.*, 2017).

Um dos parâmetros que melhor descreve a estrutura das *networks*, segundo Delmas *et al.* (2018), e que traduz uma melhor estimativa da sensibilidade da comunidade à perturbação é a Conectância. Porém, pelas nossas análises, parece que as comunidades com maior Conectância serão aquelas afectadas pelas alterações ambientais, tal como se verifica para o Aninhamento. No caso da Discrepância, parâmetro baseado em Aninhamento e que traduz a discrepância de uma *network* para outra de máxima organização, os valores mais baixos, que correspondem a comunidades mais aninhadas, também são para os cenários CEN3_ME, CEN4_MDT e CEN5_MAT. Isto poderá dever-se ao facto de que, nos cenários de situações hipotéticas, tenham desaparecido espécies mais susceptíveis às alterações do meio e com requisitos alimentares mais especializados, permanecendo espécies mais generalistas e com maior número de interações, dando a falsa ideia de que nestas situações as comunidades estão mais conectadas e aninhadas.

Esses resultados parecem estar de acordo com os predadores-chave presentes em três ou mais cenários. Estas espécies têm em comum o facto de serem mais generalistas, consumindo um grande número de presas e, por isso, mais tolerantes às alterações do habitat, como o aumento de pastoreio e aumento da temperatura.

Também é expectável que a vulnerabilidade das presas e generalidade dos predadores sejam cada vez mais reduzidas com o aumento das perturbações, por perda de potenciais predadores e perda de potenciais presas, respectivamente. Estes efeitos também se traduzem numa diminuição da Complementaridade Funcional e da Diversidade de Interações, o que pode pôr em causa a resiliência e estabilidade do ecossistema (Laliberté *et al.* (2010), quando sujeito às alterações avaliadas.

Quanto aos parâmetros de Expoente da Equação de Extinção e Robustez, as diferenças entre cenários não foram muito acentuadas, ainda que a tendência de diminuição continue a ser verificada, com o aumento do pastoreio e aumento da temperatura. Tal como demonstraram Laliberté *et al.* (2010), isso

parece indicar que cenários bastante perturbados serão menos robustos e resistentes a perturbações adicionais, devido à perda de diversidade e redundância funcionais, destruindo a própria dinâmica do ecossistema. Também era expectável que os predadores fossem menos resistentes à extinção das presas, com curvas de extinção mais acentuadas para todos os cenários.

Uma das anotações importantes deste estudo foi o cálculo de bastantes parâmetros para comparar os cinco cenários, estando muitos deles correlacionados e apresentando conclusões redundantes, como demonstraram Dormann *et al.* (2009). Por exemplo, Sobreposição de Nicho, Proximidade Trófica e Competição entre *Taxa* estão altamente correlacionados, porque dão informações acerca da sobreposição dos nichos, da proximidade e da competição entre espécies do mesmo nível trófico. No nosso estudo em particular, foram parâmetros que não tiveram grandes diferenças entre cenários, e foram tidos como pouco relevantes, tal como Equitabilidade de Interações, Assimetria de Rede, Assimetria de Especialização e Agregação entre *Taxa*. Não estamos a dizer com isto que são parâmetros pouco pertinentes para analisar a estabilidade das interações tróficas em comunidades (Vaughan *et al.*, 2018), apenas que aqui não houve diferenças muito acentuadas e que será necessário replicar o estudo para outras áreas de montado da Península Ibérica.

Embora para estudos mais generalistas a escolha dos parâmetros mais adequados se torne difícil utilizando o pacote *bipartite*, esta multiplicidade de opções permite a sua utilização em estudos com temas mais direccionados. A título de exemplo, para estudos com uma perspectiva ecológica de competição entre espécies apenas será interessante calcular parâmetros como Sobreposição de Nicho (Santos *et al.*, 2013; Wirta *et al.*, 2015), enquanto que para estudos focados na introdução de espécies exóticas e impacto na extinção de espécies autóctones já terá mais interesse determinar o valor de Expoente de Extinção (Heleno *et al.*, 2008; Heleno *et al.*, 2012a).

Apesar de existirem muitos parâmetros redundantes, as diversas análises conseguidas através do pacote *bipartite* são importantes para determinar a estabilidade das comunidades, quando apenas temos dados de presença de espécies e das suas interações. Com informações mais detalhadas para cada uma das espécies/*taxa* da comunidade, como abundância, biomassa e fluxos de

energia, as análises poderiam ser completadas com recurso a outros pacotes do programa R ou mesmo outros programas de *Network Analysis* (Hudson *et al.*, 2013; Borrett & Lau, 2014; Colléter *et al.*, 2015; Vaughan *et al.*, 2018).

5. Conclusões Finais

Embora o montado apareça como um ecossistema que necessita de intervenção humana para a sua estabilidade (Pereira *et al.*, 2015), permitindo elevados valores de biodiversidade, poderá estar sujeito a pressões negativas, quer o aumento da intensidade do pastoreio, quer o possível aumento da temperatura causado pelas alterações climáticas, que contribuem para uma simplificação das suas comunidades. A perda do número de espécies e do número de interações fazem com que este ecossistema, característico da Península Ibérica, deixe de ser tão resiliente, persistente, resistente e robusto, tudo características que contribuem para a sua estabilidade e bom estado de conservação (Laliberté *et al.*, 2010; Deguines *et al.*, 2017).

Numa perspectiva de conservação da biodiversidade do montado, quanto maior for o volume de informação acerca das espécies, populações e comunidades aí presentes, mais seguras serão as decisões tomadas, tornando mais fácil o delineamento de estratégias de gestão deste ecossistema. Se aos dados sobre riqueza específica, abundâncias, estatutos de conservação e dados filogenéticos, acrescentarmos informação acerca das interações biológicas ao nível da comunidade (Harvey *et al.*, 2017), conseguimos avaliar de forma mais estruturada e próxima da realidade a estabilidade do montado, permitindo aumentar o conhecimento acerca do estado de conservação do mesmo.

Devido à sua importância comprovada (Chacoff *et al.*, 2012; Jonsson *et al.*, 2015; Pellissier *et al.*, 2018), a avaliação das interações biológicas poderá ser utilizada, no futuro, como um critério adicional de certificação florestal do montado e de outros ecossistemas geridos pelo Homem (Heleno *et al.*, 2012b). Assim, os produtores florestais, agrícolas e pecuários poderão ser informados sobre a melhor estratégia de gestão das várias parcelas dos seus terrenos, recebendo a certificação dos seus produtos, e acima de tudo a conservação da biodiversidade e dos serviços disponibilizados poderá ser assegurada.

6. Referências Bibliográficas

- Almeida, M., Azeda, C., Guiomar, N., & Pinto-Correia, T. (2016). The effects of grazing management in montado fragmentation and heterogeneity. *Agroforestry Systems*, 90 (1): 69-85.
- Araújo, M. B., Guilhaumon, F., Neto, D. R., Pozo, I., & Calmaestra, R. (2011). *Impactos, Vulnerabilidade y Adaptación al Cambio Climático de la Biodiversidad Española. 2 Fauna de Vertebrados*. (1ª ed.). Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.
- Araújo, M.B., Guilhaumon, F., Neto, D. R., Pozo, I., & Calmaestra, R. (2012). *Biodiversidade e Alterações Climáticas*. (1ª ed.). Lisboa/Madrid: Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território de Portugal & Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente de España.
- Balmori, P. T., García, P. Z., & Lázaro, Á. H. (2013). *Semillas de frutos carnosos del norte ibérico: Guía de identificación*. (1ª ed.). Valladolid: Ediciones Universidad de Valladolid.
- Barberán, A., Bates, S. T., Casamayor, E. O., & Fierer, N. (2012). Using network analysis to explore co-occurrence patterns in soil microbial communities. *The ISME Journal*, 6 (2): 343-351.
- Bencatel, J., Álvares, F., Moura, A. E., & Barbosa, A. M. (2017). *Atlas de Mamíferos de Portugal*. (1ª ed.). Évora: Universidade de Évora.
- Borrett, S. R., & Lau, M. K. (2014). enaR: an R package for ecosystem network analysis. *Methods in Ecology and Evolution*, 5 (11): 1206-1213.
- Brose, U., Berlow, E., & Martinez, N. D. (2005). Scaling up keystone effects from simple to complex ecological networks. *Ecology Letters*, 8 (12): 1317-1325.
- Butts, C. T., Hunter, D., Handcock, M., Bender-deMoll, S., & Horner, J. (2015). *network: Classes for Relational Data*. R package version 1.13.0. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=network>. (acedido a 18 de Janeiro de 2018).
- Catry, P., Costa, H., Elias, G., & Matias, R. (2010). *Aves de Portugal. Ornitologia do Território Continental*. (1ª ed.). Lisboa: Assírio & Alvim.

- Chacoff, N. P., Vázquez, D. P., Lomáscolo, S. B., Stevani, E. L., Dorado, J., & Padrón, B. (2012). Evaluating sampling completeness in a desert plant–pollinator network. *Journal of Animal Ecology*, 81 (1): 190-200.
- Christensen, V., Walters, C. J., & Pauly, D. (2005). *Ecopath with Ecosim: a User's Guide*. (1^a ed.). Vancouver: Fisheries Centre, University of British Columbia.
- Colléter, M., Valls, A., Guitton, J., Gascuel, D., Pauly, D., & Christensen, V. (2015). Global overview of the applications of the Ecopath with Ecosim modeling approach using the EcoBase models repository. *Ecological Modelling*, 302 (1): 42-53.
- Concepción, E. D., Götzenberger, L., Nobis, M. P., Bello, F., Obrist, M. K., & Moretti, M. (2017). Contrasting trait assembly patterns in plant and bird communities along environmental and human-induced land-use gradients. *Ecography*, 40 (6): 753-763.
- Cramp, S. (Chief Editor). (1977-1994). *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic*. (Vols. I – IX). New York: Oxford University Press.
- Csárdi, G., Amestoy, P. R., Azzalini, A., Badics, T., Benison, G., Bowman, A., ... & Nepusz, T. (2018). *igraph: Network Analysis and Visualization*. R package version 1.2.1. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=igraph>. (acedido a 20 de Julho de 2018).
- Dalerum, F., Hellström, P., Miranda, M., Nyström, J., Ekenstedt, J., & Angerbjörn, A. (2016). Network topology of stable isotope interactions in a sub-arctic raptor guild. *Oecologia*, 182 (2): 511-518.
- Deguines, N., Brashares, J. S., & Prugh, L. R. (2017). Precipitation alters interactions in a grassland ecological community. *Journal of Animal Ecology*, 86 (2): 262-272.
- Delmas, E., Besson, M., Brice, M. H., Burkle, L. A., Dalla Riva, G. V., Fortin, M. J., ... & Poisot, T. (2018). Analysing ecological networks of species interactions. *Biological Reviews*, doi: 10.1111/brv.12433.
- Dixon, P. (2003). VEGAN, a package of R functions for community ecology. *Journal of Vegetation Science*, 14 (6): 927-930.

- Dormann, C. F., Fründ, J., Blüthgen, N., & Gruber, B. (2009). Indices, graphs and null models: analyzing bipartite ecological networks. *The Open Ecology Journal*, 2 (1): 7-24.
- Dormann, C. F., Fruend, J., & Gruber, B. (2018). *bipartite: Visualising Bipartite Networks and Calculating Some (Ecological) Indices*. R package version 2.11. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=bipartite>. (acedido a 25 de Julho de 2018).
- Dunne, J. A., Williams, R. J., & Martinez, N. D. (2002). Network structure and biodiversity loss in food webs: robustness increases with connectance. *Ecology Letters*, 5 (4): 558-567.
- eBird. (2012). eBird: An online database of bird distribution and abundance. eBird, Ithaca, New York. Disponível em: <http://www.ebird.org>. (acedido a 17 de Julho de 2018).
- Flora-On (2014). Flora-On: Flora de Portugal Interactiva. Sociedade Portuguesa de Botânica. Disponível em: www.flora-on.pt. (acedido a 17 de Julho de 2018).
- Flores-Mejia, S., Fournier, V., & Cloutier, C. (2017). Performance of a tri-trophic food web under different climate change scenarios. *Food Webs*, 11 (1): 1-12.
- Graedel, T. E., Alldredge, A., Barron, E., Davis, M., Field, C., Fischhoff, B., ... & Street, K. A. (2001). *Grand Challenges in Environmental Sciences*. Washington, DC: National Academy Press.
- Grimm, V., & Wissel, C. (1997). Babel, or the ecological stability discussions: an inventory and analysis of terminology and a guide for avoiding confusion. *Oecologia*, 109 (3): 323-334.
- Harvey, E., Gounand, I., Ward, C. L., & Altermatt, F. (2017). Bridging ecology and conservation: from ecological networks to ecosystem function. *Journal of Applied Ecology*, 54 (2): 371-379.
- Heleno, R. H., Ceia, R. S., Ramos, J. A., & Memmott, J. (2008). Effects of alien plants on insect abundance and biomass: a food-web approach. *Conservation Biology*, 23 (2): 410-419.

- Heleno, R. H., Olesen, J. M., Nogales, M., Vargas, P., & Traveset, A. (2012a). Seed dispersal networks in the Galápagos and the consequences of alien plant invasions. *Proceedings of the Royal Society B*, 280 (1750): 1-9.
- Heleno, R., Devoto, M., & Pocock, M. (2012b). Connectance of species interaction networks and conservation value: is it any good to be well connected?. *Ecological Indicators*, 14 (1): 7-10.
- Hooper, D. U., Chapin, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., ... & Wardle, D. A. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75 (1): 3-35.
- Hudson, L. N., Emerson, R., Jenkins, G. B., Layer, K., Ledger, M. E., Pichler, D. E., ... & Reuman, D. C. (2013). Cheddar: analysis and visualisation of ecological communities in R. *Methods in Ecology and Evolution*, 4 (1): 99-104.
- Hudson, L., Reuman, D., & Emerson, R. (2018). *cheddar: Analysis and Visualisation of Ecological Communities*. R package version 0.1-633. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=cheddar>. (acedido a 30 de Junho de 2018).
- Jonsson, T., Berg, S., Emmerson, M., & Pimenov, A. (2015). The context dependency of species keystone status during food web disassembly. *Food Webs*, 5 (1): 1-10.
- Kazanci, C. (2007). EcoNet: A new software for ecological modeling, simulation and network analysis. *Ecological Modelling*, 208 (1): 3-8.
- Laliberté, E., Wells, J., DeClerck, F., Metcalfe, D., Catterall, C. P., Queiroz, C., ... & Mayfield, M. (2010). Land-use intensification reduces functional redundancy and response diversity in plant communities. *Ecology Letters*, 13 (1): 76-86.
- Lau, M. K., Borrett, S., Hines, D., & Singh, P. (2017). *enaR: Tools for Ecological Network Analysis*. R package version 3.0.0. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=enaR>. (acedido a 20 de Janeiro de 2018).
- Lencastre, A., & Franco, F. M. (2003). *Lições de Hidrologia*. (1ª ed.). Lisboa: Fundação Armando Lencastre.
- Lindner, M., Maroschek, M., Netherer, S., Kremer, A., Barbati, A., Garcia-Gonzalo, J., ... & Marchetti, M. (2010). Climate change impacts, adaptive

- capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 259 (4): 698-709.
- Loureiro, A., Ferrand de Almeida, N., Carretero, M. A., & Paulo, O. S. (2008). *Atlas dos Anfíbios e Répteis de Portugal*. (1ª ed.). Lisboa: Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade.
- MacDonald, D. W., & Barrett, P. (1999). *Mamíferos de Portugal e Europa*. (1ª ed.). Porto: FAPAS.
- Mitra-Nature: Biodiversidade da Herdade da Mitra. (2014). Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas-Ecosystem Functioning and Conservation Group, Universidade de Évora. Disponível em: www.mitra-nature.uevora.pt. (acedido a 17 de Julho de 2018).
- Naeem, S., Chazdon, R., Duffy, J. E., Prager, C., & Worm, B. (2016). Biodiversity and human well-being: an essential link for sustainable development. *Proceedings of the Royal Society B*, 283 (1844): 1-10.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., ... & Wagner, H. (2018). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-2. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. (acedido a 26 de Junho de 2018).
- Paine, R. T. (1969). A note on trophic complexity and community stability. *The American Naturalist*, 103 (929): 91-93.
- Pellissier, L., Albouy, C., Bascompte, J., Farwig, N., Graham, C., Loreau, M., ... & Gravel, D. (2018). Comparing species interaction networks along environmental gradients. *Biological Reviews*, 93 (2): 785-800.
- Pereira, P., Godinho, C., Roque, I., & Rabaça, J. E. (2015). *O Montado e as Aves: boas práticas para uma gestão sustentável*. (1ª ed.). Coruche: Câmara Municipal de Coruche e Universidade de Évora.
- Pinto-Correia, T., & Almeida, M. (2013). Tentative identification procedure for HNV montados. In *The MONTADO/DEHESA as High Nature Value Farming Systems: implications for classification and for policy support*, ICAAM International Conference, Universidade de Évora.

- Pinto-Correia, T., & Mascarenhas, J. (1999). Contribution to the extensification/intensification debate: new trends in the Portuguese montado. *Landscape and Urban Planning*, 46 (1-3): 125-131.
- Pinto-Correia, T., Ribeiro, N., & Sá-Sousa, P. (2011). Introducing the montado, the cork and holm oak agroforestry system of Southern Portugal. *Agroforestry Systems*, 82 (2): 99-104.
- Proulx, S. R., Promislow, D. E., & Phillips, P. C. (2005). Network thinking in ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution*, 20 (6): 345-353.
- Pyke, G. H. (2017). Sustainability for Humanity: It's Time to Preach Beyond the Converted. *Trends in Ecology and Evolution*, 32 (6): 391-394.
- Ripple, W. J., Wolf, C., Newsome, T. M., Galetti, M., Alamgir, M., Crist, E., ... & Laurance, W. F. (2017). World scientists' warning to humanity: A second notice. *BioScience*, 67 (12): 1026-1028.
- Saint-Béat, B., Baird, D., Asmus, H., Asmus, R., Bacher, C., Pacella, S. R., ... & Niquil, N. (2015). Trophic networks: How do theories link ecosystem structure and functioning to stability properties?. A review. *Ecological Indicators*, 52 (1): 458-471.
- Salvador, A., & Barja, I. (2018). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Madrid: Museo Nacional de Ciencias Naturales. Disponível em: <http://www.vertebradosibericos.org>. (acedido a 25 de Março de 2018).
- Santos, G. M., Carvalho, C. A., Aguiar, C. M., Macêdo, L. S., & Mello, M. A. (2013). Overlap in trophic and temporal niches in the flower-visiting bee guild (Hymenoptera, Apoidea) of a tropical dry forest. *Apidologie*, 44 (1): 64-74.
- Seddon, N., Mace, G. M., Naeem, S., Tobias, J. A., Pigot, A. L., Cavanagh, R., ... & Walpole, M. (2016). Biodiversity in the Anthropocene: prospects and policy. *Proceedings of the Royal Society B*, 283 (1844): 1-9.
- Sih, A., Crowley, P., McPeck, M., Petranka, J., & Strohmeier, K. (1985). Predation, competition, and prey communities: a review of field experiments. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 16 (1): 269-311.
- Tellería, J. L. (2001). Passerine bird communities of Iberian dehesas: a review. *Animal Biodiversity and Conservation*, 24 (2): 67-78.

- Vaughan, I. (2017). *econullnetr: Null Model Analysis for Ecological Networks*. R package version 0.1.0. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=econullnetr>. (acedido a 18 de Janeiro de 2018).
- Vaughan, I. P., Gotelli, N. J., Memmott, J., Pearson, C. E., Woodward, G., & Symondson, W. O. (2018). *econullnetr: An r package using null models to analyse the structure of ecological networks and identify resource selection. *Methods in Ecology and Evolution*, 9 (3): 728-733.*
- Wallach, A. D., Dekker, A., Lurgi, M., Montoya, J. M., Fordham, D., & Ritchie, E. (2017). Trophic cascades in 3D: network analysis reveals how apex predators structure ecosystems. *Methods in Ecology and Evolution*, 8 (1): 135-142.
- Weiner, C., Werner, M., Linsenmair, K., & Blüthgen, N. (2011). Land use intensity in grasslands: Changes in biodiversity, species composition and specialisation in flower visitor networks. *Basic and Applied Ecology*, 12 (4): 292-299.
- Wirta, H. K., Weingartner, E., Hambäck, P. A., & Roslin, T. (2015). Extensive niche overlap among the dominant arthropod predators of the High Arctic. *Basic and Applied Ecology*, 16 (1): 86-92.

7. Anexos

Tabela 5 – Parâmetros calculados para avaliação das comunidades dos cinco cenários. CEN1_MD: situação real de montado denso; CEN2_MA: situação real de montado aberto; CEN3_ME: situação hipotética de montado esperso; CEN4_MDT: situação hipotética de aumento de temperatura no montado denso; CEN5_MAT: situação hipotética de aumento de temperatura no montado aberto.

Parâmetros de Avaliação	CEN1_MD	CEN2_MA	CEN3_ME	CEN4_MDT	CEN5_MAT
Riqueza Específica	342	360	260	178	197
Número de Ligações	2536	2940	1765	927	1174
Densidade de Ligações	7,41521	8,16667	6,78846	5,20787	5,95939
Conectância	0,09030	0,09452	0,10845	0,12325	0,12706
Conectância por Taxa	0,06829	0,06944	0,08387	0,10092	0,10000
Aninhamento	4,25596	4,49561	6,90988	9,08504	8,48488
Diversidade de Shannon	7,83834	7,98617	7,47591	6,83195	7,06817
Equitabilidade de Interações	0,76524	0,77198	0,77092	0,76545	0,77406
Assimetria de Rede	-0,19883	-0,20000	-0,19231	-0,22472	-0,21827
Assimetria de Especialização	0,14938	0,13101	0,12665	0,18940	0,15704
Número de Presas	205	216	155	109	120
Número de Predadores	137	144	105	69	77
Vulnerabilidade	33,63959	35,09864	26,27932	20,16505	21,63203
Generalidade	29,62539	33,25578	25,66402	18,84250	22,26917
Compl. Funcional Presas	517,48730	570,11770	394,32550	240,71030	279,52170
Compl. Funcional Predadores	473,32030	516,09680	357,82980	208,82490	245,46560
Divers. Interações Presas	3,07381	3,14244	2,91349	2,62825	2,73368
Divers. Interações Predadores	3,19588	3,30140	3,05713	2,79371	2,94289
Sobrep. Nicho Presas	0,11732	0,12690	0,13306	0,13861	0,14933
Sobrep. Nicho Predadores	0,24809	0,24571	0,24200	0,28239	0,27016
Proximidade Trófica Presas	0,03448	0,03862	0,04585	0,04976	0,05652
Proximidade Trófica Predadores	0,07875	0,07844	0,08662	0,11920	0,10759
Competição entre Presas	0,70629	0,68825	0,67006	0,67625	0,65342
Competição entre Predadores	0,49494	0,49655	0,53386	0,48608	0,48965
Agregação entre Presas	24,86173	25,39783	17,84727	14,09744	14,54856
Agregação entre Predadores	14,73174	16,97713	11,81040	7,64069	9,76604
Discrepância Presas	1331	1540	926	449	577
Discrepância Predadores	1508	1693	1046	516	646
Expoente Extinção Presas	12,91572	14,46847	12,27990	10,04027	11,52025
Expoente Extinção Predadores	5,75025	6,66493	5,63124	4,44905	5,22939
Robustez Presas	0,91492	0,92217	0,91287	0,89670	0,90571
Robustez Predadores	0,83148	0,84553	0,82984	0,79996	0,82193