



Gonçalo Gaspar Ferreira

Licenciado em Ciências de Engenharia do Ambiente

O EFEITO DA PAISAGEM NO PADRÃO DE
ATAQUE DA *Thaumetopoea pityocampa*
(Dennis & Schiffermüller) NA HERDADE DA
APOSTIÇA

MESTRADO EM ENGENHARIA DO AMBIENTE

Universidade NOVA de Lisboa
outubro, 2021



O Efeito da Paisagem no Padrão de Ataque da *Thaumetopoea pityocampa* (Dennis & Schiffermüller) na Herdade da Apostiça

Gonçalo Gaspar Ferreira

Licenciado em Ciências de Engenharia do Ambiente

Orientadora: Maria Teresa Calvão, Professor Doutor, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa

Coorientadora: Carla Pimentel, Investigadora Doutorada, Instituto Superior de Agronomia da Universidade de Lisboa

Júri:

Presidente: José Carlos Ferreira,
Professor Auxiliar, FCT-NOVA

Arguentes: António Rodrigues,
Professor Auxiliar, FCT-NOVA

Orientador: Maria Teresa Calvão,
Professor Associado, FCT-NOVA

O efeito da paisagem no padrão de ataque da *Thaumetopoea pityocampa* na herdade da Apostiça

Copyright © Gonçalo Gaspar Ferreira, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade NOVA de Lisboa.

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade NOVA de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objetivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora Professora Doutora Teresa Calvão pela atenção, disponibilidade, compreensão e orientação neste período, que a pandemia tornou mais difícil.

À minha co-orientadora Doutora Carla Pimentel pela sabedoria transmitida, indispensável para a realização da tese.

Ao João Campõa e à Mariana Ferreira pela preciosa ajuda dada no trabalho de campo.

À Rita, Patrícia, Simone, Catuxa, Jéssica, Inês, Alexa, Raquel e Rute pela vossa amizade e apoio. Foram fulcrais à finalização desta etapa na minha vida.

À minha família por estarem lá sempre para mim.

A presente dissertação de mestrado foi desenvolvida no âmbito do projeto “Alterações climáticas e seu impacto em florestas de pinheiro ao longo da costa oeste portuguesa: o caso de duas pragas recentemente emergidas” (PTDC/BIA-ECO/31655/2017) financiado por fundos nacionais através da FCT I. P. e do projeto “Composição química do hospedeiro e fatores ambientais determinantes na epidemiologia do nemátodo da madeira do pinheiro” (POCI-01-0145-FEDER-029774) financiado por verbas FEEI/FEDER e FCT-MCTES, Portugal.

RESUMO

A floresta representa mais de um terço da área de Portugal, contribuindo com cerca de 3,2% do PIB, com o pinhal a compor a segunda maior formação florestal. Tendo tanta relevância no país, e existindo em Portugal a processionária-do-pinheiro (PPM), *Thaumetopoea pityocampa*, uma das mais importantes pragas de resinosas, é pertinente compreender as suas dinâmicas populacionais.

O objetivo deste trabalho era perceber se existe um padrão espacial de ataque da PPM na herdade da Apostiça, distrito de Setúbal, e, caso houvesse, compreender que fatores afetariam o padrão de ataque, nomeadamente as espécies de hospedeiro existentes, fatores paisagísticos e abióticos, e a área analisada.

Procedeu-se à recolha de dados tendo-se registado o número de ninhos de PPM e a área basal de cada espécie arbórea. Calculou-se o índice de Moran univariado do número de ninhos para se perceber o padrão espacial de ataque da PPM, o Índice de Moran bivariado entre o número de ninhos e a área basal de Pinheiro-bravo e o índice de Moran bivariado entre o número de ninhos e várias métricas de diversidade de paisagem, de modo a perceber que fatores influenciam o padrão de ataque da PPM.

Obteve-se a confirmação de que existe, realmente, um padrão espacial de agregação, dos ninhos da PPM, na herdade da Apostiça. Há grande influência de fatores paisagísticos, sendo o principal a diversidade da paisagem.

Houve uma grande discrepância no ataque no que toca às espécies existentes, sendo que o pinheiro-manso quase não foi atacado enquanto o pinheiro-bravo foi bastante atacado, revelando a grande importância das espécies de árvores existentes.

Palavras-chave: *Thaumetopoea pityocampa*, índice de Moran, padrão espacial, paisagem, *Pinus pinaster*

ABSTRACT

Forests cover more than a third of the Portuguese territory, contributing around 3.2% of GDP, with pine forests making up the second largest forest formation. Having such relevance in the country, and existing in Portugal the pine processionary moth (PPM), *Thaumetopoea pityocampa*, one of the main resinous trees' pests, it is pertinent to understand its population dynamics.

The objective of this work was to understand if there was a spatial pattern of attack by the PPM in the Apostiça estate, in the Setúbal district, and to understand which factors would affect, and how, the pattern of attack, namely the host tree species, landscape and abiotic factors, and the analyzed area.

Data was collected to record the number of PPM nests and the basal area of each tree species. The univariate Moran index of the number of nests was calculated to obtain the spatial pattern of attack, then the bivariate Moran indexes were calculated for the basal areas and for various landscape diversity indexes, in order to find which factors influence the PPM's spatial pattern of attack.

It was confirmed the existence of a spatial pattern of aggregation, of the PPM, in the Apostiça estate. Landscape factors were determinant for this pattern with landscape diversity being the main one, with a negative effect on the incidence of the PPM's attack, while the dominance effect has a positive effect on the PPM. Contrary to expectations, solar radiation had a negative effect on the PPM. There was a large discrepancy in the attack regarding the existing species, with the stone pine tree being almost not affected while the maritime pine was heavily attacked, revealing the great importance of the existing tree species.

Keywords: *Thaumetopoea pityocampa*, Moran's index, spatial pattern, landscape, *Pinus pinaster*.

ÍNDICE

1	INTRODUÇÃO.....	5
1.1	Enquadramento	5
1.2	Âmbito e Objetivos.....	7
1.3	Organização e estrutura da dissertação	8
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	9
3	METODOLOGIA.....	17
3.1	Caraterização da área de estudo	17
3.2	Recolha e tratamento dos dados.....	21
3.2.1	Trabalho de Campo.....	22
3.2.2	Obtenção de dados de imagens.....	23
3.2.3	Análise de dados.....	24
4	RESULTADOS.....	28
5	DISCUSSÃO.....	34
6	CONCLUSÃO.....	38
7	BIBLIOGRAFIA.....	40

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Distribuição de pinheiro-bravo e pinheiro-manso em Portugal continental.	11
Figura 2 - Fenologia de <i>Thaumatococcus pinnatifidus</i>	12
Figura 3 - Localização da área de estudo.....	17
Figura 4 - Diagrama climático da área de estudo.	18
Figura 5 - Altitude da área de estudo.	19
Figura 6 - Declive da área de estudo.....	20
Figura 7 - Litologia da área de estudo.	21
Figura 8 - Pontos de Amostragem na área de estudo.....	22
Figura 9 - Ilusão ótica criada pelo prisma aquando do cálculo da área basal.	23
Figura 10 - Esquema de obtenção dos índices de diversidade, equidade e dominância, através do ArcMap.....	24
Figura 11 - Índice de Moran univariado referente ao número de ninhos de <i>Thaumatococcus pinnatifidus</i>	28
Figura 12 - Índice de Moran bivariado entre o número de ninhos e o índice de diversidade de Shannon-Wiener para várias zonas tampão criadas à volta dos locais de amostragem (com raio de 10, 50 e 100 m).....	29
Figura 13 - Índice de Moran Bivariado entre o número de ninhos e o índice de Equidade, para várias zonas tampão criadas à volta dos locais de amostragem (com raio de 10, 50 e 100 m).29	
Figura 14 - Índice de Moran Bivariado entre o número de ninhos e o índice de Dominância de Simpson. para várias zonas tampão criadas à volta dos locais de amostragem (com raio de 10, 50 e 100 m).	30
Figura 15 - Índice de Moran Bivariado entre o número de ninhos e o número de classes de paisagem ou índice de Riqueza, para várias zonas tampão criadas à volta dos locais de amostragem (com raio de 10, 50 e 100 m).	31
Figura 16 - Índice de Moran Bivariado entre o número de ninhos e a área basal do pinheiro-bravo.....	31
Figura 17 - Índice de Moran Bivariado entre o número de ninhos e a radiação solar anual para várias zonas tampão criadas à volta dos locais de amostragem (com raio de 10, 50 e 100 m).32	
Figura 18 - Índice de Moran Bivariado entre o número de ninhos e o NDVI, para várias zonas tampão criadas à volta dos locais de amostragem (com raio de 10, 50 e 100 m).....	33

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 - Índice de Moran Bivariado, p-value e significancia para o índice de diversidade, para as várias zonas tampão.	47
Tabela 2- Índice de Moran Bivariado, p-value e significancia para o índice de equidade, para as várias zonas tampão.	48
Tabela 3 - Índice de Moran Bivariado, p-value e significancia para o índice de dominância de Simpson, para as várias zonas tampão.....	48
Tabela 4 - Índice de Moran Bivariado, p-value e significancia para o número de classes, para as várias zonas tampão.	49
Tabela 5 - Índice de Moran Bivariado, p-value e significancia para a área basal.....	49
Tabela 6 - Índice de Moran Bivariado, p-value e significancia para Radiação, para as várias zonas tampão.	50
Tabela 7 - Índice de Moran Bivariado, p-value e significancia para o NDVI, para as várias zonas tampão.	50
Tabela 8 - Áreas basais e número de ninhos para cada ponto de amostragem, discriminado por espécie.	44
Tabela 9 - Comparação entre o rácio área basal/ninhos para as diferentes espécies de pinheiro.	44

SIGLAS

AB - Área Basal;

DA - Dólares americanos;

MDT - Modelo digital de terreno;

NDVI - *Normalized Difference Vegetation Index* (Índice de Vegetação de Diferença Normalizada);

PAT - *Plant apparency theory*;

PIB - Produto interno bruto;

PPM - *Pine processionary moth* (procecionária do pinheiro).

RAH - *Resource availability hypothesis*.

INTRODUÇÃO

1.1 Enquadramento

Atualmente as florestas cobrem 30,8% da superfície terrestre (4,06 mil milhões de hectares), correspondendo a cerca de 0,5 hectares por pessoa, embora as florestas não estejam igualmente distribuídas pelo globo (FAO e UNEP, 2020; Ferrenberg, 2016). As florestas são importantes para a humanidade pois sustentam a vida humana, direta e indiretamente, fornecendo uma vasta gama de recursos e serviços, não apenas económicos, mas também ecológicos culturais e estéticos (Adger et al, 1995; Seth, 2004).

As florestas são essenciais na manutenção da biodiversidade como fundo genético para culturas alimentares e medicinais. Com os sistemas alimentares em risco devido às alterações climáticas, o papel das florestas na captura e armazenamento de carbono e mitigação das alterações climáticas é supremo (FAO e UNEP, 2020).

Em países em desenvolvimento, combustíveis como madeira e carvão vegetal são particularmente importantes, com cerca de 880 milhões de pessoas mundialmente a passarem parte do seu tempo a recolher lenha ou a produzir carvão vegetal, enquanto mais de 40 milhões estão envolvidas na sua comercialização. Como exemplo, a produção de lenha gerou, em 2011, o equivalente a 33 mil milhões de dólares americanos (DA) (FAO e UNEP, 2020). Relativamente a produtos florestais não relacionados com madeira, foi estimado que, em 2005, conduziram a uma receita de 90 mil milhões de DA (Mahapatra et al, 2005).

Os produtos provenientes das florestas compõem cerca de 20% do rendimento dos agregados familiares, de zonas rurais, em países em desenvolvimento. Estima-se que empregos, direta e indiretamente, produzidos pelo setor florestal sejam à volta de 45 milhões mundialmente, com remunerações excedendo os 580 mil milhões de DA anualmente. Outras atividades como turismo, que não exploram a floresta, mas ganham com a sua presença, são também crescentes impulsionadores das economias. Cada ano, áreas protegidas, das quais muitas incluem florestas, recebem cerca de 8 mil milhões de visitas gerando receitas na ordem das centenas de milhares de DA. As populações urbanas também mostram um crescente interesse

em produtos provenientes de florestas, desde mobiliário, papel, cosméticos e alimentação (FAO e UNEP, 2020).

A floresta ocupa, em Portugal, cerca de 36% do território, com os pinhais a compor a segunda maior formação florestal, com uma área próxima de 1 milhão de hectares, sendo os montados, de sobreiro e azinho, a maior (ICNF, 2015). O setor florestal é um setor da maior importância para o nosso país, sendo dos poucos cuja atividade promove os três grandes pilares da sustentabilidade: económico, social e ambiental (AIFF, 2013). Este setor desempenha um papel de importância significativa para a economia, contribuindo com 12% do produto interno bruto (PIB) do setor industrial, o que representa 3,2% do PIB nacional, o que corresponde a mais de 1,8 mil milhões de euros para a balança comercial portuguesa. O setor florestal representa também 10% do comércio externo e estima-se que empregue diretamente mais de 135 000 pessoas (AIFF, 2013; Mota et al, 1999). Num contexto de forte retração económica, entre 2004 e 2011, as exportações do setor florestal português registaram um crescimento de 40,8% (AIFF, 2013).

As espécies de pinheiros mais abundantes em Portugal são o pinheiro-bravo, *Pinus pinaster*, e pinheiro-manso, *Pinus pinea*. A importância do pinheiro-bravo deriva, essencialmente, da comercialização da madeira e resina. No entanto, esta espécie exerce importantes funções ecológicas como conservação do solo e proteção de encostas contra a erosão e estabilização dunar na faixa litoral (Mota et al, 1999; Viñas et al, 2016).

A grande importância económica do pinheiro-manso deve-se, maioritariamente, à comercialização do pinhão, especialmente em exportações. A exploração da madeira e resina também ocorrem, mas não com o mesmo rendimento em comparação com o pinheiro-bravo (Costa e Evaristo, 2008; Mota et al, 1999).

Como foi referido, a floresta providencia inúmeros serviços de ecossistemas, porém, a capacidade de aprovisionamento com a qualidade pretendida depende da sua saúde (Rosenberger et al, 2012). As pragas têm aí um impacto considerável, afetando a vitalidade destes ecossistemas. Insetos desfolhadores, como a PPM, podem, inclusive, causar a morte das árvores, reduzindo, assim, as funções da floresta bem como o seu valor cénico (Gatto et al, 2009).

Por exemplo, Pestaña et al (2011) estudaram como o vigor de pinhais de pinheiro-bravo pode afetar os serviços ecológicos prestados por este ecossistema. Os referidos autores descobriram que a vitalidade dos pinhais está muito relacionada com a interação entre os pinheiros e a comunidade fúngica, através das micorrizas. A desfolha (realizada artificialmente pelos autores) reduz o fluxo de carbono até às raízes, afetando a relação simbiótica com as micorrizas e, conseqüentemente, as relações que as micorrizas possuem com as restantes componentes do ecossistema.

Devido à desfolha provocada pela PPM, inseto desfolhador, ocorre uma diminuição do crescimento das árvores e, conseqüentemente, perdas em volume da madeira. Arnaldo et al (2010) deduzem que as perdas podem ir até 100€ por hectare, ou seja 12,6 milhões de euros a nível nacional. No seu estudo a diminuição do crescimento da biomassa varia entre 37% para casos de desfolha leve (1 - 15%) até 73% para desfolha muito severa (76 - 100%). De facto, a PPM é considerada uma das pragas mais importantes das florestas de resinosas da Bacia do Mediterrâneo, de onde é autóctone.

Por isso importa conhecer a distribuição espacial deste inseto nos povoamentos florestais, por forma a melhor reduzir as conseqüências dos ataques, o que pode ser realizado através do estudo da distribuição das colónias larvares, indicativas da dispersão dos adultos.

1.2 Âmbito e Objetivos

O presente estudo pretende examinar o padrão espacial do ataque da PPM num extenso povoamento florestal na zona de Sesimbra, na Península de Setúbal, e determinar as causas explicativas deste ataque.

Foi efetuada uma contabilização do número de ninhos de PPM em pinheiros, para os quais foi obtida informação da área envolvente (vários tamanhos diferentes), referente à estrutura da paisagem, resultante da reclassificação e interpretação de uma imagem de satélite. Com estes dados foi efetuado um estudo da distribuição espacial do ataque por meio do Índice de Moran (Univariado). Foi ainda calculado o Índice de Moran Bivariado entre o grau de ataque e vários índices de diversidade da paisagem e fatores abióticos.

Assim, as perguntas a que esta dissertação pretende responder são:

- Há um padrão espacial do ataque da PPM na Herdade da Apostiça?
- Esse padrão pode ser explicado com base em parâmetros relativos à diversidade da paisagem?
- O padrão é influenciado por fatores abióticos?
- Estes padrões dependem do tamanho da área envolvente analisada?

Os dados resultantes do presente estudo poderão revelar-se importantes para a gestão de povoamentos de pinheiros, não só nesta Herdade, como também no resto do território.

1.3 Organização e estrutura da dissertação

A presente dissertação encontra-se estruturada em seis capítulos:

1. Introdução – Este capítulo introduz o tema abordado, e o porquê de ser abordado. Os objetivos são delineados. E é exposta a estrutura da dissertação.
2. Revisão da literatura – É explorada informação relevante sobre o tema em questão, de modo a permitir comparar com, e explicar, os resultados obtidos. Aborda essencialmente o estado da floresta portuguesa, focando-se nas espécies *P. pinea* e *P. pinaster*, características da *T. Pityocampa*, e fatores que influenciem o ataque da mesma.
3. Metodologia – Neste capítulo é feita a caracterização da área de estudo, e é descrito o processo de obtenção e tratamento de dados.
4. Resultados e Discussão – Os resultados obtidos são apresentados. É feita uma análise com base na informação recolhida no capítulo 2.
5. Conclusão – São apresentadas ilações tiradas do estudo realizado, assim como as principais dificuldades encontradas, e sugestão de trabalho futuro;
6. Referências bibliográficas – Referências bibliográficas de toda a literatura consultada para a realização da dissertação.

REVISÃO DE LITERATURA

Com cerca de 1 milhão de hectares, os pinhais, em Portugal continental, essencialmente de pinheiro-bravo e de pinheiro-manso, são a segunda maior formação florestal

(Figura 1). Perto de 75% desta área é ocupada pelo pinheiro-bravo e 25% pelo pinheiro-manso. Existem outras espécies de pinheiros, mas a sua área é bastante mais reduzida (ICNF, 2015).

O pinheiro-manso é autóctone da zona norte da bacia mediterrânica, especialmente sul da Península Ibérica, sul de França e Itália. Em Portugal esta espécie encontra-se do centro ao sul do país, embora seja mais predominante a sul do rio Tejo, em particular no distrito de Setúbal, onde as condições ao seu desenvolvimento são mais favoráveis, especialmente devido às temperaturas mais elevadas e menor precipitação (Costa e Evaristo, 2008; Sousa et al., 2017).

O pinheiro-manso possui uma copa ampla, densa, arredondada, geralmente em forma de guarda-sol, e pode, nos indivíduos adultos, atingir os 30 m de altura, embora não costume ultrapassar os 25 m (Costa e Evaristo, 2008). Esta espécie é dos pinheiros que mais defesas possui contra agentes bióticos. Vários autores demonstraram que, aquando em proximidade com outras espécies hospedeiras, o pinheiro-manso é a espécie menos procurada pela PPM para oviposição, devido a químicos emitidos, ou contidos, pelas agulhas (Sousa et al., 2017; Tiberi et al., 1999), sendo o limoneno o composto maioritário. Outros compostos como o α -pineno, o β -pineno, o β -mircenol e o δ -3-careno estão presentes em percentagens sempre inferiores a 10% (Figueiredo et al., 2007; Tiberi et al., 1999).

O Pinheiro-bravo encontra-se distribuído essencialmente na faixa atlântica do sudoeste da Europa (França, Espanha e Portugal) e em menor escala no Mediterrâneo Ocidental (Itália, Marrocos, Argélia, Tunísia e Sul de França) (Correia et al., 2007). Trata-se de uma espécie autóctone do nosso país, no entanto a sua área de distribuição presente (faixa litoral desde as bacias do Tejo e Sado até ao Rio Minho, estendendo-se para o interior nas regiões Norte e

Centro) terá aumentado muito em relação à área natural, como resultado essencialmente da ação humana.

O Pinheiro-bravo é uma árvore de crescimento rápido e de média grandeza, atingindo normalmente entre 20 m e 30 m de altura, podendo excepcionalmente chegar aos 40 m. No geral os indivíduos desta espécie não ultrapassam os 100 anos de idade, podendo, no entanto, atingir cerca de 200 anos (Correia et al., 2007). Distingue-se pela sua usual copa ovoide, ou cônica, nos indivíduos jovens. Na fase adulta a copa apresenta uma forma irregular e aberta (Soares et al, 2020; Viñas et al. 2015). As agulhas do pinheiro-bravo são robustas e longas (15 – 20 cm), normalmente agrupadas em pares (Savill, 2015; Soares et al., 2020).

Os principais compostos químicos encontrados no pinheiro-bravo são o α -pineno, o β -pineno, o β -mirceno, o δ -3-careno e o limoneno, sendo o α -pineno e o β -pineno os dominantes (Figueiredo et al., 2007; Tiberi et al., 1999).

A Processionária-do-pinheiro, *Thaumetopoea pityocampa* (Dennis & Schiffermüller) (*Lepidoptera*, *Thaumetopoeidae*), é um inseto desfolhador considerado como uma das pragas mais relevantes das florestas de resinosas da Bacia do Mediterrâneo, donde é natural. A sua distribuição geográfica compreende as regiões entre o norte de África e o sul da Europa, e entre a costa atlântica e a da Ásia Menor (Battisti et al, 2015). Um dos fatores que condicionam a sua distribuição diz respeito às temperaturas de inverno pois não suportam valores inferiores a -16°C. Nos últimos anos, devido ao aquecimento global, tem-se verificado uma expansão do seu território, em particular no seu limite a norte (Battisti et al., 2015; Robinet, 2014).

Este inseto consome agulhas de resinosas (pinheiros e cedros) principalmente de pinheiros, quer nativos da região de origem quer exóticos, sendo responsável por ataques intensos que provocam importantes estragos e conseqüentemente prejuízos económicos (Monteiro, 2010). De facto, dentro dos desfolhadores de pinheiros, na área mediterrânica, a PPM é considerada a mais destrutiva, tanto em termos de distribuição geográfica, ocorrência temporal e impactes socioeconómicos (FAO, 2007; Jactel, 2015; Tiberi et al., 1999).

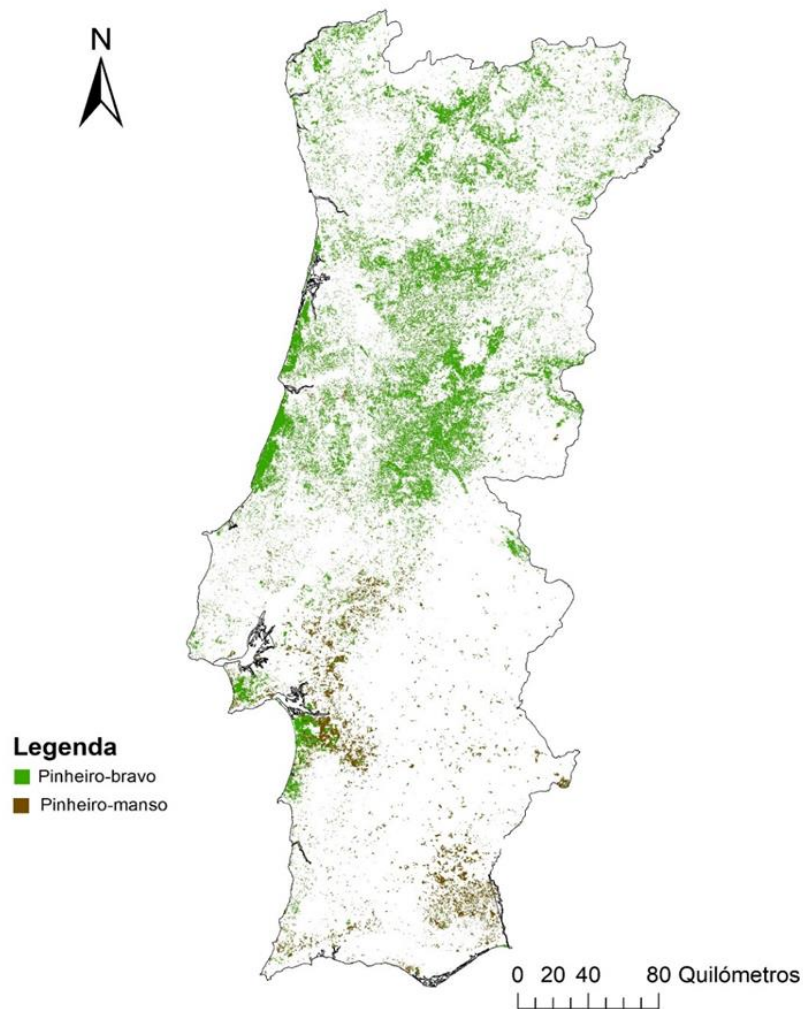


Figura 1 - Distribuição de pinheiro-bravo e pinheiro-manso em Portugal continental.

A dinâmica populacional da PPM é caracterizada por surtos periódicos (Arnaldo, 2010; FAO, 2007). Esta dinâmica populacional é explicada por fatores como deterioração da qualidade dos hospedeiros e mortalidade causada por patogénicos.

A emergência dos adultos é condicionada pela temperatura (Battisti et al, 2015). Este parâmetro condiciona, também, o desenvolvimento larvar. Assim, a fenologia da PPM está dependente das condições climáticas e, portanto, do timing das diferentes fases do ciclo de vida varia em função da área geográfica (Aimi, 2006).

É uma espécie univoltina, isto é, há uma única geração anual. O surgimento dos adultos e a oviposição ocorrem no Verão e o desenvolvimento larvar no Inverno, sendo por isso referida por Processionária de Inverno. No entanto, na zona de Leiria surgiu uma população com um ciclo de vida desfasado, denominada processionária de Verão.

No caso da Processionária de Inverno a fêmea coloca os ovos em agosto e setembro, e cerca de 30 a 40 dias depois nascem as primeiras larvas (Fig. 2) que passam por cinco estádios de crescimento, ou instares (Arnaldo, 2005; Pimentel et al., 2006). As larvas são gregárias, desenvolvendo-se, ao longo do seu crescimento, em ninhos, quer temporários, quer definitivos.

Nos primeiros 3 estádios as larvas alimentam-se das agulhas mais tenras da árvore hospedeira e tecem vários ninhos temporários. No terceiro estágio começam a aparecer pelos urticantes. Neste estágio as larvas principiam a preparar o ninho de inverno, definitivo, onde passarão o resto do seu período de desenvolvimento. Trata-se de grandes ninhos sedosos, onde habitam uma grande quantidade de larvas e que proporcionam a termorregulação, permitindo-lhes desenvolver-se durante o inverno (Battisti, 2015; Pimentel et al., 2006). Os ninhos encontram-se situados, preferencialmente, em zonas da copa com maior exposição à radiação solar para permitir uma maior acumulação de calor e assim favorecer o crescimento das larvas (Monteiro, 2010). Ainda, em muitos casos, os ninhos situam-se em árvores de bordadura, por forma a receberem uma maior quantidade de radiação solar (Jactel et al., 2015).

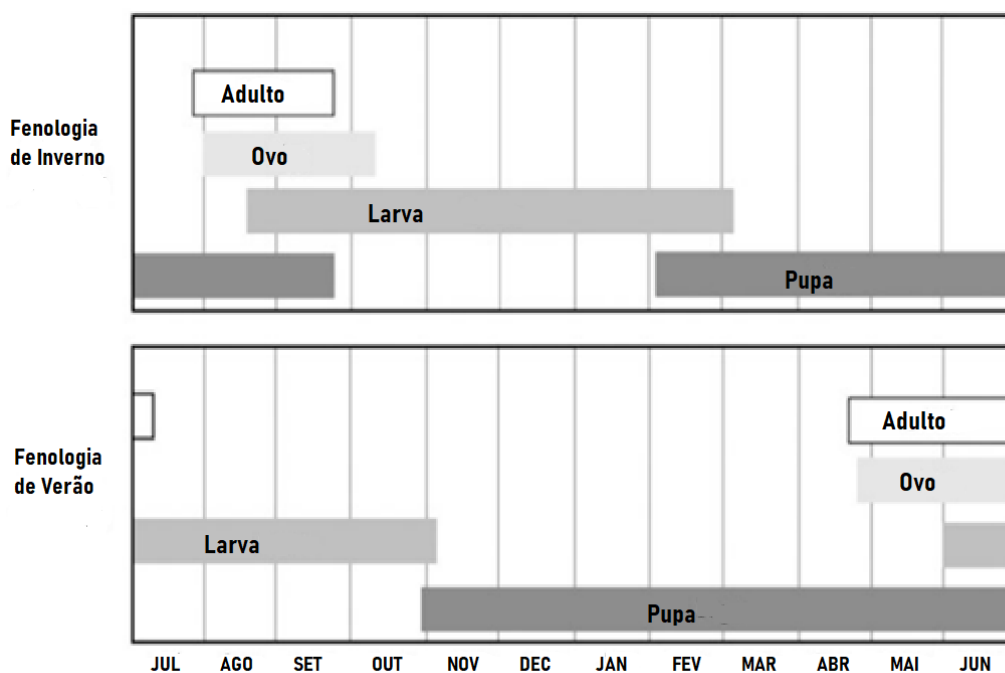


Figura 2 - Fenologia de *Thaumetopoea pityocampa*.

Tipicamente entre fevereiro e março as lagartas saem dos ninhos e descem das árvores em procissão à procura de um local com solo apropriado. Aí, enterram-se a uma profundidade de 5 - 20 cm, formam o seu casulo e ficam num estado de diapausa até ao verão (FAO, 2007).

O êxito reprodutivo deste inseto depende da capacidade de encontrar um hospedeiro o mais apropriado possível para oviposição, ou seja, um hospedeiro com elevado conteúdo

em nutrientes que maximize a disponibilidade de recursos para os descendentes e assim aumente a taxa de sobrevivência e de crescimento das larvas (Pérez-Contreras et al., 2008).

Várias características relativas ao habitat bem como referentes aos hospedeiros podem influenciar a escolha, por parte das fêmeas da PPM, do local para a postura.

As características relativas aos hospedeiros podem ser traços físicos como forma, tamanho e cor ou compostos químicos, que podem expressar não só a qualidade nutricional como também o nível da defesa química (Pérez-Contreras et al., 2008). À escala do indivíduo são estes fatores, físicos e químicos que, normalmente, mais influenciam a percepção dos insetos na escolha do hospedeiro (Régolini et al., 2014).

Vários autores demonstraram que compostos químicos desempenham um importante papel na escolha do tipo de hospedeiro por parte da PPM para a oviposição. O limoneno possui grande relevância, uma vez que constitui uma defesa natural dos pinheiros contra insetos, nomeadamente a PPM. De facto, a concentração deste composto nas árvores está inversamente ligada à incidência desta praga (Paiva et al., 2011). A concentração de limoneno varia ao longo do ano, com um mínimo na primavera, subindo significativamente no verão, prolongando-se até ao outono (Tiberi et al., 1999).

Os resultados de Pérez-Contreras et al. (2008) revelam uma correlação negativa entre a assimetria relativa (diferença entre a assimetria média da população e a assimetria média de uma árvore a dividir pelo comprimento das agulhas da árvore em questão) das agulhas e a concentração de limoneno. Geralmente as agulhas assimétricas ocorrem em espécies de pinheiros em que é direcionado mais investimento no crescimento em altura (apical), levando a que menos energia seja direcionada para produzir defesas naturais, como é o caso do limoneno.

Mendel (1988), no entanto, num estudo sobre o efeito de compostos voláteis, concluiu que não constituem um fator determinante na seleção por parte da PPM entre diferentes espécies de pinheiros.

A estrutura e composição da paisagem têm impacto em vários processos, que afetam a configuração da comunidade, assim como a abundância e distribuição das espécies nela presentes, como é o caso de insetos fitófagos (Samalens & Rossi, 2011).

A nível do habitat, a estrutura do coberto vegetal (paisagem) parece ter grande importância. De facto, vários estudos confirmam que povoamentos monoespecíficos e paisagens com baixa diversidade são favoráveis aos desfolhadores, facto que se deve à grande concentração de recursos disponíveis (Calvão et al., 2008). Dulaurent et al. (2012) demonstraram que a PPM tende a concentrar os seus ataques nas zonas de fronteira entre dois (ou mais) tipos de classes de coberto vegetal. A este fenómeno são atribuídas várias explicações possíveis, como condições ambientais, e sinais químicos e visuais (Dulaurent et al. 2012, Paiva et al., 2011).

Em florestas homogêneas é espectável encontrar-se autocorrelação espacial (Samalens & Rossi, 2011; Pimentel et al., 2017). O contrário acontece em florestas onde a paisagem é fragmentada (Samalens & Rossi, 2011). Foi demonstrado que em florestas com diversidade de paisagem, mais concretamente a proporção de árvores não hospedeiras e diversidade de espécies arbóreas, a dispersão das espécies invasivas decresce (Rigot et al., 2014). Vários outros estudos apontam na mesma direção, tendo encontrado que uma maior diversidade de espécies arbóreas reduziu significativamente a herbivoria por insetos (Wang et al., 2021), e impactes negativos nas populações de *T. pityocampa* (Dulaurent et al., 2012; Castagneyrol et al., 2014b). Foram desenvolvidas várias teorias que permitem explicar os resultados mencionados. A *semiochemical diversity hypothesis* refere que, em habitats mistos, com maior diversidade de plantas, os seus compostos voláteis podem perturbar os sinais olfatórios que os herbívoros especialistas recebem dos hospedeiros (Jactlel et al., 2011). A *natural enemy hypothesis* indica que os inimigos naturais dos herbívoros são mais diversos, e mais eficazes, em florestas mais diversificadas (Rigot et al., 2014). E a *diversity-resistance hypothesis* revela que comunidades de plantas mais diversas são menos suscetíveis a sofrer danos por insetos (Dulaurent et al., 2012).

Adicionalmente, a orientação das zonas de fronteira também é apresentada como um fator relevante aquando da escolha de oviposição por parte da PPM. Régolini et al. (2014) concluíram que zonas de fronteira orientadas a sul e sudoeste (as que recebem maior quantidade de radiação solar) foram as mais atacadas, estando as zonas menos atacadas orientadas a norte e nordeste. Este facto é pertinente uma vez que a radiação solar tem um papel essencial na termoeconomia dos ninhos (Breurer et al., 1989; Régolini et al., 2014). Noutra espécie de processionária, *Thaumetopoea pinivora*, Battisti et al. (2013) comprovaram que a radiação solar é também um parâmetro com grande impacte na distribuição espacial e performance das larvas.

Ao examinar-se individualmente cada árvore, pôde-se constatar que, nas copas, os ninhos estão posicionados sensivelmente com a mesma orientação sendo que neste caso o fator determinante para este posicionamento seja o vento, e não a radiação solar. O facto de os ninhos estarem posicionados a sul, sueste e sudeste faz com que se encontrem resguardados dos ventos de norte e oeste.

No entanto, a influência das zonas de fronteira é significativamente atenuada pela presença de sebes de espécies diferentes, como Dulaurent et al. (2012) demonstraram, em povoamentos florestais. A magnitude desta diminuição é dependente da altura dos pinheiros relativamente à sebe (Régolini et al., 2014), sendo que árvores mais altas tendem a ser mais afetadas devido a serem mais facilmente visíveis pelas fêmeas que vão depositar os ovos. O efeito traduz-se numa diminuição geral do número de ninhos da PPM, e não na diminuição do número de ninhos na região de fronteira associada a um aumento de ninhos no interior dos povoamentos de pinheiros, funcionando assim como uma barreira (Dulaurent et al. 2012).

No respeitante a fatores fisionómicos Halperin (1979) sugere que fatores como a grossura das agulhas e a densidade da copa determinam a escolha de hospedeiro pelas lagartas da processionária. Em estudos posteriores Mendel (1988) encontrou evidências de que a forma da copa das árvores poderá ser o principal fator de decisão quanto à postura, com árvores de copas mais estreitas a serem escolhidas preferencialmente, o que foi também evidenciado por Paiva et al. (2011). Este fator pode ser explicado pela maior exposição solar a que os ninhos da PPM estão sujeitos em copas mais estreitas.

Régolini et al. (2014) constataram que os ninhos da PPM e as árvores por ela afetadas não estão igualmente distribuídos. A percentagem de árvores infetadas diminuiu significativamente com a densidade de árvores, por contraste, a densidade de pinheiros não influenciou a densidade da população da PPM (Nº ninhos/ha).

Independentemente da localização, árvores com maior diâmetro de tronco são mais afetadas, o que pode ser explicado pelo facto de haver uma forte correlação entre o diâmetro e a altura da árvore (Régolini et al. 2014). Ou seja, o fator determinante é a altura.

Outra teoria que pode afetar a incidência da PPM é a associational resistance. Esta teoria sugere que a associação entre árvores suscetíveis e árvores resistentes a herbivoria reduz a concentração de herbívoros nas árvores mais suscetíveis (Stiling et al., 2003). Jactel et al. (2011) verificaram isso mesmo, num estudo com *Pinus pinaster* e *Betula pendula*, tendo observado que os compostos voláteis emitidos pelos indivíduos de *B. pendula* tiveram um efeito inibitório ou repelente na PPM que, assim, não atacou os pinheiros existentes no mesmo povoamento. Os mecanismos explicativos baseiam-se na sobrevivência das pragas e na acessibilidade das plantas hospedeiras (Castagneyrol et al., 2014a).

Duas das principais teorias de como os insetos depositam os seus ovos são a *plant stress hypothesis* e a *plant vigour hypothesis*. A primeira teoria sugere que plantas sob stress são menos capazes de sintetizar defesas químicas efetivas, tornando-as mais vulneráveis. A segunda teoria sugere que a escolha é independente das defesas e o que o fator determinante é a saúde/vitalidade da árvore hospedeira, sendo árvores maiores e com maior taxa crescimento favorecidas neste processo de escolha (Castagneyrol et al., 2014b; Pérez-Contreras et al., 2008).

Caso as defesas sejam um fator determinante, como sugere a *plant stress hypothesis*, é importante perceber como funcionam. Existem dois tipos de defesas, induzidas e constitutivas. As defesas induzidas apenas são ativadas depois da planta sofrer danos resultantes de ataque, podendo a planta sofrer alterações químicas ou morfológicas. As defesas constitutivas são expressas nas plantas independentes de dano prévio (Lombardero et al., 2016; Villari et al., 2014). As plantas possuem diferentes tipos de estratégias, sendo que estas defesas existem em diferentes proporções, devido aos custos que cada tipo de defesa tem para determinada planta (Strauss et al., 2002). A *resource availability hypothesis* (RAH) e a *plant apparency theory*

(PAT) tentam explicar como essas alocações de recursos são efetuadas pelas plantas. A PAT sugere que espécies com menores taxas de crescimento e maior longevidade são mais prováveis de serem encontradas por herbívoros e, por consequente, evoluíram de modo a investir mais em defesas. A RAH, por outro lado, apesar de concordar com a PAT no facto de as espécies de menor taxa de crescimento investirem mais em defesas, propõe que a razão pela qual isso acontece não seja devido à aparência da espécie, mas sim devido ao rácio custo/benefício das defesas, que é dependente da taxa de crescimento da espécie (Endara & Coley, 2011).

3.1 Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado na Herdade da Apostiça (Figura 3), concelho de Sesimbra, distrito de Setúbal. A Herdade possui cerca de 3471 ha e destina-se à exploração de pinheiros-bravos.

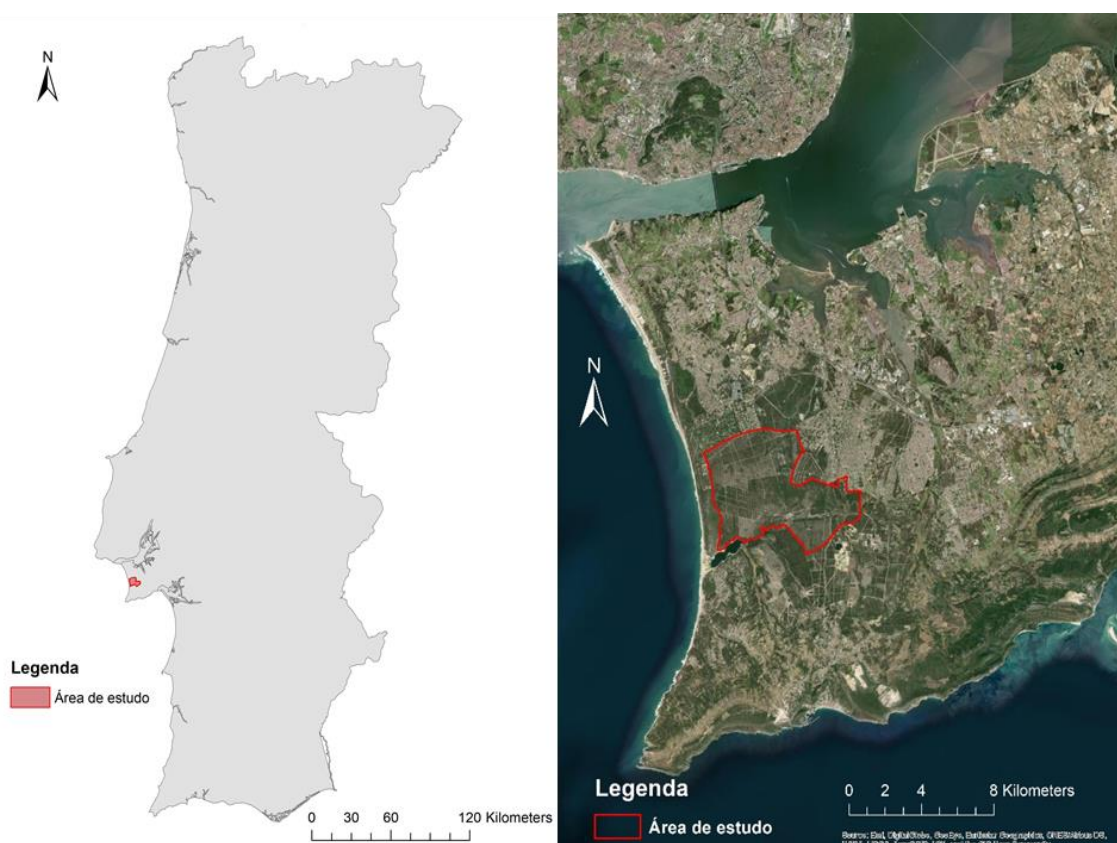


Figura 3 – Localização da área de estudo.

A vegetação arbórea é essencialmente composta por pinheiros-bravos e pinheiros-mansos, com densidades variáveis ao longo da propriedade. Também se podem encontrar sobreiros, mas em pouca quantidade e normalmente isolados.

Relativamente ao clima, como se pode observar no diagrama climático da Figura 4, a área de estudo tem uma amplitude térmica de 11,0 °C, uma temperatura média anual de 16,6 °C e uma precipitação anual de 699 mm. Como é típico do clima mediterrânico a estação quente corresponde à estação seca que se estende sensivelmente desde o início de março até meados de setembro.

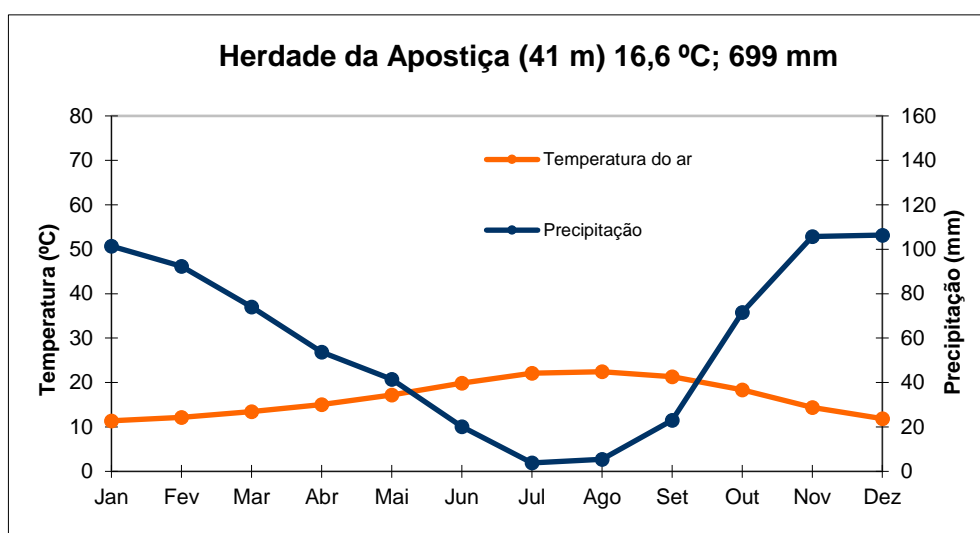


Figura 4 - Diagrama climático da área de estudo.

Foi obtido um ficheiro em formato matricial (MDT - Modelo digital de terreno.) com aproximadamente 30 m de resolução espacial, obtido pelo Shuttle Radar Topographic Mission, do site U.S. Geological Survey (U.S. Geological Survey, 2020). Este MDT foi cortado pelo limite da zona de estudo (Figura 5) e usado para criar um ficheiro também em formato matricial, do declive (Figura 6). A Herdade possui corredores paralelos com direção norte-sul correspondentes a zonas de altitude muito baixa, mas com declives acentuados. A altitude varia entre 3m e 89m sendo o valor médio 41m. Com base no MDT foi calculada, no ArcMap, a radiação solar anual.

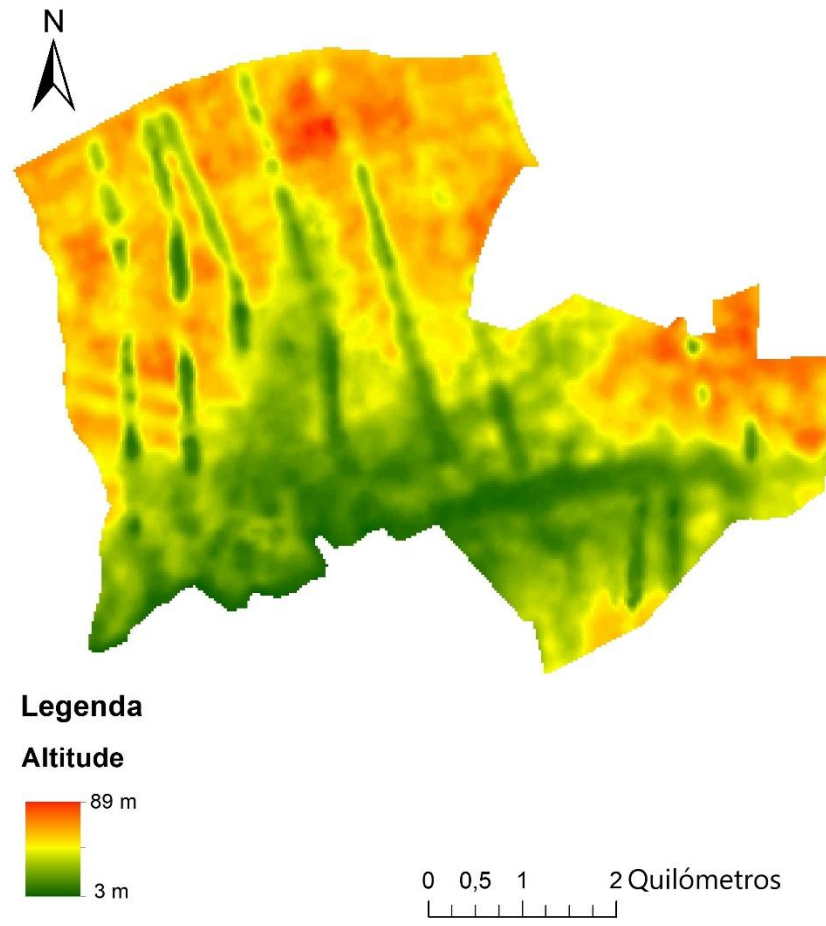


Figura 5 - Altitude da área de estudo.

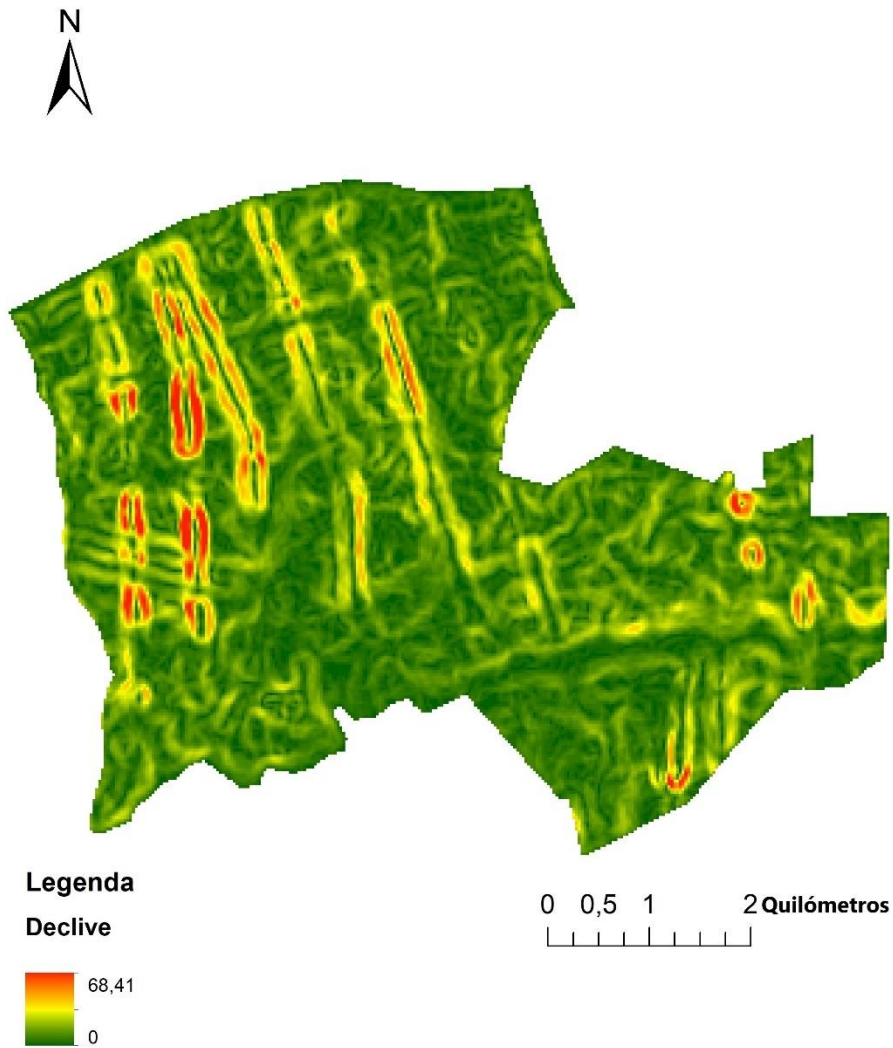


Figura 6 - Declive da área de estudo.

Litologicamente é um terreno arenoso, como se pode ver pela Figura 7, composto maioritariamente por dunas e areias eólicas. Argilas, arenitos e outros sedimentos pouco consolidados também são encontrados numa quantidade considerável enquanto a sul, junto à linha de água, o predomínio é de aluviões. A oeste é possível encontrar calcários e margas, mas com pouca representatividade.

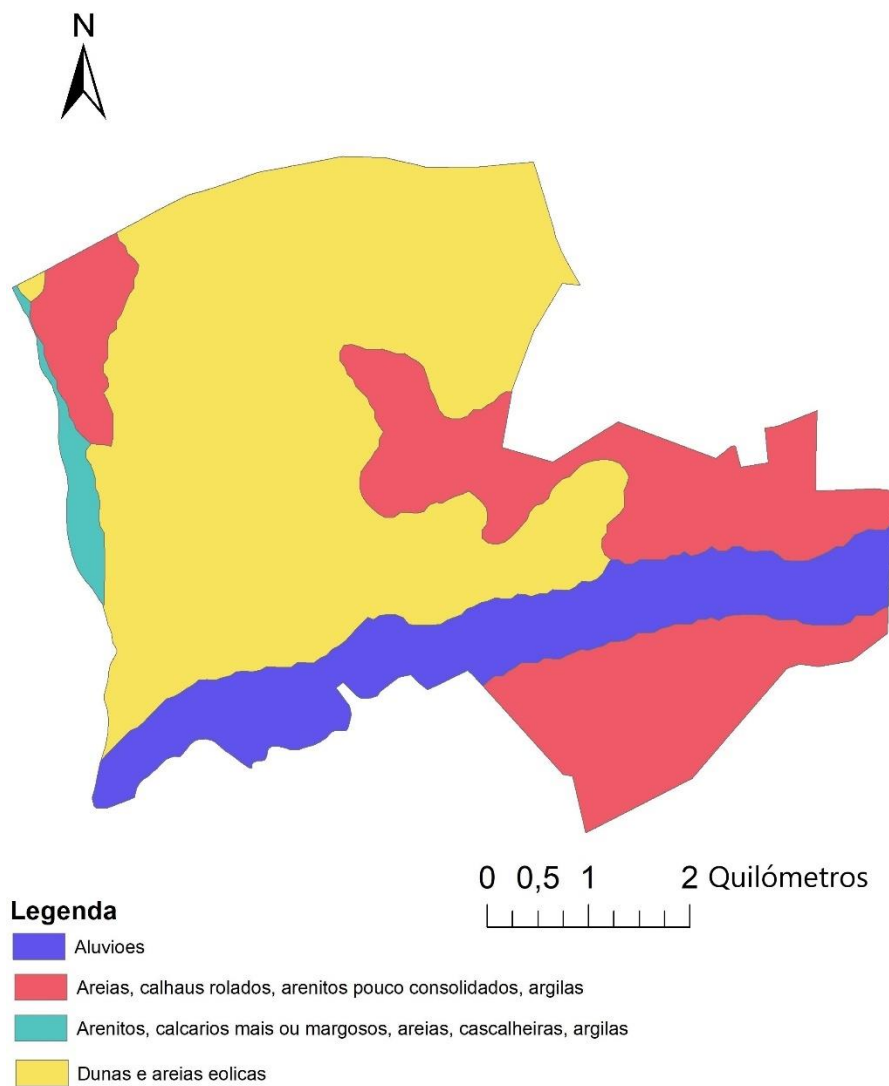


Figura 7 - Litologia da área de estudo.

3.2 Recolha e tratamento dos dados

Com auxílio do ArcMap (versão 10.4), o principal componente dos programas ArcGis da ESRI, foram determinados ao acaso 86 locais de amostragem na Herdade da Apostiça usando um ficheiro em formato *shapefile*.

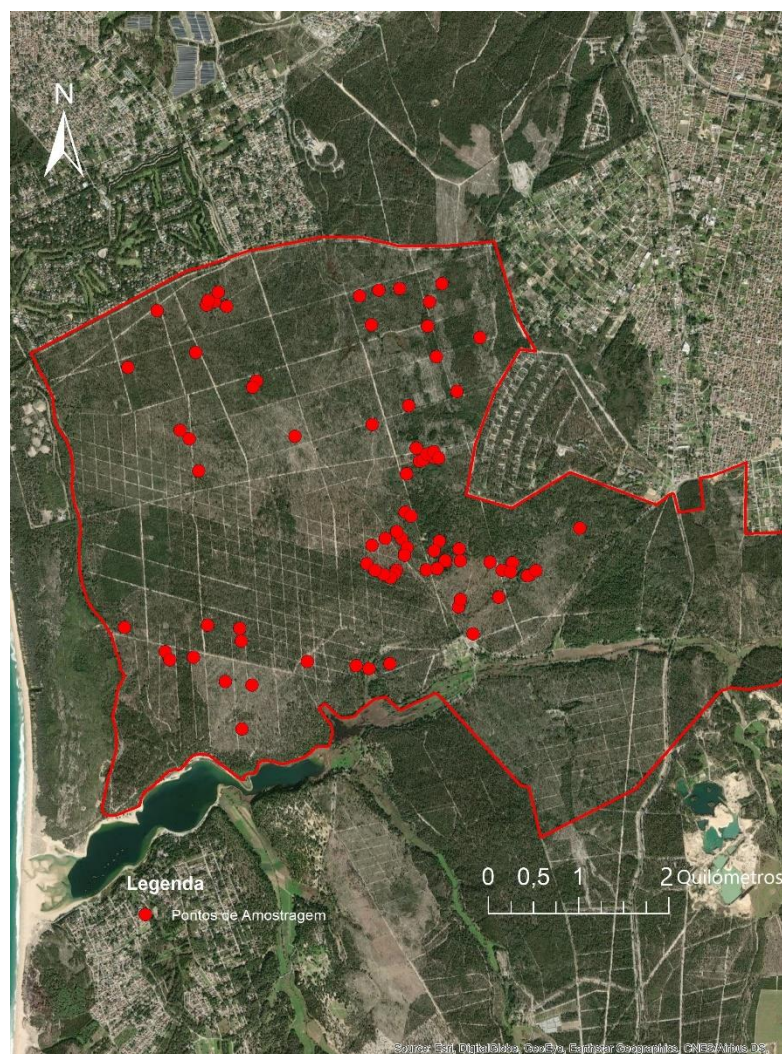


Figura 8 - Pontos de Amostragem na área de estudo.

3.2.1 Trabalho de Campo

No campo estes locais foram localizados por meio de um GPS GARMIN 66ST. Em cada local foi usado um prisma 10 BAF Wedge Prism para determinação da Área Basal de cada espécie arbórea presente seguindo protocolos bem estabelecidos (West, 2015). A partir de um ponto fixo é movido o prisma num movimento que faz um círculo completo e contado o número de árvores de cada espécie, cujo tronco se avista através do prisma. Na Figura 9 pode observar-se que no caso A a árvore não é contabilizada, no caso B é contabilizada e no caso C conta apenas como metade pois está numa situação de fronteira,

O número de árvores obtido através das medições pelo prisma é multiplicado por um fator próprio de cada tipo de prisma, no presente caso 10, o que indica que o valor obtido nas medições no campo (número de árvores) deve ser multiplicado por 10 para obtenção da Área Basal expressa em m²/ha.

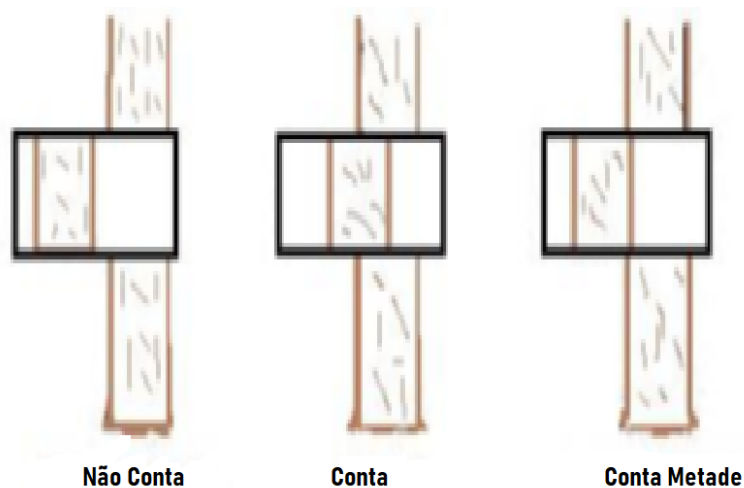


Figura 9 - Ilusão ótica criada pelo prisma aquando do cálculo da área basal.

Foi também contabilizado o número de ninhos de PPM presentes na copa dos pinheiros. Tal como esperado, os ninhos de PPM identificados encontravam-se, maioritariamente, em pinheiros-bravos, tendo apenas sido encontrados 2 ninhos, das 83 ocorrências, em pinheiros-mansos. De tal forma, considerou-se que a amostra de ninhos em pinheiro-manso não era significativa e, portanto, apenas se usaram as amostras de ninhos de pinheiros-bravos nas análises estatísticas.

Posteriormente atualizou-se a shapefile dos locais com a informação obtida no campo.

3.2.2 Obtenção de dados de imagens

Foi obtida uma imagem do sensor a bordo do satélite Plêiades de 21 de fevereiro de 2020. Trata-se de um ficheiro em formato matricial (raster) com 4 bandas espectrais (azul, verde, vermelho e infravermelho próximo) e com 0.5 m de resolução espacial. No ArcMap foram efetuadas, com base nas 4 bandas espectrais, várias reclassificações automáticas não supervisionadas segundo o método ISO CLUSTER. Com auxílio da ferramenta Google Earth conclui-se que a melhor classificação possuía 9 classes: sombras/água, estradas de terra batida, muito compactadas ou zonas com intervenção de maquinaria, vegetação mínima em solos de areia, vegetação mínima pouca vegetação, média vegetação, muita vegetação, vegetação de zonas alagadas com pinheiro-manso e zonas com pinheiro-bravo. Esta imagem reclassificada será doravante denominada de “estrutura da paisagem”.

Ainda com base na imagem de satélite foi determinado um Índice Espectral de Vegetação denominado NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) através da fórmula:

$$NDVI = \frac{(\rho_{NIR} - \rho_{RED})}{(\rho_{NIR} + \rho_{RED})}$$

sendo que ρ_{NIR} representa a reflectância na região espectral do Infravermelho próximo e ρ_{RED} a reflectância na região do vermelho.

No ArcMap foram criadas zonas tampão (buffers) de 10, 50 e 100 metros à volta dos pontos de amostragem. A imagem reclassificada da estrutura da paisagem foi “cortada” pelos limites dos buffers criados e depois convertida em formato vetorial.

3.2.3 Análise de dados

Com a ferramenta gratuita e “open source” “Vector-based Landscape Analysis Tools”, V-LATE versão 2.0 (<https://sites.google.com/site/largylate/gis-tools/v-1>), adicionada ao ArcMap procedeu-se ao cálculo de várias métricas da paisagem, nomeadamente métricas de diversidade como é o caso do Índice de Riqueza, Índice de Diversidade de Shannon-Wiener, Índice de Equidade de Shannon e Índice de Dominância ou de Simpson (Magurran, 2004; Yu et al., 2019).

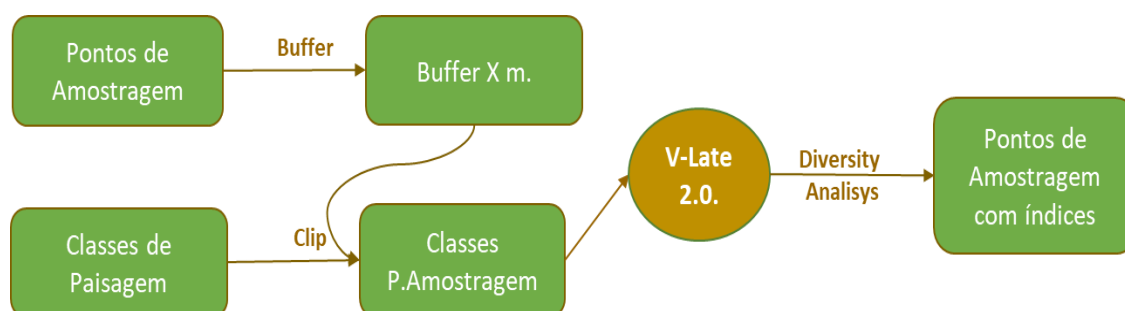


Figura 10 - Esquema de obtenção dos índices de diversidade, equidade e dominância, através do ArcMap.

O índice de Riqueza representa a medida mais antiga e intuitiva da diversidade e representa simplesmente o número de espécies na unidade de estudo ou no caso da paisagem, o número de classes considerado (Magurran, 2004).

O índice de Shannon-Wiener (H') é provavelmente o índice mais usado em estudos de diversidade, tendo sido aplicado não só a ecossistemas, onde a base do cálculo são espécies, como também a estudos sobre a paisagem que se baseiam em classes de uso do solo:

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \ln(p_i)$$

em que

$p_i = \frac{n_i}{N}$ sendo n_i o nº de indivíduos da espécie i , S o número de espécies e N o número total de indivíduos de todas as espécies; p_i é a proporção de indivíduos de cada espécie em relação ao total (Magurran, 2004).

Apesar do índice de Shannon-Wiener tomar em consideração as abundâncias das espécies, é possível calcular uma medida da equidade separada, a equidade de Shannon (E):

$$E = \frac{H'}{\ln S}$$

A equidade de Shannon é igual à razão entre o índice de diversidade de Shannon e o seu valor máximo ($\ln S$). Quanto maior o índice (maior a diversidade), maior a uniformidade na distribuição dos indivíduos pelas diferentes espécies presentes (Magurran, 2004).

Foi também calculado o Índice de Simpson (D_s), considerado um índice de dominância pois dá mais importância às espécies mais comuns (Magurran, 2004).

$$D_s = \sum_{i=1}^S \frac{n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

De seguida utilizou-se o programa GeoDa (<https://geodacenter.asu.edu>) (Anselin et al., 2006) para a análise da distribuição espacial dos ninhos da PPM e sua relação com a estrutura da paisagem em volta de cada local amostrado. Assim, foi calculado o Índice de Moran (I), uma medida de autocorrelação espacial mais usada. Para as distâncias de 500 m a 6000 m, em intervalos de 500 m, foi calculado o índice de Moran Univariado (ninhos da PPM) e Bivariado (ninhos versus índices de diversidade; ninhos versus número de classes presentes, número de ninhos versus a área basal de pinheiro-bravo, número de ninhos versus a radiação solar e ainda o número de ninhos versus o NDVI).

A significância dos valores do Índice de Moran foi testada através de 999 permutações ao acaso (Legendre e Legendre, 1998). Foi utilizada a correção de Holm para testes múltiplos devido à não independência dos dados nas comparações múltiplas. Foram elaborados correlogramas tanto para os dados de Moran Univariado como Bivariado. A significância estatística global dos correlogramas foi calculada verificando se havia pelo menos um valor do índice estatisticamente significativo para o nível de significância dado pela correção de Bonferroni calculado por α/k em que k é o número de classes de distância e $\alpha=0.05$ (Oden, 1984; Legendre and Fortin, 1989; Fortin and Dale, 2005). Os correlogramas permitem a avaliação da autocorrelação em função da distância e foram analisados principalmente observando a sua forma, porque padrões característicos estão relacionados com certos tipos de estrutura espacial (Legendre e Fortin, 1989). Assim, determinar a estrutura espacial pode fornecer evidências sobre os processos subjacentes (Legendre e Fortin, 1989; Fortin e Dale, 2005).

RESULTADOS

Apresentam-se em seguida os correlogramas, quer univariado, quer bivariados. As tabelas com os valores do Índice de Moran, respectivos p-value antes e depois da correção de Holm são apresentados em Anexo. Todos os correlogramas são significativos ao nível de significância $\alpha=0.05$. No entanto os valores do Índice de Moran para a primeira distância são baixos.

Verifica-se, no geral, que, à medida que o raio da zona tampão de análise aumenta, os valores do Índice de Moran bivariado diminuem.

Na Figura 11 apresenta-se o correlograma referente ao Índice de Moran univariado (número de ninhos) onde se pode constatar que existe autocorrelação espacial positiva até um pouco abaixo dos 4000 m e negativa para distâncias superiores. No entanto o valor positivo mais elevado do Índice de Moran não corresponde à primeira distância (500 m) mas sim a cerca de 1000 m.

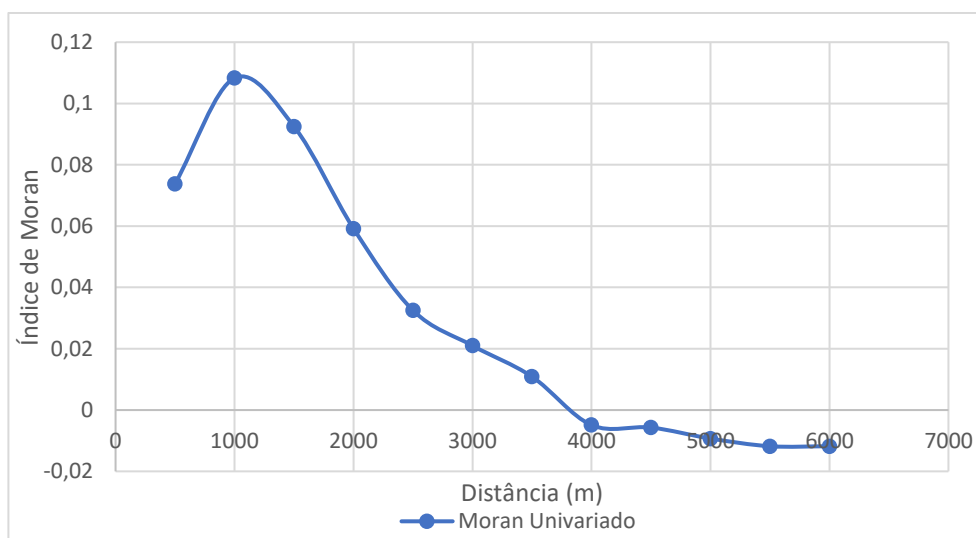


Figura 11 - Índice de Moran univariado referente ao número de ninhos de *Thaumetopoea pityocampa*.

A Figura 12 apresenta o correlograma referente ao Índice de Moran bivariado entre o número de ninhos e o Índice de diversidade de Shannon-Wiener, para as várias zonas tampão criadas à volta dos locais de amostragem (com raio de 10, 50 e 100 m).

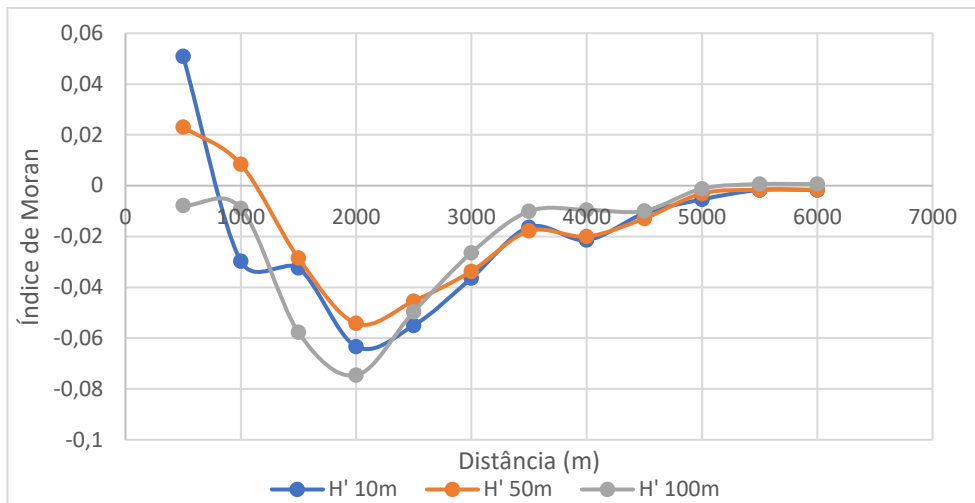


Figura 12 - Índice de Moran bivariado entre o número de ninhos e o índice de diversidade de Shannon-Wiener para várias zonas tampão criadas à volta dos locais de amostragem (com raio de 10, 50 e 100 m).

A forma dos correlogramas revela, no geral, um padrão semelhante para as zonas tampão de raio 10 m e 50 m: valores positivos para pequenas distâncias (aproximadamente < 1000 m), e negativos para distâncias superiores. No caso do correlograma referente à zona tampão com raio de 100 m os valores do índice de Moran são quase sempre negativos.

O índice de Equidade revela um comportamento bastante semelhante, ilustrado pela Figura 13.

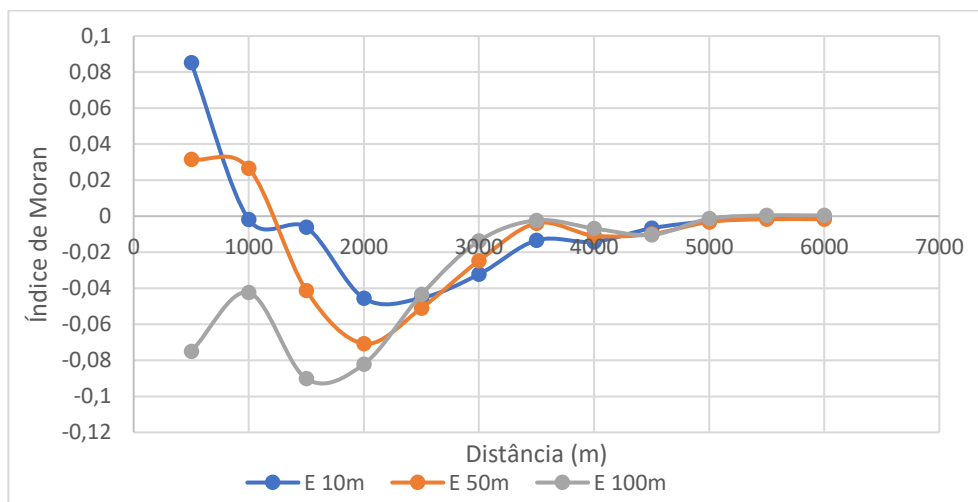


Figura 13 - Índice de Moran Bivariado entre o número de ninhos e o índice de Equidade, para várias zonas tampão criadas à volta dos locais de amostragem (com raio de 10, 50 e 100 m).

O índice de Dominância de Simpson apresenta um comportamento diferente dos anteriores (Figura 14). Assim, para os raios de 10 m e de 50 m os valores do Índice de Moran são

negativos para as primeiras distâncias, positivos para distâncias superiores e perto de zero para os valores de distância mais elevados. O correlograma relativo ao raio de 100 m revela o oposto para as primeiras classes de distância.

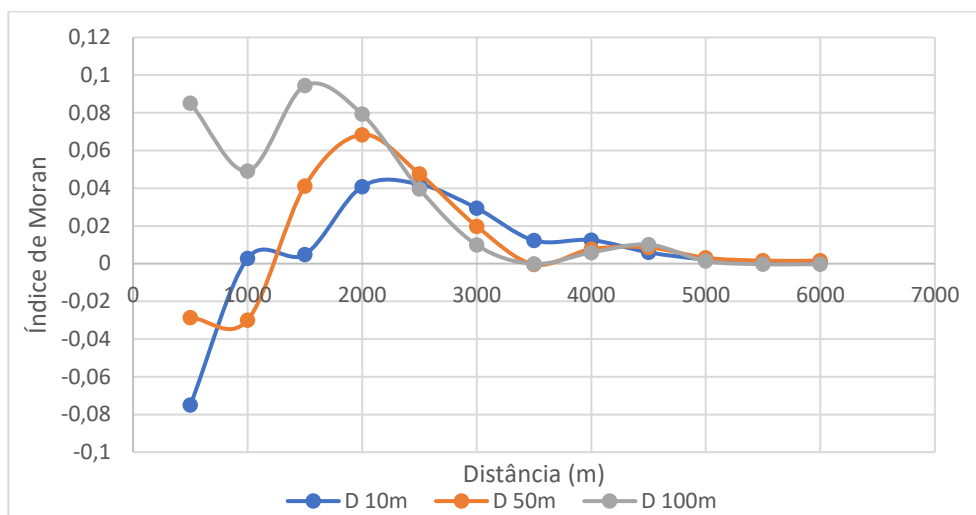


Figura 14 - Índice de Moran Bivariado entre o número de ninhos e o índice de Dominância de Simpson. para várias zonas tampão criadas à volta dos locais de amostragem (com raio de 10, 50 e 100 m).

Os correlogramas relativos ao número de classes de paisagem, ou seja, relativos ao índice de Riqueza (Figura 15) voltam a indicar diferenças entre aqueles referentes ao raio de 100 m e os correspondentes aos raios de 10 m e de 50 m. Assim, os valores do índice de Moran para pequenas distâncias são positivos para o raio de 100 m e negativos para os raios de 10 m e de 50 m. Estas diferenças atenuam-se com a distância.

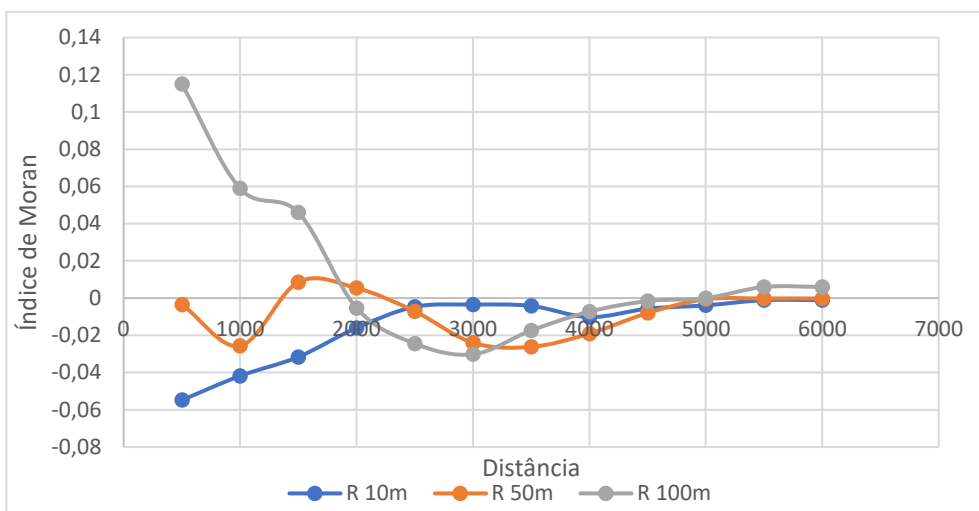


Figura 15 - Índice de Moran Bivariado entre o número de ninhos e o número de classes de paisagem ou índice de Riqueza, para várias zonas tampão criadas à volta dos locais de amostragem (com raio de 10, 50 e 100 m).

Na Figura 16 vê-se que o número de ninhos de PPM se encontra correlacionado positivamente com a área basal do pinheiro-bravo. Os valores do Índice de Moran decrescem com a distância.

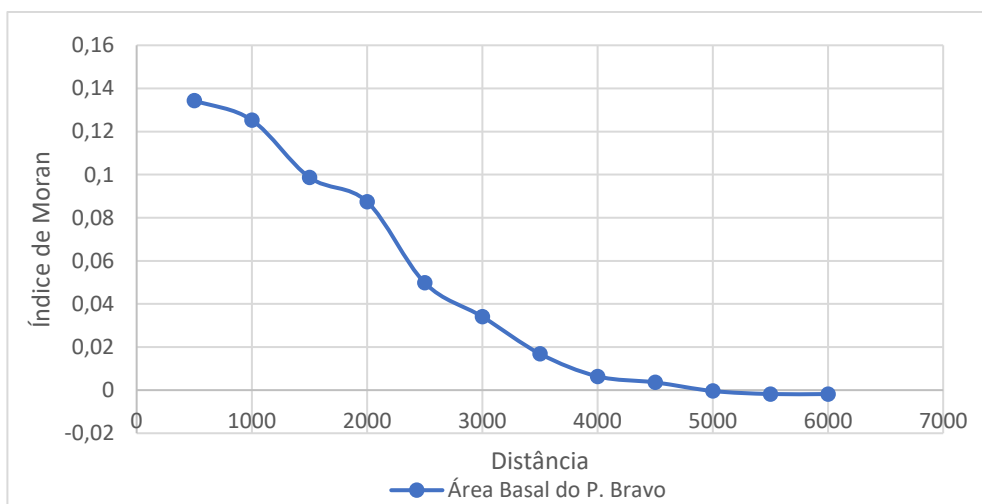


Figura 16 - Índice de Moran Bivariado entre o número de ninhos e a área basal do pinheiro-bravo.

Os correlogramas referentes à radiação solar anual (Figura 17) apresentam um padrão complexo, com valores negativos.

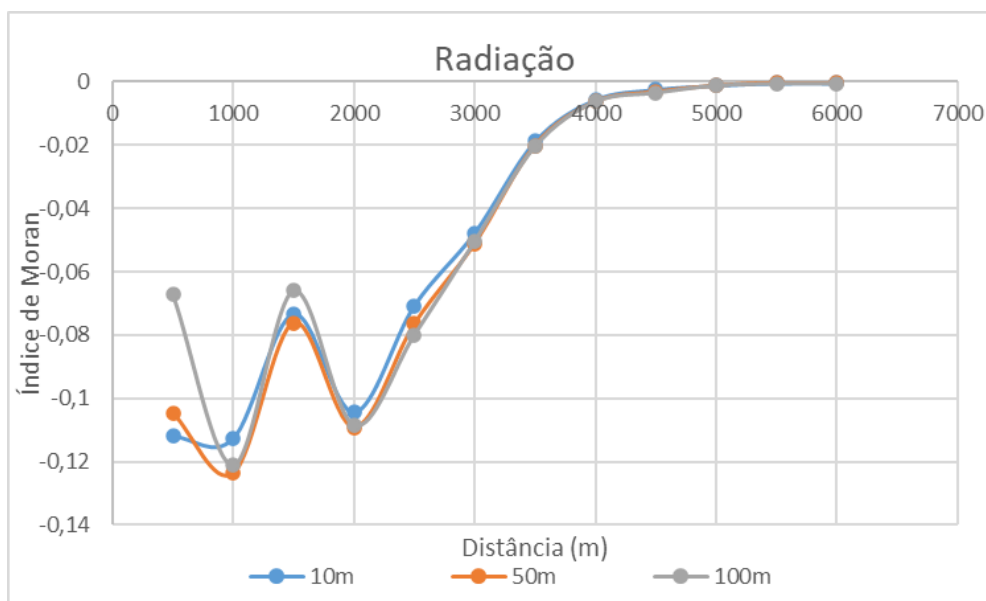


Figura 17 - Índice de Moran Bivariado entre o número de ninhos e a radiação solar anual para várias zonas tampão criadas à volta dos locais de amostragem (com raio de 10, 50 e 100 m).

Para o Índice de Vegetação de Diferença Normalizada (NDVI), representado na Figura 18, é o correlograma relativo ao raio de 10 m que difere dos restantes raios. Assim, enquanto o valor do Índice de Moran relativo a pequenas distâncias é negativo para o caso do raio de 10 m, é positivo para os raios de 50 m e de 100 m. A partir de aproximadamente 1500 m os correlogramas aproximam-se quanto ao comportamento. No entanto os valores do Índice são quase sempre negativos para o raio de 10 m.

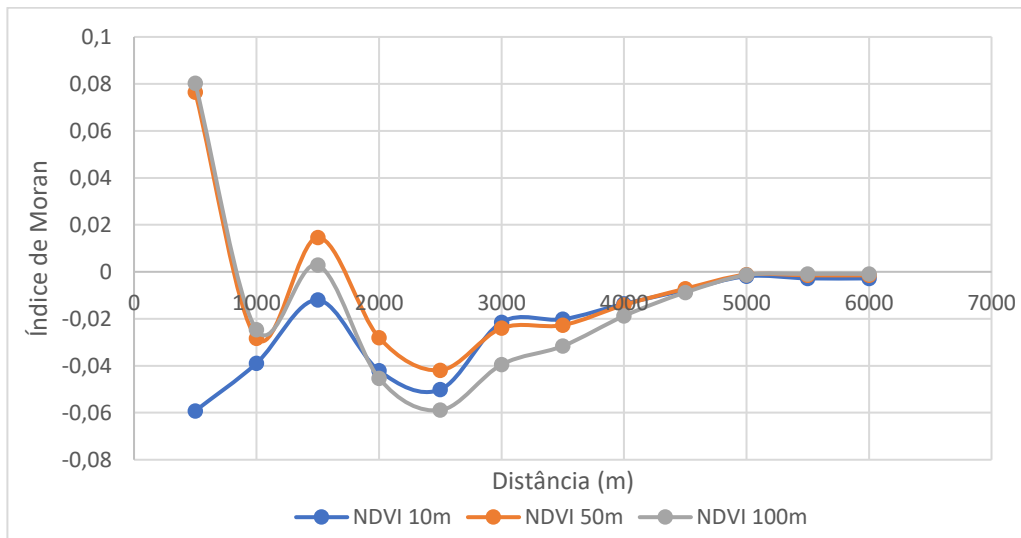


Figura 18 - Índice de Moran Bivariado entre o número de ninhos e o NDVI, para várias zonas tampão criadas à volta dos locais de amostragem (com raio de 10, 50 e 100 m).

DISCUSSÃO

Os ninhos de PPM identificados encontravam-se, maioritariamente, em pinheiros-bravos, tendo apenas sido encontrados dois ninhos, de um total de 83, em pinheiros-mansos. Vários fatores devem ter contribuído para este resultado, no entanto é preciso ressaltar o facto de nos pontos em análise foram encontrados muito mais pinheiros-bravos que pinheiros-mansos - cerca de 90% das árvores sinalizadas foram pinheiros-bravos - ainda assim a proporção de ninhos por área basal é superior para os pinheiros-bravos (Tabela 9). As diferentes estratégias de vida das duas espécies conferiram, sem dúvida, ao pinheiro-manso, maior proteção perante a PPM. Comparativamente com o manso, o pinheiro-bravo é, geralmente, uma árvore de maior altura, e apresenta uma maior taxa de crescimento, o que, segundo a *plant vigour hypothesis*, pode explicar o facto de o pinheiro-bravo ter sido mais afetado comparativamente ao pinheiro-manso. O facto de o pinheiro-bravo possuir maior taxa de crescimento significa que, na sua alocação de recursos, “menosprezou” as defesas, levando a que possua mais defesas induzidas do que constitutivas (Lombardero et al., 2016). Este facto é evidenciado pela maior quantidade de compostos voláteis que o pinheiro-manso possui, em especial o limoneno (Tiberi et al., 1999).

Todos os correlogramas obtidos (quer univariado quer bivariados) são significativos. Isto indica a existência de uma estrutura espacial dos ninhos da PPM na Herdade da Apostiça (para o caso do Índice de Moran univariado) e correlação entre a distribuição dos ninhos e a estrutura da paisagem dada por várias métricas (Índice de Moran bivariado).

À medida que o raio da zona tampão de análise aumenta (na sequência 10 m, 50 m e 100 m), no geral os valores do Índice de Moran bivariado diminuem o que significa que o meio ambiente mais próximo dos pinheiros terá um papel mais importante na escolha de hospedeiro por parte das fêmeas da PPM para a oviposição.

A análise dos correlogramas relativos ao índice de diversidade de Shannon-Wiener e índice de Equidade (métricas de diversidade) revela que a diversidade da paisagem influencia positivamente o número de ninhos para pequenas distâncias (excepto para o caso das zonas tampão com raio de 100 m), não se tendo conseguido encontrar uma explicação para este facto na revisão da literatura. Para distâncias maiores há autocorrelação espacial negativa entre o número de ninhos e a diversidade da paisagem à volta das árvores hospedeiras dos ninhos da

PPM. Apesar da diversidade arbórea na Herdade da Apostiça não ser elevada, existindo apenas duas espécies de pinheiro, com a pontual aparição de sobreiros, a diversidade paisagística é considerável, sobretudo devido às comunidades arbustivas presentes. De facto, a componente arbustiva é importante, tendo uma grande variação espacial não só referente à diversidade de espécies como à densidade e biomassa. Esta diversidade paisagística poderá funcionar como barreira à PPM, devido a sinais químicos emitidos pelos pinheiros-mansos, a principal espécie não hospedeira, e, até, com menor significância, por espécies arbustivas, facto que perturbará a PPM, como sugere a *semiochemical diversity hypothesis* (Jactel et al., 2011). Além disso, pode haver perturbação do campo visual das fêmeas que vão ovipositar, caso os pinheiros-bravos estejam “tapados” por outras árvores (Dulaurent et al., 2012). Pode ainda ser o caso da maior diversidade não só arbórea como arbustiva atrair alguns inimigos naturais da PPM como é teorizado na *natural enemy hypothesis* (Rigot et al., 2014).

Os correlogramas relativos ao Índice de Simpson (Dominância) mostram um comportamento oposto daqueles referentes ao Índice de Shannon-Wiener e Equidade (Diversidade). O índice de Simpson tem uma escala não intuitiva, sendo considerado um índice de dominância pois dá mais ênfase às espécies mais comuns. De facto, a diversidade aumenta diretamente com o valor do Índice de Shannon, mas inversamente com o valor do Índice de Simpson. Era, por isso, esperado que estes dois índices tivessem comportamentos opostos no referente à resposta espacial ao número de ninhos da PPM, o que, de facto, se verificou.

Os correlogramas referentes ao índice de Riqueza (número de classes de paisagem) estão de acordo com Samalens e Rossi (2010) que encontraram uma correlação negativa, para pequenas distâncias, entre o número de ninhos e a métrica “Patch richness density” que diz respeito ao número de classes da paisagem presentes dividido pela área em análise.

Tendo em conta que a radiação solar é um fator importante no período larvar da PPM, era esperado encontrar uma correlação positiva com o número de ninhos, como referem os autores Monteiro (2010) e Jactel et al. (2015). Porém tal não aconteceu. Os correlogramas têm um padrão complexo e de difícil interpretação. A explicação advém do facto da radiação solar ter sido calculada com base num Modelo Digital de Terreno que apenas tem em conta a topografia. Portanto, no seu cálculo não foi tida em consideração a estrutura dos povoamentos florestais, ou seja, não se conseguiu calcular a radiação solar que atinge as várias zonas da copa dos hospedeiros. Isso só seria possível com recurso a um Modelo Digital de Superfície de elevada resolução espacial, que não se conseguiu obter. Em desenvolvimentos futuros seria importante elucidar a relação entre a radiação solar incidente na copa calculada com base num modelo das árvores e o número de ninho de PPM.

Não existe muita literatura que conecte os índices espectrais de vegetação, como é o caso do NDVI, com a ocorrência dos ninhos da PPM. Muitos autores encontraram correlações

elevadas entre o NDVI e várias características de diferentes comunidades vegetais como é o caso da biomassa, densidade, diversidade (Hmimina et al., 2013). É possível usar o NDVI como *proxy* da riqueza de espécies, embora não em todas as situações (Pau et al., 2012). A relação negativa para distâncias inferiores a aproximadamente 1000 m entre o NDVI e a quantidade de ninhos de PPM, para o caso das zonas tampão de raio 10 m explica-se pelo facto da maior quantidade de plantas presentes poder atrair alguns inimigos naturais da PPM como é teorizado na *natural enemy hypothesis* (Rigot et al., 2014) e já referido. Os correlogramas referentes às zonas tampão de raio 50 m e 100 m apresentam correlação espacial positiva para pequenas distâncias com o número de ninhos. Este facto vem corroborar o que foi dito anteriormente, que o meio ambiente mais próximo das árvores hospedeiras parece ter mais influência sobre as fêmeas da PPM que procuram locais para ovipositar.

Porém, os resultados obtidos apresentam fatores algo inesperados, pois zonas húmidas e zonas com maior fragmentação da paisagem possuem dos maiores NDVI, que são características favoráveis à PPM, o que não coincide com a relação negativa observada (Parlak et al., 2019; Samalens & Rossi, 2011).

Os correlogramas referentes às zonas tampão com 10 m e 50 m apresentam quase sempre um comportamento semelhante entre si e diferente daquele correspondente à zona tampão com 100 m. Estes resultados estão de acordo com Samalens e Rossi (2010) que obtiveram correlogramas bivariados (entre o número de ninhos da PPM e descritores da paisagem) com diferente comportamento em função da escala considerada. No presente estudo, a distância entre 50 m e 100 m poderá corresponder a uma escala espacial importante que influenciará o comportamento das fêmeas da PPM durante a procura de locais para a oviposição. Seria, por isso, interessante, considerar, em análises futuras, um maior número de zonas tampão, com raio entre 50 m e 100 m, por forma a clarificar-se este aspeto.

CONCLUSÃO

Este estudo demonstra a existência de um padrão espacial na distribuição dos ninhos da PPM e conseqüentemente no ataque desta praga, na herdade da Apostiça. Foi possível detectar uma autocorrelação espacial positiva para distâncias inferiores a aproximadamente 4000 m e negativa para distâncias superiores, o que indica a existência de uma tendência de agregação por parte da população da PPM, especialmente dentro de um raio de quatro quilômetros.

A composição paisagística pode explicar a existência deste padrão. Vários índices de diversidade foram aplicados a informação relativa a classes de uso do solo. Os correlogramas relativos ao Índice de Shannon-Wiener e Índice de Equidade mostram um ponto de inflexão entre os valores positivos e negativos do Índice de Moran (entre os valores dos índices e o número de ninhos da PPM) semelhante – por volta dos 2000 m.

Todos os descritores da paisagem analisados revelam a existência de uma autocorrelação espacial com o número de ninhos da PPM.

Sendo que, os fatores mais significativos são a diversidade de paisagem, que afeta negativamente a PPM, e as espécies de árvore existentes, onde houve uma grande discrepância no ataque da PPM, sendo o pinheiro-bravo desproporcionalmente mais afetado do que o pinheiro-manso.

Ainda que fatores de diversidade de paisagem possam explicar o padrão de ataque da PPM, este também é influenciado por fatores abióticos. A radiação solar provou ter um impacto negativo significativo com a população da PPM, e segundo a literatura é espectável que haja também algum impacto de fatores como a humidade e direção dos ventos.

Outro fator a ter em conta é a área analisada. As correlações encontradas foram particularmente significativas entre os dois e os dois quilômetros e meio, e o padrão espacial de agregação encontrado foi mais forte por volta de um quilômetro. Em ambos os casos a significância foi descendo até aos quatro quilômetros. Para as zonas tampão que se consideraram à volta dos pontos de amostragem (10m, 50m e 100m) não houve diferenças muito significativas a partir dos 2500m, porém, para alguns índices, nas menores distâncias já houve uma variação considerável. Normalmente quanto maior foi o raio da zona tampão maior foi a significância, com o raio de 100m a ter um comportamento mais díspar em relação a 10m e 50m.

Tendo esta dissertação ter sido realizada em tempo de pandemia condicionou um pouco o trabalho. Entraves na realização de saídas de campo provocou um maior gasto de tempo, assim como constrangimentos a nível social e anímico. Por estas razões a análise não foi mais abrangente, por exemplo o estudo de outros fatores abióticos.

Para trabalhos posteriores, um aprofundamento dos fatores abióticos pode ser necessário, mas provavelmente o mais pertinente será estudar o impacto que as alterações climáticas terão na dinâmica populacional da PPM, e por consequente, no padrão espacial do seu ataque. Seria, também, interessante considerar um maior número de zonas tampão, com raio entre 50 m e 100 m, por forma a perceber como varia o comportamento da PPM entre essas distâncias.

Abad Viñas R., Caudullo G., Oliveira S., de R. D. (2016). *Pinus pinaster in Europe: distribution, habitat, usage and threats* (A. San-Miguel-Ayanz, J., de Rigo, D., Caudullo, G., Houston Durrant, T. Mauri (Ed.); pp. 128–129). European Atlas of Forest Tree Species. citeulike-article-id:13514161%5Cnhttp://www.cabi.org/isc/datasheet/41688

Adger, W. N., Brown, K., Cervigni, R., & Moran, D. (1995). Total Economic Value of Forests in Mexico. *Ambio*, 24(5), 286–296.

AIFF. (2013). Uma visão para o sector florestal.

Aimi, A., Zocca, A., Minerbi, S., Hellrigl, K., Gatto, P., & Battisti, A. (2006). The outbreak of the pine processionary moth in Venosta / Vinschgau: ecological and economic aspects. *Forest Observer*, 2(3), 69–80.

Al Shidi, R. H., Kumar, L., & Albahri, M. M. (2018). Does Solar Radiation Affect the Distribution of Dubas Bug (*Ommatissus lybicus* de Bergevin) Infestation. *Agriculture*, 8(7), 107. <https://doi.org/10.3390/agriculture8070107>.

Anselin, L., Syabri, I., & Kho, Y. (2006). GeoDa : An Introduction to Spatial Data Analysis. *Geographical Analysis*, 38, 5–22.

Arnaldo, P. S., Chacim, S., & Lopes, D. (2010). Effects of defoliation by the pine processionary moth *Thaumetopoea pityocampa* on biomass growth of young stands of *Pinus pinaster* in northern Portugal. *IForest*, 3(NOVEMBER), 159–162. <https://doi.org/10.3832/ifor0553-003>

Arnaldo, P. S., & Torres, L. M. (2005). Spatial distribution and sampling of *Thaumetopoea pityocampa* (Den. & Schiff.) (Lep. Thaumetopoeidea) populations on *Pinus pinaster* Ait. in Montesinho, N. Portugal. *Forest Ecology and Management*, 210(1–3), 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.02.041>

Battisti, A., Avci, M., Avtzis, D. N., Jamaa, M. L. Ben, Berardi, L., Berretima, W., Branco, M., Chakali, G., El Alaoui El Fels, M. A., Frérot, B., Hódar, J. A., Ionescu-Mălăncuș, I., İpekdal,

K., Larsson, S., Manole, T., Mendel, Z., Meurisse, N., Mirchev, P., Nemer, N., ... Zamoum, M. (2015). Natural History of the Processionary Moths (*Thaumetopoea* spp.): New Insights in Relation to Climate Change. In A. Roques (Ed.), *Processionary Moths and Climate Change: An Update* (pp. 15–79). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-017-9340-7_2

Battisti, A., Marini, L., Pitacco, A., & Larsson, S. (2013). Solar radiation directly affects larval performance of a forest insect. *Ecological Entomology*, 38(6), 553–559. <https://doi.org/10.1111/een.12047>

Breuer, M., Devkota, B., Douma-Petridou, E., Koutsaftikis, A., & Schmidt, G. H. (1989). Studies on the exposition and temperature of nests of *Thaumetopoea pityocampa* (Den. & Schiff.) (*Lep., Thaumetopoeidae*) in Greece. *Journal of Applied Entomology*, 107(1–5), 370–375. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.1989.tb00271.x>

Calado, N., Carneiro, S., & Soares, P. (2020). Manual de Boas Práticas Para o Pinheiro-Bravo. (Issue May). Centro PINUS. <https://www.researchgate.net/publication/341192859%0AManual>

Calvão, T., Branco, M., Pimental, C., (2008). Vegetação e paisagem: relação entre diversidade e fitófagos. In Branco, M., Valente, C. (Ed.), *Pragas e doenças em Pinhal e Eucaliptal. Desafios para a sua gestão integrada* (pp. 161-172). ISA Press.

Castagneyrol, B., Jactel, H., Charbonnier, Y., Barbaro, L., & Dulaurent-Mercadal, A. M. (2014a). Egg mortality in the pine processionary moth: Habitat diversity, microclimate and predation effects. *Agricultural and Forest Entomology*, 16(3), 284–292. <https://doi.org/10.1111/afe.12056>

Castagneyrol, B., Régolini, M., & Jactel, H. (2014b). Tree species composition rather than diversity triggers associational resistance to the pine processionary moth. *Basic and Applied Ecology*, 15(6), 516–523. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2014.06.008>

Costa, R., Evaristo, I., Batista, D., Afonso, S., Carrasquinho, I., Sousa, E., Inácio, M. L., Capelo, J., & Santos, L. (2008). *Condução de Povoamentos de Pinheiro Manso e Características Nutricionais do Pinhão* Editores (R. Costa & I. Evaristo (Eds.)). Instituto Nacional dos Recursos Biológicos.

Correia, A. V., Oliveira, A. C. & Fabião, A. (2007). Biologia e ecologia do pinheiro-bravo. In: *Árvores e Florestas de Portugal, Vol. 4 – Pinhais e eucaliptais, a floresta cultivada*. In Joaquim Sande Silva (Ed.) (pp. 17–34). Público, Comunicação Social, SA e Fundação Luso-Americana para o desenvolvimento.

Dulaurent, A. M., Porté, A. J., van Halder, I., Vétillard, F., Menassieu, P., & Jactel, H. (2012). Hide and seek in forests: Colonization by the pine processionary moth is impeded by the presence of nonhost trees. *Agricultural and Forest Entomology*, 14(1), 19–27. <https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2011.00549.x>

Endara, M.-J., & Coley, P. D. (2011). The resource availability hypothesis revisited: a meta-analysis. *Functional Ecology*, 25(2), 389–398. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01803.x>

FAO. (2007). *Forest pest species profile: Thaumetopoea pityocampa*. FAO. <http://www.fao.org/forestry/13575-015d56e4ddb6a321a7b6794075af83847.pdf>.

FAO, & UNEP. (2020). The State of the World's Forests 2020. Forests, biodiversity and people. In *THE STATE OF THE WORLD*. FAO and UNEP. <https://doi.org/10.4060/ca8642en>

Ferrenberg, S. (2016). Landscape Features and Processes Influencing Forest Pest Dynamics. *Current Landscape Ecology Reports*, 1(1), 19–29. <https://doi.org/10.1007/s40823-016-0005-x>

Figueiredo, A. C., Pedro, L. G., Barroso, J. G., Trindade, H., Sanches, J., Oliveira, C., & Correia, M. (2014). *Pinus pinaster* Aiton e *Pinus pinea* L. *Agrotec*, 12, 14–18. http://cbv.fc.ul.pt/Agrotec_12_14_Pinus.pdf

Fortin, M. J., & Dale, M. R. T. (2014). *Spatial analysis: A guide for ecologists* (1st ed.). Cambridge University Press.

Gatto, P., Zocca, A., Battisti, A., Barrento, M. J., Branco, M., & Paiva, M. R. (2009). Economic assessment of managing processionary moth in pine forests: A case-study in Portugal. *Journal of Environmental Management*, 90(2), 683–691. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.01.007>

Halperin, J. (1979). Host trees, feeding habits and food deficiency tolerance of the pine processionary caterpillar. *La-Yaaran* 29, 31-32.

Hmimina, G., Dufrêne, E., Pontailleur, J.-Y., Delpierre, N., Aubinet, M., Caquet, B., de Grandcourt, A., Burban, B., Flechard, C., Granier, A., Gross, P., Heinesch, B., Longdoz, B., Moureaux, C., Ourcival, J.-M., Rambal, S., Saint André, L., & Soudani, K. (2013). Evaluation of the potential of MODIS satellite data to predict vegetation phenology in different biomes: An investigation using ground-based NDVI measurements. *Remote Sensing of Environment*, 132, 145–158. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.01.010>

Hódar, J. A., Zamora, R., Castro, J., & Baraza, E. (2004). Feast and famine: previous defoliation limiting survival of pine processionary caterpillar *Thaumetopoea pityocampa* in Scots

pine *Pinus sylvestris*. *Acta Oecologica*, 26(3), 203–210. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2004.05.004>

ICNF. (2019). 6.º inventário florestal nacional. http://www2.icnf.pt/portal/florestas/ifn/resource/doc/ifn/ifn6/IFN6_Relatorio_completo-2019-11-28.pdf

Jactel, H., Birgersson, G., Andersson, S., & Schlyter, F. (2011). Non-host volatiles mediate associational resistance to the pine processionary moth. *Oecologia*, 166(3), 703–711. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-1918-z>

Jactel, H., Barbaro, L., Battisti, A., Bosc, A., Branco, M., Brockerhoff, E., Castagneyrol, B., Mateus, E., Paiva, M., Roques, A., Samalens, J. C., Santos, H., & Schlyter, F. (2015). Processionary Moths and Climate Change: An Update. In A. Roques (Ed.), *Processionary Moths and Climate Change: An Update* (pp. 265–310). Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-017-9340-7>

Legendre, P., & Fortin, M. J. (1989). Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio*, 80(2), 107–138. <https://doi.org/10.1007/BF00048036>

Legendre, P., Legendre, L., (1998). *Numerical Ecology*, 2nd edition. Elsevier.

Lombardero, M. J., Ayres, M. P., Bonello, P., Cipollini, D., & Herms, D. A. (2016). Effects of defoliation and site quality on growth and defenses of *Pinus pinaster* and *P. radiata*. *Forest Ecology and Management*, 382, 39–50. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.003>

Magurran, A. E. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing.

Mahapatra, A. K., & Tewari, D. D. (2005). Importance of non-timber forest products in the economic valuation of dry deciduous forests of India. *Forest Policy and Economics*, 7(3), 455–467. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2004.02.002>

Mendel, Z. (1988). Host selection by the pine processionary caterpillar *Thaumetopoea wilkinsoni*. *Phytoparasitica*, 16(2), 101–108. <https://doi.org/10.1007/BF02980464>

Monteiro, R. F. de A. (2010). Resposta da Procecionária do Pinheiro e parasitóides oófagos a compostos voláteis emitidos pelas plantas hospedeiras Ricardo Fernando de Almeida Monteiro Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Florestal e dos Recursos Naturais. ISA UL.

Mota, M. M., & Vieira, P. (Eds.). (2008). *Pine Wilt Disease: A Worldwide Threat to Forest Ecosystems*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8455-3>

Oden, N. L. (1984). Assessing the Significance of a Spatial Correlogram. *Geographical Analysis*, 16(1), 1–16.

Paiva, M. R., Mateus, E., Santos, M. H., & Branco, M. R. (2011). Pine volatiles mediate host selection for oviposition by *Thaumetopoea pityocampa* (Lep., Notodontidae). *Journal of Applied Entomology*, 135(3), 195–203. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.2010.01550.x>

Parlak, S., Özçankaya, İ. M., Batur, M., Akkaş, M. E., Boza, Z., & Toprak, Ö. (2019). Determining the edge effect of pine processionary moth (*Thaumetopoea pityocampa*) in its horizontal distribution in the stand. *Journal of Forestry Research*, 30(1), 347–352. <https://doi.org/10.1007/s11676-018-0634-5>

Pau, S., Gillespie, T. W., & Wolkovich, E. M. (2012). Dissecting NDVI-species richness relationships in Hawaiian dry forests. *Journal of Biogeography*, 39(9), 1678–1686. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2012.02731.x>

Pérez-Contreras, T., Soler, J. J., & Soler, M. (2008). Needle asymmetry, pine vigour and pine selection by the processionary moth *Thaumetopoea pityocampa*. *Acta Oecologica*, 33(2), 213–221. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2007.11.004>

Pestaña, M., & Santolamazza-Carbone, S. (2011). Defoliation negatively affects plant growth and the ectomycorrhizal community of *Pinus pinaster* in Spain. *Oecologia*, 165(3), 723–733. <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1760-8>

Pimentel, C., Calvão, T., Santos, M., Ferreira, C., Neves, M., & Nilsson, J.-Å. (2006). Establishment and expansion of a *Thaumetopoea pityocampa* (Den. & Schiff.) (Lep. Notodontidae) population with a shifted life cycle in a production pine forest, Central-Coastal Portugal. *Forest Ecology and Management*, 233(1), 108–115. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.06.005>

Pimentel, C. S., Ferreira, C., Santos, M., & Calvão, T. (2017). Spatial patterns at host and forest stand scale and population regulation of the pine processionary moth *Thaumetopoea pityocampa*. *Agricultural and Forest Entomology*, 19(2), 200–209. <https://doi.org/10.1111/afe.12201>

Réfolini, M., Castagneyrol, B., Dulaurent-Mercadal, A.-M., Piou, D., Samalens, J.-C., & Jactel, H. (2014). Effect of host tree density and apparency on the probability of attack by the pine processionary moth. *Forest Ecology and Management*, 334, 185–192. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.08.038>

Rigot, T., van Halder, I., & Jactel, H. (2014). Landscape diversity slows the spread of an invasive forest pest species. *Ecography*, 37(7), 648–658. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00447.x>

Robinet, C., Rousselet, J., & Roques, A. (2014). Potential spread of the pine processionary moth in France: preliminary results from a simulation model and future challenges. *Annals of Forest Science*, 71(2), 149–160. <https://doi.org/10.1007/s13595-013-0287-7>

Rosenberger, R. S., Bell, L. A., Champ, P. A., Smith, E. L., Randall, S., Lauren, A., & Patricia, A. (2012). Nonmarket Economic Values of Forest Insect Pests: An Updated Literature Review.

Samalens, J.-C., & Rossi, J.-P. (2011). Does landscape composition alter the spatiotemporal distribution of the pine processionary moth in a pine plantation forest? *Population Ecology*, 53(2), 287–296. <https://doi.org/10.1007/s10144-010-0227-4>

Seth, M. K. (2004). Trees and Their Economic Importance. *Botanical Review*, 69(April), 321–376.

Sousa, E., Pimpão, M., Valdivieso, T., Naves, P., & Branco, M. (2017). Cone pests of stone pine in the Mediterranean Basin. *Options Méditerranéennes*, 107(122), 91–107. <http://om.ciheam.org/om/pdf/a122/00007247.pdf>

Stiling, P., Rossi, A. M., & Cattell, M. V. (2003). Associational resistance mediated by natural enemies. *Ecological Entomology*, 28(5), 587–592. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2311.2003.00546.x>

Strauss, S. Y., Rudgers, J. A., Lau, J. A., & Irwin, R. E. (2002). Direct and ecological costs of resistance to herbivory. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(6), 278–285. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02483-7](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02483-7)

Tiberi, R., Niccoli, A., Curini, M., Epifano, F., Marcotullio, M. C., & Rosati, O. (1999). The role of the monoterpene composition in *Pinus* spp. needles, in host selection by the pine processionary caterpillar, *Thaumetopoea pityocampa*. *Phytoparasitica*, 27(4), 263–272. <https://doi.org/10.1007/BF02981482>

Villari, C., Faccoli, M., Battisti, A., Bonello, P., & Marini, L. (2014). Testing phenotypic trade-offs in the chemical defence strategy of Scots pine under growth-limiting field conditions. *Tree Physiology*, 34(9), 919–930. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpu063>

Wang, B., Tian, C., & Liang, Y. (2021). Mixed effects of landscape structure, tree diversity and stand's relative position on insect and pathogen damage in riparian poplar forests. *Forest Ecology and Management*, 479 (August 2020), 118555. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118555>

West, P. W. (2015). *Tree and Forest Measurement* (3rd ed.). Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-14708-6>

Yu, M., Huang, Y., Cheng, X., & Tian, J. (2019). An ArcMap plug-in for calculating landscape metrics of vector data. *Ecological Informatics*, 50(February), 207–219. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2019.02.004>

APÊNDICES

Tabela 1 - Índice de Moran Bivariado, p-value e significância para o índice de diversidade, para as várias zonas tampão.

H' 10m				H' 50m				H' 100m			
Distancia	I	p-value	Y	Distancia	I	p-value	Y	Distancia	I	p-value	Y
500	0,0509	0,186	0,372	500	0,0231	0,325	0,65	500	-0,0078	0,427	0,427
1000	-0,0297	0,191	0,191	1000	0,0084	0,357	0,357	1000	-0,0089	0,391	0,782
1500	-0,0324	0,075	0,225	1500	-0,0285	0,1	0,3	1500	-0,0577	0,006	0,054
2000	-0,0633	0,003	0,015	2000	-0,0542	0,001	0,012	2000	-0,0746	0,001	0,012
2500	-0,055	0,001	0,012	2500	-0,0454	0,001	0,011	2500	-0,0496	0,001	0,011
3000	-0,0364	0,002	0,012	3000	-0,0337	0,002	0,016	3000	-0,0264	0,006	0,048
3500	-0,0163	0,001	0,011	3500	-0,0178	0,005	0,035	3500	-0,0101	0,027	0,135
4000	-0,0214	0,001	0,01	4000	-0,02	0,001	0,01	4000	-0,0095	0,009	0,063
4500	-0,0109	0,001	0,009	4500	0,0129	0,001	0,009	4500	-0,0099	0,001	0,01
5000	-0,0054	0,001	0,008	5000	-0,0031	0,045	0,18	5000	-0,0012	0,019	0,114
5500	-0,0017	0,001	0,007	5500	-0,0016	0,011	0,066	5500	0,0006	0,217	0,868
6000	-0,0017	0,048	0,192	6000	-0,0016	0,011	0,055	6000	0,0006	0,217	0,651

Tabela 2- Índice de Moran Bivariado, p-value e significância para o índice de equidade, para as várias zonas tampão.

Distancia	I	p-value	Y	Distancia	I	p-value	Y	Distancia	I	p-value	Y
500	0,0852	0,062	0,31	500	0,0315	0,259	0,518	500	-0,0751	0,081	0,405
1000	-0,0018	0,499	0,499	1000	0,0266	0,184	0,552	1000	-0,0424	0,085	0,34
1500	-0,0061	0,421	1,684	1500	-0,0412	0,032	0,16	1500	-0,0902	0,002	0,02
2000	-0,0455	0,009	0,081	2000	-0,0707	0,001	0,012	2000	-0,0821	0,001	0,012
2500	-0,0454	0,002	0,024	2500	-0,051	0,001	0,011	2500	-0,0435	0,002	0,018
3000	-0,0323	0,003	0,033	3000	-0,0247	0,002	0,02	3000	-0,0137	0,049	0,294
3500	-0,0134	0,02	0,12	3500	-0,0039	0,346	0,346	3500	-0,0023	0,299	0,299
4000	-0,0142	0,006	0,06	4000	-0,0108	0,013	0,078	4000	-0,0068	0,032	0,224
4500	-0,0067	0,015	0,105	4500	-0,0099	0,002	0,018	4500	-0,0104	0,001	0,011
5000	-0,0028	0,014	0,112	5000	-0,0032	0,048	0,192	5000	-0,0014	0,02	0,16
5500	-0,0009	0,45	1,35	5500	-0,0017	0,008	0,064	5500	0,0004	0,195	0,585
6000	-0,0009	0,45	0,9	6000	-0,0017	0,008	0,056	6000	0,0004	0,195	0,39

Tabela 3 - Índice de Moran Bivariado, p-value e significância para o índice de dominância de Simpson, para as várias zonas tampão.

D 10m				D 50m				D 100m			
Distancia	I	p-value	Y	Distancia	I	p-value	Y	Distancia	I	p-value	Y
500	-0,075	0,086	0,344	500	-0,0286	0,276	1,104	500	0,0851	0,061	0,305
1000	0,0028	0,475	0,475	1000	-0,0299	0,158	0,79	1000	0,0492	0,059	0,354
1500	0,0048	0,444	0,888	1500	0,0412	0,003	0,03	1500	0,0944	0,001	0,012
2000	0,0409	0,15	0,45	2000	0,0684	0,001	0,012	2000	0,0793	0,001	0,011
2500	0,0421	0,002	0,024	2500	0,0476	0,001	0,011	2500	0,0396	0,004	0,036
3000	0,0294	0,004	0,044	3000	0,0198	0,013	0,104	3000	0,0099	0,1	0,4
3500	0,0123	0,024	0,168	3500	-0,0004	0,321	0,963	3500	-0,0001	0,476	0,476
4000	0,0125	0,006	0,06	4000	0,0077	0,055	0,385	4000	0,0059	0,047	0,329
4500	0,006	0,026	0,156	4500	0,0086	0,005	0,045	4500	0,0101	0,001	0,01
5000	0,0022	0,046	0,23	5000	0,0031	0,057	0,342	5000	0,0014	0,025	0,2
5500	0,0006	0,011	0,099	5500	0,0016	0,499	0,998	5500	-0,0003	0,141	0,423
6000	0,0006	0,011	0,088	6000	0,0016	0,499	0,499	6000	-0,0003	0,141	0,282

Tabela 4 - Índice de Moran Bivariado, p-value e significância para o número de classes, para as várias zonas tampão.

Nº classes 10m				Nº classes 50m				Nº classes 100m			
Distancia	I	p-value	Y	Distancia	I	p-value	Y	Distancia	I	p-value	Y
500	-0,0548	0,149	1,043	500	-0,0034	0,474	0,474	500	0,115	0,02	0,18
1000	-0,0418	0,09	0,72	1000	-0,0257	0,221	1,768	1000	0,0589	0,033	0,198
1500	-0,0316	0,069	0,621	1500	0,0086	0,321	1,605	1500	0,046	0,013	0,13
2000	-0,016	0,165	0,66	2000	0,0054	0,334	1,336	2000	-0,0053	0,347	1,041
2500	-0,0047	0,386	0,772	2500	-0,0071	0,263	1,841	2500	-0,0244	0,022	0,176
3000	-0,0035	0,401	0,401	3000	-0,024	0,005	0,045	3000	-0,0302	0,002	0,024
3500	-0,0042	0,283	0,849	3500	-0,0262	0,001	0,012	3500	-0,0174	0,002	0,022
4000	-0,0102	0,018	0,198	4000	-0,0191	0,001	0,011	4000	-0,0073	0,025	0,175
4500	-0,0057	0,033	0,33	4500	-0,008	0,001	0,01	4500	-0,0016	0,154	0,77
5000	-0,0039	0,005	0,06	5000	-0,0006	0,304	1,824	5000	0	0,224	0,896
5500	-0,0011	0,161	0,966	5500	-0,0002	0,413	1,239	5500	0,006	0,455	0,91
6000	-0,0011	0,161	0,805	6000	-0,0002	0,413	0,826	6000	0,006	0,455	0,455

Tabela 5 - Índice de Moran Bivariado, p-value e significância para a área basal.

Área Basal			
Distancia	I	p-value	Y
500	0,1344	0,007	0,042
1000	0,1253	0,002	0,016
1500	0,0987	0,001	0,012
2000	0,0874	0,001	0,011
2500	0,0498	0,001	0,01
3000	0,0341	0,001	0,009
3500	0,0169	0,004	0,028
4000	0,0064	0,024	0,096
4500	0,0036	0,023	0,115
5000	-0,0004	0,063	0,189
5500	-0,0018	0,306	0,612
6000	-0,0018	0,306	0,306

Tabela 6 - Índice de Moran Bivariado, p-value e significância para Radiação, para as várias zonas tampão.

Radiação 10m				Radiação 50m				Radiação 100m			
Distancia	I	p-value	Y	Distancia	I	p-value	Y	Distancia	I	p-value	Y
500	-0,112	0,038	0,456	500	-0,1047	0,044	0,528	500	-0,0672	0,139	1,668
1000	-0,1127	0,005	0,055	1000	-0,1237	0,005	0,055	1000	-0,121	0,005	0,055
1500	-0,0733	0,003	0,03	1500	-0,0762	0,003	0,03	1500	-0,066	0,003	0,03
2000	-0,1044	0,001	0,009	2000	-0,1092	0,001	0,009	2000	-0,1084	0,001	0,009
2500	-0,0707	0,001	0,008	2500	-0,0765	0,001	0,008	2500	-0,0799	0,001	0,008
3000	-0,0477	0,001	0,007	3000	-0,0511	0,001	0,007	3000	-0,0503	0,001	0,007
3500	-0,0188	0,001	0,006	3500	-0,0201	0,001	0,006	3500	-0,0203	0,003	0,018
4000	-0,0056	0,093	0,465	4000	-0,0063	0,073	0,365	4000	-0,0062	0,076	0,38
4500	-0,0024	0,196	0,784	4500	-0,0032	0,113	0,452	4500	-0,0034	0,115	0,46
5000	-0,0011	0,237	0,711	5000	-0,0012	0,159	0,477	5000	-0,0011	0,279	0,837
5500	-0,0004	0,047	0,094	5500	-0,0003	0,284	0,568	5500	-0,0005	0,055	0,11
6000	-0,0004	0,047	0,047	6000	-0,0003	0,284	0,284	6000	-0,0005	0,055	0,055

Tabela 7 - Índice de Moran Bivariado, p-value e significância para o NDVI, para as várias zonas tampão.

NDVI 10m				NDVI 50m				NDVI 100m			
Distancia	I	p-value	Y	Distancia	I	p-value	Y	Distancia	I	p-value	Y
500	-0,0592	0,162	1,944	500	0,0765	0,091	1,092	500	0,0803	0,087	1,044
1000	-0,0389	0,137	1,507	1000	-0,0283	0,206	2,266	1000	-0,0247	0,245	2,695
1500	-0,012	0,353	3,53	1500	0,0146	0,246	2,46	1500	0,0029	0,42	4,2
2000	-0,0421	0,014	0,126	2000	-0,028	0,051	0,459	2000	-0,0453	0,009	0,081
2500	-0,0501	0,001	0,008	2500	-0,0419	0,004	0,032	2500	-0,0589	0,003	0,024
3000	-0,0215	0,019	0,133	3000	-0,024	0,009	0,063	3000	-0,0395	0,003	0,021
3500	-0,0202	0,003	0,018	3500	-0,0227	0,002	0,012	3500	-0,0316	0,001	0,006
4000	-0,0136	0,004	0,02	4000	-0,0141	0,002	0,01	4000	-0,0188	0,002	0,01
4500	-0,0078	0,022	0,088	4500	-0,0072	0,015	0,06	4500	-0,0088	0,001	0,004
5000	-0,0019	0,167	0,501	5000	-0,0012	0,369	1,107	5000	-0,0014	0,274	0,822
5500	-0,0028	0,003	0,006	5500	-0,0015	0,021	0,042	5500	-0,0009	0,035	0,07
6000	-0,0028	0,003	0,003	6000	-0,0015	0,021	0,021	6000	-0,0009	0,035	0,035

Tabela 8 - Áreas basais e número de ninhos para cada ponto de amostragem, discriminado por espécie.

	AB bravo	ninhos bravo	AB manso	ninhos manso	AB sobreiro	AB total	ninhos total	Ninho/ AB		AB bravo	ninhos bravo	AB manso	ninhos manso	AB sobreiro	AB total	ninhos total	Ninho/ AB
1	5,0	0	0,0	0	0,0	5,0	0	0,00	43	1,0	0	0,0	0	0,0	1,0	0	0,00
2	4,0	0	0,0	0	0,0	4,0	0	0,00	44	5,5	1	0,0	0	0,0	5,5	1	0,18
3	3,5	0	0,0	0	0,0	3,5	0	0,00	45	4,0	1	1,0	0	0,0	5,0	1	0,20
4	7,0	0	0,0	0	0,0	7,0	0	0,00	46	1,5	1	0,0	0	1,0	2,5	1	0,40
5	4,0	0	0,0	0	0,0	4,0	0	0,00	47	3,0	0	0,5	0	0,5	4,0	0	0,00
6	5,0	0	0,0	0	0,0	5,0	0	0,00	48	4,5	0	0,0	1	0,0	4,5	1	0,22
7	4,5	0	0,0	0	0,0	4,5	0	0,00	49	1,5	1	0,0	0	0,0	1,5	1	0,67
8	4,5	0	0,0	0	0,0	4,5	0	0,00	50	4,0	2	0,0	0	0,0	4,0	2	0,50
9	1,0	0	1,0	0	0,0	2,0	0	0,00	51	1,5	1	3,0	0	0,0	4,5	1	0,22
10	3,0	4	0,0	0	0,0	3,0	4	1,33	52	1,5	0	0,0	0	1,0	2,5	0	0,00
11	2,5	1	0,0	0	0,0	2,5	1	0,40	53	5,5	0	0,0	0	0,0	5,5	0	0,00
12	2,0	3	0,0	0	0,0	2,0	3	1,50	54	1,5	3	0,0	0	0,0	1,5	3	2,00
13	4,5	0	0,0	0	0,0	4,5	0	0,00	55	3,0	1	0,0	0	0,0	3,0	1	0,33
14	0,5	0	1,0	0	0,0	1,5	0	0,00	56	4,0	2	0,0	0	0,0	4,0	2	0,50
15	3,0	1	0,0	0	0,0	3,0	1	0,33	57	5,0	2	0,0	0	0,0	5,0	2	0,40
16	3,5	3	0,0	0	0,0	3,5	3	0,86	58	2,0	1	0,5	0	0,0	2,5	1	0,40
17	4,5	0	0,0	0	0,0	4,5	0	0,00	59	1,0	1	2,0	0	0,0	3,0	1	0,33
18	3,5	0	0,0	0	0,0	3,5	0	0,00	60	2,0	1	2,0	0	2,0	6,0	1	0,17
19	5,5	1	0,0	0	0,0	5,5	1	0,18	61	3,0	1	1,5	1	0,0	4,5	2	0,44
20	1,5	0	0,0	0	0,0	1,5	0	0,00	62	3,5	1	0,0	0	0,0	3,5	1	0,29
21	4,5	0	0,0	0	0,0	4,5	0	0,00	63	3,0	1	0,0	0	0,0	3,0	1	0,33
22	0,5	0	1,0	0	0,0	1,5	0	0,00	64	1,0	1	0,0	0	0,0	1,0	1	1,00
23	5,0	2	0,0	0	0,0	5,0	2	0,40	65	2,0	2	3,0	0	0,0	5,0	2	0,40
24	5,0	3	0,0	0	0,0	5,0	3	0,60	66	2,0	1	0,0	0	0,0	2,0	1	0,50
25	3,0	0	0,0	0	0,0	3,0	0	0,00	67	4,0	0	0,0	0	0,0	4,0	0	0,00
26	3,5	2	0,0	0	0,0	3,5	2	0,57	68	7,5	3	0,0	0	0,0	7,5	3	0,40
27	3,0	2	0,0	0	0,0	3,0	2	0,67	69	4,5	3	0,0	0	0,0	4,5	3	0,67
28	2,0	1	0,0	0	0,0	2,0	1	0,50	70	3,0	1	0,0	0	0,0	3,0	1	0,33
29	4,5	0	0,0	0	0,0	4,5	0	0,00	71	3,0	1	0,0	0	0,0	3,0	1	0,33
30	7,5	0	0,0	0	0,0	7,5	0	0,00	72	8,0	1	0,0	0	0,0	8,0	1	0,13
31	2,0	0	0,0	0	0,0	2,0	0	0,00	73	2,0	0	0,0	0	0,0	2,0	0	0,00
32	5,0	0	0,0	0	0,0	5,0	0	0,00	74	2,5	1	0,0	0	0,0	2,5	1	0,40
33	3,5	1	0,0	0	0,0	3,5	1	0,29	75	2,5	3	0,0	0	0,0	2,5	3	1,20
34	1,5	1	1,0	0	0,0	2,5	1	0,40	76	1,5	0	3,0	0	0,0	4,5	0	0,00
35	2,0	1	0,0	0	0,0	2,0	1	0,50	77	0,5	0	0,0	0	0,0	0,5	0	0,00
36	3,5	2	0,0	0	0,0	3,5	2	0,57	78	5,5	0	0,0	0	0,0	5,5	0	0,00
37	1,5	1	1,5	0	0,0	3,0	1	0,33	79	2,0	0	0,0	0	0,0	2,0	0	0,00
38	3,5	4	0,0	0	0,0	3,5	4	1,14	80	1,0	2	0,0	0	0,0	1,0	2	2,00
39	0,5	3	0,5	0	0,0	1,0	3	3,00	81	1,0	3	0,0	0	0,0	1,0	3	3,00
40	1,0	3	0,0	0	0,0	1,0	3	3,00	82	1,5	1	0,0	0	0,0	1,5	1	0,67
41	8,5	0	0,0	0	0,0	8,5	0	0,00	83	2,5	2	0,0	0	0,0	2,5	2	0,80
42	4,5	0	0,0	0	0,0	4,5	0	0,00	TOTAL	267,0	85	22,5	2	4,5	294,0	87	-

Tabela 9 - Comparação entre o rácio área basal/ninhos para as diferentes espécies de pinheiro.

% AB bravo	% AB manso	% AB sobreiro	AB bravo / ninhos bravo	AB manso / ninhos manso
90,82%	7,65%	1,53%	32%	9%



Gonçalo Ferreira O Efeito Da Paisagem No Padrão De Ataque Da *Thaumetopoea pityocampa* Na Herdade Da Apostiça