

Influência da composição e estrutura da paisagem nas comunidades de aves nidificantes na Beira Interior Sul

José António Alves Coelho Tomé

Dissertação apresentada ao Instituto Politécnico de Castelo Branco para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Sistemas de Informação Geográfica em Recursos Agro-Florestais e Ambientais, Especialização em Análise de Informação Geográfica, realizada sob a orientação científica do Doutor Luís Cláudio de Brito Brandão Guerreiro Quinta-Nova, Professor Adjunto da Unidade Técnico Científica de Recursos Naturais e Desenvolvimento Sustentável da Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Castelo Branco e co-orientação científica do Mestre Paulo Alexandre Justo Fernandez, Professor Adjunto da Unidade Técnico Científica de Recursos Naturais e Desenvolvimento Sustentável da Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Castelo Branco.

Agradecimentos

Gostaria de começar por agradecer ao Professor Paulo Fernandez que me sugeriu o tema para a tese e que me co-orientou, disponibilizando o seu tempo e vasto saber sobre os SIG.

Ao Professor Doutor Luís Cláudio Quinta-Nova, o meu agradecimento pelas sugestões, críticas e apoio prestado. A sua co-orientação foi inestimável.

À Professora Doutora Cristina Canavarro dedico um agradecimento muito especial, pois sem o seu auxílio a análise estatística teria sido ainda mais penosa.

Ao Professor Doutor Jorge Américo Rodrigues de Paiva pelos seus sistemáticos telefonemas a indagar sobre a evolução deste estudo, não me deixando perder o entusiasmo.

À Carla Ponte, à Elisabete Roque, à Fátima Seco, ao Hugo Simões e à Suzete Cabaceira pelo apoio moral, disponibilidade e ajuda que me dispensaram.

Ao projecto Observatório Territorial e Ambiental Alentejo - Extremadura - Centro pela aquisição e disponibilização dos dados do Atlas das Aves Nidificantes de Portugal referentes à Beira Interior Sul e à disponibilização da cartografia 1:500 000 referente à área de estudo.

À Catarina, ao João, e em especial, à Anabela, pela compreensão e apoio ao longo deste percurso, e por terem aturado os meus inúmeros momentos de mau humor.

Palavras chave

Análise Canónica de Correspondências, Análise Espacial, Aves Nidificantes, Beira Interior Sul, Métricas da Paisagem.

Resumo

O presente trabalho tem como objectivo identificar a relação existente entre as comunidades de aves que nidificam na sub-região Beira Interior Sul e a composição e estrutura da paisagem desse território. Procurou-se, igualmente, verificar a importância da rugosidade do terreno na distribuição destas comunidades.

É também objectivo deste estudo identificar um conjunto de métricas espaciais que caracterizem a estrutura da paisagem, bem como as tipologias fisionómicas de habitat passíveis de determinar a distribuição das comunidades de passeriformes nidificantes.

A informação referente à ocupação do solo foi processada no programa ArcGIS 9.3.1, com recurso à extensão *Patch Analyst*. A informação relativa à rugosidade do terreno foi analisada na extensão *Land Facet Corridor Tools*. Os dados resultantes, juntamente com a informação referente às aves nidificantes, foram posteriormente estudados através de Análise Canónica de Correspondências (ACC) e de Análise Classificativa (AC).

Os resultados deste estudo mostram que a Beira Interior Sul apresenta locais com uma riqueza específica significativa no que diz respeito às comunidades de passeriformes nidificantes, embora os resultados obtidos não sejam idênticos para toda a sub-região. O valor de 11,7, correspondente à riqueza específica média é razoável, mas apresenta um desvio padrão de 5,2, que expressa essa realidade. Este facto pode ser explicado por diversos factores como o zonamento do território, em que se distingue um sector oeste mais homogéneo, com clara dominância florestal e menor disponibilidade de nichos ecológicos, de um sector este com maior heterogeneidade e proporcionalidade de ocupações do solo, permitindo a existência de mais nichos ecológicos para as diferentes espécies de aves.

Os resultados da ACC, mostram ainda que as tipologias de ocupação do solo têm maior influência na distribuição da avifauna, ao explicar 37% da variação total, do que a estrutura, cujo resultado foi de 16%.

Para o estudo da estrutura deste território fica também demonstrada a importância de incluir índices de rugosidade, porque esta opção permitiu melhorar a explicação da variação total em 5%.

A análise classificativa permitiu a identificação de tipologias fisionómicas importantes em que predominam os estratos arbóreo e arbustivo, cujos resultados estão em conformidade com os grêmios de alimentação e nidificação identificados para as aves estudadas.

Keywords

Beira Interior Sul, Breeding Birds, Canonical Correspondence Analysis, Landscape Metrics, Spatial Analysis.

Abstract

The present study aims to identify the relationship between the communities of nesting birds in the Beira Interior Sul subregion, and the landscape composition and structure of that territory. We also tried to verify the importance of the terrain roughness in the distribution of these communities.

It is also an objective of this study to identify a set of spatial metrics that characterize the landscape structure and the physiognomic types of habitat that could determine the breeding passerine communities' distribution.

The information concerning the soil occupation was processed in a GIS software, ArcGIS 9.3.1, using the Patch Analyst extension. The information on the terrain roughness was analyzed in the Land Facet Corridor Tools extension. The resulting data, together with information concerning breeding birds were further studied through Canonical Correspondence Analysis (CCA) and Classification Analysis (CA).

The results of this study show that Beira Interior Sul presents significant local species richness with respect to breeding passerines communities, but the results aren't identical to the whole sub-region. The 11.7 value, corresponding to the species richness average is reasonable, but has a standard deviation of 5.2, which expresses this reality. This can be explained by several factors, such as the territory zoning, being the west sector a more homogeneous one, with clear forest dominance and lower availability of ecological niches, differentiating from the east sector, with greater heterogeneity and proportionality of soil occupations, allowing the existence of more ecological niches for different bird species.

The results of CCA, also show that the types of land use have more influence on the birds distribution, explaining 37% of the total variation, than the structure which result was 16%.

To study the structure of this territory it is also shown the importance of including a roughness index, because this option has improved the explanation of total variation in 5%.

The classification analysis allowed the identification of important physiognomic types, with predominance of woody and shrub stratum, whose results are in accordance with the food and nesting guilds identified for the studied birds.

Índice geral

1. Introdução e Objectivos.....	1
2. Ecologia da Paisagem no estudo da avifauna.....	3
3. Enquadramento.....	12
3.1. Localização.....	12
3.2. Geologia e geomorfologia.....	12
3.3. Clima.....	13
3.4. Ocupação do solo.....	14
3.5. Fauna.....	16
3.6. Áreas Classificadas.....	16
4. Materiais e Métodos.....	19
4.1. Censos de Aves.....	19
4.2. Cartografia do tipo de habitat.....	22
4.3. Métricas da Paisagem.....	24
4.4. Rugosidade do terreno.....	27
4.5. Análise Classificativa.....	27
5. Apresentação e Análise de Resultados.....	29
5.1. Cálculo da riqueza específica.....	29
5.2. Determinação dos grêmios de nidificação e de alimentação.....	30
5.3. Análise da composição e estrutura da paisagem.....	31
5.4. Análise Canónica de Correspondências.....	32
5.5. Análise Classificativa.....	39
6. Conclusões.....	41
Referências bibliográficas.....	43
ANEXOS.....	47

Índice de figuras

Figura 1 - Diagrama de ordenação RDA dos dois primeiros eixos canónicos das espécies de aves face às variáveis ambientais.	9
Figura 2 - Curvas de variação da resposta ao efeito de fronteira para a riqueza de espécies de grupos funcionais de aves como função de gradientes ambientais (PC_i) extraídos da ACP de variáveis de habitat.	10
Figura 3 - Localização da Beira Interior Sul.	12
Figura 4 - Área de estudo.	13
Figura 5 - Áreas Protegidas da BIS.	17
Figura 6 - Fluxograma para determinar a influência da ocupação do solo na diversidade dos passeriformes.	23
Figura 7 - Fluxograma do cálculo das métricas da paisagem e da rugosidade do relevo.	26
Figura 8 - Número de espécies nidificantes por quadrícula.	29
Figura 10 - Dieta alimentar	30
Figura 9 - Composição percentual das 73 espécies de passeriformes segundos os grémios de nidificação e de alimentação.	30
Figura 11 - Ordenação <i>Biplot</i> do 1.º e 2.º eixo da ACC dos passeriformes face às variáveis ambientais. As classes de ocupação de solo estão representadas por linhas e os seus acrónimos e as espécies por triângulos e respectivos acrónimos.	34
Figura 12 - Ordenação <i>Biplot</i> do 1.º e 2.º eixo da ACC dos passeriformes face às métricas espaciais. As métricas estão representadas por linhas e respectivos acrónimos e as espécies por triângulos e respectivos acrónimos.	38
Figura 13 - Análise aglomerativa (modo Q, UPGMA) dos valores de dissimilaridade (índice de <i>Pearson</i>) da comunidade de passeriformes para as quadrículas da área de estudo.	39

Índice de tabelas

Tabela 1 - Correlação da riqueza das aves com a energia disponível e com os parâmetros de estrutura e composição da ocupação de solo.....	7
Tabela 2 - Sumário do PCA e de diferentes RDA para a composição de espécies de aves	8
Tabela 3 - Carta de Uso e Ocupação do Solo de Portugal Continental para 2007 Nível 2 para a área de estudo.	15
Tabela 4 - Grémios de nidificação, alimentação e técnicas de captura de alimento.	20
Tabela 5 - Métricas da paisagem.....	25
Tabela 6 - Resultados das variáveis da paisagem nos primeiros quatro eixos, extraídos por ACC. 33	
Tabela 7 - Resultados das métricas espaciais nos primeiros quatro eixos, extraídos por ACC.....	36

Lista de abreviaturas

ACC - Análise Canónica de Correspondências
ACP - Análise de Componentes Principais
AEMET - *Agencia Estatal de Meteorologia, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino*
ARC - Análise Rectificada de Correspondências
AWMSI - Índice de forma ponderada pela área das manchas
BIS - Beira Interior Sul
CACV1 - Coeficiente de variação da área de núcleo da mancha
CCA - *Canonical Correspondence Analysis*
CNA - Comissão Nacional de Ambiente
COS - Carta de Uso e Ocupação do Solo
DCA - *Dentrended Correspondence Analysis*
DGRF - Direcção Geral dos Recursos Florestais
DP - Desvio-padrão
ECC - Comunidade Económica Europeia
ED - Densidade de Fronteiras
EEA - Agência Europeia de Ambiente
ETRS89 - Sistema de Referência Terrestre Europeu 1989
EU - União Europeia
FCC - Cobertura da Copa da Floresta
IBA - Área Importante para as Aves
ICN - Instituto de Conservação da Natureza
ICNB - Instituto da Conservação da Natureza e Biodiversidade
ICNF - Instituto da Conservação da natureza e das Florestas
IGP - Instituto Geográfico Português
IM - Instituto de Meteorologia
INE - Instituto Nacional de Estatística
IUCN - União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais
MDT - Modelo Digital do Terreno
MCSC - Mapa de Cobertura do Solo da Catalunha
MPS - Tamanho Médio das Manchas
MRI - Índice de Riqueza de Margalef
NUTS - Nomenclatura de Unidades Territoriais para fins estatísticos
OCDE - Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico
OTALEX C - Observatório Territorial e Ambiental Alentejo - Extremadura - Centro
POCTEP - Programa Operacional de Cooperação Transfronteiriça Espanha-Portugal
SAU - Superfície Agrícola Usada
SD - *Standart deviation*

SHEI - Índice de equitabilidade de *Shannon*

SIC - Sítio de importância Comunitária

SIG - Sistemas de Informação Geográfica STD - Desvio-padrão de elevação

SPA - Área de Protecção Especial

SRTM - *Shuttle Radar Topography Mission*

UPGMA - *Unweighted Pair Group Method using Arithmetic Averages*

UTM - Sistema Universal Transverso de Mercator

TPI - Índice de Posição Topográfica

ZEC - Zona Especial de Conservação

ZPE - Zona de Protecção Especial

Lista de anexos

ANEXO I - Estatuto de Conservação das Aves Nidificantes	49
ANEXO II - Classes de Ocupação do Solo	55
ANEXO III - Métricas da Paisagem	63
ANEXO IV - Análise por tipos fisionómicos dos estratos verticais da vegetação	73
ANEXO V - Métricas da Paisagem	77

1. Introdução e Objectivos

A ciência tem evoluído de modo significativo, com uma produção exponencial de conhecimento de tal modo importante que se tornou impossível a um ser humano ter a capacidade de o abarcar na totalidade. Há, no entanto, descobertas relevantes que toda a comunidade deve conhecer e entender, é o caso de uma conclusão simples, mas desconcertante a que a ciência chegou - o mundo em que vivemos, o nosso planeta Terra, não mais é do que um sistema fechado, com todas as limitações a ele inerentes. Assim, todas as alterações que nela ocorram, sejam à escala global ou local têm necessariamente repercussões ecológicas, desde a alteração de padrões climáticos à extinção de espécies endémicas, mas também com repercussões sociais, como crises alimentares, diminuição de reservas de água potável ou migrações para os grandes centros urbanos.

A necessidade de compreender o alcance das alterações em curso, de modo a prevenir desastres ecológicos e sociais significativos no futuro próximo, obriga o Homem a conhecer mais profundamente o território em que vive. No presente, já não basta uma descrição exhaustiva da paisagem que se observa, como muito bem fizeram Cabral e Telles (1999) nos anos sessenta do século XX. É agora crucial identificar e quantificar variáveis, de modo a possibilitar a utilização dos dados coligidos em análises matemáticas, e consequentemente, desenvolver modelos digitais que reproduzam o presente de modo mais próximo da realidade, permitindo assim aumentar o grau de sucesso nas previsões de fenómenos ambientais.

Na demanda pela procura de informação científica que esclareça o nosso conhecimento sobre o território que nos envolve, surge a Ecologia da Paisagem, ramo da ciência que procura relacionar os padrões e os dados biofísicos da paisagem com os processos ecológicos e a distribuição das comunidades, tendo sempre em consideração a variável tempo. Os modelos criados por diferentes autores são necessariamente complexos e a sua resolução matemática é possível graças à disponibilidade de equipamentos informáticos progressivamente mais robustos. Também está associado a este avanço significativo e com forte impacto na Ecologia da Paisagem, o desenvolvimento de inúmeras aplicações informáticas para processamento de informação geográfica, conhecidas por Sistemas de Informação Geográfica (SIG).

Num âmbito que ultrapassa essa ciência em particular, mas que partilha com ela a multidisciplinaridade e a necessidade de recolha, sistematização e uniformização de informação sobre o território, desenvolve-se o projecto transfronteiriço Observatório Territorial e Ambiental Alentejo - Extremadura - Centro (OTALEX C), que se tornará num importante repositório ibérico de dados, devidamente incorporados num sistema de informação geográfico.

O aprofundamento do conhecimento do território, em particular da sub-região da Beira Interior Sul, segundo a perspectiva da Ecologia da Paisagem, a necessidade de realização de estudos quantitativos e o seu desenvolvimento em sistemas de informação geográfica são fundamentais, e estas são tarefas para as quais o presente trabalho pretende contribuir, através da análise da comunidade avifaunística e da sua relação com diversos factores ambientais presentes neste ecossistema.

O presente estudo tem como principal objectivo tentar estabelecer a relação existente entre as comunidades de aves nidificantes e a composição e estrutura da paisagem e a rugosidade do terreno da Beira Interior Sul.

Tem também a finalidade de caracterizar a estrutura da paisagem a partir da ocupação do solo, com recurso às métricas da paisagem e às métricas de relevo; e estabelecer a relação entre a estrutura vertical da vegetação e as comunidades de passeriformes instaladas.

Deste modo, estruturámos o trabalho em duas partes distintas: a primeira de enquadramento, em que damos conta no primeiro capítulo do estado da arte; e no capítulo segundo do enquadramento da área de estudo segundo diferentes perspectivas, geográfica, geológica, climática, pedológica, zoológica e conservativa; na segunda parte, relativa ao trabalho propriamente dito, o terceiro capítulo apresenta a informação de base utilizada e as opções metodológicas tomadas; no quarto capítulo encontram-se registados os resultados das análises efectuadas; e no quinto, as conclusões obtidas.

2. Ecologia da Paisagem no estudo da avifauna

A Ecologia da Paisagem é uma disciplina que nasceu pelas mãos do biogeógrafo alemão C. Troll, que na década de 1930 se dedicou ao estudo de uma nova tecnologia, a fotografia aérea (Turner, 2005; Dramstad, 2009), facto que lhe permitiu analisar a paisagem de uma nova perspectiva e abrir assim caminho para um saber que se pode definir como o estudo das interacções recíprocas entre os padrões espaciais e os processos ecológicos (Turner, 2005). Estes padrões espaciais ou mosaico de manchas está sempre relacionado com a extensão e o grão, em que o primeiro corresponde à área sujeita a investigação e o segundo ao tamanho das unidades individuais de observação (Wiens, 1989).

No contexto teórico, a teoria hierárquica da biodiversidade veio reforçar a necessidade de aprofundar o conhecimento sobre a ecologia da paisagem quando defende que tudo o que acontece em níveis superiores da organização ecológica, como o ecossistema e a paisagem vai influenciar os níveis inferiores, como o das espécies ou o genético (Allen e Star, 1982, Noss, 1982, em Gaines *et al*, 1999), ficando perceptível que as alterações que possam ocorrer ao nível da estrutura da paisagem irão ter repercussões sobre as populações que nela habitam (Turner, 2005).

Esta nova forma de análise desenvolveu-se principalmente a partir da década de 1980, associada à crescente preocupação pela perda de biodiversidade (McGarigal e Marks, 1995), na qual os cientistas não se restringiam à descrição das características distintivas das paisagens observadas, mas se focavam explicitamente na compreensão da heterogeneidade espacial e no desenvolvimento de métodos que se foram tornando disponíveis (Turner, 2005), como as métricas espaciais (Dramstad, 2009). O desenvolvimento desta nova disciplina “forneceu uma forte base conceptual e teórica para o conhecimento da estrutura, função e alteração da paisagem” (McGarigal e Marks, 1995), que por sua vez está fortemente ligada a vários processos ecológicos (Gustafson, 1998), como, por exemplo, as mudanças na distribuição das espécies (Dramstad, 2009).

Segundo McGarigal e Marks (1995) ao ser reconhecida a Ecologia da Paisagem como o estudo dos padrões da paisagem, das interacções entre manchas dentro do mosaico da paisagem, e da forma como esses padrões e interacções se alteram com o tempo, é natural defender que esta disciplina além de se debruçar sobre o estudo do espaço, engloba também a dimensão temporal.

Os sistemas ecológicos são complexos, espacialmente heterogéneos e variáveis no espaço e no tempo (Gustafson, 1998), mas a sua variabilidade pode ser representada através de mapas por classes, onde a identificação de manchas relativamente homogéneas e as que apresentam transições abruptas com as áreas adjacentes permitem a quantificação dessa variabilidade. Deste modo, houve um esforço de desenvolvimento de métodos de quantificação dos padrões dando origem a uma proliferação de medidas estatísticas sobre a estrutura da paisagem (Cushman *et al*, 2008), que já Gustafson (1998) contabilizava na ordem das centenas.

A este desenvolvimento teórico-matemático associaram-se vários avanços da tecnologia, que possibilitaram o aumento de dados disponíveis de detecção remota, que em combinação com o maior e mais fácil acesso a Sistemas de Informação Geográfica não especializados, tornaram a quantificação de padrões espaciais relativamente fácil (Dramstad, 2009). O desenvolvimento de um programa *open-source*, o Fragstats (McGarigal e Marks, 1995) veio também facilitar o cálculo das métricas espaciais, quer no formato vectorial, quer no raster (Dramstad, 2009) por parte dos ecólogos da paisagem.

Turner (2005) chama a atenção que a Ecologia da Paisagem se desenvolveu segundo duas visões diferentes mas complementares. Na Europa existiu uma focalização mais antropocêntrica, intimamente relacionada com o planeamento do território, enquanto na América do Norte e na Austrália se desenvolveu uma tradição mais associada à conservação da Natureza, de análise das causas e consequências do padrão espacial, a diversas escalas, sobre organismos e processos ecológicos. Esta situação pode estar associada ao facto de na Europa existir uma intervenção secular, activa e contínua do Homem sobre a paisagem e de no novo mundo ainda persistirem grandes espaços selvagens em que a acção antrópica é reduzida. Neste sentido, a mesma autora (Turner, 2005) mostra como os padrões da paisagem contemporânea do NE de França são ainda um legado da presença romana nesse território.

Na Conferência do Rio, em 1992, foi referida a necessidade de desenvolvimento de indicadores ambientais, visível no capítulo 40 da Agenda 21, para criar uma base sólida para a decisão política a todos os níveis, e que Dramstad (2009) refere ter tido seguimento através de diversas iniciativas importantes para o desenvolvimento desses indicadores, como as que foram realizadas pela Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico (OCDE), Agência Europeia do Ambiente (EEA) e Nações Unidas.

Segundo Turnhout *et al* (2007), na discussão entre a ciência e a política “os factos são permitidos, os valores morais não o são e o racional é bom, o emocional é mau”, mostrando que a quantificação da heterogeneidade espacial além de necessária para elucidar as relações complexas entre processos ecológicos e padrões espaciais, é fundamental porque os valores numéricos são mais fáceis de perceberem por parte dos não especialistas.

A aceitação deste novo paradigma foi gradual por parte dos técnicos encarregues do planeamento paisagístico e biofísico, ficando no entanto Portugal um pouco atrasado, já que no final da década de 1990 ainda se estava no estágio de publicitar a relevância das “descrições matemáticas da estrutura da paisagem” para o estudo e monitorização dessa paisagem e como “ferramentas de apoio ao processo de tomada de decisão” (Quinta-Nova, 1999).

A Ecologia da Paisagem, tal como já foi referido, depende de dados diversos como os fornecidos pela tecnologia de detecção remota, a qual tem evoluído ao longo dos anos, em particular no que diz respeito à resolução espacial dos sensores, a dimensão do pixel ou resolução da célula. Este aspecto condicionou fortemente os estudos no passado, pois Gustafson (1998) alertava para o facto da necessidade de verificar o tamanho da célula antes de se compararem trabalhos e, mais recentemente, Turner (2005) e Dramstad (2009) continuavam a lembrar que muitas métricas da paisagem são sensíveis à alteração da resolução espacial e da extensão.

É interessante verificar que vai ser Kevin McGarigal, um dos autores do programa informático Fragstats (McGarigal e Marks, 1995), responsável por permitir uma ampla utilização das métricas espaciais (Turner, 2005) por parte de uma comunidade global de ecólogos da paisagem e técnicos de planeamento biofísico, que vem contestar, juntamente com outros autores, o modelo “mosaico de manchas” ou modelo “mancha-corredor-matriz” que se baseia na modelação e análise de manchas discretas ao invés de uma quantificação de gradientes da paisagem (McGarigal *et al*, 2009). Propõe assim um novo tipo de análise à luz das “métricas da superfície”, desenvolvidas nas últimas décadas por físicos estruturais e moleculares e que considera terem aplicação na análise da paisagem. Esta abordagem vem ao encontro da observação efectuada por Turner (2005) quando refere que os métodos que analisam as variações contínuas no espaço em vez das discretas estão a receber uma atenção crescente por parte dos ecólogos porque a heterogeneidade espacial pode também ser contínua.

McGarigal *et al* (2009) apresentam como principais obstáculos à utilização das “métricas de superfície” e do modelo da paisagem gradual o facto de este ser largamente desconhecido pela comunidade de ecólogos da paisagem, do programa informático específico não ser acessível, que, por sua vez, é de difícil utilização e pobremente documentado. Assim, considera fundamental a sua incorporação numa futura versão do Fragstats, uma vez que este é aceite e utilizado pela maioria dos investigadores que se dedicam a esta temática.

Cushman *et al* (2008) também expressaram a dificuldade em utilizar as métricas da paisagem pelo facto destas serem em grande quantidade e, para agravar a situação, de existir ainda um crescente número de modificações às mesmas, tornando-se assim difícil fazer uma revisão neste campo (Dramstad, 2009), a que se acrescenta o problema da elevada redundância encontrada entre diferentes métricas espaciais (Cushman *et al*, 2008; McGarigal 2009). Essa revisão é também defendida por Gimona *et al* (2009) por considerarem necessário um conhecimento mais detalhado do que significam os índices e de como eles variam.

Cushman *et al* (2008) fazem também referência a vários estudos em que sugeriam que os padrões da paisagem podiam ser caracterizados pela aplicação de relativamente poucas métricas da paisagem, no entanto as métricas identificadas variavam de estudo para estudo. Estes autores consideram que a falta de concordância em encontrar métricas espaciais universais pode indicar especificidade regional, tal como já defendiam McGarigal e Marks (1995), abrindo assim caminho para o estudo e identificação de *clusters* de métricas espaciais regionais da estrutura e composição da paisagem.

Apesar das limitações identificadas, as métricas da paisagem continuam a ser amplamente utilizadas e úteis (Turner, 2005), porque se percebermos como os padrões da paisagem condicionam as populações ou a dinâmica do ecossistema, podemos melhorar a gestão do território (Kareiva e Wennergren, 1995 em Dramstad, 2009).

Esta questão torna-se cada vez mais importante, porque além de se registar um aumento na perda de biodiversidade, Rochini *et al* (2006) chamam já a atenção para o facto de a “estimativa de perda realizada por Reid (1992) de 13% para o período 1990-2015 começar a parecer conservativa (Nagendra e Gadgil, 1999)”. É assim evidente a necessidade de desenvolver métodos que caracterizem e monitorizem a biodiversidade através de um conjunto de indicadores efectivos (Torras e Saura, 2009).

A fragmentação, a degradação e perda de habitats foram identificados como as razões fundamentais para perda de biodiversidade (Roy e Tomar, 2000; Fahrig, 2003). Com a utilização do solo a mudar drasticamente nos últimos 30-40 anos na bacia do Mediterrâneo (Romero-Calcerrada e Perry, 2004), os habitats florestais a sofrer perdas extensas e fragmentação por todo o mundo (Bonan, 2008 em Teixido *et al*, 2010), os padrões dos habitats estão em mutação, levando, nuns casos, ao decréscimo do tamanho das manchas e ao aumento do isolamento (Hanski, 1999 em Teixido *et al*, 2010) e, noutros, através processos de reflorestação por sucessão natural em terrenos agrícolas abandonados (Pérez-Hugalde *et al*, 2011) ou plantação de espécies florestais em solos pobres cobertos com matos (Reino *et al*, 2009), ao seu desaparecimento, podendo assim explicar o declínio da população de grande número de espécies (Santos *et al*, 2008).

Um caso particular é o das aves. Por serem um grupo de vertebrados considerados como importantes indicadores de biodiversidade (*Birdlife International*, 2004), é natural que tenham sido realizados vários estudos que tentaram relacionar a riqueza específica da avifauna com a heterogeneidade da paisagem de regiões concretas do nosso planeta (Atauri e Lucio, 2001; Santos *et al*, 2007; Reino *et al*, 2009; Reino *et al*, 2010; Dallimer *et al*, 2010), mostrando como as comunidades ornitológicas são influenciadas por medidas de estrutura como a extensão das orlas (McGarigal e McComb, 1995; O'Connor *et al*, 1996 em Brennan e Schnell, 2005).

Na Europa verificou-se uma recente evolução negativa, pois em 1994 foram registadas 195 espécies de aves com estatuto de conservação desfavorável e dez anos depois, em 2004, o valor subiu para 226, representando 43% das 524 espécies que ocorrem regularmente na Europa (*Birdlife International*, 2004), destacando que as aves que têm os campos agrícolas como habitat, apresentaram um declínio mais acentuado, que foi correlacionado com o crescimento de práticas de monocultura intensiva. A *Birdlife international* (2004) fez, no entanto, uma referência muito importante ao destacar que, no território europeu correspondente aos 15 países que eram membros da União Europeia em 2000 (EU-15), as espécies ameaçadas constantes no Anexo I da Directiva 79/409/EEC registaram uma evolução positiva no período 1990-2000, demonstrando a importância da implementação de medidas de protecção como as Áreas Importantes para as Aves (IBA na abreviatura inglesa) e as Áreas de Protecção Especial (SPA na abreviatura inglesa).

Atauri e Lucio (2001) realizaram um estudo na Região Autónoma de Madrid, no planalto central da Península Ibérica, numa área com heterogeneidade climática, geológica, geomorfológica, botânica e de uso do solo. A informação sobre as comunidades foi retirada do atlas de distribuição de quatro grupos de animais: aves, répteis, anfíbios e borboletas, implantado sobre células UTM de 10x10km.

Para medir a heterogeneidade, estes autores seleccionaram e calcularam três índices de estrutura da paisagem, a saber: heterogeneidade da cobertura do solo (densidade de tipos de cobertura), equitabilidade (proporção do tipo de usos do solo na paisagem) e densidade de manchas.

Os resultados obtidos (Tabela 1) indicaram uma elevada correlação entre a heterogeneidade da cobertura do solo e a riqueza específica das aves. Outra conclusão interessante foi a baixa correlação entre a riqueza específica e a altitude.

Os autores concluíram que a riqueza avifaunística nas paisagens mediterrânicas está associada à heterogeneidade dos usos do solo, no entanto referiram que esta elevada diversidade pode ser devido à presença maioritária de espécies generalistas, pelo que deve ser dada especial atenção a espécies ameaçadas e especializadas em determinados habitats. Estas aves podem ser particularmente susceptíveis à fragmentação da paisagem quando o seu habitat corresponde a vastas áreas contínuas do mesmo tipo de ocupação de solo.

Tabela 1 - Correlação da riqueza das aves com a energia disponível e com os parâmetros de estrutura e composição da ocupação de solo.

Parâmetros	Aves
Altitude	0,32**
Heterogeneidade da Paisagem (Densidade de ocupações de solo por hectare)	0,87**
Equitabilidade (Proporção relativa das ocupações de solo na paisagem)	-0,09
Densidade de Manchas por hectare	0,46**

Significância das correlações: *P<0,05, ** P<0,01

Atauri e Lúcio (2001) consideram ainda que a conservação no Mediterrâneo não passa pela exclusão das actividades antrópicas, mas sim pela manutenção e preservação de práticas agrícolas tradicionais, que por não serem intensivas nem monoculturais, possibilitam a existência de elevados níveis de ecodiversidade (Naveh, 1994).

Santos *et al* (2008), ao estudarem o papel das áreas não protegidas da região de Barcelona, Catalunha, na conservação da avifauna, utilizaram uma grelha com 1700 células UTM de 1x1 km, apresentando este estudo uma resolução espacial superior ao anterior. Aqui, as espécies de aves foram previamente agrupadas em três *clusters*, de acordo com o seu estatuto de conservação, e para o estudo da paisagem foram extraídas 22 categorias do Mapa de *Cubiertas del Suelo de Cataluña* (MCSC), produzido por fotointerpretação de ortofotomapas coloridos de 1993 do Instituto Cartográfico da Catalunha. Para o cálculo da diversidade da ocupação do solo para cada UTM foi utilizado o Índice de *Shannon-Weaver*, e por terem considerado como muito relevante para muitas aves, foi também calculada a soma das orlas por célula UTM.

Foi estabelecido um conjunto de variáveis independentes que foram consideradas como potencialmente relacionadas com a qualidade do habitat para as aves, e utilizadas em análise de regressão com a riqueza específica de cada um dos *clusters*. Estas variáveis foram agrupadas em cinco grupos: climáticas, de relevo, de paisagem, povoamento humano e de posição.

Quanto às métricas da paisagem, foram usados seis índices: proporção de áreas urbanas, proporção de áreas agrícolas, proporção de floresta, proporção de matos, diversidade de ocupação de solo e somatório de orlas. Foram ainda verificadas e quantificadas as células pertencentes a áreas protegidas.

Os resultados deste estudo mostraram uma riqueza específica menor nas paisagens mais homogêneas, dominadas por floresta, pelo que os autores concluíram que a riqueza avifaunística está positivamente relacionada com a disponibilidade de campos abertos com paisagem diversificada o que, por sua vez, consideram que leva à necessidade de adaptação das políticas de conservação na região do Mediterrâneo no sentido de proteger determinadas paisagens humanizadas.

Estas conclusões estão em concordância com o estudo de Hugalde *et al* (2011), que defende que na maioria das áreas rurais do Mediterrâneo com gestão tradicional foi possível a preservação de vastos territórios pouco alterados pela acção humana, que por isso os classifica como semi-naturais. No entanto, alerta para o facto de se estar a assistir nas décadas recentes a importantes alterações no uso do solo.

Outro estudo interessante foi realizado no Reino Unido (Dallimer *et al*, 2010) com o objectivo de averiguar a riqueza avifaunística em paisagens de charneca que têm campos agrícolas na sua proximidade. O estudo foi realizado no norte de Inglaterra, num território de charneca onde predomina a urze e que é utilizado principalmente como pastagens e área de caça às perdizes, utilizando uma grelha com células de 1 km². As variáveis da paisagem foram baseadas no *Land Cover Map 2000* (LCM2000), a partir do qual foram definidas nove classes de uso do solo. A heterogeneidade foi quantificada com base na ocupação do solo calculando o índice de diversidade de *Shannon* no programa *Fragstats*. O levantamento da diversidade avifaunística foi realizado através de transectos e os dados lançados em células com a mesma resolução.

Para estimar a densidade de cada espécie ornitológica foi compilado para cada célula de terreno uma lista com todas as espécies (riqueza específica total).

Este estudo mostrou que a riqueza e a composição da comunidade ornitológica eram influenciadas tanto pelas características da vegetação local (Tabela 2 e Figura 1) como pelo tipo de prática agrícola realizado nas proximidades, pois verificou-se que a riqueza específica diminui à medida que aumentava a quantidade de pastagem intensiva dos sistemas agrícolas, ou seja, uma relação inversamente proporcional.

Tabela 2-Sumário do PCA e de diferentes RDA para a composição de espécies de aves

	Variáveis exploratórias	Co-variáveis	λ_1	λ_2	λ_3	λ_4	TVE
PCA	-	-	0,425 ^a	0,290 ^a	0,089 ^a	0,065 ^a	-
RDA	Juncáceas+Ciperáceas+ Musgos+Arbustos	-	0,206	0,065	0,041	0,008	32,0%
RDA	Urbano _{1500m} +pastagem _{750m}	-	0,223	0,027	-	-	25,0%
RDA	Juncáceas+Ciperáceas+ Musgos+Arbustos	Urbano _{1500m} +Pastagem _{750m}	0,118	0,030	0,026	0,008	18,0%
RDA	Urbano _{1500m} +Pastagem	Juncáceas+Ciperáceas+ Musgos+Arbustos	0,101	0,010	-	-	11,0%

Todas as variáveis foram significativas com $P < 0.01$ (Teste de permutação de *Monte Carlo*); TVE indica a proporção total de variação explicada. λ_1 indica o primeiro valor próprio. ^a indica valores próprios não canónicos (PCA).

Gil-Tena *et al* (2007) realizaram um estudo na Catalunha sobre os efeitos da composição e estrutura da floresta na riqueza específica da avifauna, volta a mostrar a importância do Atlas de aves nidificantes, porque o utiliza como fonte para o cálculo da riqueza específica em células UTM de 1x1 km. Neste estudo agruparam as espécies em especialistas (aves que usam apenas habitats florestais) e aves generalistas. Para o estudo da estrutura da paisagem foi utilizado o

mapa florestal de Espanha, a partir do qual foram calculadas as seguintes variáveis de composição e estrutura da paisagem: área de cobertura da copa da floresta (AreaFCC), diversidade de cobertura da copa da floresta (calculada a partir do Índice de *Shannon-Wiener*), média de estágio de desenvolvimento florestal, diversidade de fases de desenvolvimento florestal, percentagem de espécies de coníferas, percentagem de floresta mono-específica e diversidade de espécies florestais.

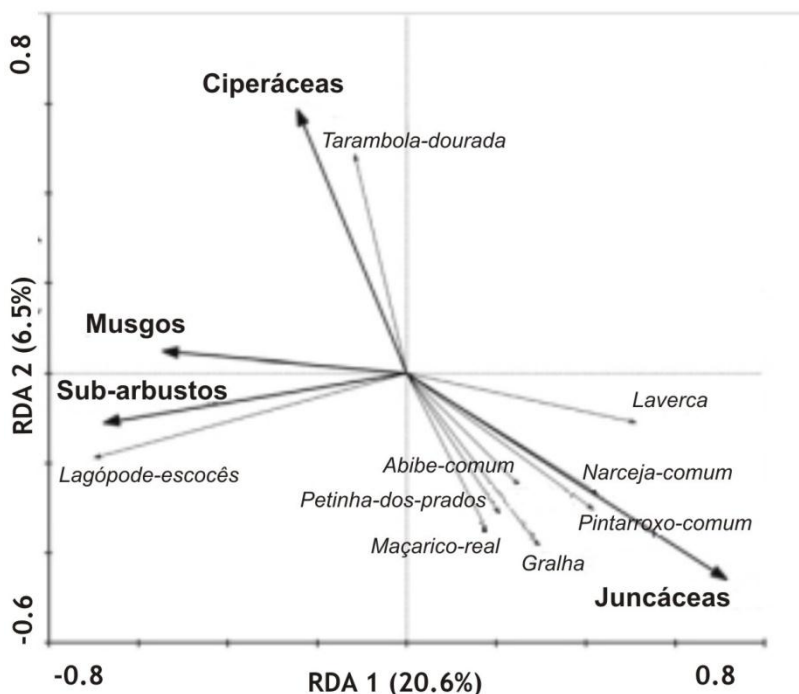


Figura 1 - Diagrama de ordenação RDA dos dois primeiros eixos canônicos das espécies de aves face às variáveis ambientais. Os valores entre parêntesis fornecem a variação explicada em cada eixo.

Como resultados há a assinalar a correlação positiva entre a riqueza de espécies de aves florestais com o índice AreaFCC, o que pode significar que este tipo de aves especialistas necessita em primeiro lugar de uma área significativa de habitat florestal, para além de outras necessidades relativas à estrutura e composição da floresta. Aliás, a abundância de floresta de folhosas em contraposição com a presença de coníferas teve um efeito positivo na riqueza das espécies de aves especialistas, mas essa influência foi de menor importância.

Um estudo realizado no sul de Portugal sobre a influência de características estruturais da paisagem relacionadas com a florestação na diversidade de aves com habitat agrícolas (Reino *et al*, 2009) decorreu num território agrícola de uma zona de paisagem protegida de Castro Verde, a qual foi criada com o intuito de proteger aves estepárias.

O trabalho de campo foi realizado em transectos perpendiculares à margem de manchas florestais, representativas de três tipos de plantações florestais: eucalipto, pinheiro e sobreiro. A selecção destes locais foi realizada a partir da análise de mapas de cobertura do solo com uma escala 1:25 000 de 1990. O registo das aves observadas em transectos na estação de reprodução foi executado em mapas. As aves foram classificadas consoante as suas afinidades a habitats agrícolas ou florestais. As aves estepárias foram inseridas num sub-grupo das aves com afinidades agrícolas.

A distância até à orla de floresta mais próxima foi a principal variável utilizada para investigar as respostas das aves às orlas (Figura 2). Além desta, mais 16 variáveis que reflectem

as características de plantações florestais (silvícolas), como o contraste da orla e o contexto da paisagem, foram usadas para examinar a influência de variáveis de habitat sobre a resposta às orlas.

A fragmentação da paisagem foi obtida através do cálculo de métricas da paisagem, como o tamanho médio da mancha (MPS) e densidade de fronteiras (ED) e o índice AWMSI, na extensão *Patch Analyst* do *ArcView*.

Este trabalho concluiu que as florestas plantadas influenciam significativamente as populações de aves que vivem nos campos abertos adjacentes, sublinhando assim o efeito de fronteira na biodiversidade.

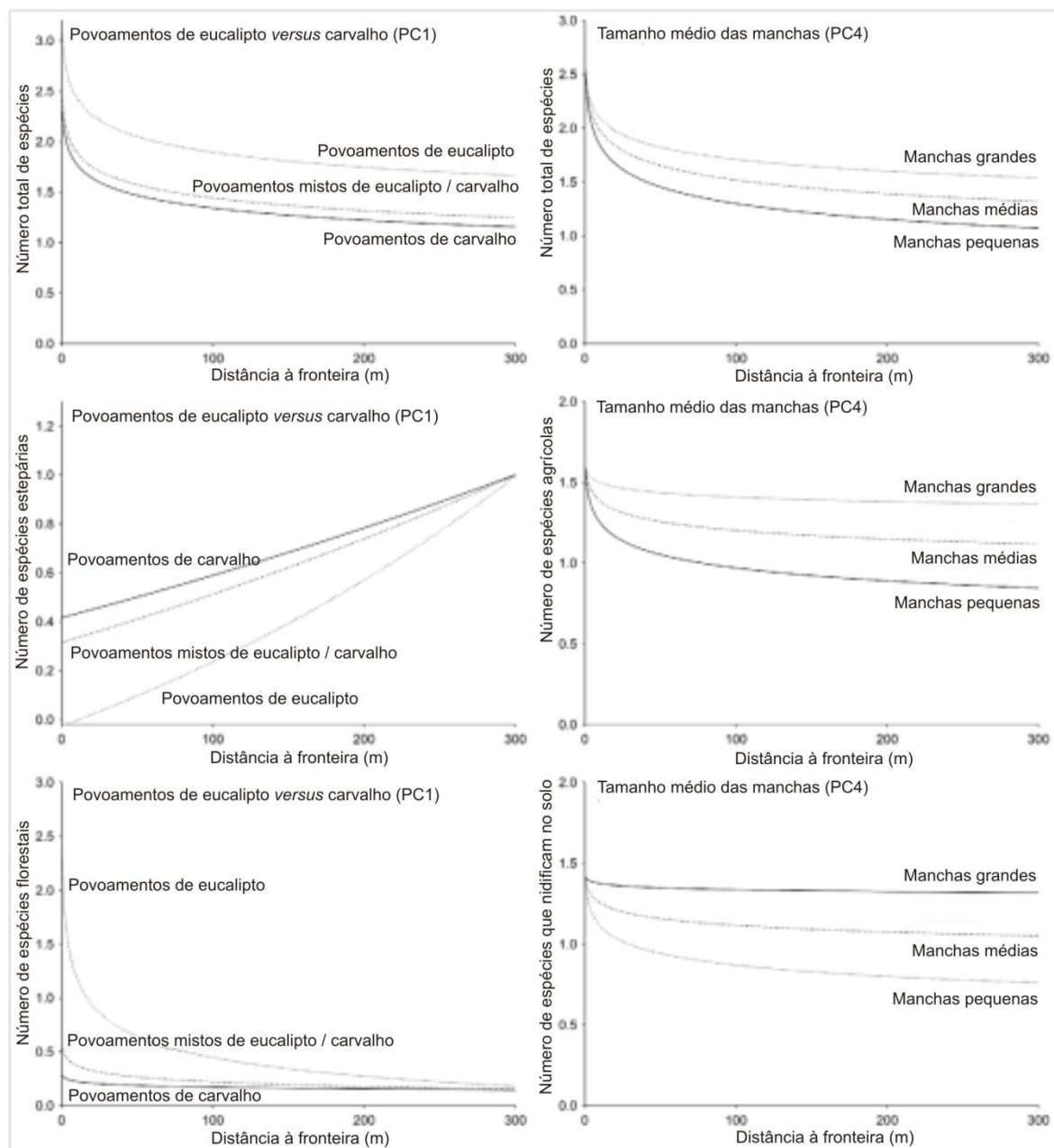


Figura 2- Curvas de variação da resposta ao efeito de fronteira para a riqueza de espécies de grupos funcionais de aves como função de gradientes ambientais (PC_i) extraídos da ACP de variáveis de habitat. As curvas representadas em cada painel reflectem o modelo que explica as respostas à fronteira para cada 1°, 5° e 9° decil de distribuição das pontuações das amostras em cada eixo de Componente Principal.

Ao contrário destes estudos que tinham em comum a realização de análises de ordenação indirecta através do cálculo de análises de componentes principais (ACP), o trabalho realizado por Guerrero *et al* (2011) sobre o efeito da biogeografia e do crescimento da agricultura intensiva em comunidades de aves ao longo da Europa, tem a particularidade de utilizar um método distinto, a análise canónica de correspondências (ACC).

Enquanto no primeiro método são executadas abordagens indirectas, com duas etapas distintas de modo a relacionar os dados das espécies com a matriz de dados ambientais (Ter Braak e Prentice, 1988), no segundo a abordagem é directa. Numa primeira fase, na ACP, são extraídos alguns eixos de ordenação que resumem a variação total da comunidade biológica, e depois, numa segunda fase, são calculadas somas ponderadas das variáveis ambientais que melhor se encaixem em cada um dos eixos de ordenação (Ter Braak e Prentice, 1988). O problema associado a este método é que podem surgir situações em que as variáveis ambientais estudadas podem ser mal relacionadas com os primeiros eixos de ordenação, e no entanto, podem ser fortemente relacionados com outros eixos que correspondem a direcções de variação residual na composição das espécies. Esta variação residual pode ter um significado ecológico substancial que se perde se corresponderem a relações fortes entre espécies e ambiente.

A ACC, por sua vez, foi desenvolvida com o intuito de ser um método directo e simples de analisar e visualizar as relações entre muitas espécies e muitas variáveis ambientais (Ter Braak, 1987) através do cálculo, directo, das duas matrizes de dados.

Este trabalho desenvolvido por Guerrero *et al* (2011) incidiu sobre quadrículas de 500x500 m em quintas de sete países europeus, que tivessem pelo menos um campo de cereais. O levantamento das aves nidificantes foi realizado em 2007 através de transectos de 100 m de comprimento, enquanto os dados sobre as práticas agrícolas foram obtidos através de inquéritos aos agricultores.

Neste estudo, a diversidade foi calculada por aplicação do Índice de Diversidade de Simpson. O cálculo da ACC foi realizado com recurso ao programa CANOCO 4.5, tendo obtido resultados interessantes, pois a localização geográfica dos locais de estudo explicavam 19,5% da variação na composição e abundância de aves, enquanto a variância total relacionada com as variáveis associadas a práticas de agricultura intensiva apenas explicavam 4,3%, concluindo assim que o primeiro factor era mais importante do que o segundo.

3. Enquadramento

3.1. Localização

O estudo realizado reporta-se à sub-região da Beira Interior Sul (BIS), segundo a nomenclatura de unidades territoriais para fins estatísticos (NUTS) - nível III. Localizada no centro de Portugal (Figura 3), junto à fronteira com Espanha, sendo constituída por quatro concelhos: Castelo Branco, Idanha-a-Nova, Penamacor e Vila Velha de Ródão. A área total desta região é de 3.738,3 km² e apresenta uma população residente de 71.644 habitantes (INE, 2012), o que corresponde a uma densidade populacional de 19,16 hab./km².

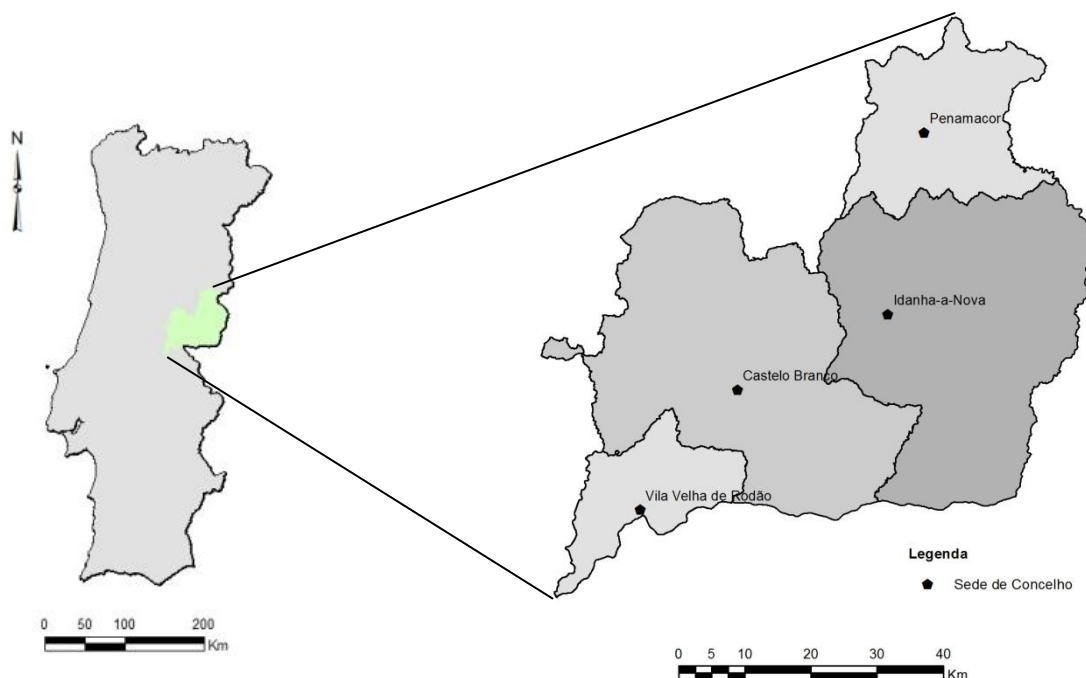


Figura 3- Localização da Beira Interior Sul.

A área de estudo foi ajustada às quadrículas UTM com os dados do Atlas das Aves Nidificantes em Portugal (Equipa Atlas, 2008), sendo que a BIS abrange 59 destas parcelas. Foram seleccionadas apenas aquelas que correspondiam a quadrados perfeitos de 10x10 km, resultando deste processo a eliminação de 11 quadrículas (Figura 4), e a obtenção de uma área de estudo total com 4.800 km².

3.2. Geologia e geomorfologia

Esta é uma região de transição entre a peneplanície alentejana e a cordilheira central montanhosa, e que se encontra delimitada a sul pelo rio Tejo, a ocidente pelo rio Ocreza, a norte pelo eixo Gardunha-Malcata e a oriente pela fronteira espanhola, materializada no rio Erges. É no leito do rio Tejo que encontramos a cota menor da região, 50 m, enquanto a altitude mais elevada é de 1227 m na serra da Gardunha.

A Raia Central, como também é designada, encontra-se localizada no Maciço Hespérico e apresenta como principal acidente tectónico a falha do Pônsul, com orientação NE-SW (Ribeiro *et al*, 1967).

Esta falha, além de condicionar a topografia e a hidrografia, separa grosseiramente os xistos e grauvaques do Super-Grupo Douro-Beiras Ante-Ordovícico, a sul, dos granitos a norte (Oliveira *et al*, 1992, em Medeiros, 2005). Nesta área, outrora classificada como Complexo Xisto-Grauváquico (Ribeiro *et al*, 1967) sobressaem na paisagem os *inselbergs* graníticos e as escarpadas cristas quartzíticas (Sequeira e Proença, 2004). De acordo com a Carta de Solos (CNA, 1982a) e com a Carta Litológica (CNA, 1982b) do Atlas do Ambiente, temos cambissolos a corresponderem às zonas de granito e de quartzito e a restante área ocupada por litossolos e luvissolos.

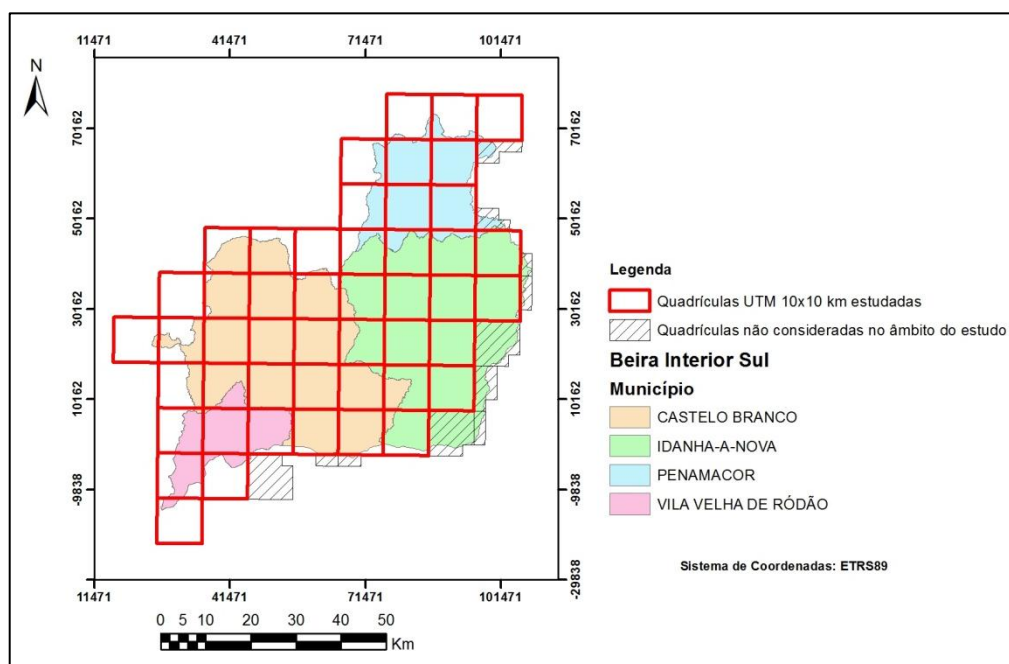


Figura 4- Área de estudo.

3.3. Clima

O clima da BIS de acordo com o Sistema de Classificação Climática de Köppen-Geiger é Csa, correspondendo a um clima mediterrânico com influência continental (AEMET e IM, 2011, IM, 2012a), ou seja, caracterizado por invernos frios e chuvosos que alternam com verões quentes e secos, com uma precipitação média anual de 758 mm e uma temperatura média do ar que varia entre os 7,9°C em Janeiro, e os 25°C em Julho (IM, 2012b).

Relacionada com o clima está a bioclimatologia, ciência recente proposta pelo botânico espanhol Salvador Rivas-Martínez, que criou um sistema hierárquico de classificação bioclimática global, que designou por Classificação Bioclimática da Terra. Segundo este sistema, para a classificação bioclimática de um local, é necessário conhecer os valores de alguns índices bioclimáticos, os quais são obtidos a partir de parâmetros climáticos de uso corrente com recurso a cálculo aritmético simples. Este conjunto de parâmetros climáticos é determinante para a

distribuição dos seres vivos, pelo que em áreas da superfície terrestre onde sejam uniformes irão ter associados elementos faunísticos e florísticos característicos (Aguiar *et al*, 2008).

O território de Portugal continental distribui-se por duas regiões distintas do Reino Holártico: a Eurossiberiana e a Mediterrânica. A BIS está localizada no interior desta última, mais precisamente na Sub-região Mediterrânica Ocidental, Superprovíncia Mediterrânica Ibero-Atlântica, Província Luso-Estremadurensis, Sector Toledano-Tagano (Costa *et al*, 1998).

Segundo estes autores, o Sector Toledano-Tagano é caracterizado pelo domínio dos sobreirais climatófilos (classe *Quercetea ilicis*). Em zonas de cotas mais elevadas surgem, em substituição, bosques de carvalho-negral (classe *Quercus-Fagetetea*), e nos vales mais secos, azinhais ou azinho-zimbrais (classe *Quercetea ilicis*). Os urzais-estevais deste Sector apresentam grande diversidade em arbustos baixos (espécies dos géneros *Cistus*, *Halimium*, *Erica* e *Genista*).

Costa *et al* (1998) classificam ainda as serras da Gardunha, Muradal e Malcata no Superdistrito Zezerense do Subsector Hurdano-Zezerense, o qual apresenta dois andares distintos: o mesomediterrânico sub-húmido, com sobreirais climatófilos do *Sanguisorbo-Quercetum suberis*; e o mesomediterrânico superior sub-húmido a húmido, com carvalhal *Arbutum unedonis-Quercetum pyrenaicae*. A campina de Castelo Branco / Idanha-a-Nova, Penha Garcia e as arribas do Tejo integram o mesmo Subsector, mas pertencem ao Superdistrito Cacerense, que se situa no andar mesomediterrânico seco a sub-húmido inferior, cuja vegetação climatófila consiste na série do azinhal *Pyro bouraenae-Quercetum rotundifoliae*. Neste Subsector surge um endemismo da Serra da Gardunha, o *Asphodelus bento-rainhae*.

3.4. Ocupação do solo

A ocupação do solo na BIS tem sofrido flutuações significativas e de sinais contrários nas últimas décadas que podem ser confirmadas ao analisar a Superfície Agrícola Utilizada (SAU), que no período de 1989 a 1999 conheceu um aumento de 24 mil hectares, correspondendo a uma taxa de crescimento de 16,5%. Esta flutuação ficou a dever-se ao aumento de 35 500 hectares registados no concelho de Idanha-a-Nova (INE, 2001). Já na década seguinte, 1999 a 2009, registou-se uma redução em 20% da SAU, que correspondeu a uma redução de 30% no número de explorações agrícolas (INE, 2009).

A redução da SAU por abandono da actividade agrícola pode explicar o aumento da área florestal, que em 2005 representava 43% da área da BIS, com o eucalipto a ocupar 44200 ha e o pinheiro-bravo 36400 ha (DGRF, 2006). A área ocupada por matos correspondia a 29% da área da BIS, correspondendo a 106712 ha.

Segundo a cartografia da Carta de Uso e Ocupação do Solo de Portugal Continental para 2007 (COS2007) de nível 2 do Instituto Geográfico Português (IGP, 2010), a área de estudo apresenta uma forte dominância da classe “Florestas abertas e vegetação arbustiva e herbácea” que ocupa cerca de 275 mil ha, correspondendo a 45% do território (Tabela 3). Esta classe ocorre principalmente em grandes manchas na extremidade oeste do concelho de Castelo Branco e no sector nordeste do concelho de Penamacor, embora seja possível identificar importantes manchas noutros locais, como por exemplo na margem norte do rio Pônsul.

A segunda classe mais significativa é a “Floresta”, que ocupa mais de 120 mil hectares, correspondendo a 20% da área de estudo. As concentrações de “Floresta” mais significativas localizam-se na zona sul do concelho de Castelo Branco, junto ao rio Tejo, no limite noroeste do mesmo concelho, coincidindo com a Serra da Gardunha, na zona norte do concelho de Penamacor, correspondendo à Serra da Malcata e no sector nordeste do concelho de Idanha-a-Nova.

Tabela 3- Carta de Uso e Ocupação do Solo de Portugal Continental para 2007 Nível 2 para a área de estudo.

COSN2	Ocupação do Solo	Área total (ha)	Percentagem (%)
1.1	Tecido Urbano	3606,73	0,59
1.2	Indústria, comércio e transportes	31992,68	5,24
1.3	Áreas de extracção de inertes, áreas de depósito de resíduos e estaleiros de construção	380,78	0,06
1.4	Espaços verdes urbanos	213,69	0,03
2.1	Culturas temporárias	46795,22	7,66
2.2	Culturas permanentes	32556,99	5,33
2.3	Pastagens permanentes	42819,91	7,01
2.4	Áreas agrícolas heterogéneas	42422,83	6,94
3.1	Florestas	122804,45	20,10
3.2	Florestas abertas e vegetação arbustiva e herbácea	274984,36	45,02
3.3	Zonas descobertas e com pouca vegetação	6665,73	1,09
5.1	Águas interiores	5600,66	0,92
		610844,02	100,00

A ocupação do solo referente a actividades agrícolas representa 27% do total do território, com as quatro classes da COS nível 2 a terem proporções de ocupação muito próximas, a variar entre os 5,3% das “Culturas permanentes” e os 7,7% das “Culturas temporárias”. Verifica-se ainda uma fragmentação importante das manchas referentes a estas classes e a uma distribuição diferencial das diferentes classes, de que é exemplo a maior concentração de “Áreas agrícolas heterogéneas” no concelho de Castelo Branco e de “Culturas temporárias” no concelho de Idanha-a-Nova.

Os terrenos ocupados pelos recursos hídricos é pouco expressivo, representando apenas 0,9% do total, que corresponde a 5600 ha de ocupação do solo.

No que diz respeito às áreas com maior intervenção humana, o “Tecido urbano” ocupa apenas 3607 ha, correspondendo a apenas 0,6% do território, no entanto, a classe “Indústria, comércio e transportes” ocupa uma área maior, cerca de 32 mil hectares, equivalendo a 5,2% do total. De assinalar o facto de a área de estudo abarcar duas áreas urbanas associadas a sedes de concelho que não pertencem à sub-região Beira Interior Sul, a norte, o Sabugal e Oleiros a oeste.

É interessante verificar que a área urbana de Castelo Branco pode servir para demarcar grosso modo duas regiões distintas em termos de ocupação do solo, a oeste, terrenos em que predominam sistemas florestais, e a leste em que a ocupação do solo é mais heterogénea, com a presença de distintos sistemas agrícolas e pecuários, incluindo sistemas agro-silvo-pastoris.

3.5. Fauna

O facto de a BIS apresentar uma importante cobertura florestal permite a existência de uma diversidade razoável de Anfíbios e de Répteis que foi confirmada pelo estudo de Cunha (2004), em que das 17 espécies de Anfíbios e das 27 de Répteis existentes em Portugal continental, confirmou a presença na BIS de 13 dos primeiros e 16 dos segundos. Identificou também um grupo de espécies com distribuição regular neste território que é composto pela salamandra-de-costelas-salientes (*Pleurodeles waltl* Michahelles, 1830), o sapo-de-unha-negra (*Pelobates cultripes* Cuvier, 1829), o sapo-parteiro-ibérico (*Alytes cisternasii* Boscá, 1879), o sapo-corredor (*Bufo calamita* Laurenti, 1768) e o cágado-mediterrânico (*Mauremys leprosa* Schwiegger, 1812).

Por sua vez, os matos presentes em todo o território, e em particular junto ao rio Tejo, são refúgio de mamíferos como o javali (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758) e o veado (*Cervus elaphus* Linnaeus, 1758), e as escarpas junto a este rio servem ainda de habitat a espécies bastante sensíveis como o grifo (*Gyps fulvus* Hablizl, 1783), o abutre-do-egipto (*Neophron percnopterus* Linnaeus, 1766), a águia-real (*Aquila chrysaetos* Linnaeus, 1758), a águia-de-Bonelli (*Hieraetus fasciatus* Vieillot, 1822), o mocho-real (*Bubo bubo* Linnaeus, 1758) e a cegonha-preta (*Ciconia nigra* Linnaeus, 1758) (Pena e Cabral, 1992). Associados a estes biótopos podemos encontrar passeriformes como o pisco-de-peito-ruivo (*Erithacus rubecula* Linnaeus, 1758), a toutinegra-de-barrete (*Sylvia atricapilla* Linnaeus, 1758), a toutinegra-dos-valados (*Sylvia melanocephala* Gmelin, 1789), o cartaxo-comum (*Saxicola torquatus* Linnaeus, 1766), a felosa-poliglota (*Hippolais polyglotta* Vieillot, 1817), a felosa-do-mato (*Sylvia undata* Boddaert, 1783), o papa-amoras (*Sylvia communis* Latham, 1787), a ferreirinha-comum (*Prunella modularis* Linnaeus, 1758) e o pintarroxo (*Carduelis cannabina* Linnaeus, 1758) (Catry *et al*, 2010).

Os montados são outro biótopo presente na BIS que costuma apresentar uma diversidade avifaunística elevada, com a presença de espécies como o chapim-real (*Parus major* Linnaeus, 1758), o chapim-azul (*Parus caeruleus* Linnaeus, 1758), a trepadeira-azul (*Sitta europaea* Linnaeus, 1758), o pardal-francês (*Petronia petronia* Linnaeus, 1766) e a coruja-do-mato (*Strix aluco* Linnaeus, 1758). Já o carvalhal, dominado por carvalho-negral, apresenta como espécies de passeriformes característicos o pisco-de-peito-ruivo, o chapim-real, a trepadeira-azul, o tentilhão (*Fringilla coelebs* Linnaeus, 1758), e a milheirinha (*Serinus serinus* Linnaeus, 1766) (Catry *et al*, 2010).

3.6. Áreas Classificadas

No extremo norte do território em estudo situa-se a Reserva Natural da Serra da Malcata (Figura 5) que é a área classificada mais antiga deste território, criada pelo Decreto-Lei 294/81,

de 16 de Outubro de 1981, por nela ocorrerem espécies da flora e da fauna com importante valor ecológico, das quais se destacam o lince-ibérico (*Lynx pardinus* Temminck, 1827) e o lobo (*Canis lupus* Linnaeus, 1758), espécies de conservação prioritária, constantes no Anexo B-II do Decreto-Lei nº 140/99 de 24 de Abril, e o azevinho (*Ilex aquifolium*), espécie em “perigo de extinção” e protegida pelo Decreto-Lei nº 423/89 de 4 de Dezembro (ICN, 2003).

Segundo Telles *et al* (1993), a Serra da Malcata apresentou sempre uma vegetação densa natural a que os pastores deitavam fogo com regularidade para alimentar o gado ovino e caprino, dando origem a um mosaico de vegetação com diferentes estádios de desenvolvimento e textura. A presença nestas zonas de erva tenra permitia a abundância de coelhos-bravos (*Oryctolagus cuniculus* Linnaeus, 1758) e, conseqüentemente, dos seus predadores, como o lince-ibérico.

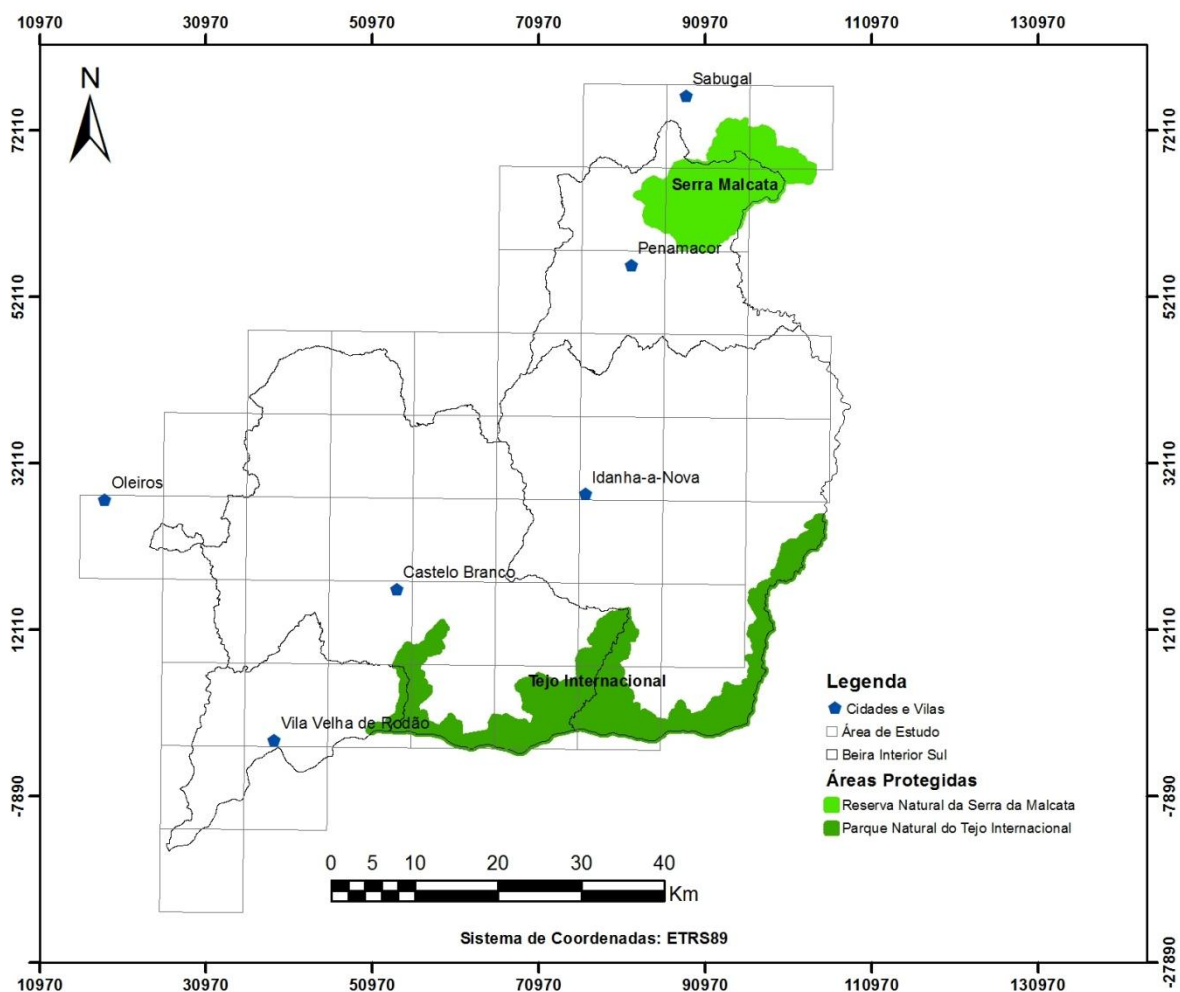


Figura 5- Áreas Protegidas da BIS.

No extremo sul, encontra-se o Parque Natural do Tejo Internacional, área protegida desde 2000, pelo facto de apresentar grande diversidade de habitats desde as arribas rochosas junto ao Tejo, a biótopos meridionais como o montado de sobro e azinho e estepes cerealíferas e comunidades ripícolas (ICNF, 2012a) permitindo a presença de inúmeras espécies vegetais e animais. Destas, são várias as que apresentam valor em termos de conservação, de que se destacam dois peixes e duas aves por apresentarem um estatuto de prioridade a nível global: barbo-de-Steindachner (*Barbus steindachneri* Almaça, 1967), cumba (*Barbus comizo*

Steindachner, 1864), a águia-imperial-ibérica (*Aquila adalberti* C. L. Brehm, 1861) e cegonha-preta. A região do Parque alberga ainda 36 taxa de flora endémica, destacando-se os endemismos lusitânicos *Campanula transtagana* e *Juncus valvatus* (ICNB, 2007).

Estas duas áreas protegidas integram a rede de áreas de protecção de avifauna (Anexo-Figura VI.3) que na terminologia inglesa são conhecidas por *Important Bird Areas* (IBA), e que contempla ainda a Serra de Penha Garcia e a Campina de Toulões, e as Portas de Ródão e Vale Mourão (IGP, 2005), demonstrando a importância da sub-região BIS na protecção da avifauna portuguesa.

No que diz respeito à Rede Natura 2000, a área de estudo inclui duas Zonas de Protecção Especial (ZPE), a Serra da Malcata e o Tejo Internacional, Erges e Pônsul (Anexo-Figura VI.1), que estão associadas às duas áreas protegidas já referidas; e duas Zonas Especiais de Conservação (ZEC), que correspondem aos dois acidentes orográficos mais significativos desta sub-região, a Serra da Malcata e a Serra da Gardunha (ICNF, 2012b) (Anexo-Figura VI.2).

Verifica-se assim que a mesma área pode estar sujeita a diferentes estatutos de classificação, caso da Serra da Malcata, que é em simultâneo uma Reserva Natural, uma ZPE, uma ZEC e uma IBA, embora os limites de cada uma destas áreas classificadas possam não ser exactamente concordantes.

4. Materiais e Métodos

4.1. Censos de Aves

Para o desenvolvimento deste trabalho foram utilizados dados cartográficos do Atlas das Aves Nidificantes em Portugal (Equipa Atlas, 2008), adquiridos ao Instituto da Conservação da Natureza e Biodiversidade (ICNB) no âmbito do Projecto do POCTEP - Observatório Territorial e Ambiental Alentejo - Extremadura - Centro (OTALEX C) e que fornecem em formato vectorial, *shapefile*, informação sobre a distribuição das espécies desta classe de vertebrados para o território da BIS.

Os censos que estiveram na base da produção deste Atlas foram realizados entre Março e Julho de 1999 a 2005 em todo o território de Portugal, o qual foi dividido em parcelas UTM de 10x10 km. Para a realização dos transectos, cada quadrícula foi subdividida em 25 “tétradas” de 2x2 km e para cada uma delas foi feito o registo de frequência de ocorrência de aves. Em cada uma destas foram realizados dois transectos com a duração de 1 hora, em datas distintas, e em que foram registados todos os contactos visuais e auditivos efectuados no seu interior (Equipa Atlas, 2008).

Tendo em conta que a escala deste estudo se enquadra ao nível da paisagem, procedeu-se à selecção das aves que pertencem à ordem dos Passeriformes, que para o território da BIS correspondiam a 74 espécies nidificantes. Em consequência da eliminação de algumas quadrículas, uma das espécies, *Emberiza citrinella*, não surge como nidificante na área de estudo definitiva, pelo que passaram a 73 as espécies alvo deste trabalho e que se encontram identificadas na Tabela 4, na qual se podem verificar também os seus grêmios de nidificação, de alimentação e técnicas de procura de alimento (Ehrlich *et al*, 1997, Cramp, 1998, Catry *et al*, 2010). A tabela I.1 dos Anexos apresenta os estatutos de conservação destas aves, sendo possível confirmar que nenhuma delas consta da Lista Vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN) de 2004, variando o estatuto entre conservação favorável e desfavorável (*BirdLife International*, 2004). A nomenclatura taxonómica adoptada na designação das aves seguiu o critério adoptado pela Equipa Atlas (2008), mas no caso da espécie *Lanius excubitor*, identificada como nidificante em Portugal continental e na BIS (Equipa Atlas, 2008), foi adaptada a classificação de Catry *et al* (2010), que referem que esta espécie não nidifica em Portugal e que deve ser considerada a classificação como *Lanius meridionalis*. Deste modo, os dados que neste estudo são apresentados como referentes a *Lanius meridionalis* correspondem aos dados referentes a *Lanius excubitor* presentes no Atlas.

Nos dados presentes na tabela de atributos da *shapefile* fornecida pelo ICNB constavam 19 tipos diferentes de códigos de contacto que correspondiam a 4 classes distintas de evidência de nidificação, pelo que se efectuou uma reclassificação segundo uma função binária (0/1), em que “1” traduzia a nidificação confirmada e “0” tinha correspondência com as restantes classes, desde “sem registo” a “nidificação provável” (Anexo-Tabela I.2).

Tabela 4- Grémios de nidificação, alimentação e técnicas de captura de alimento.

	Acrónimo	Nome da Espécie	Grémio de nidificação	Grémios de alimentação	Dieta	Técnicas de procura de alimento
1	AEGCAUD	<i>Aegithalos caudatus</i> (Linnaeus, 1758)	M - Arv	Arv - m	I	F
2	ALAARVE	<i>Alauda arvensis</i> (Linnaeus, 1758)	S	S	I-G / G	S
3	ANTCAMP	<i>Anthus campestris</i> (Linnaeus, 1758)	S	S	I / I-G	S
4	CALBRAC	<i>Calandrella brachydactyla</i> (Leisler, 1814)	S	S	I-G / S	S - Son
5	CARCANN	<i>Carduelis cannabina</i> (Linnaeus, 1758)	M	S	I / G	S
6	CARCARD	<i>Carduelis carduelis</i> (Linnaeus, 1758)	Arv	S	I / G	S
7	CARCHLO	<i>Carduelis chloris</i> (Linnaeus, 1758)	Arv - m	S - m	I / G	S - f
8	CERBRAC	<i>Certhia brachydactyla</i> (Brehm, 1820)	Arv	Arv	I / G	Cas
9	CERGALA	<i>Cercotrichas galactotes</i> (Temminck, 1820)	M - arv	S	I	S - son
10	CETCETT	<i>Cettia cetti</i> (Temminck, 1820)	S - m	S	I	S
11	CINCINC	<i>Cinclus cinclus</i> (Linnaeus, 1758)	C	Ag	I	Ag
12	CISJUNC	<i>Cisticola juncidis</i> (Rafinesque, 1810)	S	S	I	S
13	COCCOCC	<i>Coccothraustes coccothraustes</i> (Linnaeus, 1758)	Arv	Arv-s	G-Fr	F-s
14	CORCORA	<i>Corvus corax</i> (Linnaeus, 1758)	Arv - sup	S	Omn	S
15	CORCORO	<i>Corvus corone</i> (Linnaeus, 1758)	Arv	S	Omn	S
16	CORMONE	<i>Corvus monedula</i> (Linnaeus, 1758)	C	S-arv	Omn	S-son-f
17	CYACYAN	<i>Cyanopica cyanus</i> (Bonaparte, 1850)	Arv	M - s	I - g	F - s
18	DELURBI	<i>Delichon urbicum</i> (Linnaeus, 1758)	Sup	A - s	I	A
19	EMBCALA	<i>Emberiza calandra</i> (Linnaeus, 1758)	M	S	G-i / G	S
20	EMBCIRL	<i>Emberiza cirius</i> (Linnaeus, 1766)	M	M - s	G - i	F - s
21	EMBECIA	<i>Emberiza cia</i> (Linnaeus, 1766)	S	S	G - i	S
22	EMBHORT	<i>Emberiza hortulana</i> (Linnaeus, 1758)	S	S	G-i	S
23	ERIRUBE	<i>Erithacus rubecula</i> (Linnaeus, 1758)	S	S	I / I-fr-g	Mer
24	ESTASTR	<i>Estrilda astrild</i> (Linnaeus, 1758)	S - m	S	G - I	S
25	FRICOEL	<i>Fringilla coelebs</i> (Linnaeus, 1758)	Arv - m	S	I / G	S
26	GALCRIS	<i>Galerida cristata</i> (Linnaeus, 1758)	S	S-a	I-g / G	S - son-v
27	GALTHEK	<i>Galerida theklae</i> (Brehm, 1858)	S	S	I / G	Son
28	GARGLAN	<i>Garrulus glandarius</i> (Linnaeus, 1758)	Arv	Arv - s	Omn	F - s
29	HIPPOLY	<i>Hippolais polyglotta</i> (Vieillot, 1817)	M	M - arv	I - fr	F
30	HIRDAUR	<i>Hirundo daurica</i> (Linnaeus, 1771)	Sup	A-arv	I	A - f
31	HIRRUST	<i>Hirundo rustica</i> (Linnaeus, 1758)	Sup	A - s	I	A - s
32	LANMERE	<i>Lanius meridionalis</i> (Temminck, 1820)	Sup - c	A - s	I	A - s
33	LANSENA	<i>Lanius senator</i> (Linnaeus, 1758)	Arv	S - a	I - p. vert.	Mer - v
34	LULARBO	<i>Lullula arborea</i> (Linnaeus, 1758)	S	S	I / G	S
35	LUSMEGA	<i>Luscinia megarhynchos</i> (Brehm, 1831)	S - m	S	I - fr	S - mer
36	MELCALA	<i>Melanocorypha calandra</i> (Linnaeus, 1766)	S	S	I / G	S - son
37	MONSAXA	<i>Monticola saxatilis</i> (Linnaeus, 1766)	C	S	I - fr	Mer - s - v
38	MONSOLI	<i>Monticola solitarius</i> (Linnaeus, 1758)	C	S	I - p. vert. - fr	Mer - v - f
39	MOTALBA	<i>Motacilla alba</i> (Linnaeus, 1758)	C	S - a	I	S - v
40	MOTCINE	<i>Motacilla cinerea</i> (Tunstall, 1771)	C	S	I - p. vert.	S - v - ag
41	OENHISP	<i>Oenanthe hispanica</i> (Linnaeus, 1758)	C - m	S	I	Mer - v - s

Tabela 4 (continuação)- Grêmios de nidificação, alimentação e técnicas de captura de alimento.

	Acrônimo	Nome da Espécie	Grémio de nidificação	Grêmios de alimentação	Dieta	Técnicas de procura de alimento
42	OENLEUC	<i>Oenanthe leucura</i> (Gmelin, 1789)	C - s	S	l - fr	S - mer - v
43	OENOENA	<i>Oenanthe oenanthe</i> (Linnaeus, 1758)	C - s	S	l - fr	Mer - v - son
44	ORIORIO	<i>Oriolus oriolus</i> (Linnaeus, 1758)	Arv	Arv - a	l / Fr	F - v
45	PARATER	<i>Parus ater</i> (Linnaeus, 1758)	C	Arv	l / G	F - s
46	PARCAER	<i>Parus caeruleus</i> (Linnaeus, 1758)	C	Arv	l / G	F
47	PARCRIS	<i>Parus cristatus</i> (Linnaeus, 1758)	C	Arv	l / G	F
48	PARMAJO	<i>Parus major</i> (Linnaeus, 1758)	C	Arv - m - s	l / G	F - s
49	PASDOME	<i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758)	C	S	l / G	S
50	PASHISP	<i>Passer hispaniolensis</i> (Temminck, 1820)	C	S	l - omn / G - omn	S
51	PASMONT	<i>Passer montanus</i> (Linnaeus, 1758)	C	S	l / G	S
52	PETPETR	<i>Petronia petronia</i> (Linnaeus, 1766)	C	S	G - l	S
53	PHOOCHR	<i>Phoenicurus ochruros</i> (Gmelin, 1774)	C	S - arv	l - fr	S - f - v
54	PHOPHOE	<i>Phoenicurus phoenicurus</i> (Linnaeus, 1758)	C	S - arv	l - fr	S - f - mer
55	PHYBONE	<i>Phylloscopus bonelli</i> (Vieillot, 1819)	S	Arv	l	F - v
56	PICPICA	<i>Pica pica</i> (Linnaeus, 1758)	Arv	S - m	Omn	S - f
57	PRUMODU	<i>Prunella modularis</i> (Linnaeus, 1758)	M	S	l / l - gr	S
58	PTYRUPE	<i>Ptyonoprogne rupestris</i> (Scopoli, 1769)	Sup	A	l	A
59	REGIGNI	<i>Regulus ignicapilla</i> (Temminck, 1820)	Arv	Arv - m - s	l	F - s
60	RIPRIPA	<i>Riparia riparia</i> (Linnaeus, 1758)	C	A	l	A
61	SAXTORQ	<i>Saxicola torquatus</i> (Linnaeus, 1766)	M	S - a	l - fr	Mer - v
62	SERSERI	<i>Serinus serinus</i> (Linnaeus, 1766)	Arv	S - arv	G - l	S - f
63	SITEURO	<i>Sitta europaea</i> (Linnaeus, 1758)	C	Arv	l / G	Cas - f
64	STUUNIC	<i>Sturnus unicolor</i> (Temminck, 1820)	C	S	l	S
65	SYLATRI	<i>Sylvia atricapilla</i> (Linnaeus, 1758)	M	M - arv	l - fr	F
66	SYLCANT	<i>Sylvia cantillans</i> (Pallas, 1764)	M - arv	M - arv	l / Fr	F
67	SYLCOMM	<i>Sylvia communis</i> (Latham, 1787)	M	M	l / Fr	F
68	SYLCONS	<i>Sylvia conspicillata</i> (Temminck, 1820)	S	M	l / l - fr	F
69	SYLMELA	<i>Sylvia melanocephala</i> (Gmelin, 1789)	M	M - s	l - fr	F - s
70	SYLUNDA	<i>Sylvia undata</i> (Boddaert, 1783)	M	M	l - fr	F
71	TROTROG	<i>Troglodytes troglodytes</i> (Linnaeus, 1758)	S	S	l	S
72	TURMERU	<i>Turdus merula</i> (Linnaeus, 1758)	Arv - m	S	l - fr	S - son
73	TURVISC	<i>Turdus viscivorus</i> (Linnaeus, 1758)	Arv	S - arv	l - fr	S - f

Legenda: Arv - vegetação arbórea; C - cavidades; M - vegetação arbustiva; S - solo/estrato herbáceo; Sup - superfícies; Ag - água; Fr - frugívoro; G - granívoro; l - insectívoro; l/G - insectívoro no verão e granívoro no Inverno; Omn - Omnívoro; p. vert. - pequenos vertebrados; A - ar; Cas - casca e ramos de árvores; F - folhagem; Mer - mergulha sobre a presa; Son - sonda o solo; V - captura em voo. Letra maiúscula forma dominante, letra minúscula - forma complementar. (Ehrlich *et al*, 1997, Cramp, 1998, Catry *et al*, 2010).

A partir destes dados foi realizado o cálculo do Índice de Riqueza de *Margalef* (MRI), por aplicação da fórmula:

$$\text{MRI} = (S-1)/\log N$$

em que MRI é a riqueza, S é o número de espécies presente na quadrícula e N é o número total de espécies nidificantes (Margalef, 1958). Segundo Magurran (1988), este índice mede a riqueza específica de forma simples, rápida de calcular e de interpretar, permitindo mesmo a construção de uma curva de diversidade durante a recolha de dados no campo. Na aplicação deste índice, valores inferiores a 2,0 indicam baixa riqueza específica e valores superiores a 5,0 significam elevada riqueza.

A informação geográfica referente ao Atlas das Aves foi disponibilizada no sistema de referência Hayford-Gauss Datum Lisboa IGEoE pelo que houve a necessidade de proceder à sua transformação para o sistema de referência PT-TM06/ETRS89 - European Terrestrial Reference System 1989. Esta transformação realizou-se de acordo com o método de Grelhas NTV2 desenvolvido por Gonçalves (2010). As grelhas no formato NTV2 permitem a conversão entre os vários data locais utilizados em Portugal e o datum ETRS89. A transformação com grelhas tem erro médio quadrático de 9 cm no caso do datum Lisboa (Gonçalves, 2010).

4.2. Cartografia do tipo de habitat

Para a caracterização dos habitats presentes na BIS produziu-se cartografia da ocupação do solo a uma escala 1:25 000, com a análise complementar de ortofotomapas, em Datum ETRS89, com Unidade Mínima Cartográfica de 1 ha e distância mínima entre linhas de 20 m, para o território referente às 48 quadrículas da área de estudo, de acordo com os procedimentos apresentados na Figura 6.

Com recurso ao programa ArcGIS 9.3.1 da ESRI, procedeu-se à classificação das manchas, de acordo com a metodologia proposta para a Carta de Ocupação do Solos (COS 2007). A carta de ocupação do solo apresentava 141 classes de ocupação do solo que foram sujeitas a uma reclassificação, originando os 21 *clusters* (Anexo-Tabela II.1) seguintes: área ardida, áreas com pouca ou nenhuma vegetação, áreas construídas, culturas permanentes, culturas temporárias, cursos de água, espaços verdes urbanos, eucaliptal, invasoras, matos, montado, novas plantações, outras florestas de folhosas, outras florestas de resinosas, pastagens, pinhal, planos de água, povoamento misto de resinosas e folhosas, viveiros florestais, zonas agrícolas heterogéneas e zonas de construção, depósitos de resíduos e áreas sujeitas a perturbações.

A operação seguinte consistiu na separação de cada uma das quadrículas, através da aplicação da ferramenta “*clip*”, para permitir realizar o cálculo da percentagem de cada uma das ocupações em cada uma das 48 quadrículas. Em 8 das quadrículas detectou-se a presença de território correspondente a Espanha que teve de ser excluído dos cálculos, pelo que nessas houve a necessidade de recalcular a percentagem de cada ocupação de solo. De referir que os dados do Atlas das Aves Nidificantes são exclusivamente referentes ao território português, pelo que esta operação foi necessária para não provocar enviesamento dos resultados.

Estes dados foram transformados para o formato CANOCO através do programa informático WCanolmp (Leps e Smilauer, 2003), de modo a poderem ser exportados para o software CANOCO for Windows 4.53, o qual possibilita a realização de análises multivariadas, nomeadamente o cálculo da Análise Canónica de Correspondências (ACC) ou *Canonical Correspondence Analysis* (CCA) (Ter Braak e Smilauer, 2002). Este toma como variável dependente a riqueza avifaunística

e como variáveis independentes as percentagens de ocupação de solo de cada quadrícula. A opção inicial pela ACC deve-se ao facto de esta técnica de análise de correspondência multivariada (Ter Braak, 1987) ter sido desenvolvida explicitamente para estabelecer e visualizar as relações existentes entre conjuntos de dados biológicos de muitas espécies e várias variáveis ambientais (Ter Braak e Verdonschot, 1995) através de uma análise que relaciona directamente os dois conjuntos de variáveis.

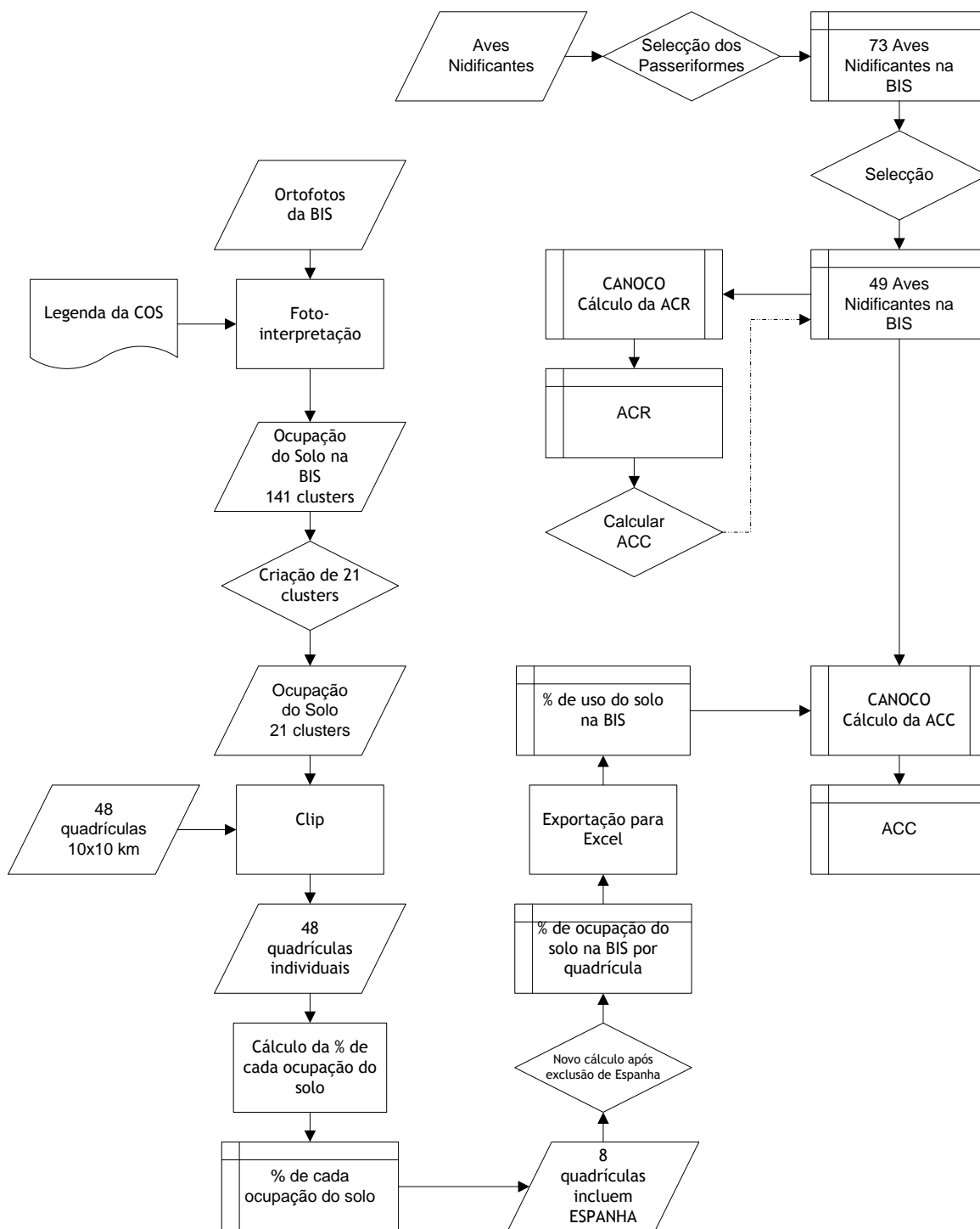


Figura 6-Fluxograma para determinar a influência da ocupação do solo na diversidade dos passeriformes.

As análises indirectas de gradientes são abordagens com duas etapas distintas, de modo a conseguirem relacionar as matrizes dos dados das espécies com as matrizes que incorporam as variáveis ambientais, em que na primeira há a extracção de alguns eixos de ordenação que resumem a variação total da comunidade biológica, e depois num segundo passo, são calculados somatórios ponderados das variáveis ambientais que melhor se encaixem em cada um dos eixos da ordenação (Ter Braak e Prentice, 1988).

Para garantir que este método era o mais adequado, foi confirmado que não havia quadrículas sem aves nidificantes (Leps e Smilauer, 2007) e foi executada, à priori, uma Análise Rectificada de Correspondências (ARC) ou *Dentrended Correspondence Analysis* (DCA) dos dados das aves, de modo a averiguar se a distribuição era unimodal e não linear. Segundo Ter Braak e Prentice (1988) a ARC é um método que assegura que em qualquer ponto ao longo do primeiro eixo de ordenação, o valor médio das pontuações desse local em eixos subsequentes é aproximadamente zero. Nesta análise, o comprimento dos eixos de ordenação são expressos em unidades de desvio-padrão (DP) ou *standart deviation* (SD).

O valor obtido para o comprimento do gradiente do primeiro eixo deveria ser superior a 4,0 DP para a ACC ser considerada a análise mais apropriada, embora valores no intervalo de 3,0 a 4,0 DP sejam considerados bons (Ter Braak e Smilauer, 2002, Leps e Smilauer, 2003) e no intervalo 1,5 - 3,0 DP possam ainda ser usados com a obtenção de resultados aceitáveis (Ter Braak e Prentice, 1988). O valor obtido foi 2,34 DP, o que poderia implicar por si só que a opção pela ACC seria pouco viável, mas de acordo com Ter Braak (1986) esta técnica de análise directa de gradientes é apropriada para quando se está a lidar com dados de presença/ausência de espécies, ou seja, quando as matrizes das variáveis dependentes contêm muitos zeros (Ter Braak e Smilauer, 2002), condição que se verifica neste trabalho.

Estes mesmos autores recomendam que não se contabilizem as espécies de fraca ocorrência porque obscurecem os padrões da comunidade ao aumentarem o total da inércia do conjunto de dados das espécies ou provocando a distorção da ordenação. Titeux *et al* (2004) referem também que as espécies ubíquas não apresentam uma relação explícita com os gradientes ambientais, enviesando os padrões da comunidade, razão pela qual não devem de ser consideradas na análise ordenativa. Em conformidade com estas evidências, e precedendo a execução da ARC, houve a omissão das vinte e duas espécies que se encontravam em menos de 10% das quadrículas da área de estudo e as duas, *Passer domesticus* e *Hirundo rustica*, que se encontravam em mais de 90%, persistindo para análises futuras um conjunto de 49 espécies.

Os resultados obtidos nos diagramas *biplot* das ACC permitiram identificar relações entre variáveis independentes e determinadas espécies. Para validar estes resultados foram analisadas as ecologias destas espécies tendo por fonte primária a obra de Catry *et al* (2010), por esta apresentar dados específicos das aves presentes em território de Portugal continental.

4.3. Métricas da Paisagem

A *shapefile* da ocupação de solo com 21 *clusters* serviu de base ao cálculo das métricas da paisagem, que constam da tabela III.1 dos Anexos, e que se obtiveram com recurso à extensão Patch Analyst 5 (Rempel, Kaukinen, Carr, 2012) para ArcGIS 9.3.1.

A primeira etapa consistiu na execução da ferramenta “*Dissolve*” com a finalidade de reduzir o número de polígonos de cada um dos *clusters*, de modo a facilitar o cálculo das métricas. De seguida procedeu-se à conversão dos dados vectoriais em raster, através do processo “*Convert features to raster*”, e da intersecção destes dados com uma *shape* com as quadrículas da área de estudo, permitindo obter a ocupação do solo por quadrícula.

A etapa seguinte foi a execução de um “*Resample*”, em que se efectuou o aumento do tamanho do *pixel* de 20 m para 35 m, de modo a permitir o cálculo das métricas por parte do Patch Analyst.

Foram calculadas as métricas por regiões, quer dos dados vectoriais quer dos matriciais, tendo sido seleccionadas para análise posterior as métricas da paisagem obtidas a partir dos dados matriciais, os quais foram processados através da opção “*Patch Grid*” do Patch Analyst e exportados para uma tabela MS Excel 2007.

Para realizar uma selecção das métricas espaciais calculadas, de modo a reduzir o número de variáveis e também para reduzir a colinearidade entre elas, adoptou-se o procedimento de Santos *et al* (2008) e executou-se uma Matriz de Correlação de *Pearson* (Maroco, 2003) com recurso ao Statistical Package for Social Sciences versão 17.0.1 (SPSS, 2008) (Anexo-Tabela III.2), obtendo-se os índices constantes na tabela 5: MPS, ED, AWMSI, SHEI e CACV1. De referir que os três primeiros foram precisamente os mesmos que Reino *et al* (2009, 2010) aplicaram nos seus estudos.

Tabela 5- Métricas da paisagem.

Categoria	Índice	Acrónimo	Algoritmo	Unidades e variação	Comentário
Métricas de densidade e tamanho de manchas	Tamanho médio das manchas	MPS	$\frac{\sum_{j=i}^n a_{ij}}{n_i} \left(\frac{1}{10000}\right)$	ha >0	MPS é a média do tamanho de todas as manchas. Valores baixos indicam maior fragmentação espacial.
Métricas de forma	Índice de forma ponderada pela área das manchas	AWMSI	$\sum_{j=1}^n \left[\left(\frac{.25p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \right) \left(\frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} \right) \right]$	Adimensional l >=1	AWMSI é 1 quando todas as manchas são circulares (vector) ou quadradas (raster). O valor aumenta à medida que as manchas ficam mais irregulares.
Métricas de diversidade e de interdispersão	Índice de equitabilidade de Shannon	SHEI	$\frac{-\sum_{i=1}^m (P_i \ln P_i)}{\ln m}$	Adimensional l 0=<SHEI<1	O SHEI é igual a 1 quando as áreas das diferentes classes de manchas são iguais, à medida que as diferenças aumentam o valor diminui.
Métricas de fronteira	Densidade de fronteira	ED	$\frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{A} (10000)$	m/ha >=0	Maiores valores de ED indicam maior influência das fronteiras na paisagem.
Métricas de área de núcleo	Coefficiente de variação da área de núcleo da mancha	CACV1	$\frac{CASD1}{MCA1} (100)$	% >=0	Representa a variabilidade em tamanho das áreas centrais separadas em relação à área central média

De acordo com a Figura 7, as métricas da paisagem seleccionadas foram exportados para um ficheiro MS Excel 2007, no qual se procedeu à junção de uma métrica de relevo, o Índice de

relacionadas com as métricas da paisagem (MPS, ED, AWMSI e SHEI), mantendo a variável desvio-padrão da elevação (STD) resultante do cálculo do TPI.

A exclusão da métrica de área de núcleo, CACV1, foi efectuada depois da análise à ecologia das cinco espécies de passeriformes que com ela estavam mais fortemente correlacionados no diagrama *biplot*: *Parus ater*, *Sylvia atricapilla*, *Certhia brachydactyla*, *Corvus corone* e *Garrulus glandarius*. Verificou-se que estas espécies não apresentam exigências ecológicas relacionadas com áreas isoladas no interior de manchas (Ehrlich *et al*, 1997, Cramp, 1998, Catry *et al*, 2010), estando uma delas, *Corvus corone*, relacionada com habitats de orla florestal, ou seja, apresentando características ecológicas contrárias à métrica em causa.

4.4. Rugosidade do terreno

A informação altimétrica foi obtida a partir de um Modelo Digital do Terreno (MDT) produzido com base nos dados obtidos para a área de estudo no *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) - versão 2, que apresenta uma resolução de noventa metros (JPL, 2004), o qual, de acordo com o fluxograma da Figura 7, foi utilizado como informação de base para calcular o TPI. Este foi obtido com recurso à ferramenta “*Calculate TPI raster*” disponível na extensão *Land Facet Corridor Tools* (Jenness *et al*, 2012) para ArcGIS 9.3.1 (Anexo-Figura III.1). Através da sua execução foram calculados vários parâmetros (elevação mínima, elevação máxima, alcance, média das elevações, mediana das elevações, somatório das elevações, variedade, maioria, minoria e desvio-padrão da elevação) que caracterizam a superfície do terreno de cada quadrícula, destas foi seleccionada a métrica desvio-padrão da elevação (STD), que é uma medida da variabilidade da altitude em cada quadrícula. Os valores correspondentes à STD foram exportados para MS Excel 2007 e integrados na mesma folha de cálculo em que constavam os dados das métricas da paisagem seleccionadas, de modo a poderem ser importados e analisados em simultâneo com o CANOCO. Neste programa procedeu-se à ACC, tomando como variável dependente a riqueza avifaunística e como variáveis independentes ou exploratórias as métricas da paisagem e a rugosidade do terreno.

4.5. Análise Classificativa

De modo a relacionar a distribuição das espécies de passeriformes nidificantes com a estrutura vertical da vegetação, foi realizada uma análise classificativa hierárquica de *clusters*.

O objectivo deste tipo de métodos é a formação de uma estrutura classificativa hierárquica em que grupos contêm subgrupos, e que habitualmente são visualizados na forma de um dendograma. Os grupos são formados da base para o topo, ou seja, os objectos mais similares são os primeiros a agrupar, originando o primeiro *cluster*. As junções continuam até todos os objectos estarem contidos num cluster final (Leps e Smilauer, 2007).

O procedimento compreende dois passos básicos: 1º - a matriz de similaridade é calculada para todos os pares de objectos; 2º - os objectos são agrupados de tal modo que após cada agrupamento o novo *cluster* é considerado como um objecto novo, pelo que é feito novo cálculo de similaridade com todos os objectos restantes. Os métodos individuais ou algoritmos diferem no modo como executam o re-cálculo das similaridades.

O método de similaridade mais apropriado varia de acordo com o que se está a agrupar, e segundo Leps e Smilauer (2007), para agrupar espécies, o coeficiente de *Pearson* é a melhor opção.

A necessidade de reduzir as variáveis de ocupação de solo da BIS obrigou a uma reclassificação de forma a isolar cinco variáveis capazes de caracterizar a estrutura vertical da vegetação (Anexo-Tabela1.1), a saber: áreas abertas sem vegetação, estrato herbáceo, estrato arbustivo, estrato arbóreo e áreas heterogéneas. De seguida foi realizado o cálculo das percentagens de cada estrato por quadrícula. Estes dados foram executados e compilados numa folha de cálculo MS Excel 2007 e exportados para o programa STATISTICA versão 10.0 (StatSoft, 2011).

Na análise classificativa hierárquica de *clusters*, foi adoptado o método aglomerativo UPGMA (*Unweighted Pair Group Method using Arithmetic Averages*), modo Q (agrupamento de amostras) e aplicado o coeficiente de *Pearson* para calcular as relações de similaridade com a composição de passeriformes.

5. Apresentação e Análise de Resultados

5.1. Cálculo da riqueza específica

Um dos objectivos do presente trabalho consistia em averiguar a relação da riqueza avifaunística com a composição e a estrutura da paisagem da BIS, pelo que os primeiros resultados obtidos derivaram do cálculo do Índice de Riqueza de *Margalef* para cada uma das quadrículas da área de estudo (Figura 8) e que variaram entre 1,2 e 24,3, com uma média de 11,7 e um desvio padrão de 5,2. Godinho e Rabaça (2011) obtiveram valores superiores para uma área de montado, $15,70 \pm 2,96$, de riqueza específica e desvio padrão, respectivamente, para um universo de vinte e quatro aves.

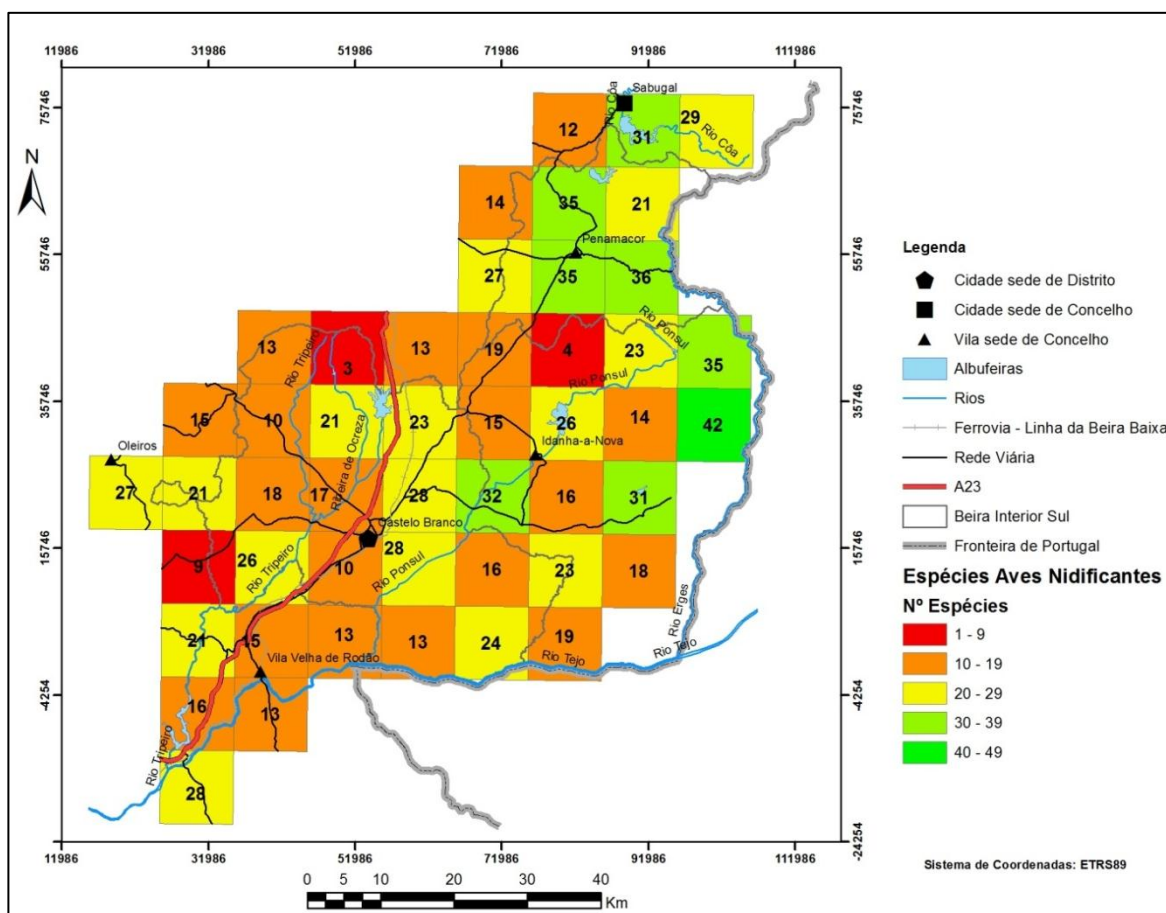


Figura 8- Número de espécies nidificantes por quadrícula.

Os resultados indicam que a BIS apresenta uma significativa riqueza específica média, excepto nas duas quadrículas que registaram valor inferior a 2 (1,2 e 1,8) correspondendo à nidificação de apenas 3 e 4 espécies, respectivamente. As espécies mais frequentes foram *Delichon urbicum*, com nidificação em 42 quadrículas (88% do território), *Saxicola torquatus*, com nidificação em 37 (77%) e *Sturnus unicolor*, com nidificação em 36 (75%). Quanto às

espécies menos frequentes foram *Sylvia atricapilla*, com nidificação em 6 quadrículas (12%), *Pica pica*, com nidificação em 7 (14%) e *Erithacus rubecula*, com nidificação em 9 (19%).

De acordo com a Figura 8 verifica-se que as quadrículas com maior riqueza específica se localizam junto à fronteira com Espanha, no limite leste da área de estudo, e que as quadrículas com menor riqueza se localizam a oeste do Rio Pônsul.

Das 73 espécies de passeriformes cuja nidificação foi confirmada em quadrículas da área de estudo (Anexo-Tabela I.1), apenas 63% apresentavam registos suficientemente consistentes (presentes em mais de 10% e menos de 90% das quadrículas do Atlas) tendo assim sido omitidas, e o estudo incidido sobre 49 espécies (Anexo-Tabela 1.3), de acordo com o que já foi descrito na metodologia.

5.2. Determinação dos grémios de nidificação e de alimentação

Em termos de utilização do habitat para nidificação não se verifica uma dominância clara de nenhum dos grupos, no entanto os passeriformes que constroem os ninhos em cavidades são o grupo mais significativo com 30,1% (Figura 9).

Quanto à procura de alimento, dominam claramente os passeriformes que obtêm o seu alimento no solo (61,6%). Já no que diz respeito ao tipo de dieta alimentar, verifica-se uma clara dominância das aves insectívoras (Figura 10).

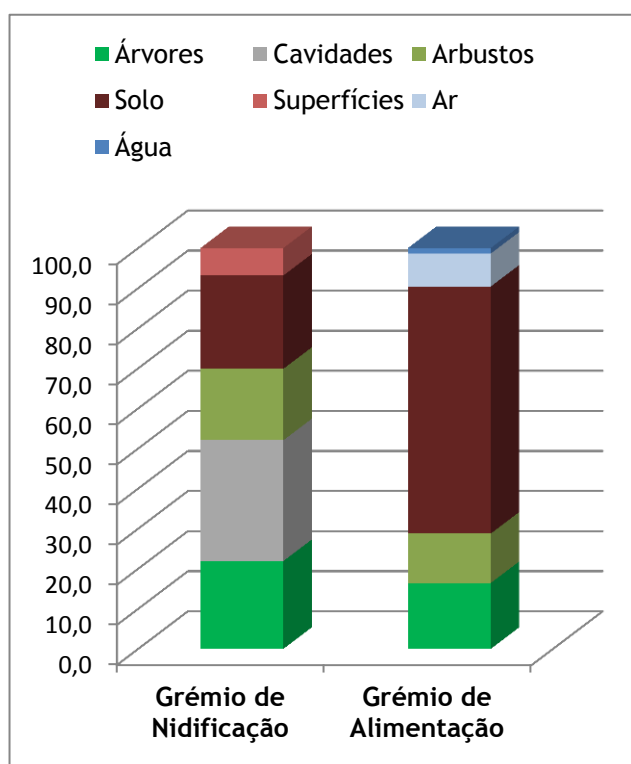


Figura 10- Composição percentual das 73 espécies de passeriformes segundo os grémios de nidificação e de alimentação.

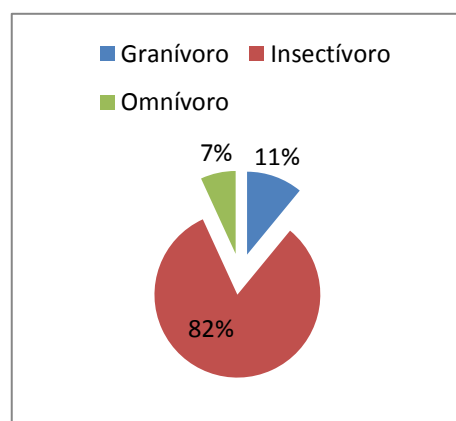


Figura 9- Dieta alimentar

É também possível verificar o elevado número de espécies que depende da presença dos estratos arbóreo e arbustivo no ecossistema, quer para a nidificação quer para a sua alimentação. A importância reduzida relativa aos passeriformes que procuram alimento na água está em conformidade com os dados da composição do solo desta sub-região, em que esse meio é pouco abundante, o que, conseqüentemente, não permite a existência de muitos nichos ecológicos associados ao meio aquático.

5.3. Análise da composição e estrutura da paisagem

Ao se proceder à análise da ocupação do solo que domina em cada quadrícula da área de estudo, os matos surgem em destaque, ao dominar em dezanove das quarenta e oito quadrículas (Anexo-Figura II.1). No entanto, esse domínio não é uniforme, com uma variação entre os 66%, próximo de Montes da Senhora (quadrícula que abarca os concelhos de Castelo Branco e Proença-a-Nova), e os 15% junto a Penha Garcia e Monsanto, no concelho de Idanha-a-Nova. Na primeira situação, verifica-se que há uma associação negativa entre o grande domínio dos matos, que ocupam dois terços da quadrícula, e a riqueza específica, na medida em que esta é a que apresenta o terceiro pior resultado em número de passeriformes nidificantes, com nove espécies (Figura 8).

As pastagens surgem em dez quadrículas como a principal ocupação do solo, com uma variação entre os 45% e os 18%, pelo que em nenhuma quadrícula chega a ocupar metade do terreno. A este resultado há que acrescentar as 13 quadrículas em que surgem como segunda ou terceira ocupação do solo mais importante, verificando-se forte associação com o montado.

As culturas temporárias surgem a dominar em apenas seis quadrículas, com uma variação entre os 44%, a sul de Idanha-a-Nova e os 19%, a oeste de Penamacor.

As formações florestais, como o pinhal, dominam em 4 das quadrículas da área de estudo, o montado em 4 e o eucaliptal em 2, a que tem que se adicionar as duas quadrículas em que domina a ocupação do solo novas plantações. De uma forma geral são quadrículas que não apresentam elevado número de espécies nidificantes, o que está de acordo com as conclusões do trabalho de Santos *et al* (2008). Há, no entanto, uma exceção da quadrícula de Monfortinho onde domina o pinhal e nidificam 35 espécies distintas. A quadrícula de Aranhas, no concelho de Penamacor, em que domina a tipologia novas plantações, apresenta também uma elevada riqueza específica com 36 espécies nidificantes, o segundo valor mais elevado do estudo.

Embora o pinhal domine em poucas quadrículas, esta ocupação do solo surge em 11 quadrículas como segunda ocupação mais importante, sempre associada a matos. O eucaliptal encontra-se em sete quadrículas como segunda ocupação, surgindo associado, principalmente, a matos e a montados, com a particularidade destas manchas se localizarem próximas de Vila Velha de Ródão.

A influência dos recursos hídricos, cursos e planos de água sobre a distribuição da avifauna não apresenta um padrão linear, no entanto, no que diz respeito aos planos de água, verifica-se que as quadrículas com maior riqueza apresentam percentagens superiores a 0,1%.

A quadrícula com menor riqueza específica apresenta dominância dos matos, mas contempla o valor mais elevado de todo o território do estudo no que se refere a áreas com

pouca ou nenhuma vegetação (13%) associado ainda a um dos valores mais elevados de áreas ardidadas (1%).

Em conformidade com o ponto 3.4., verifica-se que a oeste de Castelo Branco há uma grande dominância dos matos e dos pinhais, pois das 18 quadrículas com essa localização, 16 são dominadas por matos e pinhal, e em 6 delas, representam mais de 75% da ocupação do solo, o que por sua vez está associado a manchas menos fragmentadas e mais homogêneas. A leste desta cidade verifica-se uma maior diversidade das ocupações de solo dominantes, uma maior heterogeneidade em cada quadrícula e uma maior fragmentação das manchas (Anexo-Figura II.2).

Contrariando a expectativa de encontrar maior riqueza nos montados, que de acordo com a literatura são biótopos de elevada diversidade avifaunística, os valores obtidos neste estudo variaram entre as 14 e as 24 espécies nidificantes, valores inferiores aos registados noutros sistemas agro-florestais deste território. Alguns destes montados situam-se no interior do Parque Natural do Tejo Internacional e em 4 das quadrículas verifica-se a preponderância, em simultâneo, de montado, pastagens e culturas temporárias, indiciando a presença de sistemas agro-silvo-pastoris.

Estes resultados da composição da paisagem são similares quando se faz a análise da ocupação do solo com vinte e um *clusters* ou com dezasseis.

A análise por tipos fisionómicos com base na dominância dos estratos verticais da vegetação (Anexo-Tabela IV.1) permitiu identificar algumas relações interessantes com a distribuição da avifauna, nomeadamente o facto de nas 7 quadrículas com maior riqueza os espaços artificializados serem inferiores a 1% e em simultâneo verificou-se a proporcionalidade dos estratos verticais, herbáceo, arbustivo e arbóreo, na medida em que nenhum deles apresentava uma percentagem inferior a 12%. Pelo contrário, as quadrículas com áreas artificializadas superiores a 3% registaram 15 ou menos espécies de passeriformes.

De acordo com os resultados da ocupação do solo, as áreas abertas sem vegetação tendem a ter um efeito negativo sobre a riqueza específica, como é o caso da quadrícula com menor número de espécies, 3, que apresenta 14% do seu território ocupado por este tipo fisionómico. A associação de áreas abertas sem vegetação, com estrato herbáceo pouco significativo e áreas artificializadas tende a originar menor riqueza específica, correspondendo a menos de 15 registos de espécies por quadrícula. Estes dados estão em conformidade com os obtidos pela análise dos grémios de alimentação, em que a grande maioria dos passeriformes da BIS depende do solo para obter alimento.

5.4. Análise Canónica de Correspondências

De forma a analisar a influência da composição e estrutura da paisagem na riqueza específica, foram executadas duas Análises Canónicas de Correspondências.

Na primeira, efectuou-se a ordenação directa das comunidades de passeriformes organizadas numa matriz de ocorrência de nidificação (variáveis dependentes) face a variáveis de ocupação do solo organizadas numa matriz com a percentagem de 16 tipologias de ocupação do solo distintas cujo resultado é observável na Tabela 6.

O primeiro eixo apresenta um valor próprio de 0,127 e representa 25,7% da variância total, verificando-se uma correlação de 87,5%. Da análise do 2.º eixo pode-se referir que ele apresenta um valor próprio de 0,063 e representa 12,6% da variância total, correspondendo a 38,3% de variância acumulada para os dois primeiros eixos. Na análise da variância acumulada até ao 4.º eixo, verifica-se que se obtém um valor superior a 50%, mais precisamente 56,7%, embora a variância explicada por este eixo seja apenas de 8,4%.

De acordo com Leps e Smilauer (2007) é possível verificar a quantidade de variação total que conseguimos explicar com este grupo de dezasseis variáveis através do valor obtido no somatório dos valores próprios canónicos, que é de 0,495, e que corresponde a 37%.

Tabela 6- Resultados das variáveis da paisagem nos primeiros quatro eixos, extraídos por ACC.

Coordenadas do Biplot		Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3	Eixo 4	
Variáveis ambientais						
Ocupação do solo	AD	-0,0323	0,3351	0,2605	-0,2651	
	TA	-0,0008	0,0675	0,4643	0,4168	
	PM	0,3914	0,2419	0,0470	0,3983	
	CP	-0,3660	0,1769	0,2699	0,1767	
	CT	-0,4691	-0,1939	0,0141	0,3588	
	CA	-0,0263	0,1650	0,3769	-0,5865	
	EV	-0,1874	-0,1584	0,1899	-0,0088	
	E	0,1523	0,3578	-0,1128	-0,5462	
	Ma	0,7469	-0,0187	0,2437	0,0031	
	Mo	-0,7022	0,2559	-0,1279	-0,1142	
	N	-0,1165	-0,0800	-0,5017	0,0028	
	OFR	0,3968	0,1348	-0,2721	0,0507	
	P	-0,8011	-0,0607	-0,3036	0,0011	
	Pi	0,7188	-0,3760	0,1526	-0,1668	
	PA	0,0109	-0,0326	0,0634	0,2835	
	ZAH	0,1586	-0,1959	0,5180	0,4658	
Variância explicada (%)		25,7	12,6	10,0	8,4	
Variância acumulada		25,7	38,3	48,3	56,7	
Valores próprios		0,127	0,063	0,049	0,042	1,329
Somatório dos valores próprios canónicos						0,495
Correlação espécies - ambiente		0,875	0,837	0,824	0,812	
Sumário do teste de <i>Monte Carlo</i>						
Teste de significância do 1º eixo canónico:						
F-ratio		3,385				
P-value		0,002				

O teste de *Monte Carlo* confirma que as análises são estatisticamente muito significativas ($F=3,385$; $P<0,002$), indicando que os eixos da ACC explicam as relações estabelecidas.

Da análise do diagrama da Figura 11, verifica-se que as variáveis independentes referentes às ocupações do solo matos (Ma), pinhal (Pi), outras formações resinosa (OFR) e povoamento misto de folhosas e resinosa (PM) apresentam uma correlação positiva com o eixo 1, ao contrário das pastagens (P), montado (Mo), culturas permanentes (CP), culturas temporárias (CT), espaços verdes urbanos (EV) e novas plantações (N) que denotam uma correlação negativa com este eixo. É ainda possível verificar que a variável com maior contribuição na explicação da variabilidade são as pastagens, com -0,80, seguida dos matos com 0,75, mas com posição

Ao longo deste primeiro eixo nota-se a separação de áreas com ocupação mais homogénea, com florestas de produção e matos, de áreas mais heterogéneas com ocupação essencialmente agrícola. Verifica-se ainda uma correlação positiva entre as variáveis matos e pinhal e entre montado e pastagens, que já tinha sido observada na matriz de correlação de *Pearson* (Anexo-Tabela III.3).

Relativamente ao eixo 2, verifica-se uma correlação positiva com áreas degradadas (AD), eucaliptal (E), cursos de água (CA) e territórios artificializados (TA). Com uma correlação negativa surgem os planos de água (PA) e as zonas agrícolas heterogéneas (ZAH).

A ocupação do solo referente a matos encontra-se relacionada positivamente com as espécies de passeriformes *Erithacus rubecula*, *Sylvia undata* e *Emberiza cirrus*. Estas apresentam uma ecologia que confirma a sua forte relação e dependência de habitats com vegetação arbustiva, de acordo com Catry *et al* (2010).

A relação positiva entre pinhal e as espécies *Parus ater* e *Sylvia atricapilla* está de acordo com a ecologia própria destes passeriformes, que apresentam forte relação com este tipo de vegetação arbórea. Com uma relação menos intensa encontram-se as aves *Aegithalos caudatus* e *Parus major*, que embora frequentem pinhais não apresentam uma ecologia tão restrita.

A ocupação do solo referente a outras florestas de resinosas apresenta uma relação positiva com as espécies *Frigilla coelebs*, cujas densidades máximas de nidificação ocorrem precisamente em povoamentos mistos de resinosas; *Parus cristatus*, espécie florestal cujos habitats são manchas de resinosas além de pinheiro bravo e pinheiro manso.

Os eucaliptais mostram afinidade positiva com algumas espécies como *Hippolais polyglotta* e *Turdus viscivorus*, ambas espécies florestais que segundo Catry *et al* (2010) surgem mais frequentemente em montados e pinhais, não apresentando no entanto, uma ecologia exclusiva desses dois tipos de biótopos. O facto de o *Corvus corax* surgir na BIS com alguma afinidade aos eucaliptais sugere que estes não são muito densos, porque esta espécie é conhecida por rejeitar florestas densas desta folhosa.

As zonas agrícolas heterogéneas apresentam uma relação positiva com o *Parus caeruleus*, ave que habita normalmente montados densos mas que está também associada a pomares e olivais.

As pastagens exibem relação positiva com os passeriformes *Passer hispaniolensis*, *Lanius senator* e *Lanius meridionalis*, situação de acordo com a ecologia das espécies. Já a forte conexão com *Cyanopica cyanus* não tem uma relação tão evidente com a descrição da sua ecologia para a generalidade do território português, embora esta ave seja encontrada em bosques abertos e áreas desprovidas de árvores onde a importância da composição herbácea é maior.

A ocupação de solo referente às culturas temporárias apresenta relação positiva com as aves *Galerida cristata*, associada a culturas arvenses; *Carduelis carduelis*, que pode ser encontrado em zonas abertas, terrenos agrícolas e incultos; e *Oenanthe hispanica*, espécie que geralmente frequenta campos de pouso.

Os montados surgem associados positivamente com as espécies *Oriolus oriolus*, *Emberiza calandra* e *Sturnus unicolor*, que se caracterizam precisamente por escolherem habitats associados a montados de sobre e azinho.

As culturas permanentes surgem com relação positiva com *Carduelis chloris*, espécie associada a paisagens em mosaico com pomares.

A associação positiva entre áreas degradadas e a *Sitta europaea*, espécie que prefere povoamentos maduros com árvores velhas, pode explicar-se pelo facto de as zonas ardidas apresentarem disponibilidade do alimento específico para a ave, invertebrados que vivem no tronco.

A relação positiva que se observa entre cursos de água e *Luscinia megarhynchos* está de acordo com a ecologia desta espécie, que tem preferência por matas ribeirinhas.

A relação observada entre espaços verdes e *Motacilla alba* confirma a apetência desta espécie por zonas urbanas onde existem relvados e espaços verdes com sistemas de rega.

A posição ocupada por *Turdus merula*, na intersecção dos dois eixos, está de acordo com o comportamento ubíquo desta espécie, não apresentando uma preferência significativa por nenhuma das ocupações do solo.

Na segunda ACC efectuou-se a ordenação directa das comunidades de passeriformes organizadas numa matriz de ocorrência de nidificação face a uma matriz com quatro variáveis independentes ou exploratórias. Foram seleccionadas três métricas da paisagem (previamente isoladas através de Correlação de *Pearson*) e uma métrica de relevo (Tabela 7). De realçar que o facto de três das métricas da paisagem, MPS, ED e AWMSI, já terem sido seleccionadas para a caracterização de territórios com biótopos semelhantes aos presentes na BIS (Reino *et al*, 2009, 2010), o que vem reforçar as afirmações de McGarigal e Marks (1995) e de Cushman *et al* (2008) da existência de *clusters* de métricas espaciais regionais, cuja identificação é importante para potenciar a comparabilidade de estudos sobre a mesma região.

Tabela 7- Resultados das métricas espaciais nos primeiros quatro eixos, extraídos por ACC.

Coordenadas do Biplot		Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3	Eixo 4	
		Variáveis ambientais				
Métricas da Paisagem	MPS	-0,4222	0,1882	-0,6238	0,3255	
	ED	0,2751	-0,1057	0,8233	-0,4254	
	AWMSI	0,6219	-0,1948	0,0292	0,6996	
	SHEI	-0,5984	0,7234	0,1961	-0,2563	
Métrica do Relevo	STD	0,8865	0,3328	-0,1853	0,0573	
Variância explicada (%)		50,2	17,8	11,9	10,8	
Variância acumulada		50,2	68,0	79,9	90,7	
Valores próprios		0,104	0,037	0,025	0,023	1,329
Somatório dos valores próprios canónicos						0,208
Correlação espécies - ambiente		0,808	0,706	0,635	0,699	
Sumário do teste de <i>Monte Carlo</i>						
Teste de significância do 1º eixo canónico:						
	F-ratio	3,584				
	P-value	0,002				

O primeiro eixo apresenta um valor próprio de 0,104 representando 50,2% da variância total, verificando-se uma correlação de 80,8%. A variável STD é a que mais contribui para a explicação da variabilidade, com um valor de 0,89, seguida da variável AWMSI (0,62). Em sentido

antagónico encontra-se a variável SHEI (-0,60). A quantidade de variação total que conseguimos explicar com este grupo de cinco variáveis, através do valor obtido no somatório dos valores próprios canónicos, é de 0,208, e que corresponde a 16%. Este resultado é significativamente inferior ao obtido pelas variáveis de composição do solo.

Perante o resultado referente ao contributo da métrica do relevo para a explicação da variabilidade, comparativamente aos obtidos pelas métricas da paisagem, decidimos realizar nova ACC, mas sem incluir a STD de modo a melhor aferir a sua importância. O resultado observado nesta segunda análise ordenativa foi esclarecedor (Anexo-Tabela III.2), pois o valor obtido no somatório dos valores próprios canónicos, é de 0,152, e que corresponde a 11%, ou seja, menos 5% do que se incluisse o STD.

Ao analisar o 2.º eixo, verifica-se que apresenta um valor próprio de 0,037 e representa 17,8% da variância, correspondendo a 68,0% de variância acumulada nos dois primeiros eixos.

O teste de *Monte Carlo* confirma que as análises são estatisticamente muito significativas ($F=3,584$; $P<0,002$), indicando que os eixos da ACC explicam as relações estabelecidas.

Da análise do diagrama da Figura 12, verifica-se que as métricas STD, AWMSI e ED têm uma correlação positiva com o eixo 1, ao contrário das métricas SHEI e MPS, que é negativa.

O índice topográfico STD está relacionado positivamente com os passeriformes *Emberiza cia*, *Erithacus rubecula*, *Phoenicurus ochruros*, *Sylvia cantillans* e *Ptyonoprogne rupestris*. Estes dados estão de acordo com a ecologia destas espécies em território continental português (Catry *et al*, 2010), pois são aves que têm em comum o facto de os seus habitats corresponderem a zonas acidentadas, e uma delas, *Ptyonoprogne rupestris*, é mesmo conhecida por dois nomes comuns associados a este facto: Andorinha-das-rochas ou Andorinhas-das-fragas.

Com forte correlação negativa a esta métrica surge a *Pica pica*, ave que se verifica ter escassa distribuição em regiões de maior altitude. Com correlação negativa, mas com gradação decrescente, encontra-se a *Cyanopica cyanus*, a *Galerida cristata* e a *Emberiza calandra*. As duas primeiras, de acordo com Catry *et al* (2010) evitam zonas montanhosas e a terceira rareia acima dos 800 m de altitude.

O índice de forma ponderada pela área das manchas (AWMSI) surge relacionado positivamente com os passeriformes *Troglodytes troglodytes*, *Sylvia undata*, *Parus cristatus* e *Parus ater*, aves que se caracterizam por ocuparem habitats complexos com estratos arbóreos e arbustivos. Este índice apresenta valores tanto mais elevados quanto maior a complexidade das manchas, pelo que os resultados obtidos estão em conformidade com a ecologia das espécies associadas.

O índice densidade de fronteira (ED) surge relacionado positivamente com os passeriformes *Fringilla coelebs*, *Parus caeruleus*, *Corvus corone*, *Garrulus glandarius* e *Carduelis cannabina*. Estas são espécies que procuram zonas heterogéneas, em particular as quatro primeiras.

O índice de equitabilidade de Shannon (SHEI) surge no diagrama da Figura 12 correlacionado negativamente com AWMSI e ED, o que está em conformidade com o esperado, uma vez que à medida que o seu valor aumenta, aproximando-se de “1”, as áreas das manchas que compõe a paisagem vão-se tornando semelhantes. A única ave com correlação significativa

com esta métrica é a *Galerida theklae*, que aparenta ocupar espaços pouco heterogêneos de matos com clareiras, pousios e incultos.

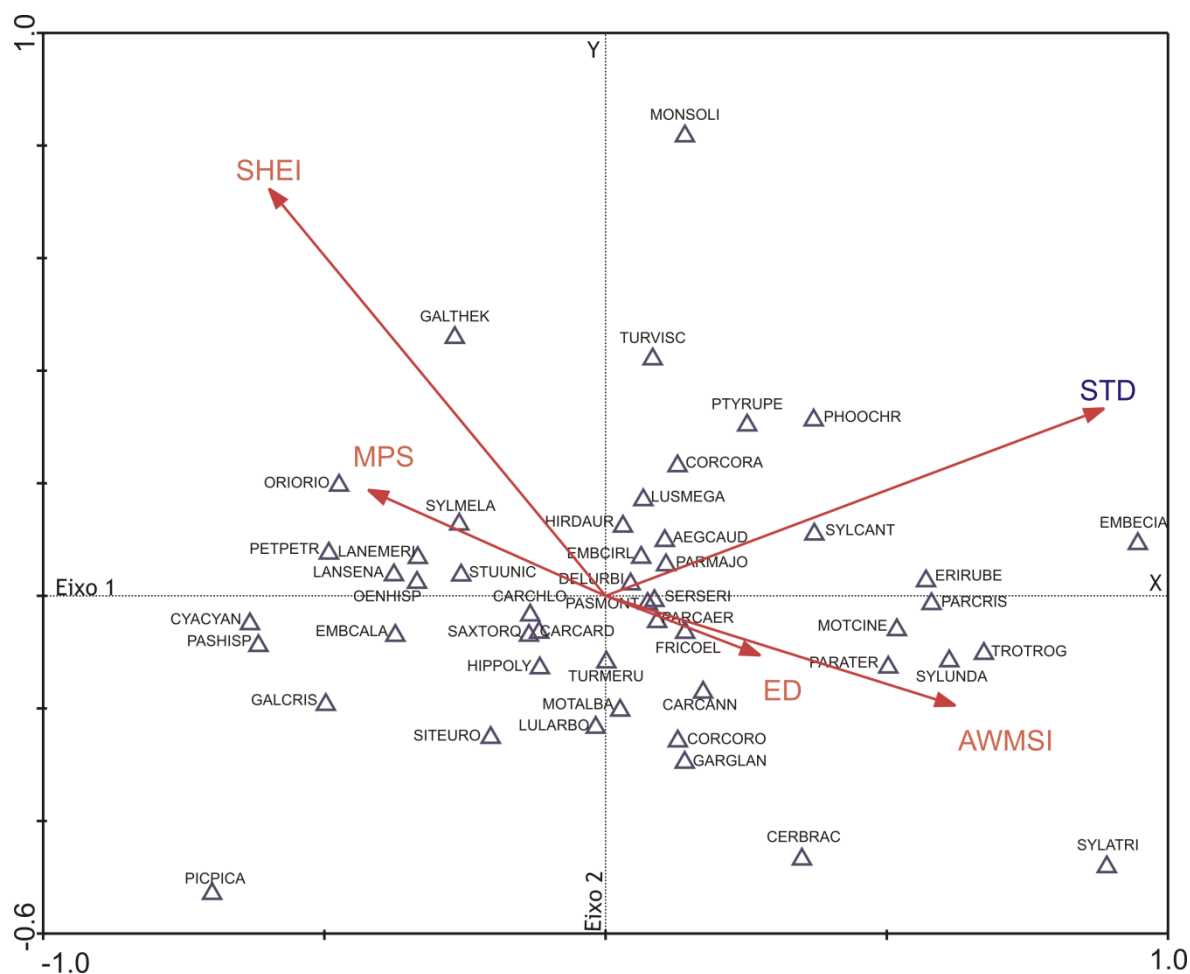


Figura 12- Ordenação Biplot do 1.º e 2.º eixo da ACC dos passeriformes face às métricas espaciais. As métricas estão representadas por linhas e respectivos acrónimos e as espécies por triângulos e respectivos acrónimos.

Legenda das espécies: AEGCAUD - *Aegithalos caudatus*; CARCANN - *Carduelis cannabina*; CARCARD - *Carduelis carduelis*; CARCHLO - *Carduelis chloris*; CERBRAC - *Certhia brachydactyla*; CORCORA - *Corvus corax*; CORCORO - *Corvus corone*; CYACYAN - *Cyanopica cyanus*; DELURBI - *Delichon urbicum*; EMBCALA - *Emberiza calandra*; EMBCIRL - *Emberiza cirulus*; EMBECIA - *Emberiza cia*; ERIRUBE - *Erithacus rubecula*; FRICOEL - *Fringilla coelebs*; GALCRIS - *Galerida cristata*; GALTHEK - *Galerida theklae*; GARGLAN - *Garrulus glandarius*; HIPPOLY - *Hippolais polyglotta*; HIRDAUR - *Hirundo daurica*; LANMERI - *Lanius meridionalis*; LANSENA - *Lanius senator*; LULARBO - *Lullula arborea*; LUSMEGA - *Luscinia megarhynchos*; MONSOLI - *Monticola solitarius*; MOTALBA - *Motacilla alba*; MOTCINE - *Motacilla cinerea*; OENHISP - *Oenanthe hispanica*; ORIORIO - *Oriolus oriolus*; PARATER - *Parus ater*; PARCAER - *Parus caeruleus*; PARCRIS - *Parus cristatus*; PARMAJO - *Parus major*; PASHISP - *Passer hispaniolensis*; PASMONT - *Passer montanus*; PETPETR - *Petronia petronia*; PHOOCHR - *Phoenicurus ochruros*; PICPICA - *Pica pica*; PTYRUPE - *Ptyonoprogne rupestris*; SAXTORQ - *Saxicola torquatus*; SERSERI - *Serinus serinus*; SITEURO - *Sitta europaea*; STUUNIC - *Sturnus unicolor*; SYLATRI - *Sylvia atricapilla*; SYLCANT - *Sylvia cantillans*; SYLMELA - *Sylvia melanocephala*; SYLUNDA - *Sylvia undata*; TROTTROG - *Troglodytes troglodytes*; TURMERU - *Turdus merula*; TURVISC - *Turdus viscivorus*.

O índice de tamanho médio das manchas (MPS) surge relacionado positivamente com os passeriformes *Sylvia melanocephala*, *Sturnus unicolor*, *Oriolus oriolus*, *Petronia petronia*, *Lanius senator*, *Lanius meridionalis* e *Oenanthe hispanica*. As duas primeiras aves apresentam forte correlação com este índice o que está de acordo com o esperado, na medida que são espécies que procuram paisagens em mosaico formadas por pequenas manchas de vegetação densa e matas.

5.5. Análise Classificativa

Da análise do dendograma da Figura 13 foi possível estabelecer uma separação em nove agrupamentos e realizar a sua identificação.

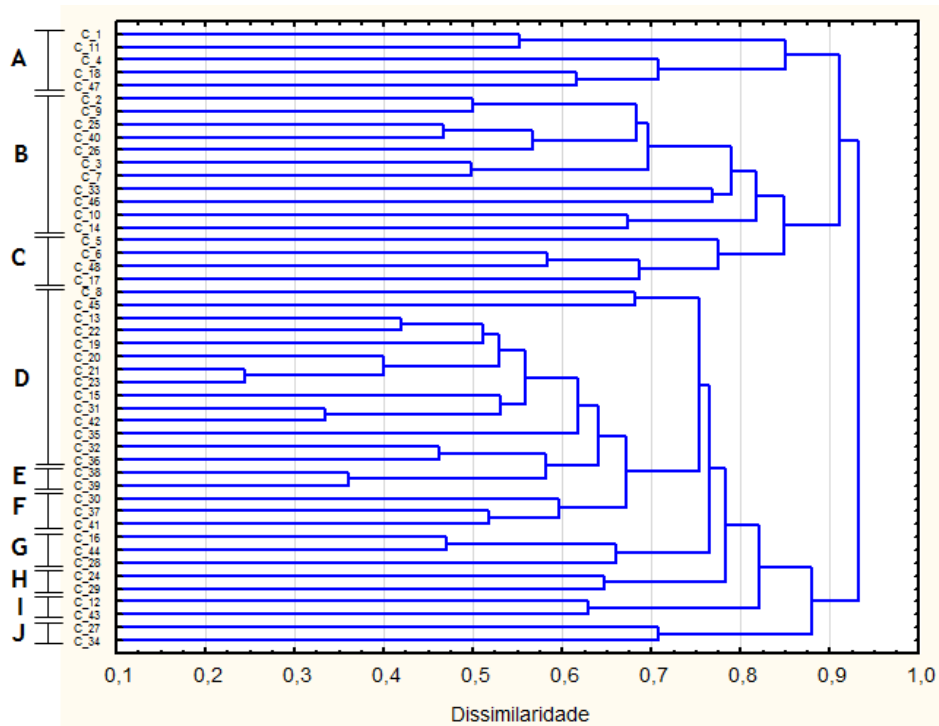


Figura 13- Análise aglomerativa (modo Q, UPGMA) dos valores de dissimilaridade (índice de *Pearson*) da comunidade de passeriformes para as quadrículas da área de estudo. As letras de A a J representam os agrupamentos identificados. Os termos C_1 a C_48 representam as quadrículas da área de estudo.

No agrupamento A verifica-se a dominância do estrato arbóreo associado a práticas agrícolas.

No agrupamento B há a dominância clara do estrato arbustivo composto por matos.

O agrupamento C apresenta o estrato arbóreo como preponderante, composto por pinhal e eucaliptal, mas com a característica de ter um importante estrato arbustivo representado por matos.

No agrupamento D há o domínio do estrato arbustivo com a presença de matos a intercalar povoamentos arbóreos e com uma forte componente de pastagens.

O agrupamento E corresponde ao único onde predomina o estrato herbáceo referentes a pastagens permanentes e a vegetação herbácea natural.

O agrupamento F apresenta o domínio do estrato arbustivo com associações a estratos arbóreos relativos a montados, eucaliptais e culturas permanentes.

No agrupamento G há o predomínio do estrato arbóreo com formações de pinhal, montado e olival.

No agrupamento H há a dominância do estrato arbustivo com forte influência do estrato herbáceo.

No agrupamento I não há dominância clara entre os estratos arbóreo e arbustivo.

O agrupamento J caracteriza-se pela preponderância do estrato arbóreo com dominância de resinosas e significativa presença de matos.

É possível ainda distinguir dois grupos com dissimilaridade maior, um composto pelos agrupamentos A, B e C, em que predomina o estrato arbóreo e outro formado pelos restantes agrupamentos e em que predomina o estrato arbustivo, mas com importante presença do estrato herbáceo.

6. Conclusões

Este trabalho permitiu concluir que as métricas da paisagem densidade de fronteiras (ED), tamanho médio das manchas (MPS), índice de forma ponderada pela área das manchas (AWMSI) e índice de equitabilidade de *Shannon* (SHEI) são as que apresentam maior influência na distribuição dos passeriformes na BIS. As três primeiras têm a particularidade de corresponderem às métricas seleccionadas por Reino *et al* (2009, 2010) para caracterizar um ecossistema no interior sul do Alentejo, indiciando a presença de *um cluster* regional. No entanto, considerámos que existe vantagem em adicionar uma quarta métrica da paisagem, a SHEI, e principalmente um índice de rugosidade do terreno, como o STD, que permita caracterizar o relevo. Esta opção foi validada pelos resultados da ACC que mostrou a forte correlação entre estas métricas e a distribuição da avifauna, e mostrou a importância de incluir a STD. A variação total explicada pelas cinco métricas foi de 16%, valor inferior ao registado pelas dezasseis variáveis associadas à ocupação do solo, que foi de 37%. Assim, verifica-se que para os passeriformes nidificantes na BIS, a ocupação do solo é um factor mais relevante na sua riqueza específica e distribuição dos que a estrutura do mosaico paisagístico.

Os resultados da ACC permitem evidenciar que há uma relação importante entre a composição e estrutura da paisagem na distribuição da comunidade de passeriformes nidificantes, mas não foram detectadas relações directas e evidentes entre as diferentes classes de ocupação do solo e a riqueza avifaunística. As únicas excepções são duas correlações negativas, associadas às situações de grande dominância de matos e pinhal, e à presença de zonas degradadas em proporções significativas.

Verificámos também que há uma menor riqueza específica na zona oeste da área de estudo, onde predominam, precisamente, os sistemas florestais mais homogéneos, com dominância de matos e pinhal, comparativamente com a zona este, que evidencia maior heterogeneidade de ocupações, maior proporcionalidade dentro de cada quadrícula e maior diversidade estrutural de habitats. Este mosaico paisagístico permite disponibilizar maior número de habitats e de nichos ecológicos, explicando assim a maior riqueza específica em passeriformes. No entanto, verifica-se que esta riqueza está sustentada numa grande diversidade de tipologias de ocupações do solo.

No que diz respeito aos resultados das tipologias fisionómicas, a relação positiva obtida não pode ser alheia ao facto de estarmos perante uma classe de vertebrados que se caracteriza precisamente pela fácil deslocação no plano vertical, através do voo.

As quadrículas que registaram maior número de espécies apresentam, de uma forma geral, distribuições equitativas das classes fisionómicas da vegetação, estrato herbáceo, arbustivo e arbóreo, sem que nenhuma delas ultrapasse individualmente os 50%, evidenciando a importância da heterogeneidade vertical da vegetação, enquanto a quadrícula com menor número de espécies é aquela que tem associada a ocupação de solos degradados mais significativa, mais concretamente, com a percentagem de áreas abertas sem vegetação mais elevada (14,3%) de toda a área de estudo.

Os resultados da análise classificativa corroboram os obtidos pelas análises ordenativas, que mostram claramente uma paisagem muito heterogénea que tem uma leitura ecológica simples, na BIS coexistem muitos e distintos biótopos, que disponibilizam um leque de nichos ecológicos diferenciados, permitindo a coexistência de aves especialistas, sejam agrícolas ou florestais, com aves mais generalistas.

A riqueza específica verificada nas quadrículas que são dominadas por montados carece de um estudo mais aprofundado porque não está em conformidade com a generalidade dos estudos. Este resultado aparenta ser contraditório com o observado na ACC, que aponta essa ocupação do solo como a quarta variável com maior contribuição na explicação da variabilidade. Assim, conclui-se que os montados são importantes como biótopos para promoção da riqueza avifaunística, pois correspondem a sistemas agro-silvo-pastoris que criam um mosaico paisagístico de micro-habitats que favorecem a ocorrência de grande diversidade de aves. No entanto, deverão existir um ou mais factores ambientais que estão a afectar a biodiversidade das maiores manchas de montado da BIS.

Este resultado poderá estar associado ao abandono progressivo dos campos, ou pelo menos à mudança de práticas agrícolas e silvícolas. Este último facto poderá estar relacionado com as manchas significativas de eucaliptal próximas de montados, em particular nas quadrículas situadas a sul, na zona de Vila Velha de Ródão. No entanto, a validade desta hipótese carece de um estudo específico.

Este trabalho foi condicionado pelo facto de a informação disponibilizada do Atlas das Aves Nidificantes não conter dados quantitativos que permitissem uma análise mais robusta e o cálculo de índices de diversidade. Só por este facto, este trabalho pode ter continuidade, através do aprofundamento do estudo através do acesso a informação mais detalhada, mas também por contágio às NUTS limítrofes, e por repetição no futuro, após realização de um novo Atlas, para a análise temporal. O acesso aos dados quantitativos poderia, eventualmente, esclarecer o resultado obtido nos montados.

Referências bibliográficas

- AEMET, IM, 2011. *Atlas Climático Ibérico - Temperatura do ar e Precipitação (1971-2000)*. Agencia Estatal de Meteorologia, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino Instituto de Meteorologia de Portugal (eds).
- Aguiar, C., Mesquita, S., Honrado, J., 2008. "Introdução à carta biogeográfica de Portugal" (Costa et al, 2008). In Equipa Atlas (eds.): *Atlas das Aves Nidificantes em Portugal (1999-2005)*. Instituto de Conservação da Natureza e da Biodiversidade, Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Parque Natural da Madeira e Secretaria Regional do Ambiente e do Mar. Lisboa: Assírio & Alvim.
- Araújo, A., 1999. Distribution patterns of biodiversity and design of a representative reserve network in Portugal. *Diversity and Distributions*, 5, 151-163.
- Atauri, J., Lucio, J., 2001. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology*, 16, 147-159.
- Bassa, M., Chamorro, L., Sans, F., 2012. Vegetation patchness of field boundaries in the Mediterranean region: The effect of farming management and surrounding landscape analysed at multiple spatial scales. *Landscape and Urban Planning*, 106, 35-43.
- Biometrics, 2004. *CANOCO for Windows 4.53*. Plant Research International, Waningen, Países Baixos.
- BirdLife International, 2004. *Birds in the European Union: a status assessment*. Wageningen, The Netherlands: BirdLife International.
- Brennan, S., Schnell, G., 2005. Relationship between bird abundances and landscape characteristics; the influence of scale. *Environmental Monitoring and Assessment*, 105, 209-228.
- Cabral, F. Caldeira, Telles, G. Ribeiro, 1999. *A Árvore em Portugal*. 2ª Edição. Lisboa: Assírio & Alvim.
- Catry, P., Costa, H., Elias, G., Matias, R., 2010. *Aves de Portugal. Ornitologia do território continental*. Lisboa: Assírio & Alvim.
- CNA, 1982a. *Atlas do Ambiente, Carta de Solos*. Lisboa: Comissão Nacional do Ambiente.
- CNA, 1982b. *Atlas do Ambiente, Carta Litológica*. Lisboa: Comissão Nacional do Ambiente.
- Costa, H., de Juana, E., Varela, J., 2011. *Aves de Portugal*. Barcelona: Lynx Edicions.
- Costa, J., Aguiar, C., Capelo, J., Lousã, M., Neto, C., 1998. Biogeografia de Portugal Continental. *Quercetea*, 0, 5-56.
- Cramp, S., 1998. *The Complete Birds of the Western Palearctic* [CD-ROM]. Oxford University Press.
- Cunha, J., 2004. *Relação entre a composição e a estrutura da paisagem e a herpetofauna em Portugal*. Tese de Mestrado. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro.
- Cushman, S., McGarigal, K., Neel, M., 2008. Parsimony in landscape metrics: Strength, universality, and consistency. *Ecological Indicators*, 8, 691-703.
- Dallimer, M.; Marini, L.; Skinner, A.; Hanley, N.; Armsworth, P.; Gaston, K., 2010. Agricultural land-use in the surrounding landscape affects moorland bird diversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 139, 578-583.
- DGOTDU, 2011. Servidões e Restrições de Utilidade Pública [online]. Direcção-Geral do Ordenamento do Território e Desenvolvimento Urbano. Disponível em: <http://www.dgotdu.pt/channel.aspx?channelID=C62391E7-9A34-40C9-B047-6CAB1ED57B82&listultimos=1> [Consultado em 28/11/2012].
- DGRF, 2006. *Inventário Florestal, Plano Regional de Ordenamento Florestal da Beira Interior Sul* [online]. Direcção-Geral dos Recursos Florestais. Disponível em: <http://www.icnf.pt/portal/florestas/profs/prof-da-beira-interior-sul> [Consultado em: 10/10/2012].
- Dramstad, W., 2009. Spatial metrics - useful indicators for society or mainly fun tools for landscape ecologists? *Norsk Geografisk Tidsskrift - Norwegian Journal of Geography*, 63, 246-254.
- Ehrlich, P., Dobkin, D., Wheye, D., Pimm, S., 1997. *Guia del observador de aves*. Barcelona: Ediciones Omega.
- Equipa Atlas, 2008. *Atlas das Aves Nidificantes em Portugal (1999-2005)*. Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Parque Natural da Madeira e Secretaria Regional do Ambiente e do Mar. Lisboa: Assírio & Alvim.
- ESRI, 2009. *ArcGIS - ArcEditor 9.3.1*. Redlands, California.

- Fahrig, L., 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 487-515.
- Gaines, W., Harrod, R., Lehmkuhl, J., 1999. *Monitoring biodiversity: quantification and interpretation. General Technical Report PNW-GTR-443*. Portland, Oregon: USDA Forest service, Pacific Northwest Research Station.
- Gil-Tena, A., Saura, S., Brotons, L., 2007. Effects of forest composition and structure on birds species richness in a Mediterranean context: Implications for forest ecosystem management. *Forest Ecology and Management*, 242, 407-476.
- Gil-Tena, A., Brotons, L., Saura, S., 2010. Effects of forest landscape change and management on range expansion of forest bird species in the Mediterranean region. *Forest Ecology and Management*, 259, 1338-1346.
- Gimona, A., Messenger, P., Occhi, M., 2009. CORINE-based landscape indices weakly correlate with plant species richness in a northern European landscape transect. *Landscape Ecology*, 24, 53-64.
- Godinho, C., Rabaça, J., 2011. Birds like it Corky: the influence of habitats features and management of “montados” in breeding bird communities. *Agroforestry Systems*, 82, 183-195.
- Gonçalves, J., 2008. Transformação de coordenadas com grelhas. Geração e implementação no ArcGIS. In: *8º Encontro Utilizadores ESRI Portugal*, 3-4 de Março de 2010 Lisboa.
- Guerrero, I., Morales, M., Oñate, J., Aavik, T., Bengtsson, J., Berendes, F., Clement, L., Dennis, C., Eggers, S., Emmerson, M., Fisher, C., Flohre, A., Geiger, F., Hawro, V., Inchausti, P., Kalamees, A., Kinks, R., Liira, J., Meléndez, L., Part, T., Thies, C., Tschardtke, T., Olszewski, A., Weisser, W., 2011. Taxonomic and functional diversity of farmland bird communities across Europe: effects of biogeography and agricultural intensification. *Biodiversity Conservation*, 20, 3663-3681.
- Gustafson, E., 1998. Quantifying Landscape Spatial Pattern: What Is the State of the Art? *Ecosystems*, 1, 143-156.
- ICN, 2003. Plano de Ordenamento da Reserva Natural da Serra da Malcata. Relatório de Ordenamento [online]. Instituto de Conservação da Natureza. Disponível em: <http://www.icn.pt/downloads/POAP/PORNSMalcata/RelatorioDiagnostico.PDF> [Consultado em 14/11/2012].
- ICNB, 2007. *Plano de Ordenamento do Parque Natural do Tejo Internacionaal. Estudo de Caracterização* [online]. Instituto de Conservação da Natureza e Biodiversidade. Disponível em: <http://www.icnf.pt/portal/naturaclas/ordgest/poap/popnti/popnti-doc> [Consultado em 14/11/2012].
- ICNF, 2012a. *Área Protegida do Tejo Internacional* [online]. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. Disponível em: <http://www.icnf.pt/ICNPortal/vPT2007-AP-TejoInternacional?res=1280x1024> [Consultado em 14/11/2012].
- ICNF, 2012b. *Rede natura 2000 em Portugal* [online]. Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. Disponível em: <http://www.icnf.pt/portal/naturaclas/rn2000/rn-PT> [Consultado em 14/11/2012].
- IGP, 2005. *Atlas de Portugal*. Lisboa: Instituto Geográfico Português.
- IGP, 2010. *Carta de Uso e Ocupação do Solo de Portugal Continental para 2007 (COS2007)* [online]. Instituto Geográfico Português. Disponível em: http://www.igeo.pt/e-IGEO/egeo_downloads.htm [Consultado em 15/11/2012].
- IM, 2012a. *Normais Climatológicas* [online]. Instituto de Meteorologia. Disponível em: <http://www.meteo.pt/pt/oclima/normais.clima/> [Consultado em 10/05/2012].
- IM, 2012b. *Normais Climatológicas 1971-2000 em Castelo Branco* [online]. Instituto de Meteorologia. Disponível em: <http://www.meteo.pt/pt/oclima/normais.clima/1971-2000/005/> [Consultado em 18/09/2012].
- INE, 2001. *Recenseamentos Gerais da Agricultura. Dados comparativos 1989/1999*. Lisboa: Instituto Nacional de Estatística.
- INE, 2009. *Recenseamento Agrícola. Análise dos Principais Resultados*. Edição 2011. Lisboa: Instituto Nacional de Estatística, I.P.
- INE, 2012. *Dados provisórios dos Censos 2011* [online]. Instituto Nacional de Estatística. Disponível em: http://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_unid_territorial&menuBOUI=13707095&contexto=ut&selTab=tab3 [Consultado em 10/05/2012]
- Jenness, J., Brost, B., Beier, P., 2012. *Land Facet Corridor Designer* [online]. Corridor Design. Disponível em: http://www.jennessent.com/arcgis/land_facets.htm[Consultado em 27/07/2012].
- Jet Propulsion Laboratory, 2004. *Shuttle Radar Topography Mission* [online]. Disponível em: <http://www2.jpl.nasa.gov/srtm/dataproduct.htm> [Consultado em: 24/07/2012].
- Leps, J., Smilauer, P., 2003. *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press.
- Leps, J., Smilauer, P., 2007. *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. 3ª edição. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press.

- Margalef, R., 1958. Information theory in ecology. *General Systems*, 3, 36-71.
- Magurran, A., 1988. *Ecological Diversity and its Measurement*. New Jersey: Princeton University Press.
- Magurran, A., 2004. *Measuring Biological Diversity*. London: Blackwell Publishing.
- Maroco, J., 2003. *Análise Estatística - Com Utilização do SPSS*. 2ª Edição. Lisboa: Edições Sílabo.
- McGarigal, K., Marks, B., 1995. *FRAGSTATS: Spatial Analysis Program for Quantifying Landscape Structure*. USDA Forest Service - General Technical Report PNW-GTR-351. USDA Forest Service, Washington DC.
- McGarigal, K., Tagil, S., Cushman, S., 2009. Surface metrics: an alternative to patch metrics for the quantification of landscape structure. *Landscape Ecology*, 24, 433-450.
- Medeiros, C., 2005. *Geografia de Portugal. O Ambiente Físico*. Rio de Mouro: Círculo de Leitores.
- Naveh, Z., 1994. From biodiversity to ecodiversity: a Landscape-Ecology Approach to Conservation and Restoration. *Restoration Ecology*, 2, 180-189.
- Pena, A., Cabral, J., 1992. *Roteiros da Natureza - Região Centro*. Círculo de Leitores.
- Péres-Hugalde, C., Romero-Calcerrada, R., Delgado-Pérez, P., Novillo, C., 2011. Understanding land cover change in a Special Protection Area in Central Spain through the enhanced land cover transition matrix and related new approach. *Journal of Environmental Management*, 92, 1128-1137.
- Quinta-Nova, L., 1999. Índices de Caracterização Ecológica da Paisagem - Instrumentos Úteis para o Planeamento Ambiental? *Revista de Biologia*, 17, 97-107.
- Quinta-Nova, L., 2001. *Aperfeiçoamento de sistemas de classificação da vegetação sob a perspectiva do seu interesse faunístico recorrendo a critérios estruturais em sistemas agro-florestais. Dois casos de estudo (Apostiça e Évora)*. Tese de Doutoramento. Universidade de Évora.
- Reino, L., Beja, P., Osborne, P., Morgado, R., Fabião, A., Rotenberry, J., 2009. Distance to edges, edge contrast and landscape fragmentation: interactions affecting farmland birds around forest plantations. *Biological Conservation*, 142, 824-838.
- Reino, L., Porto, M., Morgado, R., Moreira, F., Fabião, A., Santana, J., Delgado, A., Gordinho, L., Beja, P., 2010. Effects of changed grazing regimes and habitat fragmentation on Mediterranean grassland birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 138, 27-34.
- Rempel, R., Kaukinen, D., Carr, A., 2012. *Patch Analyst and Patch Grid* [online]. Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research. Disponível em: <http://www.cnfer.on.ca/SEP/patchanalyst/> [Consultado em: 9/07/2012].
- Ribeiro, O., Teixeira, C., Ribeiro Ferreira, C., 1967. *Carta Geológica de Portugal na escala de 1/50 000. Notícia explicativa da Folha 24-D*. Lisboa: Serviços Geológicos de Portugal.
- Rocchini, D., Perry, G., Salerno, M., Maccherini, S., Chiarucci, A., 2006. Landscape change and the Dynamics of open formations in a natural reserve. *Landscape and Urban Planning*, 77, 167-177.
- Romero-Calcerrada, R., Perry, G., 2004. The role of land abandonment in landscape Dynamics in the SPA "Encinares del río Alberche y Cofio", Central Spain, 1984-1999. *Landscape and Urban Planning*, 66, 217-232.
- Roy, P., Tomar, S., 2000. Biodiversity characterization at landscape level using geospatial modeling technique. *Biological Conservation*, 95, 95-109.
- Santos, K., Pino, J., Rodà, F., Guirado, M., Ribas, J., 2008. Beyond the reserves: The role of non-protected rural áreas for avifauna conservation in the área of Barcelona (NE of Spain). *Landscape and Urban Planning*, 84, 140-168.
- Sequeira, A., Proença, J., 2004. O património geológico e geomorfológico do concelho de Idanha-a-Nova. Contributo para a classificação como Geoparque. *Geonovas*, 18, 77-92.
- SPSS, 2008. *Statistical Package for the Social Sciences 17.0.1*. SPSS Inc., Chicago, Illinois.
- StatSoft, 2011. *STATISTICA 10.0*. StatSoft Inc., Tulsa, Oklahoma.
- Teixido, A., Quintanilla, L., Carreño, F., Gutiérrez, D., 2010. Impacts of changes in land use and fragmentation patterns on Atlantic coastal forests in northern Spain. *Journal of Environmental Management*, 91, 879-886.
- Telles, G. Ribeiro, Pessoa, F., Alves, A., 1996. *Portugal, Paisagens e Espaços Naturais*. Alfragide: Clube Internacional do Livro.
- Ter Braak, C., 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigen vector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67, 1167-1179.
- Ter Braak, C., 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio*, 69, 69-77.

- Ter Braak, C., 1996. *Unimodal models to relate species to environment*. Wageningen: DLO- Agricultural Mathematics Group.
- Ter Braak, C., Prentice, I., 1988. A theory of gradient analysis. *Advances in Ecological Research*, 18, 271-313.
- Ter Braak, C., Smilauer, P., 2002. *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. Ithaca, NY, USA: Microcomputer Power.
- Ter Braak, C., Verdonshot, P., 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences*, 57, 255-289.
- Titeux, N., Dufrêne, M., Jacob, J., Paquay, M., Defourny, P., 2004. Multivariate analysis of fine-scale breeding bird atlas using a geographical information system and partial canonical correspondence analysis: environmental and spatial effects. *Journal of Biogeography*, 31, 1841-1856.
- Torras, E., Saura, S., 2009. Relating landscape structure, environment and management to biodiversity indicators estimated from forest inventory data in Catalonia (NE Spain). *Investigacion Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 18, 322-337.
- Turner, M., 2005. Landscape Ecology: What is the state of the science? *Annual Reviews of Ecology Evolution, and Systematics*, 36, 319-344.
- Turnhout, E., Hisschemoller, M., Eijsackers, H., 2007. Ecological indicators: Between the two fires of science and policy. *Ecological Indicators*, 7, 215-228.
- Wiens, J., 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology*, 3, 385-397.

ANEXOS

ANEXO I

Aves Nidificantes na Beira Interior Sul

Tabela I.1- Estatuto de Conservação dos passeriformes em 2004.

Acrónimo	Nome da Espécie	Nome comum	Estatuto conservação EU25 2004	Estatuto conservação pan-Europeu 2004	Categoria SPEC 2004	Nº qd ocupadas
AEGCAUD	<i>Aegithalos caudatus</i>	Chapim-rabilongo	Favorável	Favorável	Não-SPEC	28
ALAAARVE	<i>Alauda arvensis</i>	Laverca	Desfavorável	Desfavorável	SPEC 3	2
ANTCAMP	<i>Anthus campestris</i>	Petinha-dos-campos	Desfavorável	Desfavorável	SPEC 3	4
CALBRAC	<i>Calandrella brachydactyla</i>	Calhandrinha-galucha	Desfavorável	Desfavorável	SPEC 3	4
CARCANN	<i>Carduelis cannabina</i>	Pintarroxo	Desfavorável	Desfavorável	SPEC 2	21
CARCARD	<i>Carduelis carduelis</i>	Pintassilgo	Favorável	Favorável	Não-SPEC	34
CARCHLO	<i>Carduelis chloris</i>	Verdilhão	Favorável	Favorável	Não-SPEC	28
CERBRAC	<i>Certhia brachydactyla</i>	Trepadeira-comum	Favorável	Favorável	Não-SPEC	14
CERGALA	<i>Cercotrichas galactotes</i>	Rouxinol-do-mato	Desfavorável	Desfavorável	SPEC 3	1
CETCETT	<i>Cettia cetti</i>	Rouxinol-bravo	Favorável	Favorável	Não-SPEC	1
CINCINC	<i>Cinclus cinclus</i>	Melro-de-água	Favorável	Favorável	Não-SPEC	3
CISJUNC	<i>Cisticola juncidis</i>	Fuinha-dos-juncos	Favorável	Favorável	Não-SPEC	5
COCCOCC	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	Bico-grossudo	Favorável	Favorável	Não-SPEC	4
CORCORA	<i>Corvus corax</i>	Corvo	Favorável	Favorável	Não-SPEC	12
CORCORA	<i>Corvus corone</i>	Gralha-preta	Favorável	Favorável	Não-SPEC	12
CORMONE	<i>Corvus monedula</i>	Gralha-de-nuca-cinzenta	Favorável	Favorável	Não-SPEC	4
CYACYAN	<i>Cyanopica cyanus</i>	Pega-azul	Favorável	Favorável	Não-SPEC	18
DELURBI	<i>Delichon urbicum</i>	Andorinha-dos-beirais	Desfavorável	Desfavorável	SPEC 3	42
EMBICALA	<i>Emberiza calandra</i>	Trigueirão	Desfavorável	Desfavorável	SPEC 2	23
EMBICRL	<i>Emberiza cirulus</i>	Escreveadeira-de-garganta-	Favorável	Favorável	Não-SPEC	11
EMBECIA	<i>Emberiza cia</i>	Cia	Desfavorável	Desfavorável	SPEC 3	10
EMBHORT	<i>Emberiza hortulana</i>	Sombria	Desfavorável	Desfavorável	SPEC 2	2
ERIRUBE	<i>Erythacus rubecula</i>	Pisco-de-peito-ruivo	Favorável	Favorável	Não-SPEC	9
ESTASTR	<i>Estrilda astrild</i>	Bico-de-lacre	*	*	*	3
FRICOEL	<i>Fringilla coelebs</i>	Tentilhão	Favorável	Favorável	Não-SPEC	28
GALCRIS	<i>Galerida cristata</i>	Cotovia-de-poupa	Desfavorável	Desfavorável	SPEC 3	16
GALTHEK	<i>Galerida theklae</i>	Cotovia-escura	Desfavorável	Desfavorável	SPEC 3	17
GARGLAN	<i>Garrulus glandarius</i>	Gaio	Favorável	Favorável	Não-SPEC	13
HIPPOLY	<i>Hippolais polyglotta</i>	Felosa-poliglota	Favorável	Favorável	Não-SPEC	13
HIRDAUR	<i>Hirundo daurica</i>	Andorinha-daúrica	Favorável	Favorável	Não-SPEC	33
HIRRUST	<i>Hirundo rustica</i>	Andorinha-das-chaminés	Desfavorável	Desfavorável	SPEC 3	43
LANMERI	<i>Lanius meridionalis</i>	Picanço-real	Desfavorável	Desfavorável	SPEC 3	28
LANSENA	<i>Lanius senator</i>	Picanço-barreteiro	Desfavorável	Desfavorável	SPEC 2	31
LULARBO	<i>Lullula arborea</i>	Cotovia-dos-bosques	Desfavorável	Desfavorável	SPEC 2	19
LUSMEGA	<i>Luscinia megarhynchos</i>	Rouxinol-comum	Favorável	Favorável	Não-SPEC	11
MELCALA	<i>Melanocorypha calandra</i>	Calhandra-real	Desfavorável	Desfavorável	SPEC 3	2
MONSAXA	<i>Monticola saxatilis</i>	Melro-das-rochas	Desfavorável	Desfavorável	SPEC 3	1
MONSOLI	<i>Monticola solitarius</i>	Melro-azul	Desfavorável	Desfavorável	SPEC 3	13
MOTALBA	<i>Motacilla alba</i>	Alvéola-branca	Favorável	Favorável	Não-SPEC	30
MOTCINE	<i>Motacilla cinerea</i>	Alvéola-cinzenta	Favorável	Favorável	Não-SPEC	17
OENHISP	<i>Oenanthe hispanica</i>	Chasco-ruivo	Desfavorável	Desfavorável	SPEC 2	16
OENLEUC	<i>Oenanthe leucura</i>	Chasco-preto	Desfavorável	Desfavorável	SPEC 3	1
OENOENA	<i>Oenanthe oenanthe</i>	Chasco-cinzento	Desfavorável	Desfavorável	SPEC 3	1
ORIORIO	<i>Oriolus oriolus</i>	Papa-figos	Desfavorável	Favorável	Não-SPEC	16
PARATER	<i>Parus ater</i>	Chapim-preto	Favorável	Favorável	Não-SPEC	15
PARCAER	<i>Parus caeruleus</i>	Chapim-azul	Favorável	Favorável	Não-SPEC	32
PARCRIS	<i>Parus cristatus</i>	Chapim-de-poupa	Favorável	Desfavorável	SPEC 2	16
PARMAJO	<i>Parus major</i>	Chapim-real	Favorável	Favorável	Não-SPEC	32
PASDOME	<i>Passer domesticus</i>	Pardal-comum	Desfavorável	Desfavorável	SPEC 3	47
PASHISP	<i>Passer hispaniolensis</i>	Pardal-espanhol	Favorável	Favorável	Não-SPEC	23
PASMONT	<i>Passer montanus</i>	Pardal-montês	Desfavorável	Desfavorável	SPEC 3	16
PETPETR	<i>Petronia petronia</i>	Pardal-francês	Favorável	Favorável	Não-SPEC	10
PHOOCHR	<i>Phoenicurus ochruros</i>	Rabirruivo-preto	Favorável	Favorável	Não-SPEC	19
PHOPHOE	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	Rabirruivo-de-testa-branca	Desfavorável	Desfavorável	SPEC 2	5
PHYBONE	<i>Phylloscopus bonelli</i>	Felosa-de-papo-branco	Desfavorável	Desfavorável	SPEC 2	2
PICPICA	<i>Pica pica</i>	Pega-rabilonga	Favorável	Favorável	Não-SPEC	7
PRUMODU	<i>Prunella modularis</i>	Ferreirinha	Favorável	Favorável	Não-SPEC	3
PTYRUPE	<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	Andorinha-das-rochas	Favorável	Favorável	Não-SPEC	30
REGIGNI	<i>Regulus ignicapilla</i>	Estrelinha-real	Favorável	Favorável	Não-SPEC	1
RIPRIPA	<i>Riparia riparia</i>	Andorinha-das-barreiras	Desfavorável	Desfavorável	SPEC 3	2
SAXTORQ	<i>Saxicola torquatus</i>	Cartaxo-comum	Favorável	Favorável	Não-SPEC	37
SERSERI	<i>Serinus serinus</i>	Chamariz	Favorável	Favorável	Não-SPEC	32
SITEURO	<i>Sitta europaea</i>	Trepadeira-azul	Favorável	Favorável	Não-SPEC	12
STUUNIC	<i>Sturnus unicolor</i>	Estorninho-preto	Favorável	Favorável	Não-SPEC	36
SYLATRI	<i>Sylvia atricapilla</i>	Toutinegra-de-barrete	Favorável	Favorável	Não-SPEC	6
SYLCANT	<i>Sylvia cantillans</i>	Toutinegra-de-bigodes	Favorável	Favorável	Não-SPEC	12
SYLCOMM	<i>Sylvia communis</i>	Papa-amoras	Favorável	Favorável	Não-SPEC	5
SYLCONS	<i>Sylvia conspicillata</i>	Toutinegra-tomilheira	Favorável	Favorável	Não-SPEC	3
SYLMELA	<i>Sylvia melanocephala</i>	Toutinegra-de-cabeça-preta	Favorável	Favorável	Não-SPEC	25
SYLUNDA	<i>Sylvia undata</i>	Toutinegra-do-mato	Desfavorável	Desfavorável	SPEC 2	21
TROTROG	<i>Troglodytes troglodytes</i>	Cariça	Favorável	Favorável	Não-SPEC	11
TURMERU	<i>Turdus merula</i>	Melro	Favorável	Favorável	Não-SPEC	33
TURVISC	<i>Turdus viscivorus</i>	Tordoveia	Favorável	Favorável	Não-SPEC	10

SPEC 2 - Espécies concentradas na Europa e com um estatuto de conservação desfavorável; SPEC 3 - Espécies não concentradas na Europa e com um estatuto de conservação desfavorável; Não-SPEC - Não concentradas na Europa e com um estatuto de conservação favorável.

Nenhuma das espécies indicadas conta da Lista Vermelha da IUCN.

* A espécie *Estrilda astrild* não apresenta estatuto de conservação por ser uma espécie não autóctone.

Tabela I.2- Tipologia de contacto.

Código de contacto	Descrição	Classe de evidência de nidificação	Código de nidificação
0	Tipo de contacto não especificado	Sem registo	0
1	Ave observada em possível habitat de nidificação durante a época de reprodução	Possível	0
2	Macho a cantar (ou chamamento de nidificante durante a época de nidificação)	Possível	0
3	Evidências indirectas (regurgitações recentes, buracos escavados recentemente, ave morta recentemente, etc)	Possível	0
4	Casal observado em habitat adequado à nidificação	Provável	0
5	Mais de três machos a cantar em simultâneo, em habitat adequado à nidificação. Critério válido apenas depois de 15 e Abril.	Provável	0
6	Macho em atitude de defesa de território (canto, etc), observado em dois dias diferentes, com pelo menos uma semana de intervalo e no mesmo local.	Provável	0
7	Côrte ou parada nupcial.	Provável	0
8	Ave frequentando um local onde provavelmente existe um ninho.	Provável	0
9	Comportamento agitado ou apelo ansioso de ave adulta.	Provável	0
10	Placa térmica (ou pelada de incubação, só observável com a ave na mão).	Provável	0
11	Ave construindo o ninho.	Confirmada	1
12	Ave desviando a atenção do observador.	Confirmada	1
13	Ninho usado recentemente ou cascas de ovos do ano em que está a ser feita a observação.	Confirmada	1
14	Juvenil que deixou o ninho recentemente (com plumagem incompleta ou só com penugem).	Confirmada	1
15	Ave adulta a sair de local onde existe ninho (ninhos em sítios altos ou em buracos, de conteúdo de difícil observação), ou a incubar.	Confirmada	1
16	Ave adulta transportando alimentos ou saco fecal.	Confirmada	1
17	Ninho com ovos.	Confirmada	1
18	Ninho com juvenis (vistos ou ouvidos).	Confirmada	1

Os valores 0 a 18 correspondem a contacto com a espécie, o valor 999 corresponde a ausência de contacto.

ANEXO II

Ocupação do Solo

Tabela II.1- Relação das 141 classes de ocupação do solo com os 21 clusters seleccionados.

141 Classes de Ocupação do Solo	21 Classes	Estrutura Vertical da Vegetação	
Áreas ardidas	Áreas ardidas	Áreas abertas s/ vegetação	
Aceiro e/ou corta-fogos	Áreas com pouca ou nenhuma vegetação		
Cortes rasos			
Praias dunas e areais interiores			
Rocha nua			
Aeródromos		Áreas artificializadas *	
Comércio			
Equipamentos culturais e zonas históricas			
Equipamentos públicos e privados			
Indústria			
Infra-estruturas de captação tratamento e abastecimento de águas para consumo			
Infra-estruturas de produção de energia renovável			
Infra-estruturas de tratamento de resíduos e águas residuais			
Instalações agrícolas			
Outras instalações desportivas			
Rede ferroviária e espaços associados			
Rede viária e espaços associados			
Tecido urbano contínuo predominantemente horizontal			
Tecido urbano contínuo predominantemente vertical			
Tecido urbano descontínuo			
Tecido urbano descontínuo esperso			
Olivais	Culturas permanentes		Arbóreo
Olivais com pomar		Heterogéneo **	
Olivais com vinha		Arbóreo	
Outros pomares		Heterogéneo **	
Outros pomares com olival		Arbóreo	
Outros pomares com vinha		Heterogéneo **	
Pomares de castanheiro		Arbóreo	
Pomares de citrinos		Arbustivo	
Pomares de frutos frescos		Heterogéneo **	
Vinhas		Herbáceo	
Vinhas com olival			
Vinhas com pomar			
Culturas temporárias de regadio	Culturas temporárias		
Culturas temporárias de sequeiro			
Cursos de água naturais	Cursos de água		
Cemitérios	Espaços verdes urbanos	Áreas artificializadas *	
Estufas e viveiros			
Outros equipamentos de lazer			
Parques de campismo			
Parques e jardins			
Áreas de estacionamento e logradouros			
Florestas de eucalipto	Eucaliptal	Arbóreo	
Florestas abertas de eucalipto			
Florestas abertas de eucalipto com folhosas			
Florestas abertas de espécies invasoras com folhosas	Invasoras		
Florestas abertas de espécies invasoras com resinosas			
Florestas de espécies invasoras			
Florestas de espécies invasoras com folhosas			
Florestas de espécies invasoras com resinosas			
Matos densos	Matos		Arbustivo
Matos pouco densos			
Vegetação esclerófita densa			
Vegetação esclerófita pouco densa			
Vegetação esparsa			

141 Classes de Ocupação do Solo	21 Clusters	Estrutura Vertical da Vegetação
Florestas abertas de azinheira	Montado	Arbóreo
Florestas abertas de azinheira com folhosas		
Florestas abertas de sobreiro		
Florestas abertas de sobreiro com folhosas		
Florestas de azinheira		
Florestas de azinheira com folhosas		
Florestas de sobreiro		
Florestas de sobreiro com folhosas		
SAF de azinheira com culturas permanentes		
SAF de azinheira com culturas temporárias de sequeiro		
SAF de azinheira com pastagens		
SAF de sobreiro com azinheira com culturas permanentes		
SAF de sobreiro com azinheira com pastagens		
SAF de sobreiro com azinheira e com culturas temporárias de sequeiro		
SAF de sobreiro com culturas permanentes		
SAF de sobreiro com culturas temporárias de sequeiro		
SAF de sobreiro com pastagens	Novas plantações	
Novas plantações	Outras florestas de folhosas	Arbóreo
Florestas abertas de castanheiro		
Florestas abertas de castanheiro com folhosas		
Florestas abertas de outras folhosas		
Florestas abertas de outros carvalhos		
Florestas abertas de outros carvalhos com folhosas		
Florestas de castanheiro		
Florestas de castanheiro com folhosas		
Florestas de eucalipto com folhosas		
Florestas de outra folhosa com folhosas		
Florestas de outras folhosas		
Florestas de outros carvalhos		
Florestas de outros carvalhos com folhosas		
Florestas abertas de outras resinosas		
Florestas de outras resinosas		
Outras formações lenhosas	Pastagens	Herbáceo
Pastagens permanentes		
Vegetação herbácea natural	Pinhal	Arbóreo
Florestas abertas de pinheiro bravo		
Florestas de pinheiro bravo		
Florestas de pinheiro bravo com resinosas		
Florestas de pinheiro manso	Planos de água	Planos de água *
Charcas		
Reservatórios de barragens		
Reservatórios de represas ou de açudes	Povoamento misto de resinosas e folhosas	Arbóreo
Florestas abertas de azinheira com resinosas		
Florestas abertas de eucalipto com resinosas		
Florestas abertas de misturas de folhosas com resinosas		
Florestas abertas de misturas de resinosas com folhosas		
Florestas abertas de outra folhosa com resinosas		
Florestas abertas de outros carvalhos com resinosas		
Florestas abertas de pinheiro bravo com folhosas		
Florestas abertas de sobreiro com resinosas		
Florestas de azinheira com resinosas		
Florestas de castanheiro com resinosas		
Florestas de eucalipto com resinosas		
Florestas de misturas de folhosas com resinosas		
Florestas de misturas de resinosas com folhosas		
Florestas de outra folhosa com resinosas		

141 Classes de Ocupação do Solo	21 Clusters	Estrutura Vertical da Vegetação
Florestas de outros carvalhos com resinosas	Povoamento misto de resinosas e folhosas	Árboreo
Florestas de pinheiro bravo com folhosas		
Florestas de pinheiro manso com folhosas		
Florestas de sobreiro com resinosas		
Viveiros florestais	Viveiros florestais	
Agricultura com espaços naturais e semi-naturais	Zonas agrícolas heterogêneas	Heterogéneo **
Culturas temporárias de regadio associadas a olival		
Culturas temporárias de sequeiro associadas a olival		
Culturas temporárias de sequeiro associadas a pomar		
Culturas temporárias de sequeiro associadas a vinha		
Pastagens associadas a olival		
Pastagens associadas a pomar		
Pomares de castanheiro com olival		
Pomares de citrinos com olival		
Pomares de frutos frescos com olival		
SAF de outras espécies com culturas permanentes		
SAF de outras espécies com culturas temporárias de sequeiro		
SAF de outras espécies com pastagens		
SAF de outras misturas com culturas permanentes		
SAF de outras misturas com culturas temporárias de sequeiro		
SAF de outras misturas com pastagens		
SAF de outros carvalhos com culturas permanentes		
SAF de outros carvalhos com culturas temporárias de sequeiro		
SAF de outros carvalhos com pastagens		
Sistemas culturais e parcelares complexos		
Áreas abandonadas em territórios artificializados	Zonas de construção, depósitos de resíduos e áreas sujeitas a perturbações	Áreas artificializadas *
Áreas em construção		
Aterros		
Lixeiras e sucatas		
Pedreiras		

* Estratos que não entram na avaliação da estrutura vertical da vegetação.

** Mais do que um estrato.

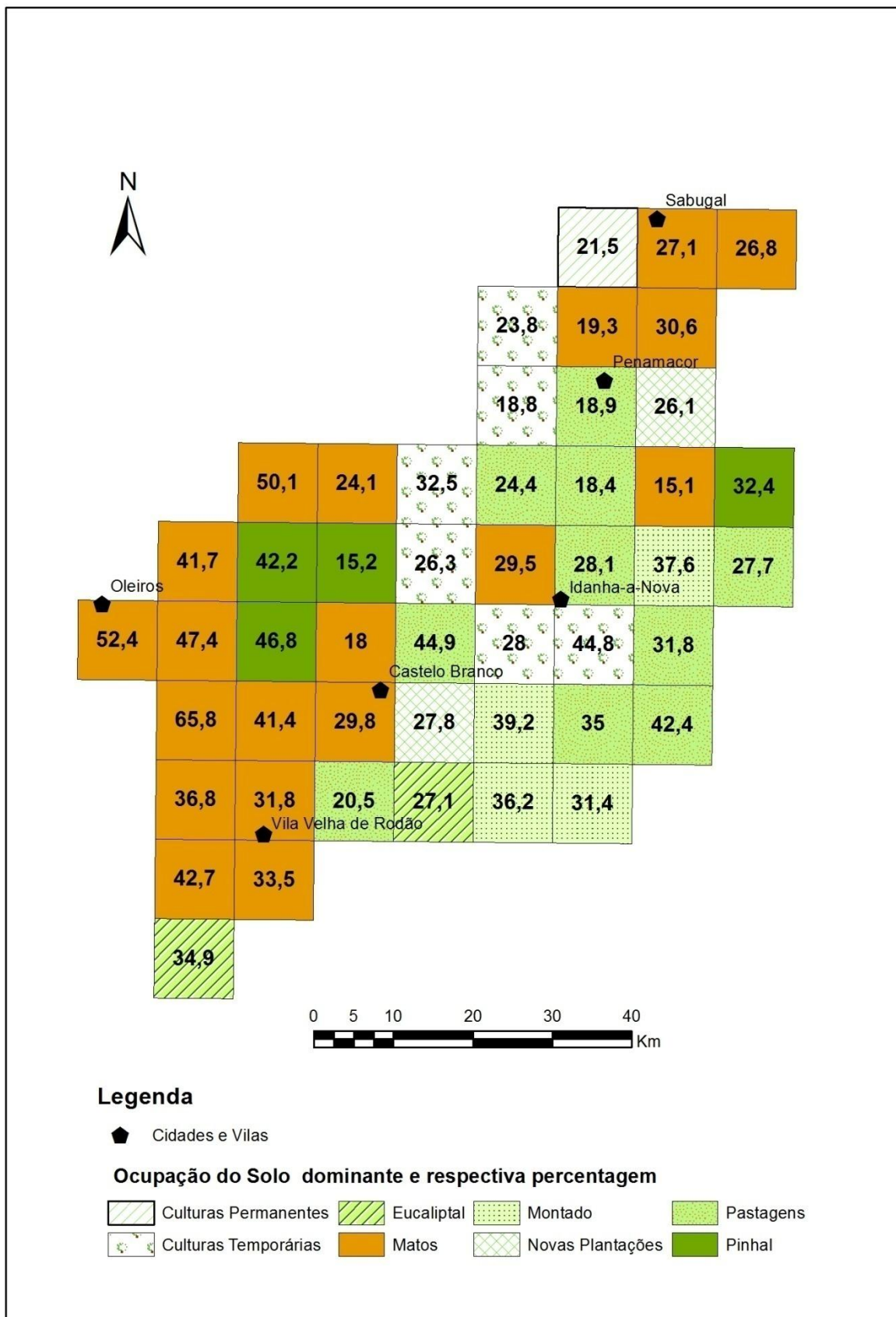


Figura II.1- Carta de dominância de Ocupação do Solo por quadrícula.

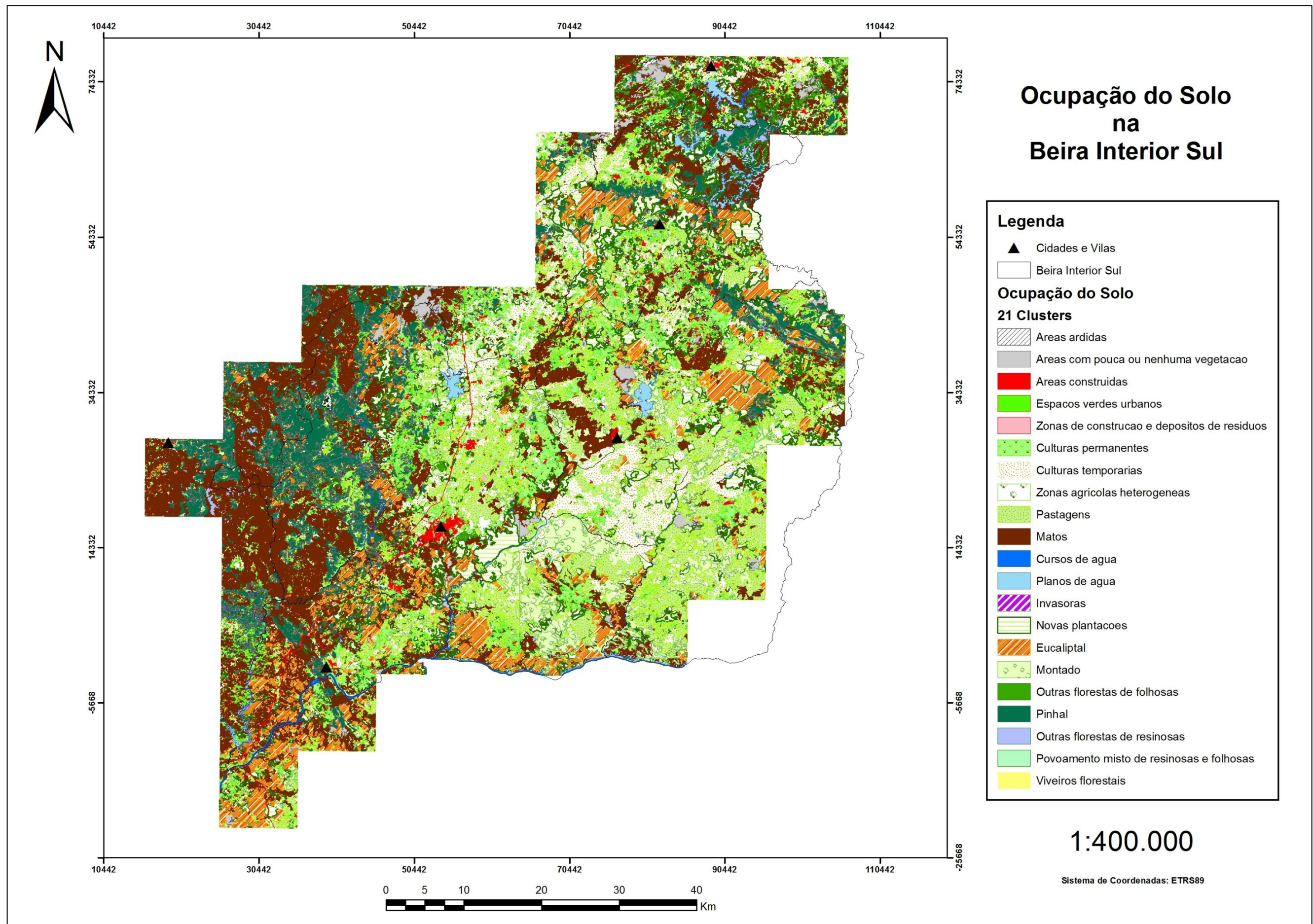


Figura II.2 - Carta da Ocupação do Solo na Beira Interior Sul.

ANEXO III

Métricas da Paisagem e do Relevo

Tabela III.1- Métricas calculadas pelo programa Fragstats para dados raster.

Categoria	Índice	Acrónimo
Métricas de densidade e tamanho de manchas	Número de Manchas	NumP
	Coefficiente de variação do tamanho das manchas	PSCoV
	Desvio padrão do tamanho das manchas	PSSD
	Tamanho médio das manchas	MPS
	Índice de maior mancha	LPI
	Riqueza de manchas	PR
	Densidade de riqueza de manchas	PRD
Métricas de forma	Índice de mancha média	MSI
	Índice de forma ponderada pela área das manchas	AWMSI
	Dimensão fractal da forma média	MPFD
	Média ponderada da forma da área	AWMPFD
	Índice de forma da paisagem	LSI
Métricas de diversidade e de interdispersão	Índice de equitabilidade de Shannon	SHEI
	Índice de equitabilidade de Simpson	SIEI
	Índice de equitabilidade modificado de Simpson	MSIEI
	Índice de diversidade de Simpson	SDI
	Índice de diversidade modificado de Simpson	MSIDI
	Índice de proximidade média	MPI
	Índice de vizinhança próxima média	MNN
	Índice de interdispersão	IJI
	Área total da paisagem	TLA
Métricas de fronteira	Densidade de orlas	ED
	Total de orlas	TE
Métricas de área de núcleo	Área total de núcleo	TCA
	Densidade da área de central	CAD
	Área média de núcleo	MCA
	Desvio padrão de área de núcleo	CASD
	Coefficiente de variação da área de núcleo	CACoV
	Índice de área total de núcleo	TCAI
	Coefficiente de variação da área de central	CACV1
	Desvio padrão de área de núcleo 1	CASD1
	Índice de área média de núcleo	MCAI
	Índice de área média de núcleo 1	MCA1
	Número de áreas de núcleo	NCA

Tabela III.2 - Resultados das métricas espaciais (sem a métrica do relevo) nos primeiros quatro eixos, extraídos por ACC.

Coordenadas do Biplot		Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3	Eixo 4	
Variáveis ambientais						
Métricas da Paisagem	MPS	-0,3891	0,0466	-0,4325	0,3777	
	ED	0,2556	-0,0726	0,5911	-0,1773	
	AWMSI	0,5672	-0,1220	-0,2346	0,3477	
	SHEI	-0,5889	-0,3301	0,1742	-0,1368	
Variância explicada (%)		50,2	21,0	15,8	13	
Variância acumulada		50,2	71,2	87,0	100	
Valores próprios		0,076	0,032	0,024	0,020	1,329
Somatório dos valores próprios canónicos						0,152
Correlação espécies - ambiente		0,732	0,667	0,659	0,712	
Sumário do teste de <i>Monte Carlo</i>						
Teste de significância do 1º eixo canónico:						
	F-ratio	2,609				
	P-value	0,004				

Tabela III.3 - Matriz de correlação de Pearson das métricas da paisagem

		MPI	MNN	IJI	TLA	NumP	MPS	PSCoV	PSSD	TE	ED	MSI	AWMSI	MPFD	AWMPFD	SDI	SEI	TCA	CAD	MCA	CASD	CACoV	TCAI	CACV1	CASD1	LPI	LSI	MCAI	MCA1	NCA	MSDI	PR	PRD	SHEI	SIEI	MSIEI		
MPI	Pearson Correlation	1	,010	,622 ^{**}	,017	-,423 ^{**}	,364	,557 ^{**}	,668 ^{**}	-,377 ^{**}	-,377 ^{**}	,416	,734 ^{**}	,090	,740 ^{**}	-,714 ^{**}	,568 ^{**}	-,385 ^{**}	-,437 ^{**}	,291	,589 ^{**}	,442 ^{**}	,385 ^{**}	,473 ^{**}	,604 ^{**}	,597 ^{**}	-,377 ^{**}	-,080	,337 ^{**}	-,437 ^{**}	-,687 ^{**}	-,533 ^{**}	-,533 ^{**}	-,568 ^{**}	-,653 ^{**}	-,561 ^{**}		
	Sig. (2-tailed)		,944	,000	,909	,003	,011	,000	,000	,008	,008	,003	,000	,544	,000	,000	,000	,007	,002	,044	,000	,002	,007	,001	,000	,000	,008	,590	,019	,002	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	
	N	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48
MNN	Pearson Correlation	,010	1	-,040	,143	-,606 ^{**}	,618 ^{**}	-,095	,349 ^{**}	-,646 ^{**}	-,646 ^{**}	,257	-,104	,082	-,159	,010	,005	,644 ^{**}	,605 ^{**}	,642 ^{**}	,369 ^{**}	-,210	,644 ^{**}	-,192	,396 ^{**}	,093	-,646 ^{**}	,636 ^{**}	,634 ^{**}	,604 ^{**}	-,024	,052	,052	,005	,005	-,040		
	Sig. (2-tailed)	,944		,790	,332	,000	,000	,521	,015	,000	,000	,078	,481	,578	,281	,947	,971	,000	,000	,000	,010	,153	,000	,191	,005	,532	,000	,000	,000	,000	,872	,725	,725	,971	,971	,788		
	N	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48
IJI	Pearson Correlation	-,622 ^{**}	-,040	1	-,215	,175	-,107	-,383 ^{**}	-,387 ^{**}	,141	,141	-,114	-,549 ^{**}	,075	-,600 ^{**}	,712 ^{**}	,792 ^{**}	-,153	,220	-,102	-,333 ^{**}	-,307	-,153	-,312	-,322 ^{**}	-,365 ^{**}	,141	,176	-,091	,220	,718 ^{**}	,174	,174	,792 ^{**}	,686 ^{**}	,737 ^{**}		
	Sig. (2-tailed)	,000	,790		,143	,235	,468	,007	,007	,339	,338	,439	,000	,612	,000	,000	,000	,299	,132	,492	,021	,034	,300	,031	,026	,011	,339	,232	,537	,133	,000	,238	,238	,000	,000	,000		
	N	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48
TLA	Pearson Correlation	,017	,143	-,215	1	,007	-,002	,158	,105	-,026	-,027	-,178	,115	-,157	,090	-,129	-,251	,032	-,032	,049	,116	,162	,030	,158	,099	,139	-,026	,046	,009	-,031	-,226	,158	,158	-,251	-,220	-,303 ^{**}		
	Sig. (2-tailed)	,909	,332	,143		,965	,989	,285	,479	,863	,855	,227	,438	,288	,543	,381	,085	,830	,830	,743	,431	,271	,840	,284	,503	,346	,859	,755	,952	,834	,122	,283	,283	,085	,133	,036		
	N	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48
NumP	Pearson Correlation	-,423 ^{**}	-,606 ^{**}	,175	,007	1	-,087	-,664 ^{**}	,974 ^{**}	-,974 ^{**}	-,688 ^{**}	-,155	-,226	-,061	,339	,044	,964 ^{**}	,978 ^{**}	,875 ^{**}	-,648	-,097	,964 ^{**}	,053	-,696	-,314	,974 ^{**}	-,721	-,906	,978 ^{**}	,248	,603	,603	,044	,176	,042			
	Sig. (2-tailed)	,003	,000	,235	,965		,558	,000	,000	,000	,000	,291	,123	,678	,018	,765	,000	,000	,000	,000	,512	,964 ^{**}	,720	,030	,000	,000	,000	,000	,000	,089	,000	,000	,765	,232	,776			
	N	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48
MPS	Pearson Correlation	,364	,618 ^{**}	-,107	-,002	-,915 ^{**}	1	-,034	,607 ^{**}	-,914 ^{**}	-,914 ^{**}	,693 ^{**}	,056	,198	-,043	-,251	,061	,910 ^{**}	-,904 ^{**}	,962 ^{**}	,589 ^{**}	-,197	,910 ^{**}	-,159	,645 ^{**}	,200	-,914 ^{**}	,789 ^{**}	,997 ^{**}	-,904 ^{**}	-,563 ^{**}	-,563 ^{**}	,061	-,077	,049			
	Sig. (2-tailed)	,011	,000	,468	,989	,000		,818	,000	,000	,000	,000	,704	,176	,770	,085	,680	,000	,000	,000	,000	,179	,000	,282	,000	,172	,000	,000	,000	,000	,271	,000	,000	,680	,601	,740		
	N	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48
PSCoV	Pearson Correlation	,557 ^{**}	-,095	-,383 ^{**}	,158	-,087	-,034	1	,748 ^{**}	-,148	-,148	-,092	,928 ^{**}	-,051	,869	-,745 ^{**}	-,750 ^{**}	,179	-,185	,055	,754 ^{**}	,978	,179	,985 ^{**}	,704	,952	-,148	-,483	-,016	-,185	-,778 ^{**}	-,341	-,341	-,750 ^{**}	-,854 ^{**}	-,761 ^{**}		
	Sig. (2-tailed)	,000	,521	,007	,285	,558	,818		,000	,315	,314	,536	,000	,730	,000	,000	,222	,208	,711	,000	,000	,223	,000	,000	,000	,315	,001	,914	,208	,000	,018	,018	,000	,000	,000			
	N	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48
PSSD	Pearson Correlation	,668 ^{**}	,349 ^{**}	-,387 ^{**}	,105	-,664 ^{**}	,607 ^{**}	,748 ^{**}	1	-,709 ^{**}	-,710 ^{**}	,381 ^{**}	,757 ^{**}	,095	,654	-,734 ^{**}	-,557 ^{**}	,729 ^{**}	-,645 ^{**}	,991 ^{**}	,612	,729	,646 ^{**}	,993 ^{**}	,882	-,710	,125	,619	-,725 ^{**}	-,695 ^{**}	,601 ^{**}	,601 ^{**}	,557 ^{**}	,708 ^{**}	-,556 ^{**}			
	Sig. (2-tailed)	,000	,015	,007	,479	,000	,000	,000		,000	,000	,008	,000	,521	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,398	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000	,000		
	N	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48
TE	Pearson Correlation	-,377 ^{**}	-,646 ^{**}	,141	-,026	,974 ^{**}	-,914 ^{**}	-,148	-,709 ^{**}	1	1,000	-,559 ^{**}	-,161	-,108	-,050	,376	,104	-,998 ^{**}	-,988 ^{**}	,922 ^{**}	-,715	,025	-,998 ^{**}	-,011	-,751 ^{**}	-,367	1,000	-,689	-,920	,988 ^{**}	,286	,577 ^{**}	,577 ^{**}	,104	,219	,094		
	Sig. (2-tailed)	,008	,000	,339	,863	,000	,000	,315	,000		,000	,000	,275	,464	,737	,008	,483	,000	,000	,000	,000	,868	,000	,939	,000	,010	,000	,000	,000	,000	,049	,000	,000	,483	,135	,523		
	N	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48
ED	Pearson Correlation	-,377 ^{**}	-,646 ^{**}	,141	-,027	,974 ^{**}	-,914 ^{**}	-,148	-,710 ^{**}	1,000	1	-,559 ^{**}	-,161	-,108	-,050	,376	,104	-,998 ^{**}	-,988 ^{**}	,922 ^{**}	-,715	,024	-,998 ^{**}	-,012	-,751 ^{**}	-,367	1,000	-,689	-,920	,988 ^{**}	,287	,577 ^{**}	,577 ^{**}	,104	,219	,095		
	Sig. (2-tailed)	,008	,000	,338	,855	,000	,000	,314	,000	,000		,000	,275	,465	,736	,008	,481	,000	,000	,000	,000	,869	,998 ^{**}	,938	,000	,010	,000	,000	,000	,000	,048	,000	,000	,481	,134	,521		
	N	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48
MSI	Pearson Correlation	,416	,257	-,114	-,178	-,688 ^{**}	,693 ^{**}	-,092	,381 ^{**}	-,559 ^{**}	-,559 ^{**}	1	,088	,688 ^{**}	,082	-,055	,234	,541	-,594 ^{**}	,518	,314	-,222	,541	-,166	,391	,086	-,559 ^{**}	,487 ^{**}	,648 ^{**}	-,594 ^{**}	,016	,479 ^{**}	,479 ^{**}	,234	,067	,203		
	Sig. (2-tailed)	,003	,078	,439	,227	,000	,000	,536	,008	,000	,000		,552	,000	,580	,709	,109	,000	,000	,000	,030	,130	,000	,261	,006	,562	,000	,000	,000	,915	,001	,001	,109	,650	,167			
	N	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48
AWMSI	Pearson Correlation	,734 ^{**}	-,104	-,549 ^{**}	,115	-,155	,056	,928 ^{**}	,757 ^{**}	-,161	-,161	,088	1	,035																								

		MPI	MNN	IJI	TLA	NumP	MPS	PSCoV	PSSD	TE	ED	MSI	AWMSI	MPFD	AWMPFD	SDI	SEI	TCA	CAD	MCA	CASD	CACoV	TCAI	CACV1	CASD1	LPI	LSI	MCAI	MCA1	NCA	MSIDI	PR	PRD	SHEI	SIEI	MSIEI		
MSIDI	Pearson Correlation	,687**	-,024	,718**	-,226	,248	-,162	-,778**	-,695**	,286	-,287	,016	-,807**	,178	-,787**	,955**	,912**	-,313	,343	-,235	-,680**	-,712**	-,312	-,715**	-,643**	-,756**	,286	,241	-,172	,343	1	,464**	,464**	,912**	,968**	,939**		
	Sig. (2-tailed)	,000	,872	,000	,122	,089	,271	,000	,000	,049	,048	,915	,000	,225	,000	,000	,000	,031	,017	,109	,000	,000	,031	,000	,000	,000	,048	,098	,243	,017		,001	,001	,000	,000	,000		
	N	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48
PR	Pearson Correlation	,533**	,052	,174	,158	,603**	-,563**	-,341**	-,601**	,577**	,577**	-,479**	-,414**	-,128	-,380**	,639**	,197	-,577**	,610**	-,546**	-,579**	-,238	-,577**	-,266	-,593**	-,444**	,577**	-,221	-,553**	,610**	,464**	1	1,000**	,197	,384**	,140		
	Sig. (2-tailed)	,000	,725	,238	,283	,000	,000	,018	,000	,000	,000	,001	,003	,386	,008	,000	,180	,000	,000	,000	,000	,103	,000	,068	,000	,002	,000	,132	,000	,000	,001		,000	,180	,007	,342		
	N	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48
PRD	Pearson Correlation	,533**	,052	,174	,158	,603**	-,563**	-,341**	-,601**	,577**	,577**	-,479**	-,414**	-,128	-,380**	,639**	,197	-,577**	,610**	-,546**	-,579**	-,238	-,577**	-,266	-,593**	-,444**	,577**	-,221	-,553**	,610**	,464**	1,000**	1	,197	,384**	,140		
	Sig. (2-tailed)	,000	,725	,238	,283	,000	,000	,018	,000	,000	,000	,001	,003	,386	,008	,000	,180	,000	,000	,000	,000	,103	,000	,068	,000	,002	,000	,132	,000	,000	,001	,000		,000	,180	,007	,342	
	N	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48
SHEI	Pearson Correlation	,568**	,005	,792**	-,251	,044	,061	-,750**	-,557**	,104	,104	,234	-,755**	,284	-,761**	,874**	1,000**	-,135	,158	-,048	-,554**	-,713**	-,134	-,701**	-,500**	-,683**	,104	,418**	,043	,158	,912**	,197	,197	1	,926**	,956**		
	Sig. (2-tailed)	,000	,971	,000	,085	,765	,680	,000	,000	,483	,481	,109	,000	,050	,000	,000	,000	,361	,283	,746	,000	,000	,363	,000	,000	,000	,482	,003	,770	,283	,000	,180	,180		,000	,000		
	N	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48
SIEI	Pearson Correlation	,653**	,005	,686**	-,220	,176	-,077	-,854**	-,708**	,219	,219	,067	-,879**	,142	-,836**	,919**	,926**	-,247	,278	-,165	-,700**	-,800**	-,247	-,796**	-,650**	-,821**	,219	,333**	-,089	,278	,968**	,384**	,384**	,926**	1	,942**		
	Sig. (2-tailed)	,000	,971	,000	,133	,232	,601	,000	,000	,135	,134	,650	,000	,336	,000	,000	,000	,091	,056	,262	,000	,000	,091	,000	,000	,000	,134	,021	,546	,056	,000	,007	,007	,000		,000		
	N	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48
MSIEI	Pearson Correlation	,561**	-,040	,737**	-,303	,042	,049	-,761**	-,556**	,094	,095	,203	-,760**	,239	-,750**	,828**	,956**	-,125	,148	-,043	-,549**	-,729**	-,124	-,721**	-,500**	-,693**	,095	,377**	,034	,147	,939**	,140	,140	,956**	,942**	1		
	Sig. (2-tailed)	,000	,788	,000	,036	,776	,740	,000	,000	,523	,521	,167	,000	,102	,000	,000	,000	,399	,317	,772	,000	,000	,401	,000	,000	,000	,522	,008	,818	,317	,000	,342	,342	,000	,000			
	N	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48

Realce a roxo escuro - métricas distintas com correlação igual a 1.

Realce a roxo claro - métricas distintas com correlação superior a 0,900.

Realce a laranja - métricas distintas com correlação negativa e um nível de significância entre 0,0001 e 0,005.

Realce a amarelo - métricas distintas com correlação positiva e um nível de significância entre 0,0001 e 0,005

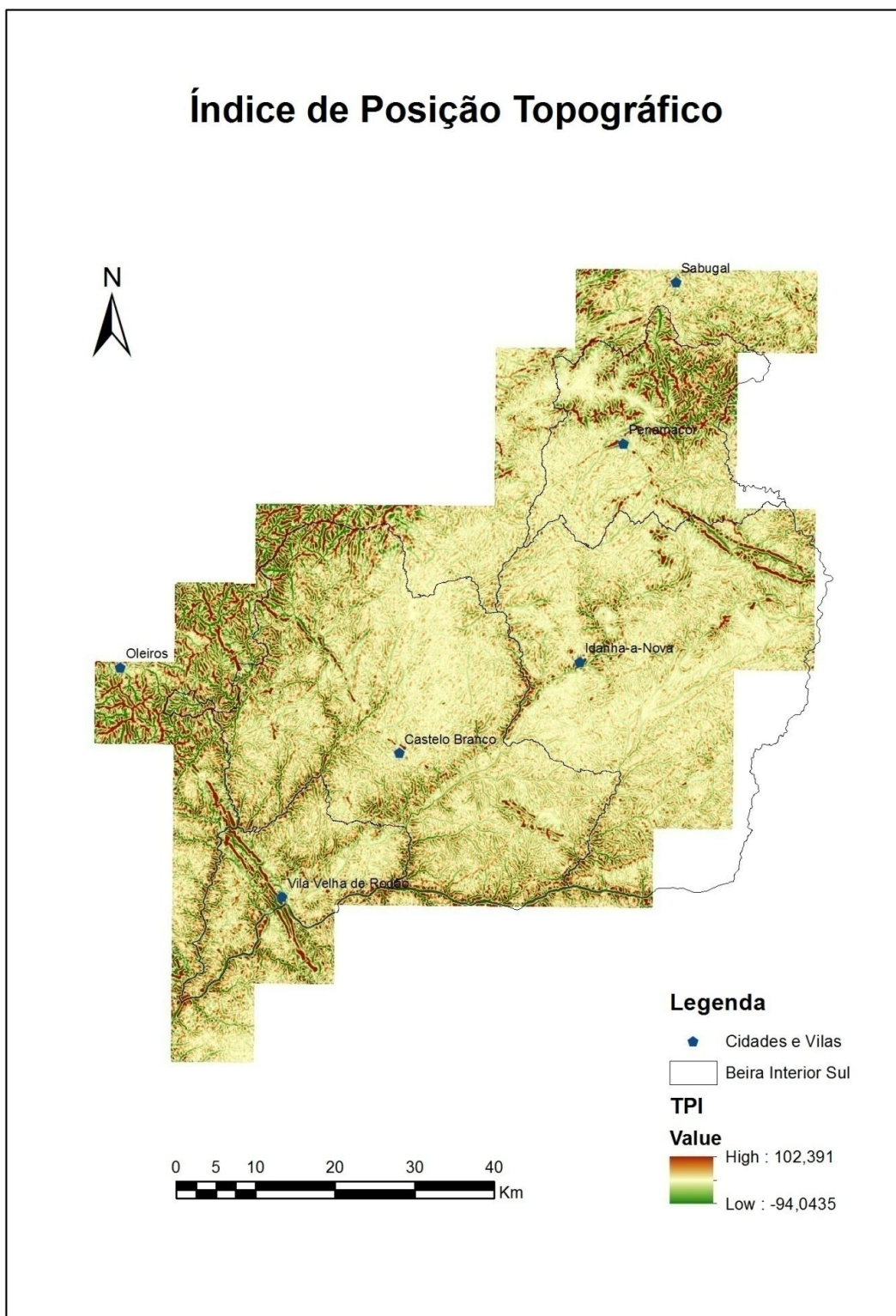


Figura III.1 - Resultados das métricas espaciais (sem a métrica do relevo) nos primeiros quatro eixos, extraídos por ACC.

ANEXO IV

Tipos Fisionómicos de Habitat

Tabela IV.1 - Resultados da análise por tipos fisionómicos de habitat.

UTM	Quadrícula (1 a 48)	Áreas abertas sem vegetação (%)	Estrato Herbáceo (%)	Estrato Arbustivo (%)	Estrato Arbóreo (%)	Heterogéneo (%)	Áreas artificializadas (%)	Cursos de água (%)	Planos de água (%)	Total (%)	Nº de Aves
29SPE52	22	5,29	28,11	20,31	36,15	1,63	1,84	0,29	6,37	100,0	26
29TPE66	2	0,36	6,53	48,14	33,41	3,46	2,21	0,87	5,02	100,0	31
29SPE22	19	1,04	13,09	32,61	40,46	7,15	1,52	0,00	4,12	100,0	21
29SPD08	46	1,49	2,87	49,08	38,71	0,74	1,31	1,70	4,11	100,0	16
29SPE32	20	0,40	25,16	40,34	22,46	6,96	2,71	0,00	1,98	100,0	23
29TPE55	5	0,70	11,97	40,36	42,27	2,46	0,68	0,00	1,56	100,0	35
29SPE61	32	0,29	31,76	29,11	36,62	0,79	0,56	0,00	0,88	100,0	31
29TPE65	6	0,21	1,72	44,21	52,49	0,59	0,03	0,00	0,75	100,0	21
29TPE44	7	0,48	16,58	45,41	32,73	4,06	0,16	0,00	0,58	100,0	27
29SPE40	37	0,23	22,10	21,37	54,86	0,62	0,19	0,11	0,52	100,0	16
29SPE51	31	1,41	27,01	57,34	12,42	0,96	0,35	0,00	0,51	100,0	16
29SPE42	21	0,02	26,93	36,91	31,37	3,76	0,33	0,17	0,50	100,0	15
29SPD09	40	0,32	2,79	40,94	46,90	5,90	1,55	1,18	0,43	100,0	21
29TPE63	15	1,92	11,70	33,02	47,08	4,61	1,27	0,00	0,39	100,0	23
29TPE33	12	0,76	8,75	46,79	31,62	10,12	1,60	0,00	0,36	100,0	13
29SPD19	41	0,68	8,95	43,99	40,42	2,41	3,07	0,16	0,32	100,0	15
29SPE62	23	1,23	18,75	26,23	52,62	0,58	0,30	0,00	0,29	100,0	14
29TPE23	11	14,26	4,59	35,04	38,76	5,49	1,58	0,00	0,28	100,0	3
29SPE72	24	0,20	27,71	42,22	28,28	1,08	0,19	0,06	0,25	100,0	42
29TPE54	8	1,36	18,94	39,36	27,81	10,43	1,89	0,00	0,21	100,0	35
29SPE50	38	1,36	35,03	31,57	31,64	0,08	0,07	0,06	0,19	100,0	23
29SPD29	42	1,90	20,47	36,95	35,95	1,26	0,41	2,87	0,19	100,0	13
29TPE64	9	1,45	15,33	41,19	40,83	0,51	0,26	0,31	0,11	100,0	36
29SPE30	36	3,97	14,04	39,55	34,61	5,26	1,53	0,95	0,11	100,0	28
29TPE73	16	3,98	18,02	23,07	53,81	0,71	0,30	0,00	0,11	100,0	35
29TPE45	4	1,80	10,33	44,01	40,86	2,10	0,80	0,00	0,10	100,0	14
29SPE20	35	2,25	9,57	46,19	27,69	3,75	10,13	0,33	0,09	100,0	10
29SPE31	29	2,07	45,00	25,11	19,34	5,51	2,88	0,00	0,09	100,0	28
29TPE43	13	0,47	24,42	39,41	30,36	4,78	0,43	0,04	0,09	100,0	19
29SPE41	30	0,46	14,61	50,82	26,85	6,11	0,84	0,22	0,09	100,0	32
29TPE53	14	1,27	18,36	39,62	35,18	4,68	0,78	0,03	0,07	100,0	4
29SPE21	28	0,29	15,71	33,87	40,38	7,08	2,15	0,47	0,05	100,0	17
29SPE11	27	0,67	6,19	25,45	59,12	7,01	0,89	0,63	0,05	100,0	18
29SPE02	17	0,46	0,13	44,67	49,43	4,51	0,77	0,00	0,03	100,0	15
29SPE12	18	2,63	1,27	39,56	51,66	3,91	0,56	0,39	0,03	100,0	10
29SPD07	48	2,57	10,65	29,76	53,59	1,17	1,04	1,20	0,02	100,0	28
29SNE91	25	0,05	0,21	54,66	38,95	4,92	1,20	0,00	0,01	100,0	27
29TPE76	3	4,77	16,05	47,87	24,75	4,99	1,55	0,00	0,01	100,0	29
29SPD18	47	2,48	9,45	41,08	41,97	1,02	0,47	3,52	0,01	100,0	13
29SPE01	26	0,10	0,23	49,12	47,14	2,75	0,54	0,10	0,00	100,0	21
29SPD59	45	0,74	29,14	24,64	43,84	0,18	0,08	1,38	0,00	100,0	19
29SPD39	43	0,05	18,20	20,15	57,86	2,00	0,38	1,36	0,00	100,0	13
29SPD49	44	0,67	15,72	19,07	63,11	0,11	0,00	1,31	0,00	100,0	24
29SPE10	34	0,29	3,18	45,30	44,40	4,74	1,28	0,81	0,00	100,0	26
29SPE00	33	0,33	1,02	67,21	22,67	7,10	1,25	0,42	0,00	100,0	9
29SPE60	39	2,32	42,37	18,37	36,61	0,33	0,01	0,00	0,00	100,0	18
29TPE13	10	1,64	0,11	54,53	39,53	3,08	1,11	0,00	0,00	100,0	13
29TPE56	1	0,46	12,82	14,41	35,84	29,26	7,22	0,00	0,00	100,0	12

ANEXO V

Áreas Classificadas

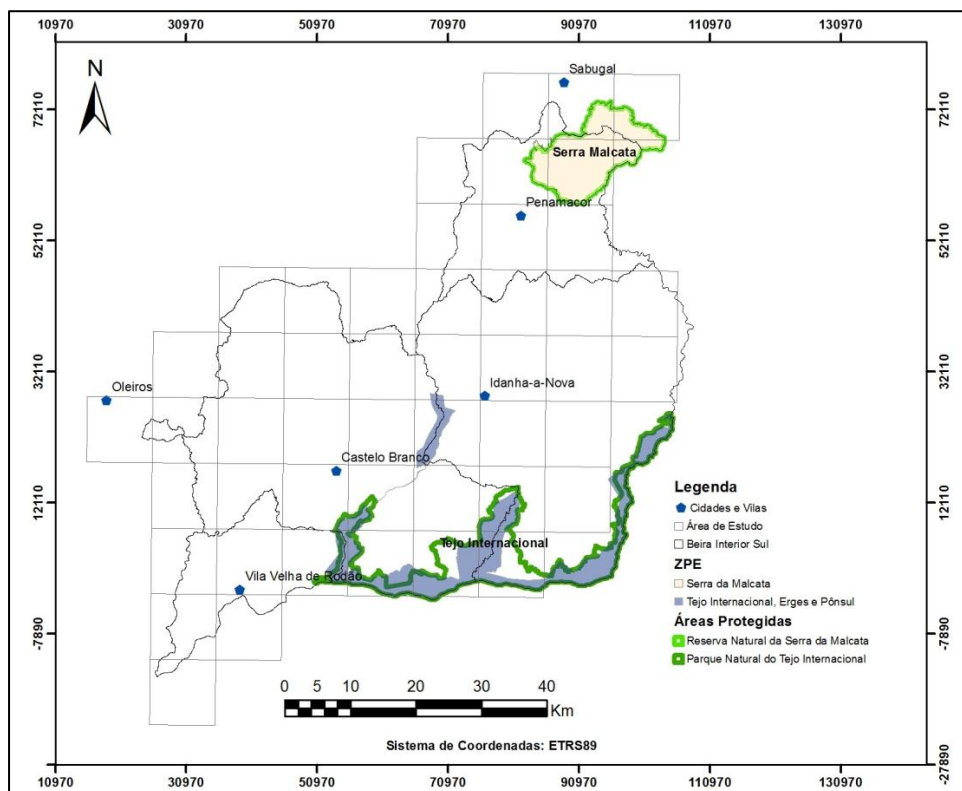


Figura VI.1 - Carta das Zonas de Protecção Especial da Beira Interior Sul.

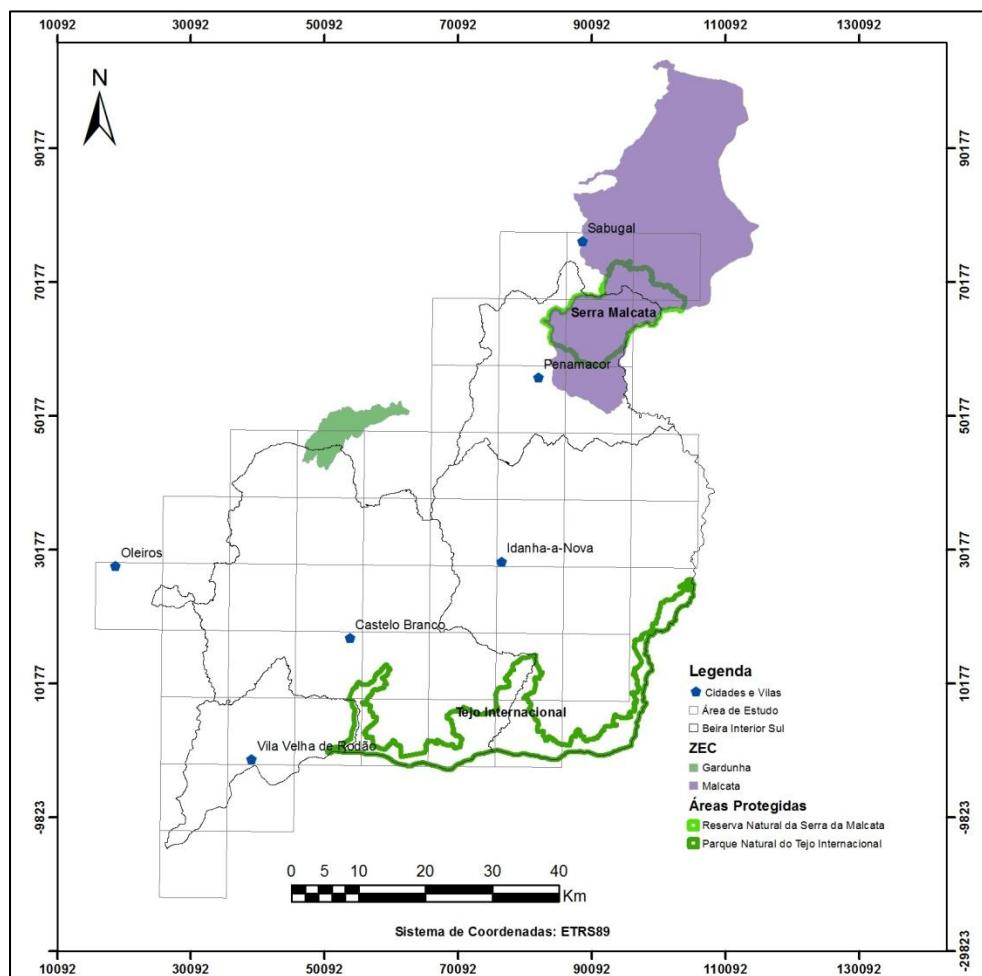


Figura VI.2 - Carta das Zonas Especiais de Conservação da Beira Interior Sul.

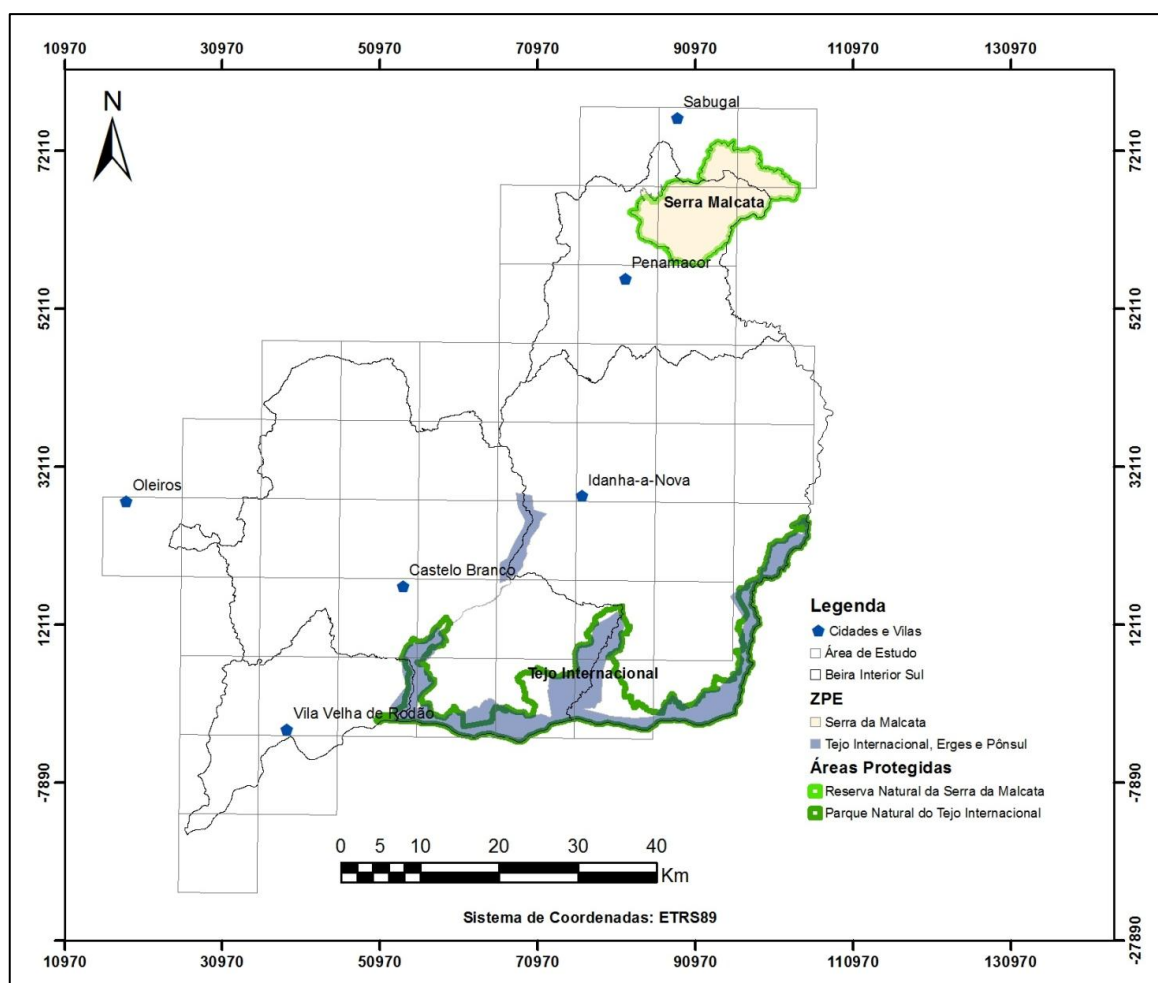


Figura VI.3 - Carta das Áreas de Protecção de Avifauna da Beira Interior Sul.