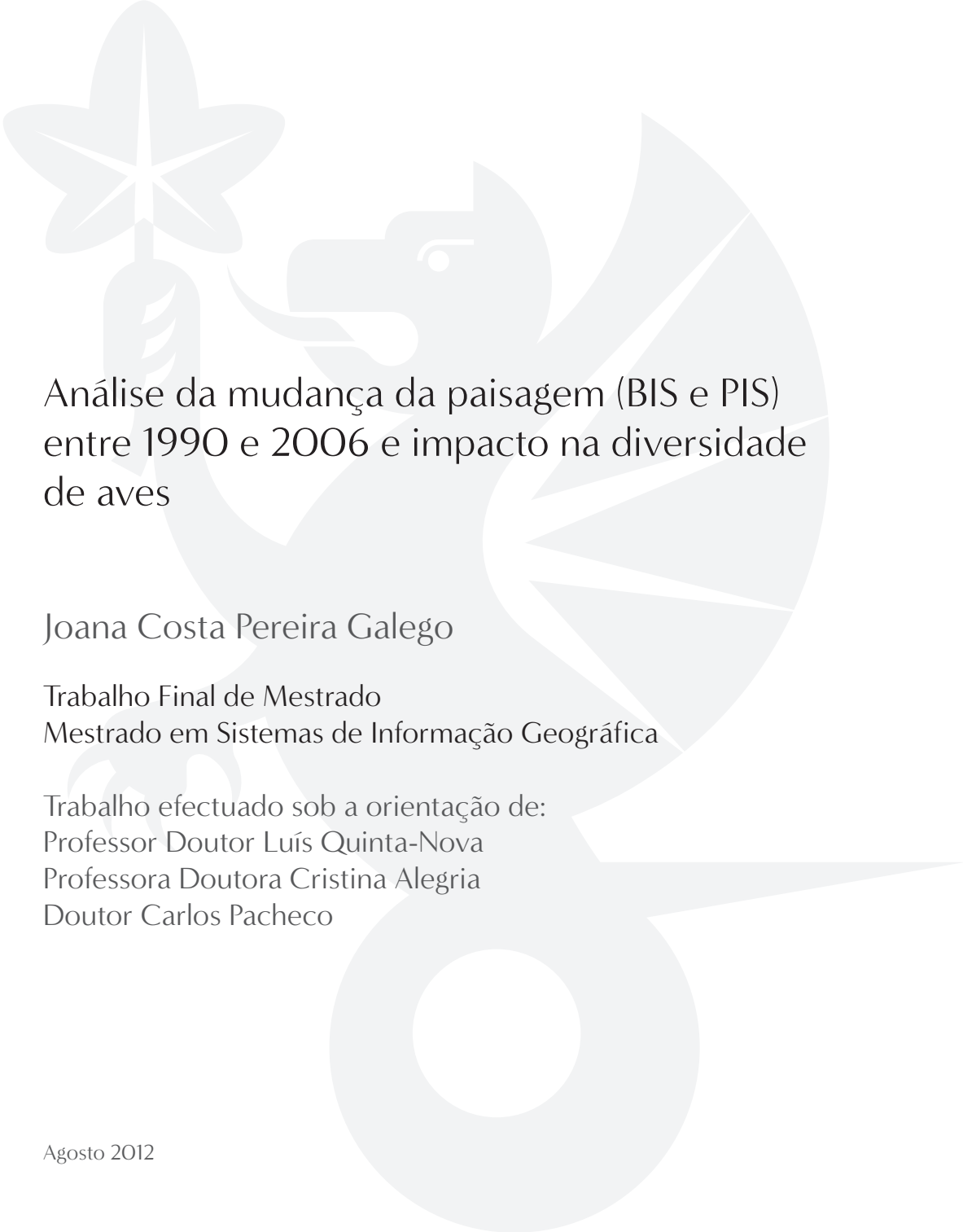




Instituto Politécnico de Castelo Branco
Escola Superior Agrária



Análise da mudança da paisagem (BIS e PIS) entre 1990 e 2006 e impacto na diversidade de aves

Joana Costa Pereira Galego

Trabalho Final de Mestrado
Mestrado em Sistemas de Informação Geográfica

Trabalho efectuado sob a orientação de:
Professor Doutor Luís Quinta-Nova
Professora Doutora Cristina Alegria
Doutor Carlos Pacheco

Agosto 2012

Análise da mudança da paisagem (BIS e PIS) entre 1990 e 2006 e impacto na diversidade de aves

Joana Costa Pereira Galego

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, realizada sob a orientação científica da Doutora Cristina Maria Martins Alegria e Doutor Luís Cláudio de Brito Brandão Guerreiro Quinta-Nova, Professores Adjuntos da Unidade Departamental de Recursos Naturais e Desenvolvimento Sustentável do Instituto Politécnico de Castelo Branco e do Doutor Carlos Miguel Pacheco, técnico da Mãe D'Água - Consultadoria Técnica em Áreas de Interesse Natural, Lda.

Agosto, 2012

Agradecimentos

Ao iniciar a apresentação do presente trabalho desejo expressar a minha sincera gratidão às pessoas que colaboraram na sua concretização.

Aos meus orientadores internos, Professor Doutor Luis Quinta-Nova e Professora Doutora Cristina Alegria, por todo o apoio científico, sugestões e correcções, pela compreensão e ajuda na transposição das fases mais complicadas, pelo interesse e entusiasmo constantes.

Ao meu orientador externo, Doutor Carlos Miguel Pacheco pelo seu rigor científico, suas sugestões, conselhos e amizade.

À Professora Doutora Teresa Albuquerque pela forma como me recebeu e ajudou numa fase fundamental do trabalho.

Ao meu irmão, João, pela ajuda e apoio incondicional.

Aos meus pais por tornarem possível e por vibrarem comigo na concretização desta fase.

Por fim, um agradecimento especial ao António pela compreensão, apoio e encorajamento constantes.

Palavras-chave: Análise de padrões espaciais; Análise multivariada; Biodiversidade; Ecologia da paisagem; Sistemas de Informação Geográfica.

Resumo

Este trabalho tem como objectivo principal a verificação da hipótese da existência de correlação entre a composição e estrutura da paisagem e a riqueza de espécies nidificantes, bem como a evolução desta correlação entre 1990 a 2006, nas regiões da Beira Interior Sul e Pinhal Interior Sul.

Foram utilizadas ferramentas de SIG para avaliar e caracterizar a estrutura espacial e temporal das unidades da paisagem e da riqueza específica das aves, aliadas a métodos de análise estatística. Foi realizada uma análise de correlação dos dados para verificar a relação entre as variáveis referentes à paisagem e o índice de riqueza específica, seguida da Análise Canónica de Correspondências de modo a verificar a relação entre as espécies de aves nidificantes e a ocupação do solo. Através da Análise Discriminante classificou-se a diversidade das espécies. Procedeu-se, igualmente, à interpolação espacial com recurso à geoestatística.

Os resultados revelaram que houve fragmentação da paisagem, evoluindo para uma maior heterogeneidade em 2006. Verificou-se existência de correlação entre a estrutura e composição da paisagem com a riqueza de espécies, registando-se o aumento do número destas.

Foi demonstrado que através dos SIGs, aliados à análise de dados é facilitada a percepção e compreensão espacial de fenómenos.

Keywords Biodiversity, Landscape ecology, multivariate analysis, analysis of spatial patterns, Geographic Information Systems.

Abstract

This work has as main objective to verify the hypothesis of correlation between the composition and structure of the landscape and the richness of avian breeding species in the period 1990 to 2006, in regions of “Beira Interior Sul” and “Pinhal Interior Sul”. GIS tools were used to evaluate and characterize the spatial and temporal units of landscape and avian species richness, along with methods of statistical analysis. Was performed a correlation analysis of data to verify the relationship between the variables related to landscape and the diversity index, preceded by a canonical correlation analysis to associate the species to the land use in order to establish the relationship between them and the structure of landscape classes. Through discriminant analysis was classified the diversity of species which was after spatially interpolated using geostatistics.

The results revealed that there was fragmentation, evolving to a more heterogeneous landscape in 2006. There was correlation between the structure and composition of the landscape and species richness, registering an increase in the number of these.

It was demonstrated that through the GIS, together with the data analysis is facilitated awareness and understanding of spatial phenomena.

Índice geral

	Página
AGRADECIMENTOS	Iv
RESUMO	Vi
ABSTRACT	Viii
ÍNDICE DE FIGURAS	Ix
ÍNDICE DE TABELAS	X
LISTA DE ABREVIATURAS	xi
1. INTRODUÇÃO	1
2. Descrição do caso de estudo	4
2.1. Enquadramento geográfico	4
3. Material e métodos	6
3.1. Descrição da informação de base utilizada	6
3.2. Metodologia	8
3.2.1. Verificação da alteração da paisagem	11
3.2.2. Análise numérica da paisagem	11
3.2.3. Análise estatística	12
3.2.4. Estatística espacial	16
4. Resultados e discussão	16
4.1. Análise da evolução da paisagem	16
4.1.1. Evolução da ocupação do solo com recurso às métricas da paisagem	21
4.2. Relação entre a Riqueza Específica e as métricas da paisagem	35
4.3. Análise da variabilidade espacial da diversidade avifaunística	46
5. Conclusões	50
Referências bibliográficas	52
Anexos	54

Índice de figuras

	Pagina
Figura 1 - Mapa de localização da área de estudo	4
Figura 2 - Representação das quadrículas dos Atlas relativos às espécies de aves nidificantes	8
Figura 3 - Representação esquemática do processo de harmonização dos dados	10
Figura 4 - Representação esquemática do processo de verificação da alteração das classes de ocupação do solo	11
Figura 5 - Representação esquemática da análise numérica da paisagem	11
Figura 6 - Representação esquemática da análise estatística	15
Figura 7 - Representação esquemática do processo de estatística espacial	16
Figura 8 - Gráfico representativo das alterações em unidades ha ocorridas na ocupação do solo entre 1990 e 2006	17
Figura 9 - Carta da alteração da ocupação do solo entre o período 1990-2006	19
Figura 10 - Representação espacial das métricas das classes de paisagem da BIS e PIS, referentes às datas de 1990-2006	26
Figura 11 - Gráfico de ordenação da CCA das espécies de avifauna observadas em 2002-2005 na área PIS e BIS	38
Figura 12 - Mapas de distribuição da diversidade categorizada pelas classes de ocupação do solo pelas quadrículas	39
Figura 13 - Gráfico de frequências do valor de diversidade das aves	44
Figura 14 - Gráfico das variáveis discriminantes 1 e 2 e grupos de valores 1, 2 e 3 do índice de diversidade de espécies	
Diagrama bi-plot da correlação entre as classes de ocupação do solo e os eixos F1 e F2	44
Figura 15 - Gráfico de semivariâncias	46
Figura 16 - Mapa de riqueza avifaunística na região PIS e BIS	47
Figura 17 - Mapa representativo da diversidade de aves e das classes de ocupação da paisagem	48

Índice de tabelas

	Página
Tabela 1 - Área ocupada em ha por Nuts III e concelhos de acordo com a Carta Administrativa Oficial de Portugal	5
Tabela 2 - Características da cartografia de base CLC'90 e CLC2006	6
Tabela 3 - Métricas da paisagem da PIS e BIS, referentes às datas de 1990 e 2006	21
Tabela 4 - Métricas das classes de paisagem da PIS e BIS, referentes às datas de 1990 e 2006	23
Tabela 5 - Matriz de correlação relativa ao coeficiente de Pearson do índice de Margalef, com as métricas da paisagem	35
Tabela 6 - Resultados da análise de CCA entre as espécies e as variáveis ambientais das classes de ocupação da paisagem	37
Tabela 7 - Sumário do teste de Monte Carlo para a CCA entre as espécies e as variáveis ambientais descritas	37
Tabela 8 - Variação do índice de diversidade de aves relativo aos dados das publicações dos Atlas de 1989 e 2008	39
Tabela 9 - Matriz de correlação relativa ao coeficiente de correlação de Pearson, do índice de Margalef, referente à data de 1989, com as métricas das classes da paisagem, referente à data de 1990	40
Tabela 10 - Matriz de correlação relativa ao coeficiente de correlação de Pearson, do índice de Margalef, referente à data de 2008, com as métricas das classes da paisagem, referente à data de 2006	41
Tabela 11 - Matriz de análise univariada do índice de riqueza de aves	43
Tabela 12 - Matriz do resultado da análise univariada do valor de diversidade de aves	43
Tabela 13 - Tabela de correlação variáveis/factores	45
Tabela 14 - Matriz de confusão para a amostra de validação	45

Lista de abreviaturas

ACC - Análise de correspondência canónica

AD - Análise Discriminante

CLC - *CORINE Land Cover*

BIS - Beira Interior Sul

CORINE - *Coordination of Information on the Environment*

CLC90 - Carta de ocupação e/ou uso do solo do território nacional referente ao ano de 1990

CLC2006 - Carta de ocupação e/ou uso do solo do território nacional referente ao ano de 2006

ETRS - *European Terrestrial Reference System 1989*

GDR - Grupo de Detecção Remota

IGP - Instituto Geográfico Português

IA - Agencia do Ambiente

MSS - Landsat Multispectral Scanner

NUT - Nomenclatura das Unidades Territoriais para fins Estatísticos

PIS - Pinhal Interior Sul

SIG - Sistemas de Informação Geográfica

TM - Thematic Mapper

UMC - Unidade Mínima Cartográfica

UTM - *Universal Transverse Mercator*

HYDICE - *Hyperspectral Digital Imagery Collection Experiment*

CASI - *Compact Airborne Spectrographic Imager*

AISA - *Compact Airborne Spectrographic Imager*

1. Introdução

A Convenção Europeia da Paisagem (EEA 2007) refere-se à paisagem como a “expressão formal das numerosas relações existentes num determinado período entre a sociedade e um território definido topograficamente, sendo a sua aparência o resultado da acção, ao longo do tempo, dos factores humanos e naturais e da sua combinação”. A composição e estrutura e o modo como interagem os padrões da paisagem é o que determina as dinâmicas ecológicas que nela subsistem.

As mudanças da paisagem são consideradas como resultado das interacções entre factores de origem antropogénica e naturais (físicos). São disto exemplo, as alterações no uso do solo, a fragmentação, a degradação dos habitats e os fenómenos climáticos extremos.

Os diversos estudos de análise da evolução da paisagem que têm sido utilizados pretendem avaliar as consequências ambientais das alterações da paisagem, sendo mais comuns as baseadas na avaliação temporal dos padrões espaciais e na avaliação quantitativa da estrutura da paisagem (López *et al.* 2001, Flamenco-Sandovala *et al.* 2007, Rutherford *et al.* 2008, Viana e Aranha 2008).

O pioneiro ecólogo da paisagem, C. Troll (1950,1968,1971), definiu a Ecologia da Paisagem como o estudo das relações físico-biológicas que governam as diferentes unidades espaciais de uma região (Forman e Godron 1986). Ele considerou as relações como sendo verticais (dentro das unidades espaciais) e horizontais (entre as unidades espaciais). A ecologia da paisagem incide em três características da paisagem - estrutura, função e alteração - e as suas aplicações utilizando estes princípios na formulação e resolução de problema (Forman e Godron, 1986). Neste trabalho será analisada a estrutura horizontal a qual diz respeito essencialmente ao tamanho, forma, número e configuração de manchas e matriz.

Constitui-se como problema para esta investigação, saber até que ponto as mudanças da paisagem influenciam a riqueza da avifauna no território situado em duas NUTS III da Beira Interior.

O estudo dos padrões e configuração da paisagem numa perspectiva temporal é fundamental para compreender os processos ecológicos e, por consequência, para a conservação da avifauna. Entender a relação entre as dinâmicas da paisagem e as aves pode ajudar a prever os efeitos das mudanças no habitat sobre as populações de aves.

As populações avifaunísticas, principalmente as dotadas de especificidade a nível do habitat e da alimentação, poderão, face a alterações da paisagem, não ter a capacidade de adaptação perante estas mudanças e, conseqüentemente, sofrer um decréscimo a nível das comunidades, ou mesmo, perante casos extremos, serem conduzidas à extinção local. Porém, perante essas mesmas alterações paisagísticas poderão delas beneficiar, resultando num acréscimo da riqueza específica das comunidades de avifauna (Willson 1974; Roth 1976).

Neste sentido, o presente trabalho, desenvolvido no âmbito do Projecto Final do Mestrado em SIG, consiste no estudo da evolução da paisagem a partir de cartas de ocupação do solo, obtidas por detecção remota, num período de 16 anos (1990-2006), na região Interior Centro do

país (Beira Interior Sul e Pinhal Interior Sul), bem como a influência da dinâmica das unidades de paisagem sobre as aves nidificantes dessa região, utilizando programas informáticos específicos.

Foram realizados vários estudos sobre a correlação entre as variações no número e abundância das espécies de aves com os atributos dos fragmentos da paisagem, onde se verificou uma relação próxima entre estas duas variáveis na maioria das situações (Howe 1984, Kitchener e tal 1982, Rafe e tal. 1985, Moore e Hoper 1975, Ambuel e Temple 1983, Galli e tal 1976, Opdam et al.). Mais especificamente tem sido demonstrado que a diversidade de espécies está fortemente relacionada com o tamanho dos fragmentos da paisagem (Peterken 1974,1977; Moore and Hooper 1975; Galli et al. 1976; Whitcomb 1977; Gottfried 1979; Robbins 1980; Ambuel and Teple 1983; Lynch and Whigha 1984 cit. por Forman e Godron 1986 cit. por Krebs 1985). O tamanho das manchas é uma variável importante que afecta a biomassa, produção e armazenamento de nutrientes por unidade de área, bem como a composição e diversidade de espécies (Krebs 1985). Porém, em alguns estudos, o efeito directo de uma área fragmentada no número de espécies de avifauna presentes não foi encontrado (Weiss 1989). O foco exclusivo na fragmentação dos habitats desvia a importância do facto de que, frequentemente, é a estrutura de todo o mosaico da paisagem que é importante para as aves e não somente o tamanho ou a forma dos fragmentos (Weiss 1985).

A constante alteração da superfície terrestre pelo homem tem vindo a exigir informação cada vez mais detalhada e contínua, para uma boa gestão da sustentabilidade dos ecossistemas (Cabral 2008).

O recurso aos Sistemas de Informação Geográfica permite a criação de nova informação a partir de informação já existente, sendo a utilização destas ferramentas fulcral no estudo de fenómenos ambientais, permitindo a produção, obtenção e análise de dados georreferenciados. Aliado a esta ferramenta, temos a estatística que permite analisar os fenómenos para inferir as suas relações.

Constituiu-se como finalidade deste trabalho, analisar a dinâmica temporal da paisagem na referida área e verificar a sua correlação com a dinâmica populacional da avifauna nidificante.

Será apresentada uma análise de mudanças temporais da paisagem em duas importantes sub-regiões (NUTS III) da zona Centro de Portugal, o Pinhal Interior Sul (PIS) com predominância de ocupação florestal e a Beira Interior Sul (BIS), predominantemente agrícola.

O primeiro objectivo do estudo é caracterizar, quantificar e comparar a composição e estrutura da paisagem das regiões em questão, a partir de informação base - CORINE Land Cover - referente ao ano de 1990 e 2006 e analisar as alterações observadas a nível das unidades de paisagem.

O segundo objectivo é o estudo das implicações, decorrentes da alteração verificada na paisagem, na composição da comunidade de avifauna nidificante presente no território em estudo.

A questão que aqui se coloca é saber qual a contribuição das alterações da paisagem, numa perspectiva horizontal, em duas regiões com características distintas, para a dinâmica das comunidades nidificantes de avifauna.

Para responder a esta questão, pretende-se, numa primeira abordagem, efectuar uma análise temporal dos padrões espaciais do uso do solo, através da quantificação da estrutura da paisagem, método utilizado em Ecologia da Paisagem.

Numa segunda abordagem, serão analisadas as implicações da dinâmica da paisagem sobre as populações de avifauna nidificantes no território em estudo com recurso a métodos estatísticos de descrição e análise univariada exploratória, bivariada para compreender a relações entre os elementos e multivariada de ordenação e classificação das espécies associadas às unidades de paisagem.

Por fim, torna-se fundamental para a compreensão da interacção das alterações da paisagem com as espécies avifaunísticas, o cruzamento dos resultados obtidos.

Pretende-se, com este tipo de trabalho, auxiliar os decisores locais e regionais no direccionamento da aplicação dos recursos e na elaboração de políticas de desenvolvimento para a região, como servir de suporte para futuras investigações acerca de dinâmicas ambientais.

2. Descrição do caso de estudo

No presente capítulo faz-se um breve enquadramento da área de estudo.

2.1 - Enquadramento geográfico

A Região da Beira Interior Sul localiza-se na parte Sul Interior da Região Centro e ocupa cerca de 370 389 ha, de acordo com a Carta Administrativa Oficial de Portugal (IGP 2012), 367 km de perímetro, altitude máxima 1227 m e mínima de 50 m.

Relativamente à divisão de regiões agrárias, a Beira Interior Sul está inserida na Região Agrária da Beira Interior. Quanto à Nomenclatura das Unidades Territoriais para Fins Estatísticos está completamente abrangida por uma NUTS II (Centro) e uma NUTS III (Beira Interior Sul). É constituída por 4 concelhos, nomeadamente, Castelo Branco, Idanha-a-Nova, Penamacor e Vila Velha de Rodão e 58 freguesias, pertencentes ao distrito de Castelo Branco (figura 1). Do total da área, 20 105 ha são classificados como sítios Rede Natura 2000, 37 846 ha são zonas de protecção especial integradas na Rede Natura 2000, e num total de 38 427 ha são áreas protegidas (26 482 ha de Parque Natural e 11 945 ha de Reserva Natural).

A região do Pinhal Interior Sul tem uma área de 190 950 ha, perímetro de 246 km e altitude máxima de 1082 m e mínima de 48 m. É formado pelos municípios de Mação, Oleiros, Proença-a-Nova, Sertã e Vila de Rei (figura 1). Não é provido de áreas protegidas e Rede Natura 2000.

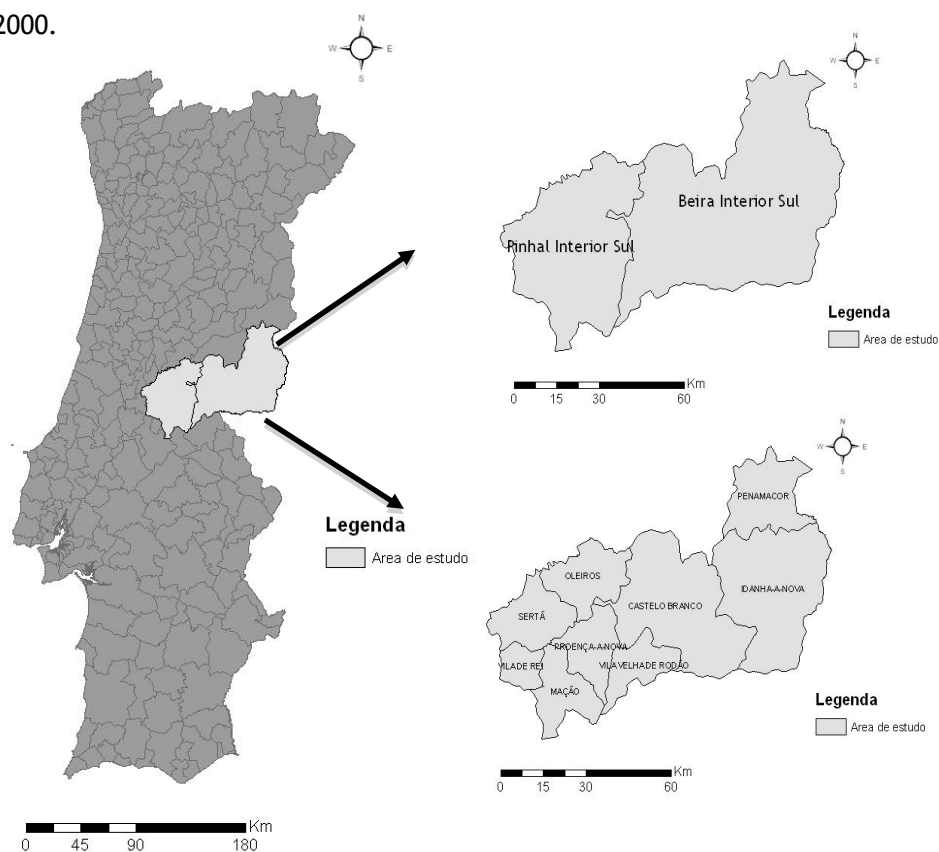


Figura 1- Mapa da localização da área de estudo Fonte: Atlas do ambiente, 2001

Tabela 1 - Área ocupada em ha por NUTS III e concelhos de acordo com a Carta Administrativa Oficial de Portugal (IGP 2012)

	Área (ha)
PIS	190 950
Mação	40 347
Oleiros	47 917
Proença-a-Nova	38 649
Sertã	45 637
Vila de Rei	18 400
BIS	370 389
Castelo Branco	141 478
Idanha-a-Nova	138 996
Penamacor	57 228
Vila Velha de Ródão	32 687

Relativamente à variação do crescimento populacional efectivo no período de 1991-2001, segundo as estatísticas do INE (2001) houve um decréscimo a nível geral, registando-se apenas um aumento no concelho de Castelo Branco.

3. Material e Métodos

3.1 - Descrição da informação de base utilizada

Neste trabalho foi utilizado como informação de base a ocupação do solo a partir do CORINE LAND COVER 90 (CLC'90) e do CORINE LAND COVER 2006 (CLC2006). Na tabela seguinte apresentam-se as características da informação de base utilizada.

Tabela 2 - Características da cartografia de base CLC'90 e CLC2006

Designação	<i>Corine Land Cover 90</i>	<i>Corine Land Cover 2006</i>
Acrónimo	CLC'90	CLC2006
Escala	1/100 000	1/100 000
Unidade mínima	25 ha	25 ha
Data de referência	1985/86/87	
Modelos de dados	Vectorial	Vectorial
Representação espacial	Polígonos	Polígonos
Sistema de classificação	Hierárquico <i>a priori</i>	Hierárquico <i>a priori</i>
	43 classes, 3 níveis hierárquicos	43 classes, 3 níveis hierárquicos
Dados de referência	Imagem de satélite	Imagem de satélite
Produtor	IGP/IA	IGP

O projecto CORINE Land Cover iniciou-se durante a década de 80 sob a competência da Comissão Europeia e consistiu na elaboração de uma carta temática de ocupação do solo para toda a Europa (CLC'90), com base em interpretação visual de imagens satélite - Landsat (MSS e TM), referentes a Portugal no período compreendido entre 1985 e 1987 - e em informação auxiliar, tendo sido Portugal o primeiro país a completar e a disponibilizar a referida carta. Esta carta contém informação vectorial sobre o uso e a ocupação do solo do território de Portugal Continental, e foi produzida à escala 1:100 000, com área mínima de 25 ha. Foi utilizado um sistema de nomenclatura hierárquico, organizado em três níveis e composto por 44 classes, que pretende abranger a totalidade das unidades de paisagem existentes nos diferentes estados membros (Bossard et al. 2000):

- Nível 1 - 5 classes
- Nível 2 - 15 classes
- Nível 3 - 44 classes

Os produtos CLC 2006 foram criados no âmbito da iniciativa *Global Monitoring for Environment and Security Land Fast Track Service Precursor* (GMES Land FTSP) para Portugal Continental. O GMES Land FTSP é uma iniciativa da Agência Europeia do Ambiente (EEA) e da Comissão Europeia (CE), que envolve actualmente 38 países e tem nomeadamente como objectivo actualizar os mapas produzidos em iniciativas CORINE Land Cover anteriores (EEA 2007).

O processo de produção foi levado a cabo e coordenado pelo Grupo de Detecção Remota

(GDR) do Instituto Geográfico Português (IGP). A interpretação visual foi realizada por uma equipa de fotointérpretes com recurso ao programa Interchange, que consiste numa adaptação do ArcView 3.2 da ESRI. Este *software* permitiu comparar directamente as imagens de 2000 e 2006 e incluía uma série de ferramentas de edição adaptadas ao projecto.

De modo a recortar a área de estudo, enquadrando-o com os limites da área em estudo, foi utilizado a informação vectorial dos limites administrativos de Portugal continental, *Carta Toponímia de Concelhos*, à escala 1000K (CNA 1987).

No estudo da variação da composição específica devemos incluir apenas espécies residentes e não temporárias ou migratórias (Krebs 1985), deste modo foi utilizada como informação de base para este trabalho o *Atlas das aves que nidificam em Portugal Continental* (Rufino 1989) e o *Atlas das aves nidificantes em Portugal* (Equipa Atlas 2008).

O projecto *Atlas das Aves que Nidificam em Portugal*, publicado em 1989 (Rufino 1989), resultou de trabalho de campo iniciado em 1978 e terminado em 1984, por profissionais do CEMPA, pertencente à Secretaria de Estado do Ambiente. Foi realizado à escala de 1:50 000 (20 x 32 km), resultando num total 175 folhas, das quais foram utilizadas somente 15, que englobam a área de estudo. Todas as quadrículas foram visitadas em cinco anos sendo o nível de participação reduzido.

O projecto *Atlas das aves nidificantes em Portugal*, publicado em 2008 (ICNB 2008), resultou de uma parceria entre o Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade (ICNB), a Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves (SPEA), o Parque Natural da Madeira (PNM) e a Secretaria Regional do Ambiente e do Mar (SRAM). A quadrícula de referência utilizada neste atlas para Portugal continental foi a resultante da Projecção Universal Transversal de Mercator (UTM) no fuso 29, zonas S e T, o que resulta numa cobertura do continente de 1005 quadrículas de 10x10 km, das quais 65 foram utilizadas neste trabalho. As folhas da Carta Militar de Portugal utilizadas para o trabalho de campo corresponderam à Série M888 - Escala 1:25 000. Este projecto contou com a participação de cerca de 500 colaboradores voluntários. O período de recolha de informação no campo decorreu entre 1999 e 2005. O trabalho de campo foi efectuado em dois períodos distintos por ano, garantindo que as visitas coincidissem com as épocas de nidificação das espécies mais precoces e das mais tardias.

A distribuição das espécies de aves nidificantes em Portugal apresenta-se em ambos os Atlas através de mapas de distribuição em formato analógico. Os mapas da figura 2, a seguir apresentados, representam as quadrículas de referência no levantamento das espécies de aves pelas equipas dos Atlas.

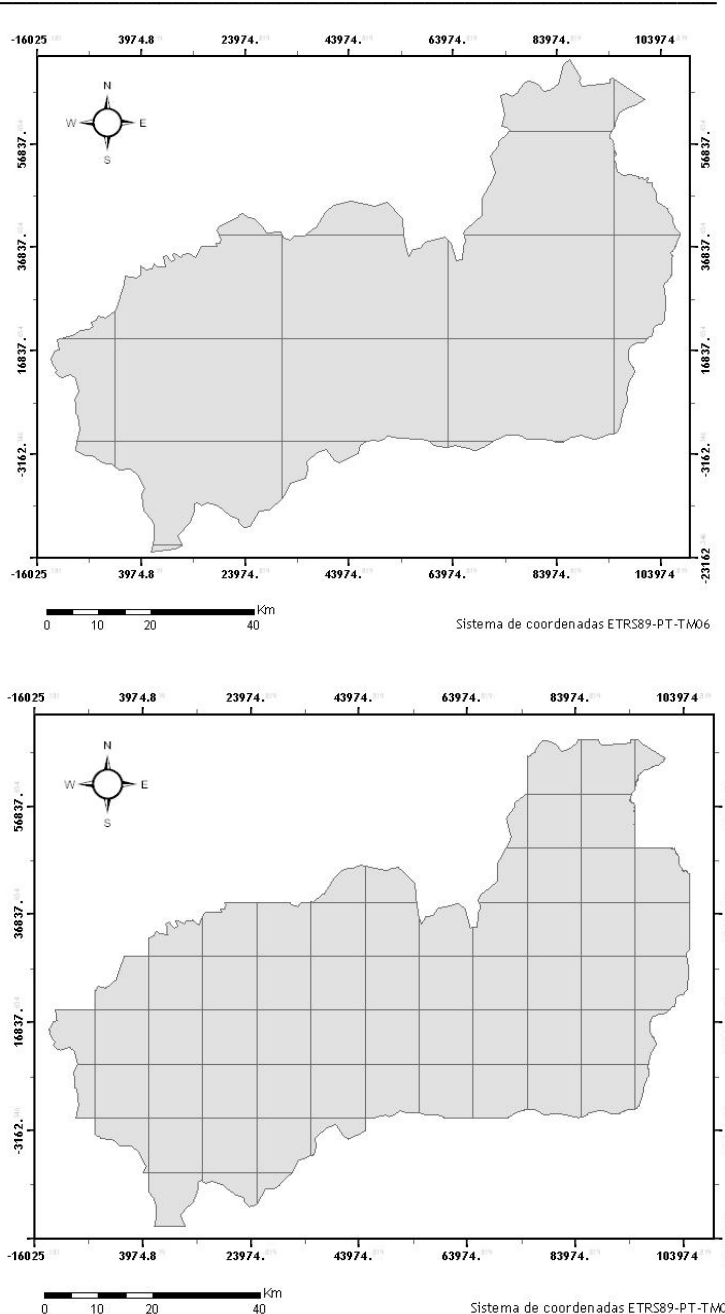


Figura 2 - Representação das quadrículas dos Atlas relativos às espécies de aves nidificantes das publicações de 1989 e 2008 respectivamente.

3.2. Metodologia

A metodologia que se apresenta de seguida esta subdividida de acordo com os processos efectuados ao longo do desenvolvimento do trabalho.

3.2.1 - Harmonização dos dados

Na abordagem metodológica, interessa inicialmente, perceber até que ponto a informação de base, as cartografias e os dados sobre as aves nidificantes podem ser compatíveis, tanto a nível estrutural, como a nível temático. Estas diferenças, por sua vez, determinam a metodologia aplicada neste estudo e influenciam directamente os resultados. Assim, o primeiro passo foi o de harmonizar os processos necessários.

Como referido anteriormente, a informação disponível sobre as aves nidificantes presentes

na área de estudo é analógica e, portanto, tornou-se necessário a digitalização da informação, em ambiente ArcMap, dessa informação no sistema de coordenadas global de referência PT-TM06/ETRS89 (*European Terrestrial Reference System 1989*) conforme a cartografia de base *CORINE Land Cover*, tendo sido para o efeito necessário efectuar a transformação das coordenadas do tema de base referente aos limites dos agrupamentos BIS e PIS, Datum Lisboa - lgeoE para PT-TM06-ERTS89 utilizando a ferramenta *Transform* do módulo *Projections and Transformations* em ambiente ArcMap. De seguida, foi imprescindível a harmonização das diferentes escalas em que se encontravam os dados anteriormente referidos, adoptando a escala menor de modo a ter mais coerência na investigação, sendo esta a informação do Atlas referente à publicação de 1989. Foi efectuado um *clip* das cartas CLC com o tema de base dos limites administrativos tendo sido feita uma pré-selecção dos agrupamentos BIS e PIS e posterior exportação para uma nova entidade vectorial.

Quanto à harmonização da cartografia, como a informação digitalizada dos Atlas para a posterior análise, procedeu-se à reclassificação das classes de ocupação do solo das CLC de acordo com a classificação das aves nidificantes relativamente aos habitats vitais.

Os procedimentos de harmonização de nomenclaturas são implementados na base de dados, em cada um dos ficheiros da cartografia, originando um novo código CLC na base de dados, sendo as fronteiras originais dos polígonos posteriormente dissolvidas com base nesse mesmo atributo. Para o efeito, procedeu-se à rasterização dos mapas produzindo-se temas com um pixel de 50 m, sendo o tamanho do pixel recomendado para a escala de 100k, segundo Hengl (2006). Procedeu-se, então, à funcionalidade *Convert Features to Raster* do módulo *Spatial analyst* em ambiente ArcMap do ArcGIS 9.3.1. para a conversão das entidades vectoriais (CLC'90 e CLC2006) em formato matricial.

Assim, resultaram as seguintes 13 classes de ocupação do solo:

- Florestas

Inclui áreas ocupadas com florestas de folhosas e resinosas e florestas mistas de folhosas e coníferas;

- Florestas abertas e vegetação herbácea

Inclui florestas abertas, cortes e novas plantações, vegetação esclerofila, florestas ou vegetação arbustiva de transição e zonas de vegetação esparsa;

- Charnecas ou Matos

Inclui matos;

- Rocha nua

Apenas inclui áreas ocupadas com rocha nua;

- Áreas agrícolas heterogéneas

Inclui culturas anuais associadas a culturas permanentes, sistemas culturais e parcelares complexos, zonas principalmente agrícolas com zonas naturais importantes e zonas agro-florestais;

- Culturas permanentes

Inclui vinhas, pomares de árvores de fruto ou de baga e olivais;

- Culturas temporárias
Inclui terras aráveis não irrigadas e terras permanentemente irrigadas;
- Cursos de água
Inclui cursos de água;
- Pastagem
Inclui pastagens espontâneas ou semeadas e prados naturais;
- Planos de água
Inclui massas de água;
- Tecido Urbano
Inclui tecido urbano contínuo e tecido urbano descontínuo;
- Zonas aridas
Apenas inclui zonas aridas;
- Zonas industriais
Inclui zonas de extracção mineira, unidades industriais ou comerciais, equipamentos de desporto ou lazer, zonas em construção.

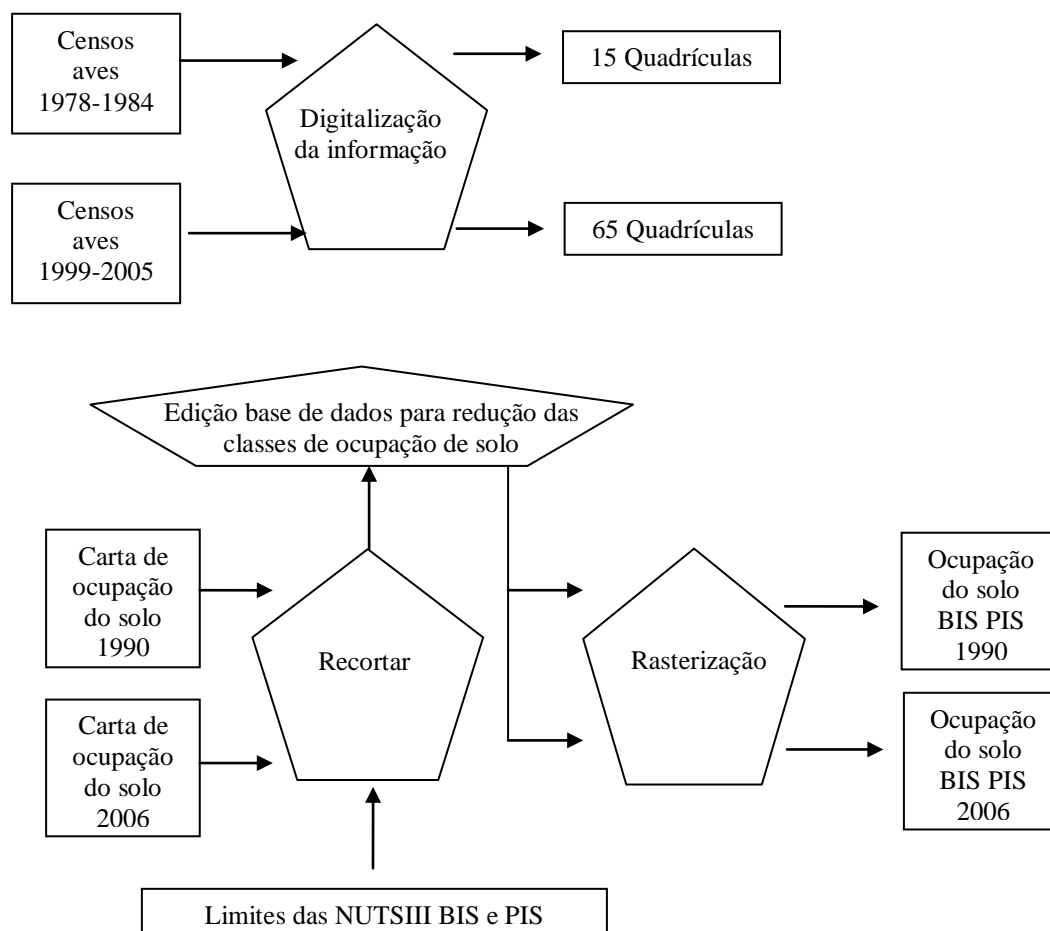


Figura 3 - Representação esquemática do processo de harmonização dos dados

3.2.1 - Verificação da alteração da paisagem

De modo a testar a hipótese inicial recorreu-se ao programa IDRISI Andes para verificar a ocorrência de alterações a nível da paisagem. Importaram-se os dados matriciais relativos ao CLC de 1990 e 2006, atribuiu-se a legenda com o módulo *MAKESIG* para criar as assinaturas respectivas às classes de ocupação do solo anteriormente referidas, e posteriormente o *ASSIGN* para atribuir as assinaturas às respectivas unidades de paisagem. Procedeu-se ao módulo *Land Use Change* de modo a verificar em que classes ocorreram as alterações nas classes de paisagem. Gerou-se uma imagem onde se verificaram as alterações ocorridas entre 1990 e 2006 através do módulo *Land Use Change*.

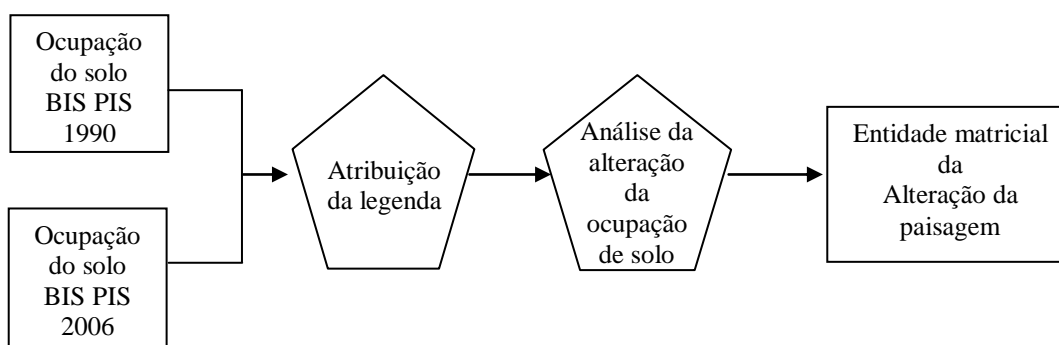


Figura 4 - Representação esquemática do processo de verificação da alteração nas classes de ocupação do solo

3.2.2 - Análise numérica da paisagem

A avaliação das alterações no ambiente pode ser expressa em termos da ocupação do solo e das variações na estrutura da paisagem, que podem ser quantificadas através de métricas descritivas dos padrões de paisagem (Turner et al. 2001). Para a análise da evolução da paisagem foram usadas as cartas de coberto do solo de 1990 e 2006 a nível da paisagem e das classes de ocupação do solo analisando a paisagem no todo e por quadrícula. Fez-se o cálculo das métricas sobre as entidades rasterizadas nas cartas CLC com recurso a uma extensão do ArcGIS, adaptação do programa FRAGSTATS versão 2.0, *Patch Analyst 4* (Rempel 2008), que permite a análise espacial dos padrões da paisagem e modelação dos atributos a eles associados.

Para quantificar a estrutura e composição da paisagem e compará-los numa série histórica utilizaram-se parâmetros em nível de classes e da paisagem, sendo representados espacialmente.

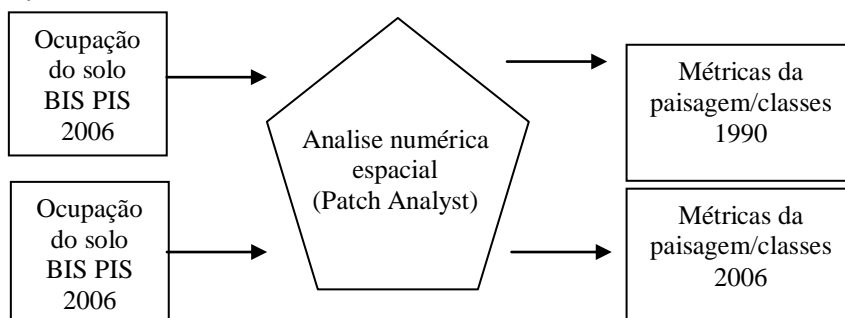


Figura 5 - Representação esquemática da análise numérica da paisagem

3.2.3 - Análise Estatística

O passo seguinte à verificação de ocorrência de alteração da paisagem foi a análise estatística. De modo a seleccionar as métricas a serem analisadas, verificou-se a redundância destas, excluindo o excesso de informação. Procedeu-se, então, à correlação dos dados com recurso ao programa SPSS Statistics v. 17.1. Para o efeito utilizou-se o coeficiente de correlação linear de *Pearson* (anexo 1). É um teste de largo emprego em bioestatística, onde os valores das variáveis X e Y são mensurados a nível de razões. O coeficiente de *Pearson* (r)- pode variar de -1 a 1, e quanto mais próximos desses valores, mais forte a associação das variáveis em exame. Os valores desse coeficiente próximos de 0 indicam uma correlação fraca. Foram tidos em consideração os valores significativos com valor de coeficiente de *Pearson* inferior a 0,8 para um nível de significância de 5% ($r_{Pearson} \leq 0,6$ e $Sig \leq \alpha = 0,05$), garantindo a representatividade da paisagem através de métricas de área, densidade e tamanho das manchas, de fronteira, forma, diversidade e interdispersão.

Relativamente à informação digitalizada dos Atlas, foi calculado o índice de *Margalef*. Este é um índice simples de diversidade que expressa a riqueza ponderada pelo tamanho amostral, sendo representado da seguinte forma $Dm = (S-1) \ln(N)$, onde Dm é a diversidade, S é o número de espécies por quadrícula amostral e N é o número total de espécies encontradas. Este procedimento foi realizado com recurso ao Microsoft Office Excel. Os resultados foram posteriormente transpostos para entidade vectorial do tipo ponto.

Fez-se posteriormente uma análise bivariada dos dados. Na análise bivariada, estuda-se a possibilidade de existir algum tipo de relação entre duas variáveis, uma de exposição e uma de resposta. Para realizar a análise bivariada recorreu-se novamente ao software SPSS v.17.1, utilizando a ferramenta do grupo *Analyze - Bivariate - Correlate*. A hipótese formulada para esta análise transcreve a possibilidade da existência de relação entre as variáveis que representam a estrutura da paisagem e o índice de diversidade de espécies (índice de *Margalef*), utilizando como amostras as 15 quadrículas em estudo. Ao formular esta hipótese, tentou-se averiguar de que forma se relacionam os elementos analisados da paisagem, e para isso, optou-se por aplicar uma Correlação de *Pearson* visto que é o método mais poderoso e apenas pode ser utilizado em variáveis quantitativas (Martinez e Ferreira 2006). Este coeficiente mede a intensidade e a direcção da associação de tipo linear entre duas variáveis quantitativas (Moroco, 2006).

A análise multivariada tem sido muito utilizada na análise de processos ecológicos, pois analisa múltiplos atributos (MacGarigal et al 2000). A necessidade de recorrer à análise multivariada surge quando temos mais do que uma variável a ser analisada num grande número de amostras e há a necessidade de estudar simultaneamente as suas relações. Devido ao facto das observações relatadas em 1989 por quadrículas corresponder a uma amostragem reduzida (15 quadrículas) não se poderá proceder à análise multivariada sobre estas (MacGarigal et al 2000). Procedeu-se, então, à análise sobre as 65 quadrículas referentes ao levantamento do Atlas publicado em 2008.

Utilizou-se para a ordenação das espécies, por classe de ocupação do solo, a Análise Canónica de Correspondências (ACC).

Os métodos de ordenação podem ajudar a deduzir relações de grandes comunidades de plantas e animais com os factores ambientais que influenciam a sua presença (Ter Braak e Smilauer 1988).

Na ordenação directa, os eixos são somas ponderadas de variáveis ambientais, correspondendo os eixos à direcção em que conjuntos de dados possam ser explicados por variáveis ambientais, estando as amostras posicionadas de acordo com a covariância e a associação entre as espécies (MacCune e Grace 2002). Assim, os métodos de ordenação constituem-se como os mais indicados para descobrir a variabilidade na composição das espécies que pode ser explicada pelas variáveis ambientais medidas (Ter Braak et al. 2002).

A ACC foi aplicada através do programa CANOCO 4.5 (Ter Braak e Smilauer 2001), fornecendo uma visão da estrutura das comunidades biológicas. Com esta análise pretendeu-se detectar os habitats mais utilizados pelas diferentes espécies. A ACC é um tipo de análise multivariada que permite investigar o relacionamento entre duas séries de variáveis: um grupo de variáveis X e outro grupo de variáveis Y. A associação entre os grupos de variáveis tem como resultante a correlação (Rc) - denominada Canónica.

Para a realização destas análises foram construídas duas matrizes. A primeira tem por base a presença ou ausência codificada com os valores 1 e 0 respectivamente das 148 espécies de aves observadas nas 65 quadrículas de amostragem da área em estudo. A segunda matriz é constituída pelas variáveis ambientais que influenciam a presença destas espécies nos diferentes tipos de habitats. Assim, estabeleceu-se a relação entre o grupo das espécies (presença ou ausência) em relação aos valores das métricas relativa à área das classes de ocupação do solo através do cruzamento dos dados obtidos através da ACC e consulta da bibliografia de apoio *Aves de Portugal. Ornitologia do território continental* (Catry et al 2000) tomando em consideração os aspectos do ponto de vista da alimentação, habitat e nidificação das espécies podendo cada uma corresponder a um ou mais tipos de habitat.

Procedeu-se novamente à correlação bivariada através do coeficiente de correlação de *Pearson* de modo a verificar o que sucede ao índice de diversidade de *Margalef*, aplicado às observações da avifauna presente nas 65 quadrículas ordenadas pelas 13 classes, quando os valores resultantes das 10 métricas da estrutura e composição da paisagem por classes variam.

O passo seguinte foi verificar quais as classes de ocupação do solo que estão associadas à diversidade de espécies. Para o efeito, foi realizada uma análise multivariada utilizando o método de Análise Discriminante (AD). Como já referido anteriormente, a amostra (quadrículas) referentes ao Atlas da publicação de 1989 é de pequena dimensão o que não permitiu a análise directa dos dados referentes a este período de tempo. Como alternativa, optou-se por incluir no estudo as 65 amostragens em quadrículas do ano referente à publicação do Atlas de 2008, sendo então analisadas as 148 espécies nidificantes.

A AD é uma ferramenta estatística cujo propósito pode ser identificar factores ecológicos ou ambientais que melhor explicam as diferenças dos padrões de distribuição de um ou mais organismos (MacGgarigal et al. 2000). É uma análise classificativa que procura descrever as relações entre dois ou mais grupos de entidades com base num conjunto de variáveis discriminantes. O objectivo é classificar observações desconhecidas e verificar quais variáveis

que são mais importantes para a discriminação entre grupos.

Para proceder à AD foi, em primeira instância, calculado o índice de *Margalef* para as 148 espécies relativas à publicação de 2008 e calculados os quartis dos 65 valores resultantes referentes às 65 quadrículas de amostragem. Foi atribuída uma pontuação de acordo com o quartil em que o valor de riqueza específica se encontrava. A pontuação atribuída foi compreendida entre os valores 1 e 3, onde é classificada como 1 uma baixa diversidade; 2 média diversidade; e 3 elevada diversidade. Cada quadrícula de amostragem recebeu uma pontuação geral. As quadrículas com valores que se encontram no primeiro quartil foram classificadas como baixa diversidade de espécies, e as que se encontravam no último quartil foram classificadas como elevada riqueza específica.

Efectuou-se a análise estatística descritiva (frequências) no programa *Microsoft Excel for Windows*. A AD foi realizada com recurso à extensão XLSTAT, admitindo como variável dependente o valor obtido pela classificação do quartil e como variáveis independentes as 13 classes de ocupação do solo. Foram analisadas 65 observações em 14 variáveis (1 dependente e 13 independentes) no período de 2000-2006.

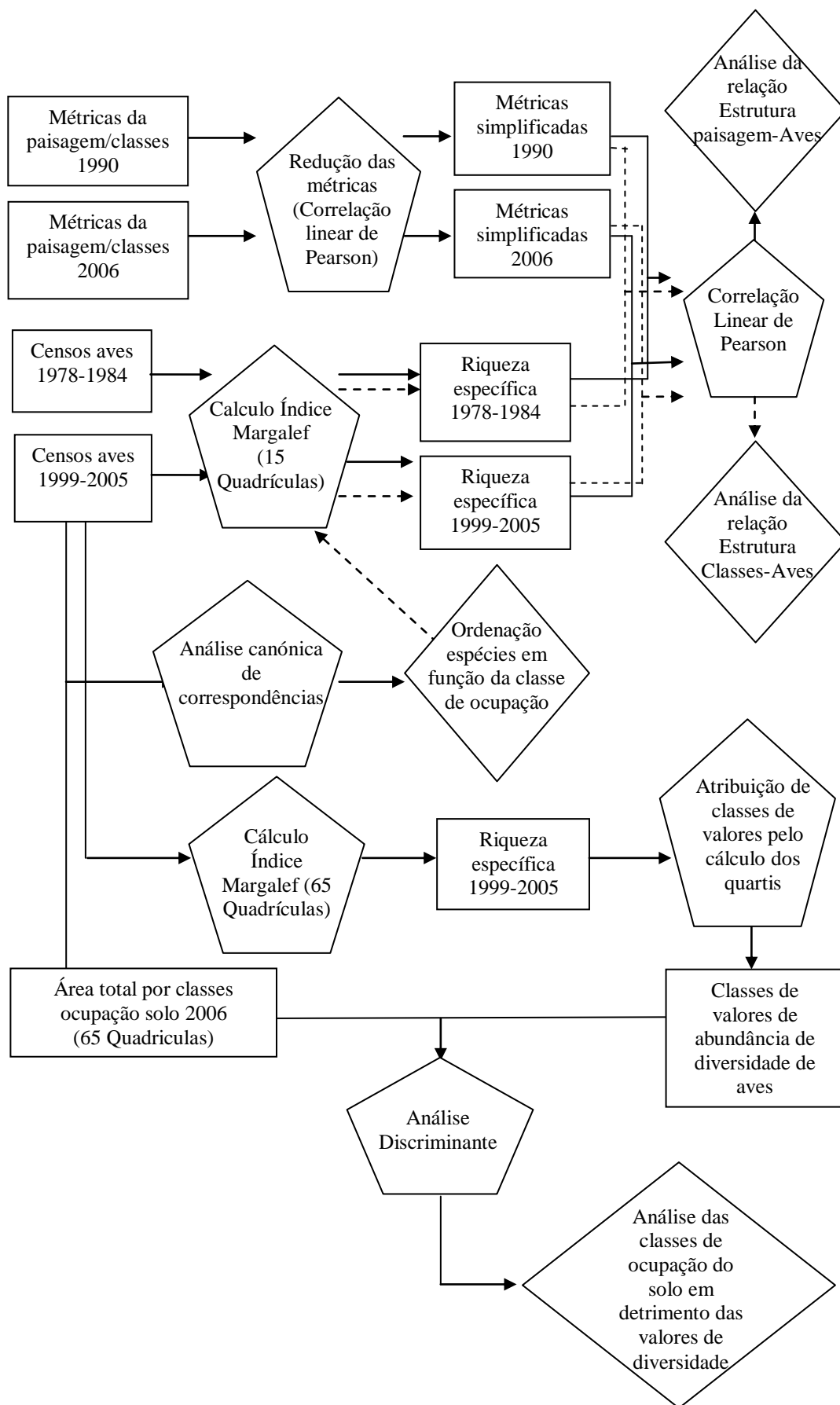


Figura 6 - Representação esquemática da análise estatística

3.2.4 Estatística espacial

Para finalizar, seguiu-se uma análise através de procedimentos geostatísticos para a identificação estrutural e simulação, através da krigagem ordinária, de modo a observar como a variabilidade espacial da diversidade de espécies referente ao período de 2000-2005 depende da orientação relativa das localizações dos dados observados. Para o efeito, utilizou-se o módulo *Geostatistical Analyst* do programa ArcGis 9.3.

A análise geoestatística dos dados ocorre em duas fases, a primeira consiste na verificação e, se possível, na modelação do semivariograma. O semivariograma consiste no gráfico das semivariâncias em função da distância a um ponto. Por sua vez a semivariância define-se como a medida do grau de dependência espacial entre duas amostras, sendo a magnitude entre dois pontos A e B, dependente da distância A-B. A segunda fase denomina-se como Krigagem. A Krigagem segundo Soares (2006), é o estimador geoestatístico, um interpolador de mínimos quadrados, através do qual os problemas de estimação de uma grandeza ficam resolvidos de um modo quase automático. Assenta num modelo de variograma que é uma medida da continuidade e homogeneidade estrutural do processo espacial, do qual se conhece apenas um conjunto de amostras.

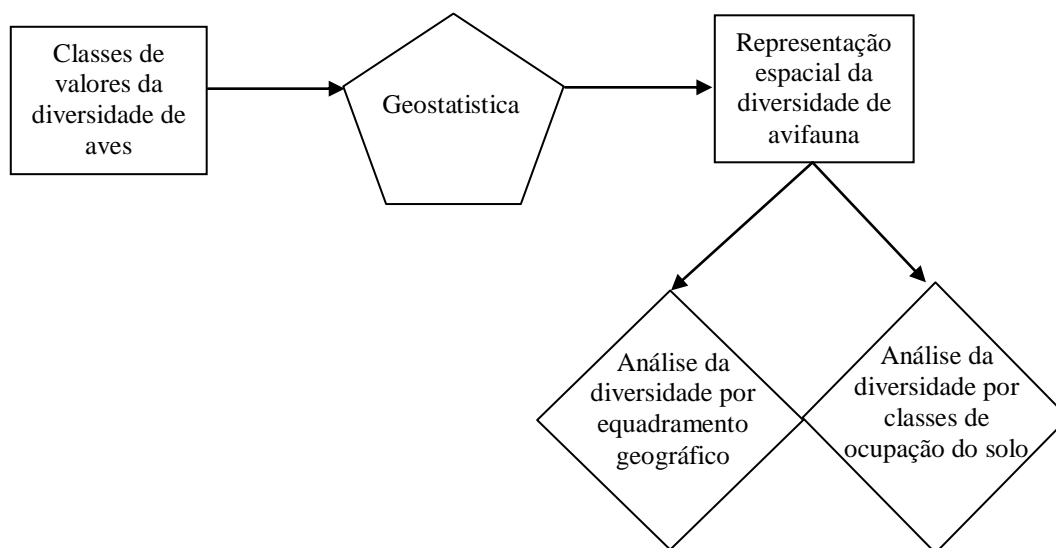


Figura 7 - Representação esquemática do processo da estatística espacial

4. Resultados e discussão

4.1. Análise da evolução da paisagem

A primeira hipótese colocada no trabalho de que terá ocorrido mudança na ocupação do solo no período entre 1990 e 2006 foi verificada através do módulo do módulo *Land Use Change* do programa IDRISI GIS como foi referido anteriormente. O resultado está representado pelo gráfico da figura 8 e o mapa da figura 9.

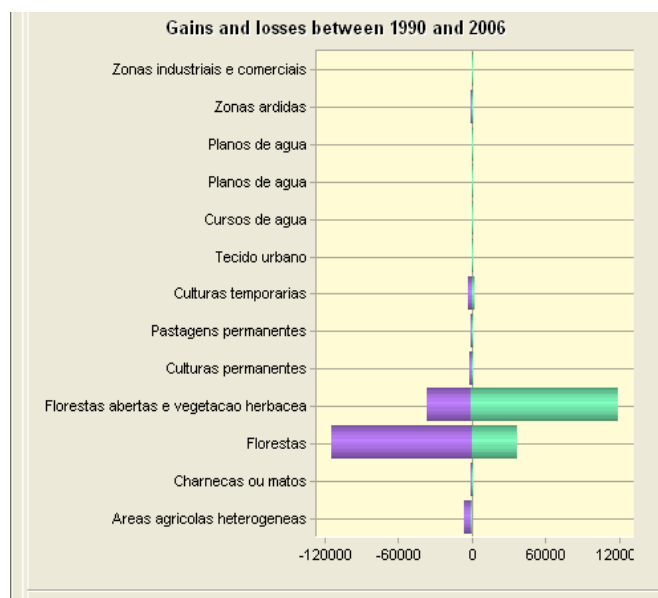


Figura 8 - Gráfico representativo das alterações, em unidades ha, ocorridas na ocupação do solo entre 1990 e 2006

Pode observar-se que a alteração foi mais pronunciada na área do Pinhal Interior Sul, sendo mais incidente na área ocupada pelas florestas. Podemos ver a partir das figuras 8 e 9, que a alteração mais significativa deu-se a nível das florestas que foram convertidas para áreas de floresta aberta o que nos remete para a possibilidade de este fenómeno estar relacionado com a ocorrência de incêndios, tendo-se também verificado o inverso, mas em menor escala.

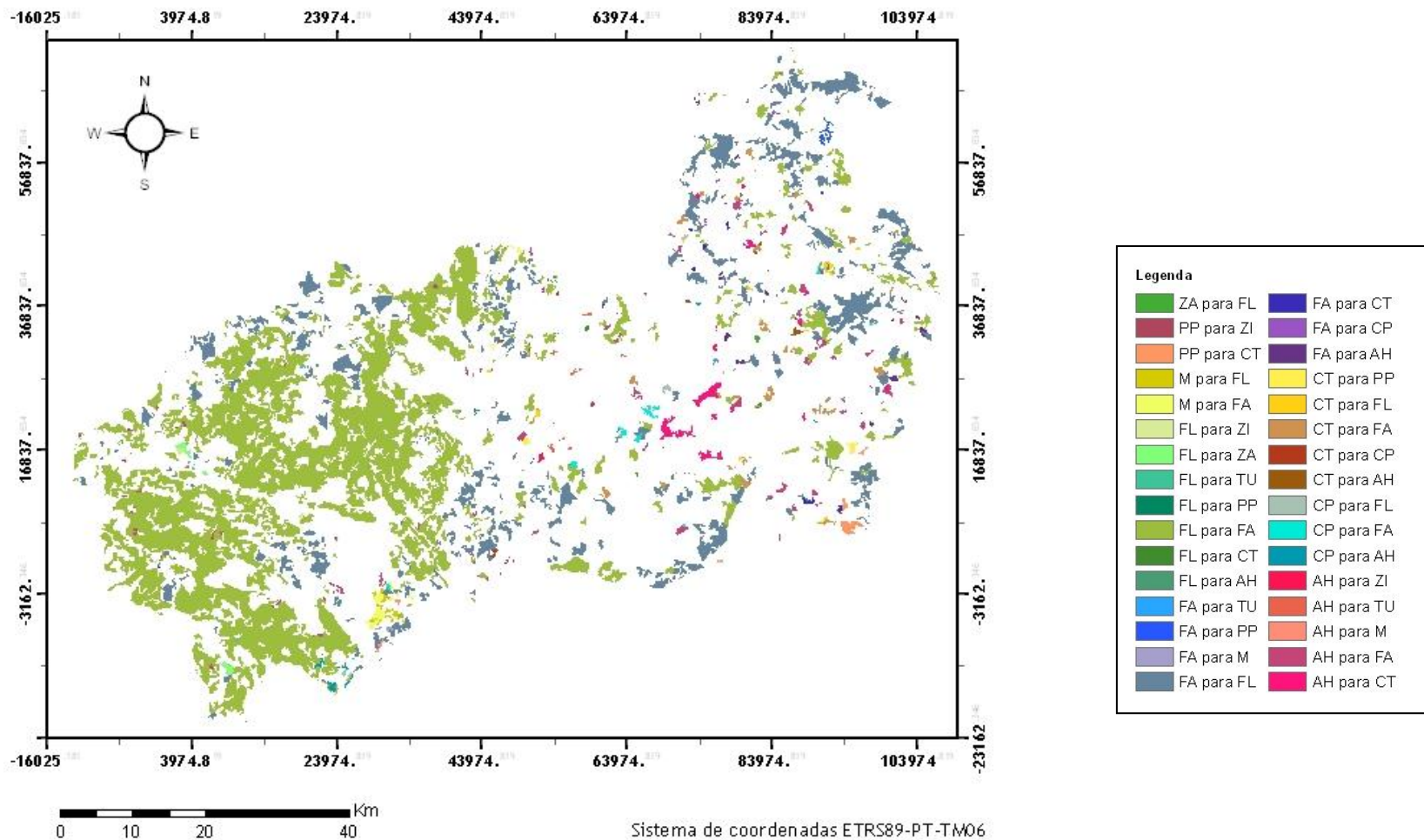


Figura 9- Carta da alteração da ocupação do solo entre o período de 1990-2006 utilizando como informação de base o CLC90 e CLC2006 (FL- Floresta; FA -Florestas Abertas e Vegetação Arbustiva; M- Charnecas ou Matos; AH -Áreas Agrícolas Heterogêneas; CT-Culturas Temporárias; CP-Culturas Permanentes; PP- Pastagens Permanentes; ZA-Zonas áridas; ZI-Zonas Industriais; TU-Tecido Urbano)

4.1.1. Evolução da ocupação do solo com recurso às métricas da paisagem

Apresenta-se uma análise da alteração do uso do solo através do estudo das métricas da paisagem. A Tabela 3 apresenta os índices gerados pela extensão do ArcGIS e adaptação do software FRAGSTATS v. 2.0, *Patch Analyst 4* (Rempel 2008).

Tabela 3 - Métricas da paisagem da BIS e PIS referentes às datas de 1990 e 2006

Categoria	Índice	Sigla	1990	2006
<i>Métricas de área</i>	Área total da paisagem (m ²)	CA (m ²)	560992,57	560992,57
	Índice da maior mancha (%)	LPI (%)	26,2637	13,9243
<i>Métricas de densidade e tamanho de manchas</i>	Número de manchas (#)	NP (#)	2270	2591
	Área média das manchas (m ²)	MPS (m ²)	247,13	216,51
	Coeficiente de variação	PSCV	1183,86	687,76
<i>Métricas de fronteira</i>	Somatório dos comprimentos de segmentos de fronteira (m)	TE (m)	20528623.37	22635336,57
	Densidade de fronteiras (m/ha)	ED (m/ha)	36,59	40,35
<i>Métricas de forma</i>	Índice de forma médio	MSI	1,79	1,81
	Dimensão fractal da mancha média	MPFD	1,27	1,27
<i>Métricas de diversidade e interdispersão</i>	Distância média do vizinho mais próximo (m)	MNN (m)	902,00	834,40
	Índice médio de proximidade	MPI	2442,15	1646,26
	Índice de interdispersão e justaposição (%)	IJI (%)	55,50	55,08
	Índice de diversidade de Shannon	SDI	1,55	1,55

A Tabela 3 apresenta os resultados obtidos relativamente aos cálculos das principais métricas da paisagem, geradas pelo módulo *Patch Analyst 4* para ArcGIS 9.x, para as duas datas

de referência, 1990 e 2006. Os valores são apresentados para a paisagem no global, cujas alterações foram mais pronunciadas, a nível da floresta e das florestas abertas proporcionalmente à sua área de ocupação das classes, de acordo com o descrito anteriormente.

Fazendo uma análise sumária dos resultados, constata-se que o número de manchas (NP) aumentou entre as duas datas, com 2270 fragmentos em 1990, contrapondo com 2591 fragmentos em 2006.

O número de manchas pode influenciar em grande medida os processos ecológicos das paisagens, condicionando as interações que se estabelecem entre as populações que compõem essa paisagem.

Os resultados mostram que há uma maior fragmentação da paisagem em 2006 e, conseqüentemente, uma diminuição da área média dos fragmentos (MPS).

Também o Índice da maior mancha (LPI) é superior em 1990 relativamente a 2006. Este índice LPI representa a percentagem de paisagem que a maior mancha tem (se o valor fosse 100% a maior mancha conteria toda a paisagem). No caso em estudo, a maior mancha é ocupada por florestas em 1990 e por florestas abertas em 2006, como se apresenta explicitamente na Tabela 3, pelo que se infere que a área contínua, numa só mancha, com esta ocupação aumentou significativamente.

Quanto às métricas de fronteira, observa-se, como seria de esperar que, quanto maior o número de manchas, maior o comprimento das linhas de fronteira (TE), e a densidade de fronteiras ($ED=TE/TLA$) traduzindo-se numa maior fragmentação da paisagem em 2006.

A complexidade das paisagens pode ser medida através do recurso às métricas de forma da paisagem. O Índice de forma médio (MSI) representa a relação entre o perímetro e área das manchas. O MSI aproxima-se do valor 1 quanto mais regulares são os fragmentos e aumenta com o acréscimo da irregularidade dos mesmos. Os resultados globais, das duas paisagens, são muito aproximados, verificando-se, no entanto, que as manchas evoluíram para uma maior irregularidade na sua forma.

O Índice de Dimensão Fractal da Mancha Média (MPFD) é outra medida de complexidade, que varia entre 1 e 2, aproximando-se de 1 para manchas mais simples e aproxima-se de 2 para complexidades maiores. Este índice indicia uma baixa complexidade global da paisagem nas duas datas.

A interdispersão da paisagem pode ser analisada pelas métricas de Distância Média ao Vizinho Mais Próximo (MNN), pelo Índice Médio de Proximidade (MPI) e pelo Índice de Interdispersão e Justaposição (IJI). O MNN mede o isolamento das manchas. Quanto maior a distância entre as manchas maior o seu isolamento.

Para a área em estudo constata-se uma tendência de redução da distância durante o período em apreço, que passou de 902 m para 834,4 m, provavelmente consequência do aumento do número de fragmentos (NP), o que resulta numa maior aglutinação destes.

O Índice médio de proximidade (MPI) mede o grau de isolamento e fragmentação da paisagem entre manchas da mesma classe, numa vizinhança determinada, definida a 1000 m. Tal como o MNN, o MPI utiliza a estatística do vizinho mais próximo no seu algoritmo (Rempel 2008). Uma vez que este índice avalia a conectividade da paisagem, quanto mais isoladas estão as manchas de determinada classe e quanto mais fragmentada é a distribuição nas várias classes,

menor é o valor do índice. No caso em estudo, como se observa na Tabela 4, o ano de 2006 apresenta uma conectividade mais baixa do que o de 1990.

O Índice de interdispersão e justaposição (IJI) mede a adjacência das manchas de cada classe em relação aos seus vizinhos, variando de 0 a 100.

Quanto maior for o valor do índice, maior é a proporcionalidade de adjacência de todas as manchas das classes que compõem a paisagem, como se observa a paisagem em 1990 apresenta uma adjacência ligeiramente mais equitativa das manchas (55,5%) do que a paisagem de 2006 (50,1%), estando em acordo com os resultados obtidos para os índices anteriormente apresentados, uma vez que em 1990 o valor da interdispersão (IJI) é maior, o índice médio de proximidade (MPI) é maior e, conseqüente, é menor a distância ao vizinho mais próximo (MNN).

A diversidade da paisagem pode ser examinada de acordo com vários índices (Tabela 3). O mais comum é o Índice de diversidade de *Shannon* (SDI), que mede a diversidade relativa das manchas. O índice é igual a 0 (zero) quando a paisagem só contém uma classe de manchas, aumentando à medida que aumenta o número de classes e a distribuição proporcional das diversas classes. Constatou-se, dos resultados, que o valor da diversidade da paisagem em 1990 é igual à de 2006.

Tabela 4 - Métricas das classes da paisagem da BIS e PIS referentes às datas de 1990 e 2006

Classes	Ano	CA (m ²)	LPI (%)	NP (#)	MPS (m ²)	PSCV	ED (m/ha)	MSI	MNN (m)	IJI (%)
Culturas temporárias	1990	53647,75	2,63	173	310,10	418,83	4,16	1,98	916,19	57
	2006	53046,25	3,06	183	289,87	475,53	4,23	1,97	852,3	60
Florestas	1990	220893,25	26,26	308	717,19	1170,71	11,17	1,89	475,56	53
	2006	143410,75	3,02	481	298,15	303,91	11,29	1,96	416,9	52
Áreas agrícolas heterogêneas	1990	112669,50	1,16	578	194,93	265,32	11,32	2,04	456,00	57
	2006	107387,75	1,11	591	181,71	265,04	11,27	2,03	456,43	59
Florestas abertas	1990	129690,25	4,99	372	348,63	484,12	8,74	1,91	441,34	59
	2006	213960,50	13,92	376	569,04	828,57	12,71	2,00	335,52	54
Tecido urbano	1990	2380,75	0,10	46	51,76	156,14	0,39	1,72	5201,3	49
	2006	2770,25	0,12	48	57,71	158,14	0,44	1,78	5004,8	53
Culturas permanentes	1990	27495,25	0,52	168	163,66	194,13	3,26	2,14	1040,2	62
	2006	26588,25	0,47	169	157,33	186,89	3,28	2,15	1013,4	62
Cursos de água	1990	576,25	0,02	38	15,16	174,05	0,20	1,78	299,7	56
	2006	576,25	0,02	38	15,86	52,61	0,20	1,78	299,7	53
Planos de água	1990	2464,00	0,15	23	107,13	173,06	0,46	2,47	2864,7	43
	2006	3220,75	0,15	25	128,83	147,80	0,59	2,65	4586,5	52

Classes	Ano	CA (m ²)	LPI (%)	NP (#)	MPS (m ²)	PSCV	ED (m/ha)	MSI	MNN (m)	IJI (%)
Charnecas ou matos	1990	2858,75	0,32	13	219,9	122,99	0,26	2,02	8814	55
	2006	1760,25	0,19	8	220,03	149,07	0,22	2,22	15062	49
Pastagens permanentes	1990	7190,75	0,16	41	175,38	120,23	0,65	1,72	2527,6	62
	2006	6863,75	0,16	44	155,99	125,13	0,68	1,78	2246,3	62

Na Tabela 4 são apresentados os resultados obtidos relativamente aos cálculos das principais métricas das classes da paisagem, para as duas datas de referência, 1990 e 2006.

Numa primeira abordagem, verifica-se que a nível dos cursos de água não ocorreu alteração pelo que não serão mencionados na análise.

As classes onde ocorreram maiores alterações, foram as florestas e florestas abertas, como já tinha sido mencionado anteriormente. Houve uma grande redução da ocupação de florestas (13,8%) e aumento das florestas abertas (15%) na paisagem, resultando quase simétrica.

Houve uma redução de 0,9% de áreas agrícolas heterogéneas na paisagem, 0,2% da classe charnecas ou matos, 0,16% de culturas permanentes, 0,11% de culturas temporárias e 0,06% de pastagens permanentes. Nas classes “planos de água” e “tecido urbano”, houve uma expansão de 0,13% e 0,07%, respectivamente, na área da paisagem.

O número de manchas (NP) aumentou em todas as classes, com excepção das charnecas ou matos. Esse aumento foi evidente a nível das florestas (+173), seguido das áreas agrícolas heterogéneas (+13) e culturas temporárias (+10), demonstrando uma maior fragmentação nestas classes de ocupação e conseqüente diminuição da área média das manchas nestas classes. Excepcionalmente, nos planos de água, tecido urbano e mais evidente a nível da área média nas florestas abertas em que houve um aumento do número de manchas e da área média das manchas, o que significa que, de acordo com os dados referidos, foram inseridas novas manchas no espaço de tempo em estudo. Pelo contrário, nota-se que no caso das charnecas ou matos houve um redução de 3 manchas e, conseqüentemente, aumento da área média das manchas.

Em relação ao índice da maior mancha (LPI) observa-se que, como foi referido anteriormente, a maior mancha é ocupada por florestas em 1990 e por florestas abertas em 2006. Em relação às outras classes não houve alterações significativas, apresentam valores muito aproximados em ambas as datas, apenas um ligeiro decréscimo a nível das charnecas ou matos e aumento a nível das culturas temporárias.

Quanto às métricas de borda ou fronteira, observa-se, como seria de esperar, que quanto maior o número de manchas, maior a densidade de fronteiras, sendo mais pronunciado nas florestas abertas e planos de água que, além de apresentarem um maior número de manchas em 2006, conquistaram área, traduzindo, em geral, uma maior fragmentação da paisagem em 2006.

A nível do Índice de forma médio das manchas (MSI), verifica-se que não houve alterações significativas durante o período de tempo em questão, o mais pronunciado foi a nível das charnecas ou matos e dos planos de água, onde se verifica uma evolução para manchas mais irregulares em 2006. Observa-se que a classe que apresenta formas mais simples são os tecidos

urbanos, seguido de pastagens permanentes, culturas temporárias e florestas, florestas abertas, áreas agrícolas heterogêneas, culturas permanentes, charnecas ou matos e, por fim, planos de água.

Em relação ao isolamento dos fragmentos, constata-se uma tendência de redução durante o período estudado muito óbvia a nível das florestas abertas e tecido urbano, como seria de esperar devido à expansão destas classes e das pastagens permanentes e mais moderado a nível as culturas temporárias, florestas e culturas permanentes provavelmente consequência do aumento do número de manchas (NP), o que resulta numa maior aglutinação destes. Há uma tendência de aumento do isolamento das manchas na classe “planos de água”, muito pronunciado nas charnecas ou matos e muito menor nas áreas agrícolas heterogêneas.

O nível de adjacência entre as manchas de cada classe é moderado. Com a evolução pode-se apenas destacar uma maior equitabilidade com a evolução relativamente aos planos de água e uma tendência para uma adjacência menos equitativa nas charnecas ou matos.

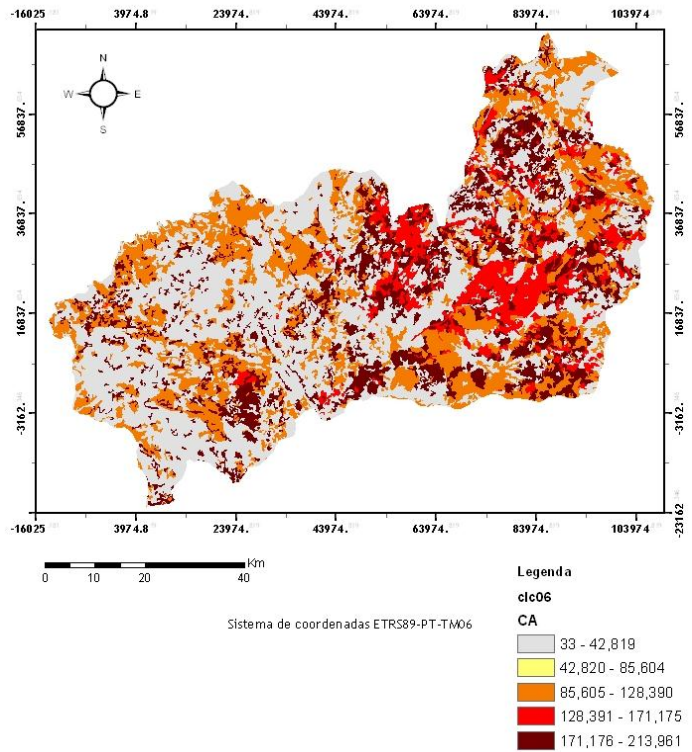
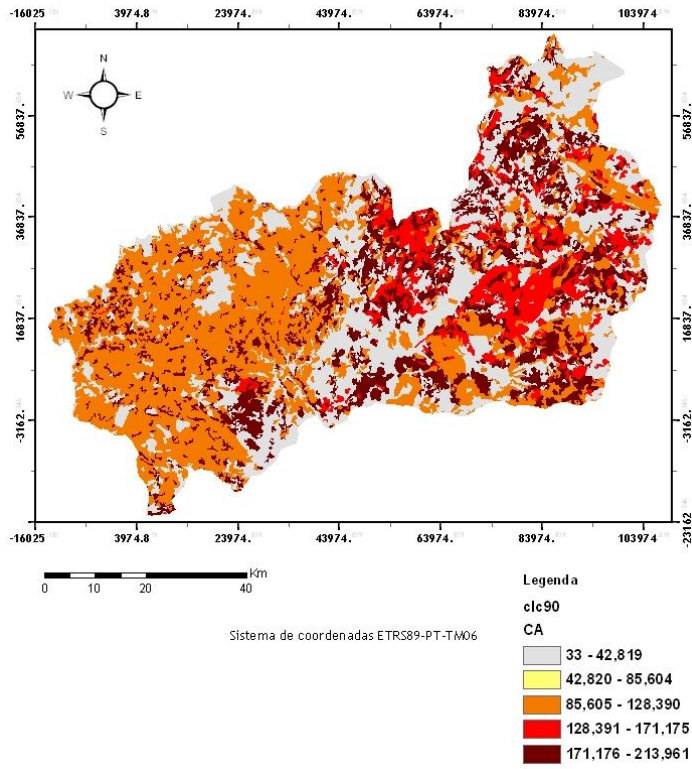


Figura 10 - Representação espacial das métricas das classes de paisagem da BIS e PIS referentes às datas de 1990 e 2006

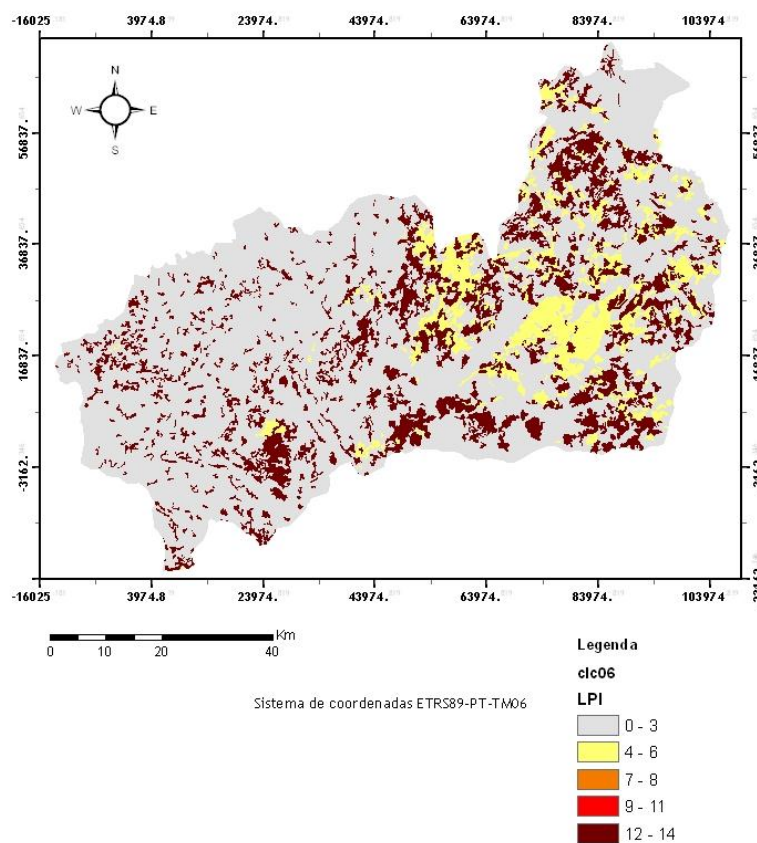
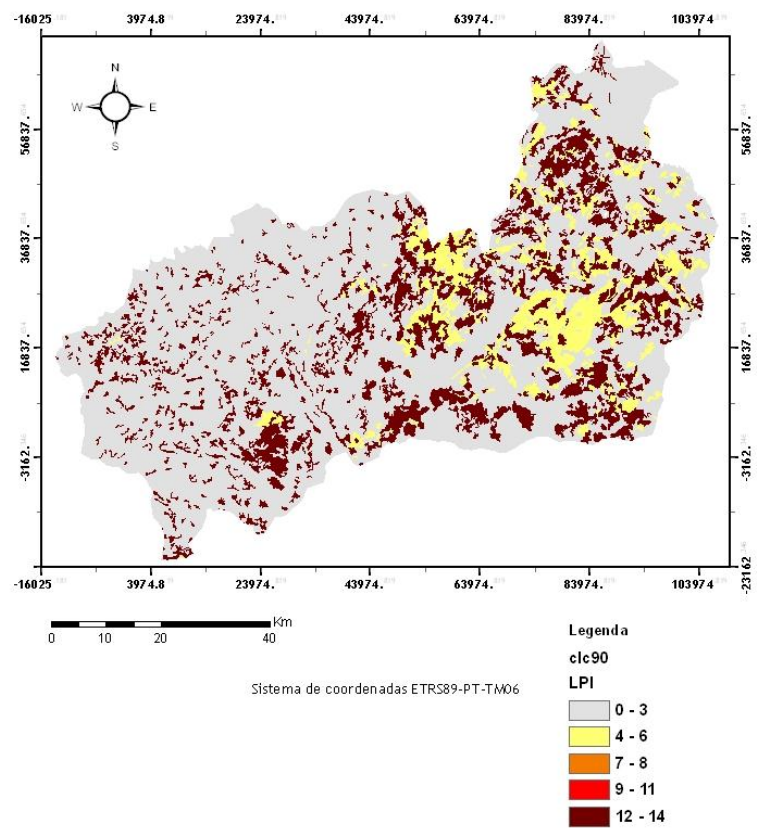


Figura 10 - Representação espacial das métricas das classes de paisagem da BIS e PIS referentes às datas de 1990 e 2006 (continuação)

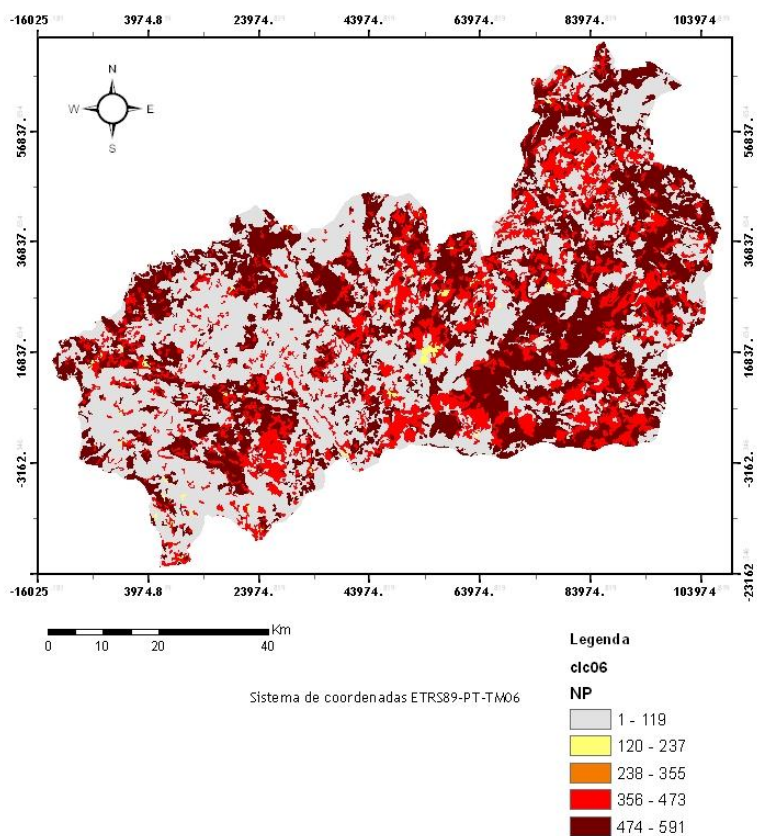
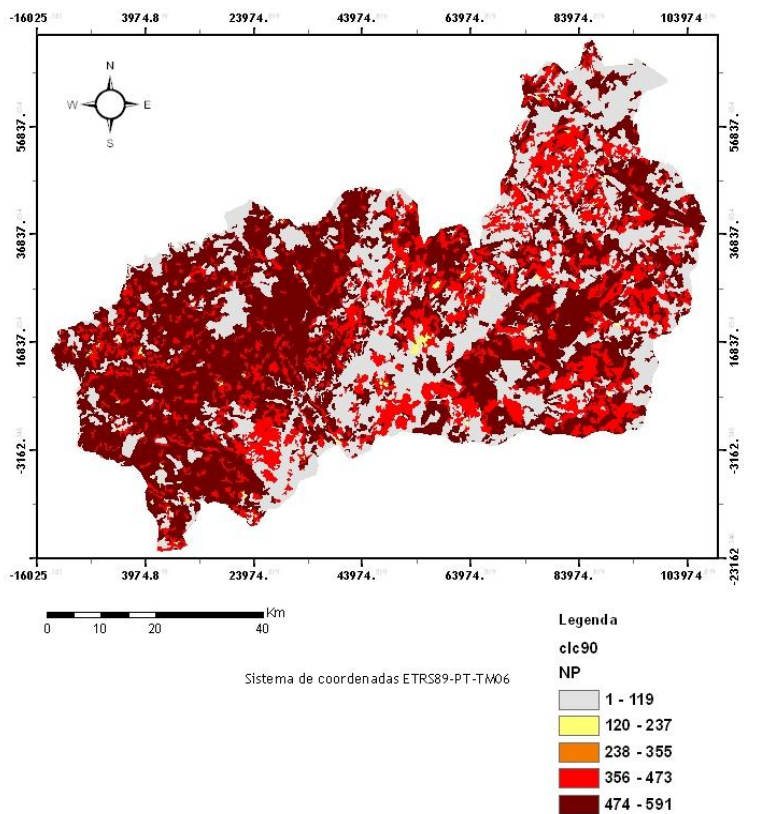


Figura 10 - Representação espacial das métricas das classes de paisagem da BIS e PIS referentes às datas de 1990 e 2006 (continuação)

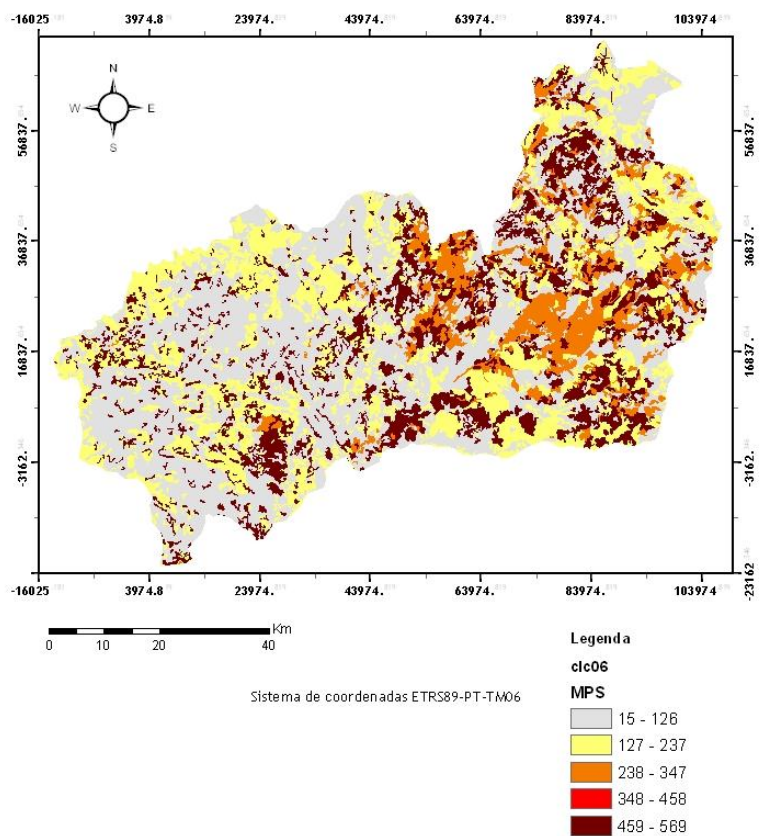
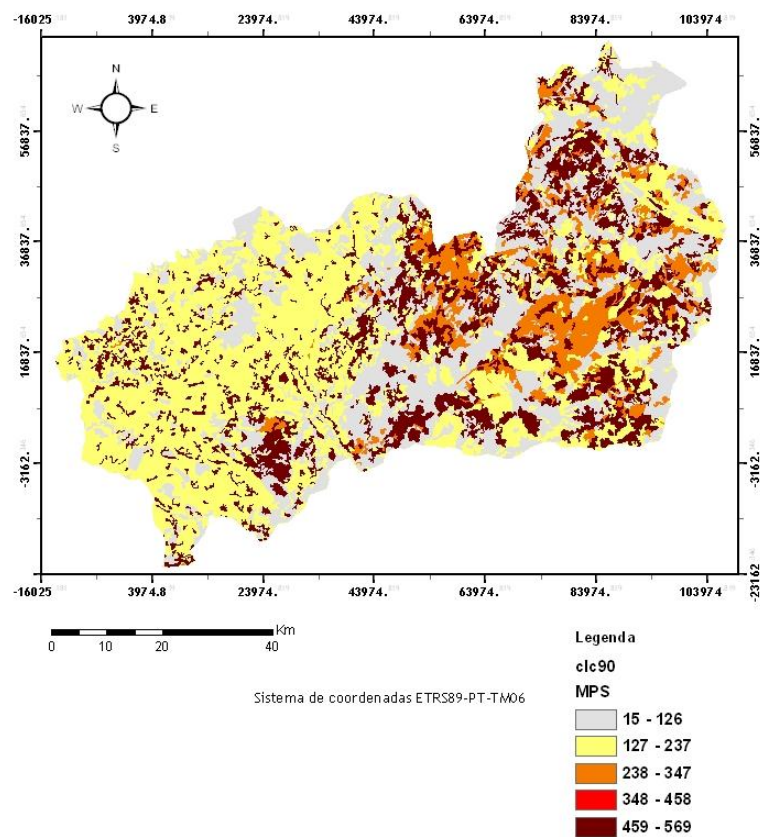


Figura 10 - Representação espacial das métricas das classes de paisagem da BIS e PIS referentes às datas de 1990 e 2006 (continuação)

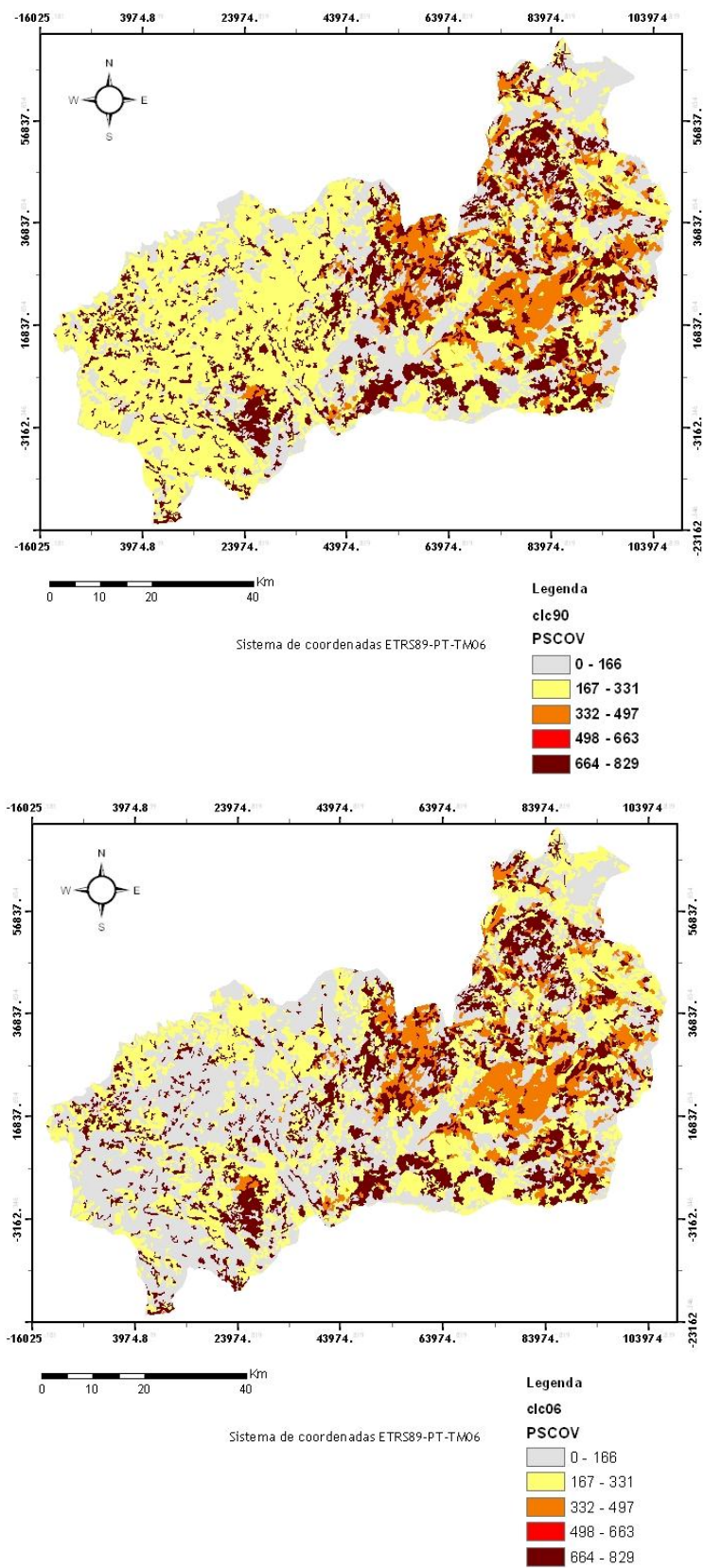


Figura 10 - Representação espacial das métricas das classes de paisagem da BIS e PIS referentes às datas de 1990 e 2006 (continuação)

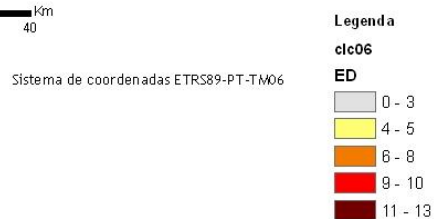
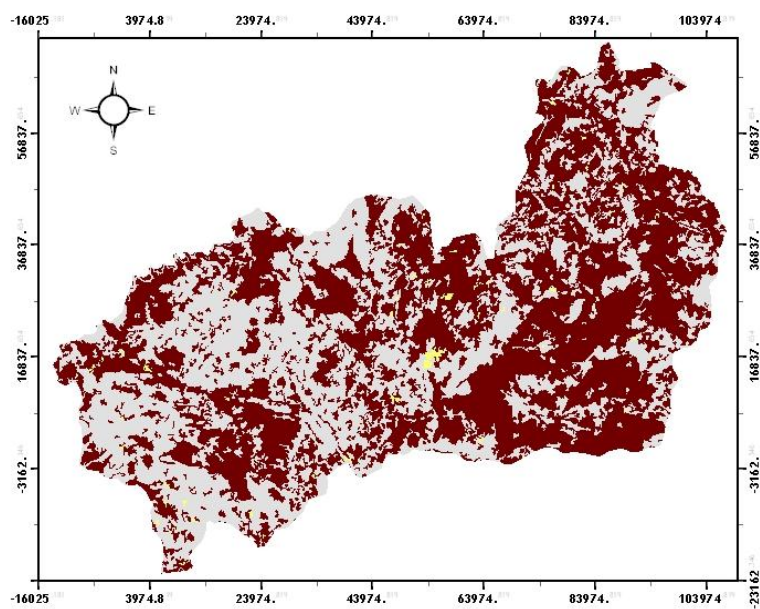
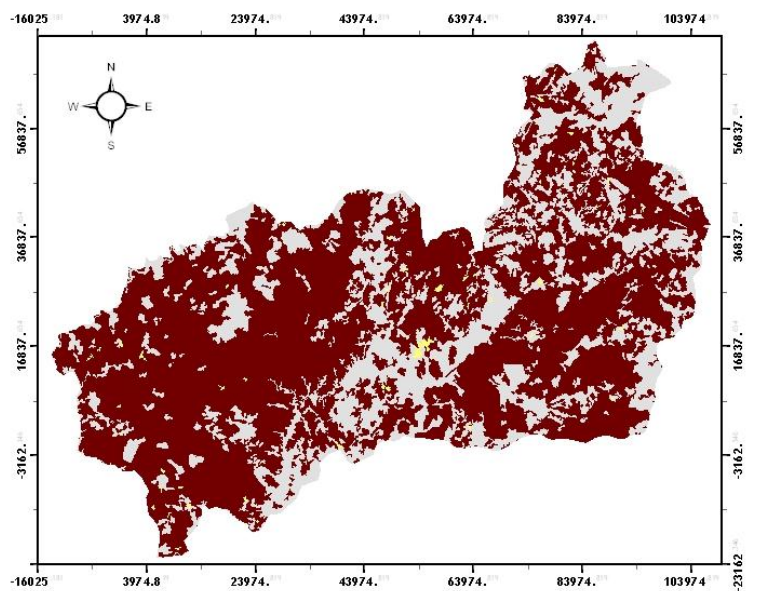


Figura 10 - Representação espacial das métricas das classes de paisagem da BIS e PIS referentes às datas de 1990 e 2006 (continuação)

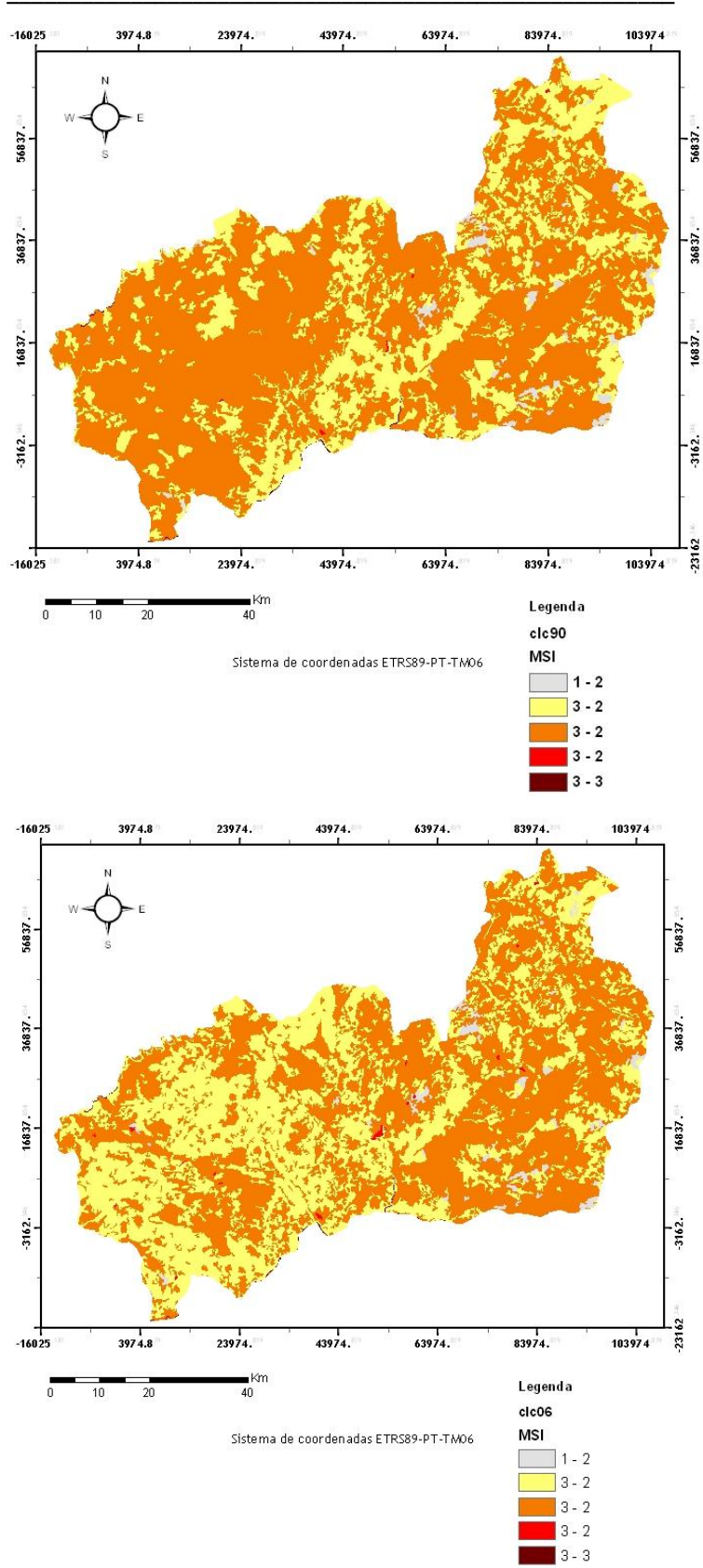


Figura 10 - Representação espacial das métricas das classes de paisagem da BIS e PIS referentes às datas de 1990 e 2006 (continuação)

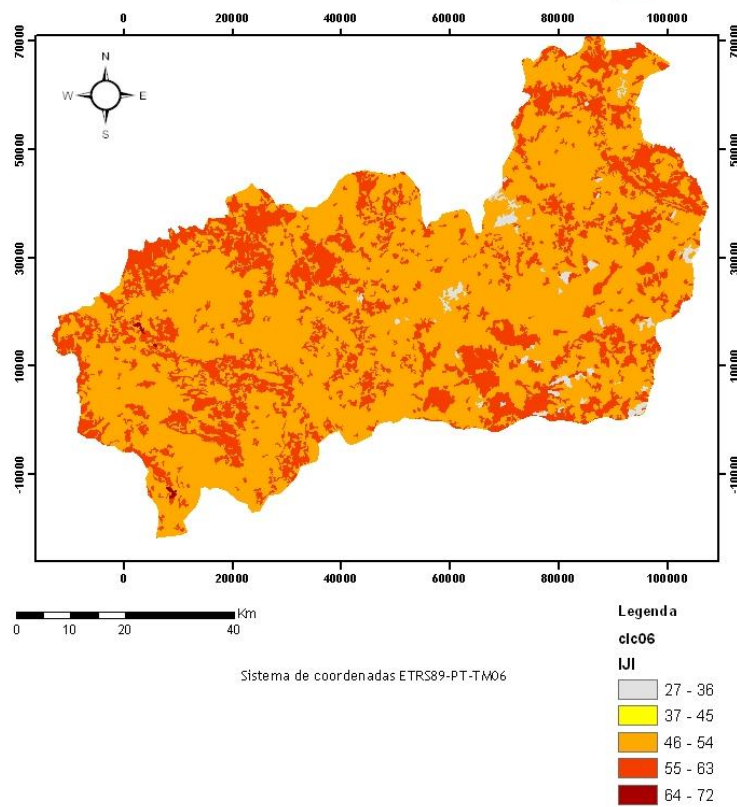
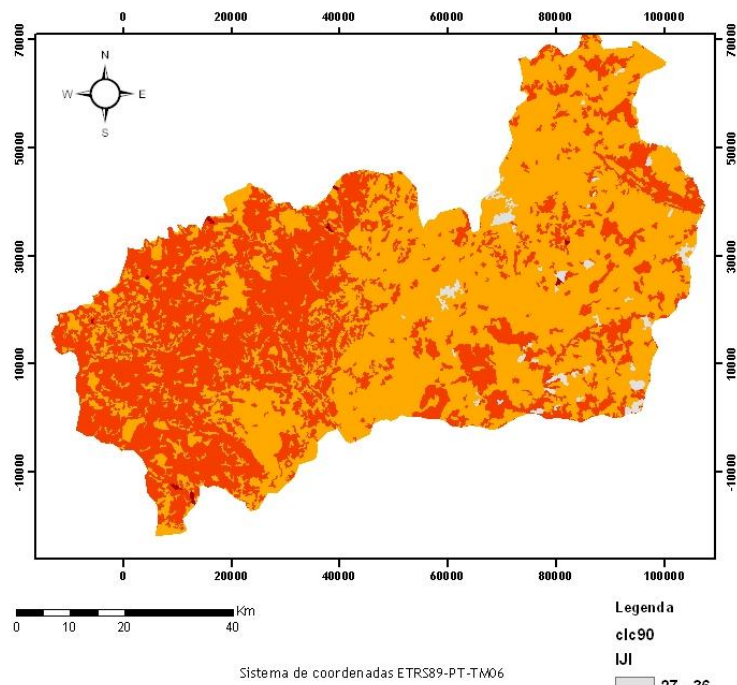


Figura 10 - Representação espacial das métricas das classes de paisagem da BIS e PIS referentes às datas de 1990 e 2006 (continuação)

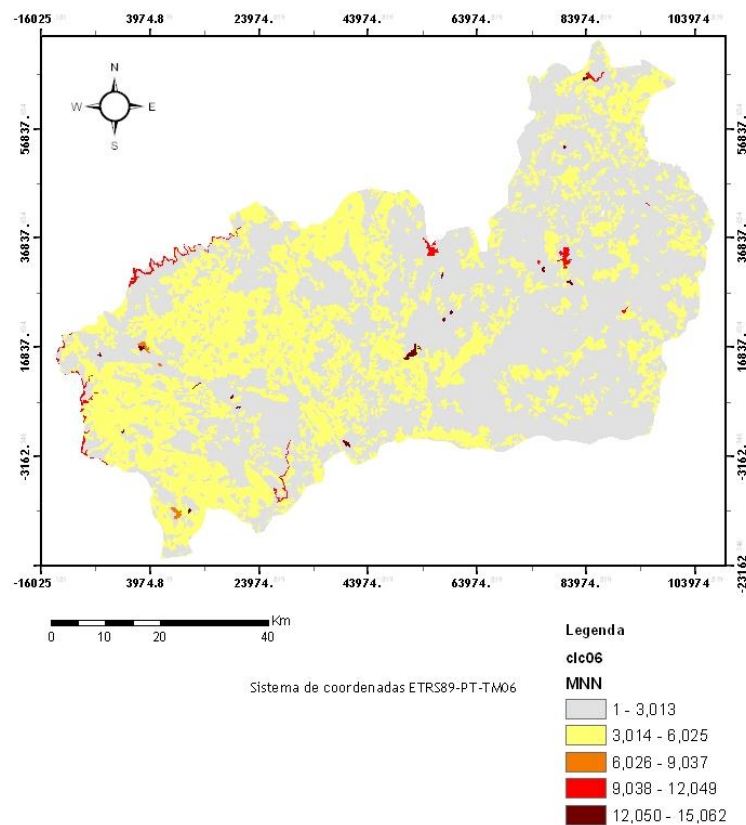
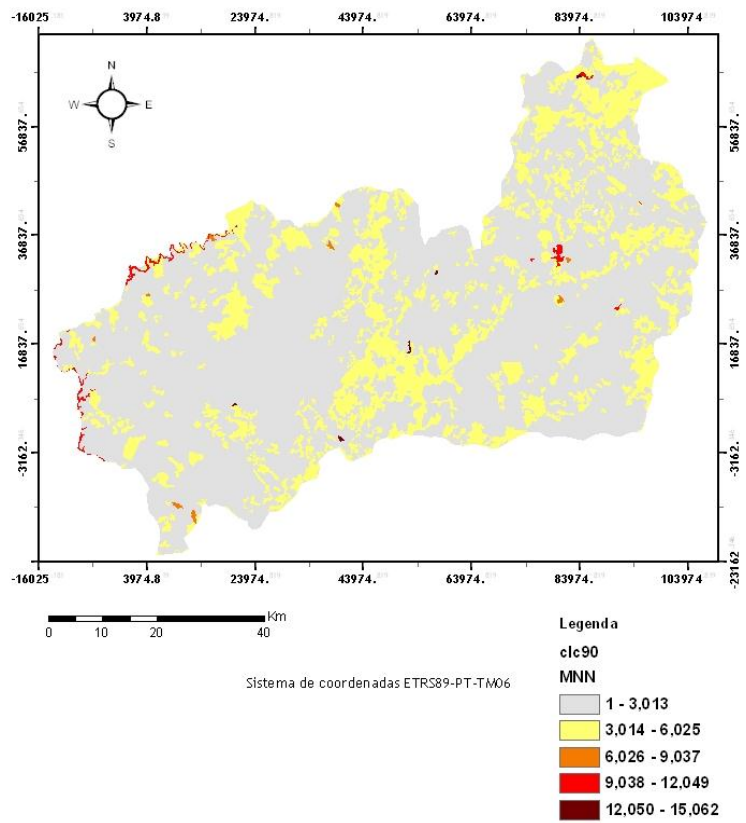


Figura 10 - Representação espacial das métricas das classes de paisagem da BIS e PIS referentes às datas de 1990 e 2006 (continuação)

A partir da análise dos mapas apresentados na figura 10 podemos obter uma maior noção espacial da alteração ocorrida entre o período de 1990-2006. Observa-se, ainda, uma maior mudança estrutural na zona do Pinhal Interior Sul onde predominava em 1990 a classe florestal.

Tentou-se, de seguida, averiguar de que forma se relacionam os elementos analisados na paisagem, e para isso, optou-se por aplicar a *Correlação de Pearson* visto que é a mais poderosa e apenas pode ser utilizada em variáveis quantitativas (Martinez e Ferreira 2007). Este coeficiente mede a intensidade e a direcção da associação de tipo linear entre duas variáveis quantitativas (Maroco, 2006).

4.2. Relação entre a riqueza específica e as métricas da paisagem

Neste sub-ponto apresenta-se a análise do comportamento do índice de riqueza específica (Índice de *Margalef*) em função das métricas da paisagem. Para o efeito, utilizou-se o coeficiente de correlação linear de *Pearson*. As tabelas 4 e 5 apresentam a matriz de correlações entre o índice de *Margalef* e as métricas representativas da estrutura da paisagem obtidas sobre as 15 quadrículas em estudo. Foram tidos em consideração os valores significativos com valor de coeficiente de *Pearson* superior a 0,6 para um nível de significância de 5% ($r_{Pearson} \geq 0,6$ e $Sig \leq \alpha = 0,05$).

Tabela 5- Matriz de correlação relativa ao coeficiente de Pearson do Índice de *Margalef* com as métricas da paisagem.

		LPI	IJI	MPI	MNN	SDI	MSI	ED	MPS	NP	PSCV	CA
IMARG	1990	-0,80	-0,37	0,49	0,17	0,69	-0,47	0,54	0,18	0,67	-0,37	0,54
	2006	-0,80	0,69	-0,50	0,23	0,85	0,37	0,48	-0,17	0,28	-0,70	0,13

Em 1990, observa-se uma correlação forte negativa da diversidade de aves com o índice da maior mancha (LPI), e significativamente positiva com o índice de diversidade Shanon (SDI), e o número de manchas, o que pode significar que a heterogeneidade da paisagem beneficia a ocorrência das variadas espécies.

Em 2006, reforça-se a correlação negativa com o índice da maior mancha (LPI) e com o índice PSCV. Uma correlação positiva forte com SDI e moderada com o IJI, a maior justaposição dos fragmentos também beneficia a maior diversidade de espécies.

Para conseguirmos entender mais detalhadamente a possível influência da estrutura e composição da paisagem sobre a variedade das espécies avifaunísticas, é necessário o estudo deste fenómeno a nível das classes de ocupação do solo. Para tal, procedeu-se novamente aos testes aos coeficientes de correlação de *Pearson* entre as métricas das classes de paisagem e o índice de *Margalef*, novamente por quadrículas de amostragem.

Porém, neste processo, houve necessidade de ordenar as espécies em estudo pelas classes de ocupação do solo de modo a haver compatibilidade entre os dados em análise. Para isso, foi utilizado, como já referido no capítulo da metodologia, um método de análise multivariada e bibliografia de apoio. Foram então utilizadas para este estudo as 65 quadrículas respectivas ao Atlas das aves nidificantes de Portugal (Equipa Atlas 2008), de modo a ter o tamanho amostral adequado como já foi explicitado no capítulo anterior.

Os métodos de ordenação podem ajudar a deduzir relações de grandes comunidades de plantas e animais com o seu ambiente (Ter Braak e Smilauer 1988), de modo a interpretar a variação das espécies em termos das diferentes variáveis ambientais (Gauch 1982; Krebs 1989). Neste estudo foi realizado o método de Análise Canónica de Correspondências (ACC), sendo esta aplicada através do programa CANOCO 4.5 (Ter Braak e Smilauer 2001), fornecendo uma visão da estrutura das comunidades biológicas. Com esta análise pretendeu-se detectar os habitats mais utilizados pelas diferentes espécies para, posteriormente, ordená-los por classes correspondentes de ocupação do solo.

Para a realização destas análises foram construídas duas matrizes. A primeira tem por base a diversidade de espécies de aves observadas na Beira Interior Sul e Pinhal Interior Sul. A segunda matriz é constituída pelas variáveis ambientais que influenciam a presença destas espécies, os diferentes tipos de habitats. O gráfico de ordenação apresenta as relações entre as variáveis ambientais, bem como, as relações entre estas e as espécies.

Neste modelo unimodal é assumido que as espécies possuem uma posição óptima ao longo de cada um dos eixos de ordenação com as suas abundâncias, decrescendo simetricamente em todas as direcções a partir desta posição. Estes pontos são calculados como médias ponderadas das médias de abundância das espécies na amostragem. O vector da variável ambiental indica a direcção em que essa mesma variável vai aumentando de valor, enquanto o comprimento do vector é uma medida da taxa de variação do valor da variável. Pode-se definir como zona de correlação positiva com uma dada variável, a zona abrangida por um círculo de origem no ponto médio do vector e diâmetro equivalente ao comprimento do vector (círculos de Van Dobben ver Leps e Smilauer, 2003).

As espécies que estejam localizadas na zona abrangida, no círculo definido por uma dada variável, estão positivamente correlacionadas com essa variável. Espécies localizadas na zona abrangida pelo círculo oposto, estão negativamente correlacionadas com a variável. As espécies localizadas nas restantes zonas não são afectadas por essa mesma variável.

Para verificar, de uma forma geral, se a variação nos dados das espécies está significativamente relacionada com as variáveis ambientais, aplicou-se o teste de permutação Monte Carlo, com 499 permutações, às matrizes obtidas no método de análise de correspondência canónica.

Este teste compara os resultados obtidos a partir dos dados com a distribuição esperada pela estatística, subordinados a uma hipótese nula (inexistência de correlação entre matrizes dos dados relativos às espécies com a matriz das variáveis ambientais).

Podemos observar na Tabela 6 os resultados obtidos para a CCA. Os *Eigenvalues* (valores próprios) obtidos foram 0,157 para o primeiro eixo, 0,038 para o segundo eixo e 0,035 e 0,026 para o terceiro e quarto eixos, respectivamente. A Inércia Total das quadrículas de amostragem por espécies foi de 1,497.

Tabela 6 - Resultados da análise de CCA entre as espécies e as variáveis ambientais das classes de ocupação da paisagem

EIXOS	1	2	3	4	Total inércia
Valores próprios	0,157	0,038	0,035	0,026	1,497
Correlação Espécies-variáveis ambientais	0,844	0,729	0,768	0,786	
Percentagem cumulativa de Variância					
Dados de espécies	10,5	13,0	15,4	17,1	
Relação Espécies-variáveis ambientais	42,9	53,3	62,9	70,0	
Soma de todos os valores próprios	1,497				
Soma de todos os valores próprios canônicos	0,366				

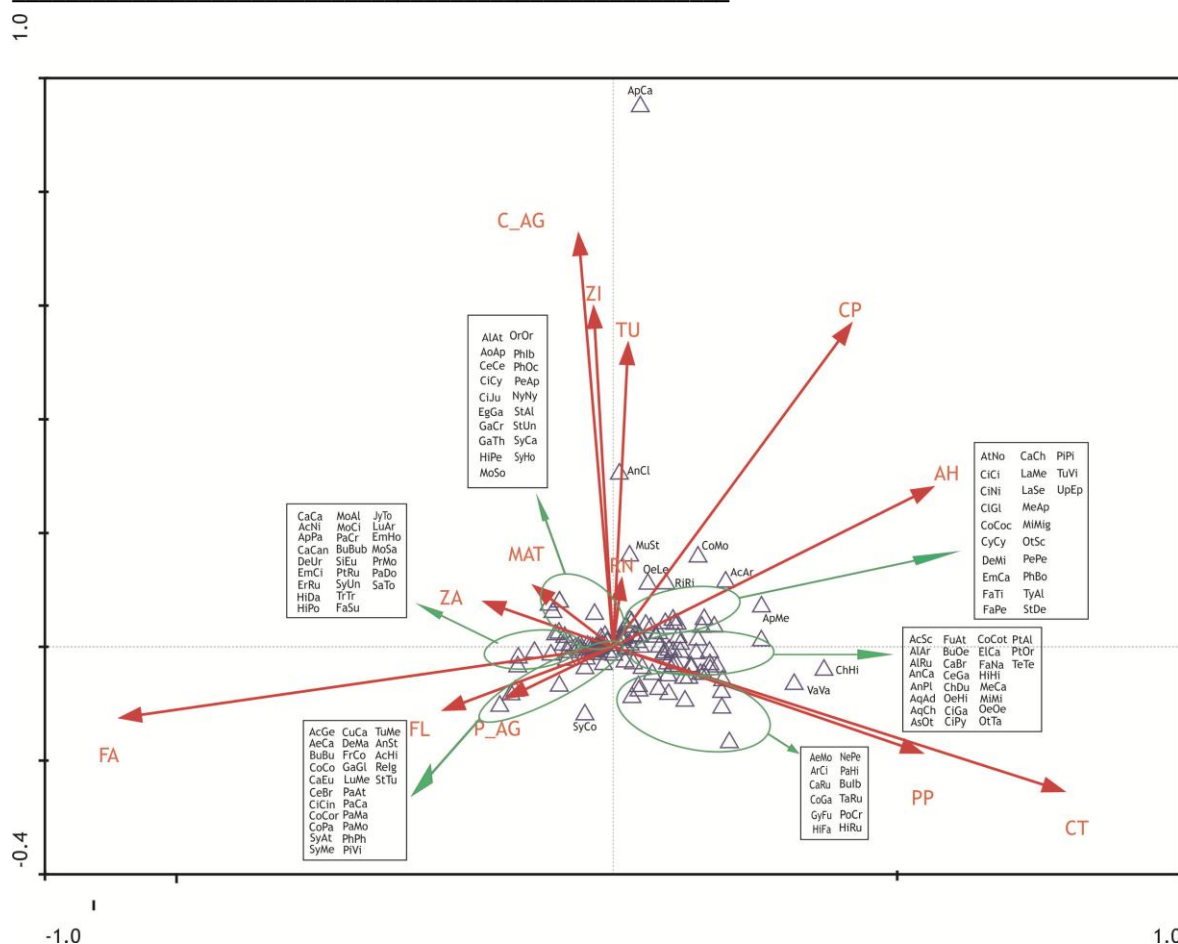
Os valores obtidos para a correlação entre espécies e variáveis ambientais, que são uma medida da intensidade da relação entre as espécies e o ambiente, foram altos, sempre superiores a 0,5 ($r_{1^{\circ} \text{ eixo-CCA}}=0,844$; $r_{\text{eixo-CCA}}=0,729$; $r_{\text{eixo-CCA}}=0,768$; $r_{\text{eixo-CCA}}=0,786$). Adicionalmente, podemos observar que os dois primeiros eixos da CCA explicam 13% da variabilidade dos dados das espécies, revelando influência do ruído nos dados relativos às espécies. Cerca de 53,3% da variância da relação entre as espécies e as variáveis ambientais é explicada pelos dois primeiros eixos de ordenação.

A Tabela 7 resume os resultados do Teste *Monte Carlo* para a CCA, mostrando que, tanto o teste de significância para o primeiro eixo canônico como o teste de significância para todos os eixos, deu um resultado significativo, com nível de significância de 0,2% entre a matriz das espécies e a matriz das variáveis ambientais ($F_{1^{\circ} \text{ Eixo}}=6,087$; $P_{1^{\circ} \text{ Eixo}} < 0,05$ para o primeiro eixo; $F_{\text{todos os eixos}}=1,402$; $p_{\text{todos os eixos}} = 0,002 < 0,05$ para todos os eixos). Desta forma rejeita-se H_0 , as matrizes analisadas estarão relacionadas.

Tabela 7 - Sumário do Teste Monte Carlo para a Análise Canônica de Correspondência entre as espécies e todas as variáveis Ambientais descritas (499 permutações sobre o modelo).

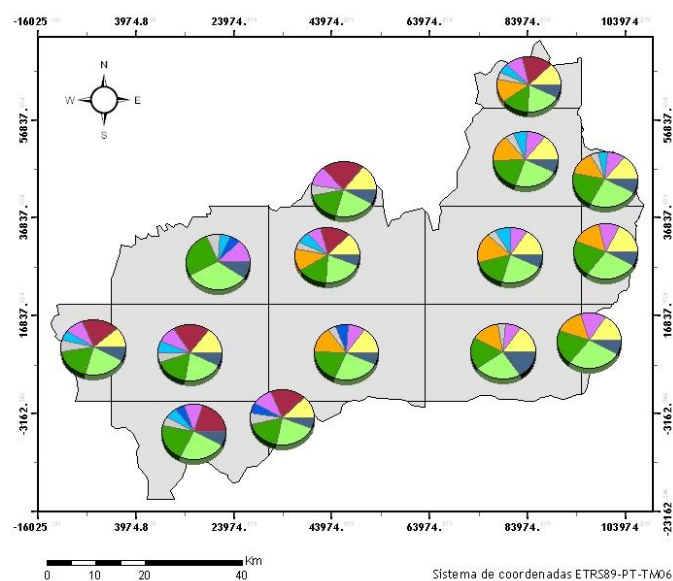
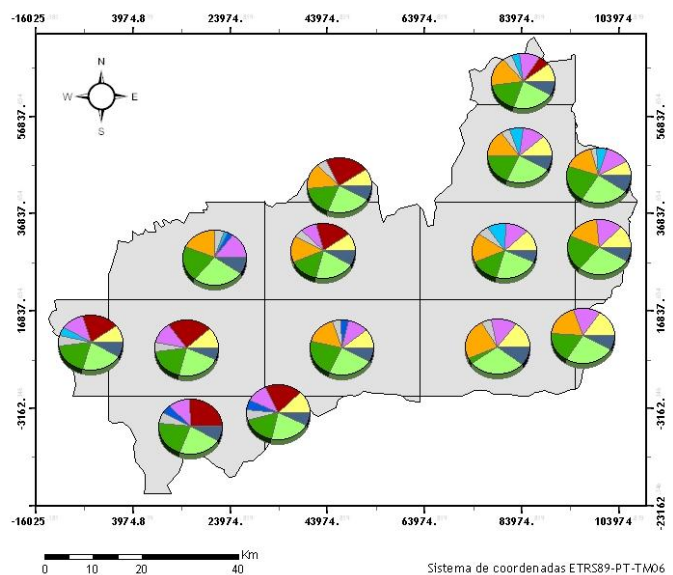
Teste de significância do primeiro Eixo Canônico=0,157 F-ratio=6,087 P-value=0,002
Teste de significância de todos os Eixos Canônicos = 0,366 F-ratio=1,402 P-value=0,002

Através da interpretação dos eixos de ordenação do gráfico de ordenação da CCA (Figura 11), pode verificar-se que o primeiro eixo está positivamente correlacionado com as variáveis ambientais culturas permanentes (CP), culturas temporárias (CT), e áreas heterogêneas (AH). A variável floresta aberta (FA) e floresta (FL) foram as principais contribuições negativas na formação do mesmo. Na formação do segundo eixo, as variáveis ambientais que tiveram maior contribuição positiva foram as culturas permanentes e negativa as florestas e pastagens permanentes.



Podemos também observar que as espécies se encontram distribuídas principalmente pelas classes de ocupação do solo floresta aberta (FA), pastagem permanente (PP), culturas temporárias (CT) florestas (FL) e áreas agrícolas heterogêneas (AH). Nas classes de ocupação matos (MAT) verifica-se a presença de poucas espécies nidificantes tratando-se regularmente de um classe de sucessão para florestas e provavelmente causa de incêndios ou abandono agrícola, é comum a fraca presença de espécies nidificantes (Catry, P. e Pacheco, C. 2008). Foram então, ordenadas as espécies em estudo de acordo com a informação presente no gráfico cruzando com a informação bibliográfica.

De modo a estudar a correlação das espécies de aves com a estrutura e composição da paisagem a nível temporal retomou-se como base da análise as 15 quadrículas amostrais após a ordenação das aves por classes de ocupação do solo. A seguir, apresentam-se os mapas da Figura 7 com gráficos circulares representativos das percentagens de ocorrência das espécies de avifauna ordenadas, distribuídos pelas 15 quadrículas de amostragem e a Tabela 8 com os índices de riqueza específica (Índice de *Margalef*) por classes de ocupação do solo relativos aos anos da publicação dos dados de base 1989 e 2008 respectivamente.



Legenda



Figura 12 - Mapas de distribuição da diversidade categorizada pelas classes de ocupação do solo pelas quadrículas

Tabela 8 - Variação do índice de diversidade de aves relativo aos dados das publicações dos Atlas de 1989 e 2008

Classes ocupação do solo/ Ano	1989	2008	Diferença %
Culturas temporárias (CT)	4,07	4,37	7,4
Florestas (FL)	6,42	8,50	32,4
Áreas agrícolas heterogeneas (AH)	4,00	3,90	-2,5

Classes ocupação do solo/ Ano	1989	2008	Diferença %
Florestas abertas e vegetação herbácea (FA)	3,00	3,60	20
Tecido urbano (TU)	0,71	0,82	15,5
Culturas permanentes (CP)	2,50	2,98	19,2
Cursos de água (CA)	1,58	2,20	39,2
Planos de água (PA)	2,04	2,20	7,84
Charnecas ou matos (M)	3,5	3,80	8,57
Pastagens permanentes (PP)	1,99	2,36	18,6

No estudo que se segue, teste do coeficiente de correlação de *Pearson* (Tabela 9), não foram utilizadas como variáveis as classes de uso/ocupação do solo Zonas industriais e zonas ardidadas por não haver associação, nem bibliográfica nem estatística, como podemos verificar no gráfico x, com as espécies em estudo. Voltou-se a recorrer à análise através das 15 quadrículas de amostragem publicadas no Atlas de 1989 de modo a haver harmonização entre os dados.

Tabela 9 - Matriz de correlação relativa ao coeficiente de correlação de *Pearson* do Índice de *Margalef* referente à data de 1989 com as métricas das classes da paisagem referente à data de 1990

1990	MSI	ED	MPS	NP	PSCV	CA	IJI	MNN	MPI	LPI
FL	0,24	0.18	-0.12	0.16	0.17	-0.07	-0.49	0.18	0.08	0.19
M	0.33	0.38	0.40	0.19	0.07	0.16	0.58	0.01	-0.17	0.42
AH	0.33	0.25	0.35	0.14	-0.42	0.15	0.21	-0.41	0.39	0.08
FA	0.24	0.24	0.33	0.37	0.17	0.49	0.34	-0.42	0.28	0.56
CP	0.75	0.36	0.36	0.27	0.31	0.20	-0.01	-0.24	0.29	0.20
PP	-0.04	-0.37	0.02	0.56	-0.36	0.51	-0.07	-0.52	0.07	-0.06
CT	-0.35	0.03	0.10	0.21	0.38	0.24	0.25	0.32	0.16	0.16
TU	0.28	0.14	0.64	0.01	0.46	0.56	0.35	0.10	-0.74	0.50
CA	0.99	0.91	0.86	0	0	0.86	0.93	0.97	0.80	0.93
PA	-0.85	-0.66	-0.81	0.69	0.69	-0.53	0.82	0.68	-0.63	-0.14

Relativamente ao período de 1990, para um nível de significância de 0,05 apenas se verificou uma correlação entre o índice de *Margalef* e os valores resultantes do cálculo das métricas de paisagem para em poucas classes de ocupação do solo.

Destacam-se os cursos de água, o que traduz que a diversidade de espécies é correlacionada fortemente e positivamente com a forma das manchas (MSI), densidade de bordas (ED), maior tamanho médio das manchas MPS, a área (CA), com a distância média ao vizinho mais próximo (MNN) e com o índice da maior mancha média e, finalmente, moderada proximidade entre os fragmentos. Logo, quanto mais simples a forma com densidade de bordas maiores e isolamento dos fragmentos, maior a diversidade de espécies.

Quanto aos planos de água existe uma relação directa entre a diversidade de espécies e o

número, variabilidade no tamanho e adjacência entre os fragmentos (IJI) e com a distância média ao fragmento vizinho mais próximo da mesma classificação. Relacionam-se de forma inversa com a irregularidade dos fragmentos (MSI), densidade de fronteira e tamanho médio dos fragmentos.

Em relação ao tecido urbano, este mostra-se correlacionado positivamente com o tamanho médio e negativamente com a proximidade das manchas da mesma classe. As culturas permanentes mostram que há maior diversidade de espécies quanto mais regular e simples for a mancha.

Tabela 10- Matriz de correlação de *Pearson* relativa ao coeficiente de correlação de *Pearson* do Índice de *Margalef* referente à data de 2008 com as métricas das classes de paisagem referente à data de 2006

2006	MSI	ED	MPS	NP	PSCV	CA	IJI	MNN	MPI	LPI
FL	-0.41	-0.41	0.03	0.52	0.14	0.25	-0.28	-0.22	-0.13	-0.10
M	-0.12	-0.06	-0.12	0.83	0.83	-0.03	0.42	0.49	0.17	-0.01
AH	0.33	0.50	0.80	0.43	0.37	0.77	0.28	-0.31	0.46	-0.03
FA	-0.49	-0.28	-0.47	0.68	-0.20	0.07	0.4	0.26	0.05	-0.57
CP	0.07	0.40	0.39	0.75	0.58	0.64	0.51	-0.05	0.27	0.38
PP	-0.17	-0.51	0.15	0.58	0.70	0.70	0.37	0.09	-0.13	-0.51
CT	-0.18	0.55	0.39	0.77	0.77	0.76	0.68	0.34	0.29	0.60
TU	-0.14	0.51	-0.02	-0.05	-0.04	-0.04	0.21	0.13	-0.57	0.31
CA	0.48	0.02	0.81	0.00	0.00	0.81	0.33	0.64	-0.08	0.24
PA	-0.62	-0.57	-0.54	0.63	0.63	-0.22	0.42	0.60	-0.48	-0.46

Em relação aos resultados de 2006 a Tabela 10 apresenta a matriz de correlações entre as variáveis em estudo. Observa-se que, a nível da diversidade nos planos de água, é correlacionada significativa e positivamente com o número de manchas, variabilidade no tamanho destas, e negativamente com a forma, ou seja, quanto mais irregulares mais favorável é para a ocorrência de diferenciadas espécies de aves.

No caso dos cursos de água, o índice de riqueza específica correlaciona forte e positivamente com o tamanho médio das manchas e a área de ocupação na paisagem, e mais moderadamente distância média à mancha vizinha mais próxima da mesma classificação.

Nas culturas temporárias o número e variabilidade no tamanho dos fragmentos, área ocupada pela classe, o índice da maior mancha e a adjacência entre manchas com ocupação referida têm uma relação directa com a diversidade de espécies nidificantes.

Na pastagem observa-se uma correlação forte e positiva da diversidade de espécies com a variabilidade no tamanho das manchas e com a área de ocupação pela classe na paisagem. Nas culturas permanentes também há uma correlação positiva da diversidade de espécies com a área ocupada pela classe, bem como com o número de manchas da mesma.

No caso das florestas abertas a diversidade de espécies apenas tem relação directa com o número de manchas.

Nas áreas heterogéneas é o tamanho médio das manchas e a área de ocupação que demonstram ter relação directa com a diversidade de espécies. Finalmente nos matos, o número e a variabilidade no tamanho de manchas constituem uma correlação forte e positiva com a diversidade de espécie.

Relacionando os resultados das tabelas 8, 9 e 10 com a análise da evolução da paisagem a partir das métricas realizada no sub-ponto anterior, podemos inferir que no caso dos cursos de água não houve alteração na paisagem, porém foi observada a presença de novas espécies nesta classe de paisagem (+39,2%).

Nos planos de água houve aumento do número da área na paisagem e do tamanho médio das manchas; diminuição da variabilidade do tamanho das manchas, aumento da densidade de bordas, apresentando-se manchas mais regulares e mais justapostas. Vimos que houve um aumento da diversidade (+39,8%), o que está, na generalidade, de acordo com os resultados da Tabela 10.

Nas culturas temporárias, houve uma pequena diminuição da área, aumento do índice de maior mancha, do número de manchas, de densidade de bordas e equitabilidade e diminuição do tamanho médio das manchas. O que está apenas em desacordo na área ocupada pela classe, pelo que, conforme o Atlas, houve aumento na diversidade de avifauna (+7,4%).

Nas pastagens permanentes houve um ligeiro aumento na variabilidade no tamanho médio das manchas e diminuição da área ocupada pela classe acompanhada por um aumento a nível da riqueza específica associada (+18,6%),

Nas culturas permanentes não houve grandes alterações, apenas uma mais uma mancha e diminuição ligeira da área ocupada na paisagem, o que esta de acordo com a Tabela 8 onde se verifica apenas um ligeiro aumento da riqueza específica (+19,2%).

Nas florestas abertas, houve um aumento do número de manchas e um aumento da diversidade de espécies presentes na região associadas a esta classe de ocupação da paisagem (+29%).

Nas áreas agrícolas heterogéneas diminuiu o tamanho médio das manchas e a área de ocupação, o que pode explicar a diminuição da diversidade de espécies presentes (-2,5%).

Nos matos diminuiu o número de manchas e aumentou a variabilidade no tamanho das manchas tendo-se observado o aumento da riqueza específica associada a esta classe (8,6%).

Comparando as tabelas de correlação, tabelas 9 e 10 e assumindo os valores de correlação superiores a 0,6 a um nível de significância superior a 0,05, verifica-se uma correlação mais fraca na análise referente ao ano 1990. Este resultado poderá dever-se à metodologia utilizada, no levantamento da presença das espécies de aves em 1978-1984, com menos pontos de recolha de dados do que em 2000-2005 para a elaboração dos atlas.

Assim sendo, consideram-se mais fiáveis os resultados relativos ao levantamento de 2000-2005.

A nível geral, da paisagem, a diversidade de espécies é beneficiada por um maior número de unidades, maior diversidade e justaposição das classes na paisagem.

O passo seguinte resume-se em classificar e verificar quais as variáveis que são mais importantes para a discriminação entre grupos. A necessidade da análise multivariada surge quanto temos mais do que uma variável a ser analisada num grande número de amostras e há a

necessidade de estudar simultaneamente as suas relações. Devido ao facto de as observações relatadas em 1989 por quadrículas ser de pequena amostragem (15 quadrículas) não se poderá proceder à análise multivariada sobre estas.

Para proceder à análise discriminante foi, em primeira instância, calculado o índice de *Margalef* para as 148 espécies relativas ao período de 2000-2005, bem como os quartis dos valores resultantes referentes às observações implícitas às 65 quadrículas. Foi atribuída uma pontuação de acordo com o quartil em que o valor de riqueza específica se encontrava. A pontuação atribuída foi de 1 a 3, dependendo do índice, sendo classificada como 1 quando apresenta uma baixa diversidade, 2 se apresenta uma diversidade média, e 3 se a diversidade for elevada.

Cada quadrícula de amostragem recebeu uma pontuação geral. As quadrículas com valores que se encontram no primeiro quartil foram classificadas como baixa diversidade de espécies, e as que se encontravam no último quartil foram classificadas como elevada riqueza específica.

Tabela 11 - Matriz da análise univariada do índice de riqueza de aves

Estadística	Índice de <i>Margalef</i>
Número de observações	65
Mínimo	0,950
Máximo	9,790
1.º Quartil	3,340
Mediana	5,490
3.º Quartil	7,400
Média	5,424
Variância	5,252
Desvio-padrão	2,292

Valor 1 - Índice de *Margalef* < Q_1

Valor 2 - $Q_1 \leq$ Índice $\leq Q_3$

Valor 3 - Índice de *Margalef* > Q_3

Efectuou-se a análise estatística descritiva (frequências) no programa informático Excel para o Windows.

Tabela 12 - Matriz do resultado da análise univariada do valor de diversidade de aves

Variável	N.º Observações	Mínimo	Máximo	Média	Desvio-padrão
Valor	65	1	3	1,985	0,649

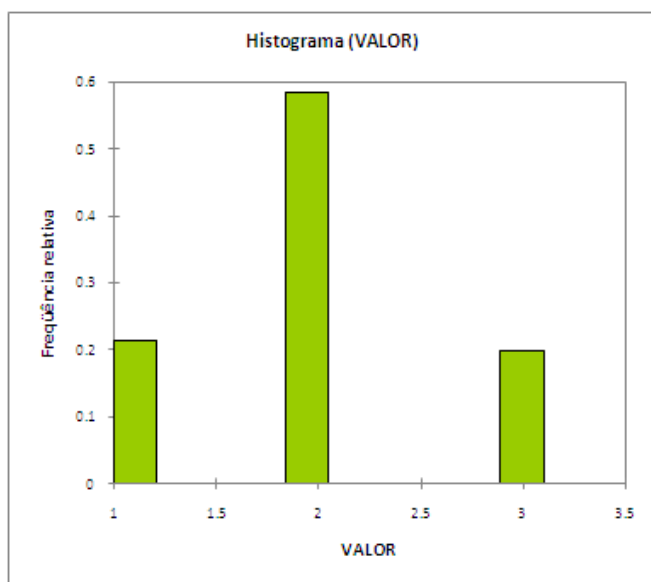


Figura 13 - Gráfico de frequências do valor de diversidade de aves

A análise discriminante foi realizada através do programa informático *Excel* com a extensão *XIStat* admitindo como variável dependente o valor obtido pela classificação do quartil e como variáveis independentes as 13 classes de ocupação do solo.

Foram analisadas 65 observações em 14 variáveis (1 dependente e 13 independentes) no período de 2000-2006.

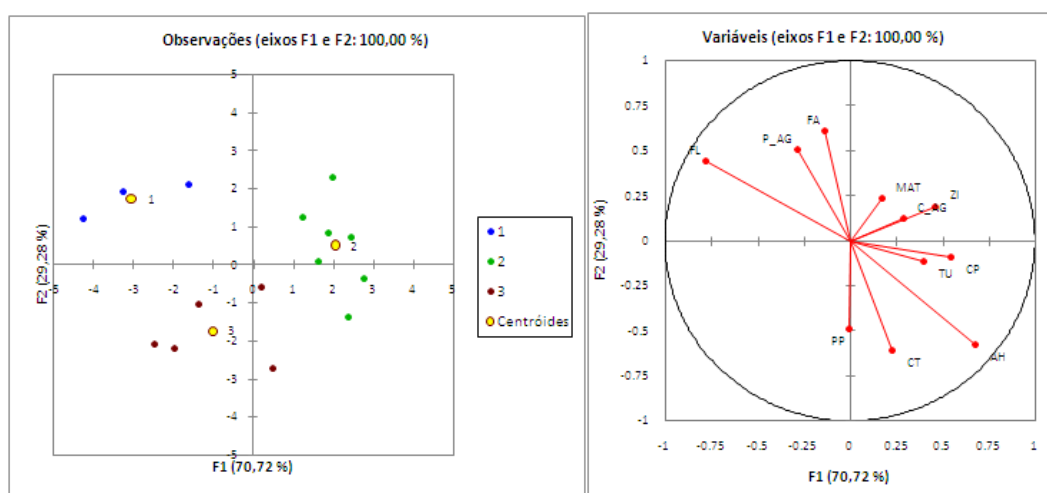


Figura 14 - Gráfico das variáveis discriminantes 1 e 2 e grupos de valores 1, 2 e 3 do índice de diversidade das espécies; Diagrama Bi-plot da correlação entre as classes de ocupação do solo e os eixos F1 e F2

Tabela 13 - Tabela de correlação variáveis/Factores

Classes ocupação do solo/ Ano	F1	F2
Florestas (FL)	-0,783	0,441
Áreas Agrícolas Heterogéneas (AH)	0,68	-0,58
Culturas permanentes (CP)	0,547	-0,094
Tecido Urbano (TU)	0,4	-0,115
Zonas Áridas (ZA)	-	-
Zonas Industriais (ZI)	0,461	0,191
Florestas Abertas (FA)	-0,133	0,607
Matos (MAT)	0,171	0,234
Planos de Água (P_AG)	-0,281	0,506
Cursos de Água (C_AG)	0,292	0,121
Culturas Temporárias (CT)	0,231	-0,607
Pastagens Permanentes (PP)	-0,003	-0,487
Rocha Nua (RN)	-	-

Podemos observar que, segundo os gráficos da Figura 14 e a Tabela 13, o eixo 1 representa a classe Florestas no lado negativo, e as classes 1 e 2 do valor de diversidade das espécies, porém directamente com a classe 1. Assim, verifica-se que a menor diversidade parece estar associada com a classe de ocupação do solo Florestas. As tipologias de ocupação do solo áreas heterogéneas e culturas permanentes também estão associadas ao eixo 1 do lado positivo do eixo, onde se projecta a classe 2 do índice de diversidade. Relativamente ao eixo 2 do lado negativo do eixo observa-se a classe de paisagem “culturas temporárias” associada à classe 3 do índice de diversidade. Do lado positivo do eixo observa-se a classe de ocupação florestas abertas a explicar a classe 2 do índice de diversidade logo, explicando um valor de diversidade intermédia.

Tabela 14- Matriz de confusão para a amostra de validação

De\ a	1	2	3	Total	% Correcto
1	3	7	1	11	27,27%
2	5	18	8	31	58,06%
3	1	2	5	8	62,50%
Total	9	27	14	50	52,00%

Podemos verificar que, segundo a Tabela 14, é na classe de valor que representa a menor variabilidade de espécies que a discriminação é mais baixa (27,27%), contrapondo a maior discriminação na classe representativa da maior diversidade. A discriminação da variabilidade pelas diferentes classes de paisagem é de 52%.

Em suma, através desta análise efectuada pode-se inferir que as classes de paisagem que permitem discriminar as diferentes classes de valores de diversidade de espécies são as classes florestal, as áreas agrícolas heterogêneas, culturas permanentes, culturas temporárias e as florestas abertas, maioritariamente a nível das duas classes de diversidade superior (2 e 3). A classe de menor diversidade não parece estar associada fortemente com nenhuma classe de ocupação específico, no entanto a classe mais pronunciada é a referente às florestas.

As outras classes de uso/ocupação do solo em consideração não parecem estar relacionadas com a diversidade observada o que corrobora a análise de correlação canónica efectuada anteriormente.

4.3. Análise da variabilidade espacial da diversidade avifaunística

Segue-se uma análise com recurso a técnicas de análise geostatística para a identificação estrutural e simulação através da krigagem, de modo a observar como a variabilidade espacial dos valores de diversidade obtidos após a classificação pela função discriminante (anexo 3), dependem da orientação relativa das localizações dos dados observados. Para o efeito, utilizou-se o módulo *Geoestatistical Analyst* do programa ArcGis 9.3.

A análise geostatística dos dados ocorre em duas fases, a primeira consiste na modelação do semivariograma. O semivariograma corresponde ao gráfico das semivariâncias em função da distância a um ponto. Por sua vez a semivariância define-se como a medida do grau de dependência espacial entre duas amostras, sendo a magnitude entre dois ponto A e B dependente da distância A-B. A segunda fase denomina-se como Krigagem.

A Krigagem segundo Soares (2006), é o estimador geostatístico, um interpolador de mínimos quadrados, através do qual os problemas de estimação de uma grandeza ficam resolvidos de um modo quase automático. Assenta num modelo de variograma que é uma medida da continuidade e homogeneidade estrutural do processo espacial, do qual se conhece apenas um conjunto de amostras.

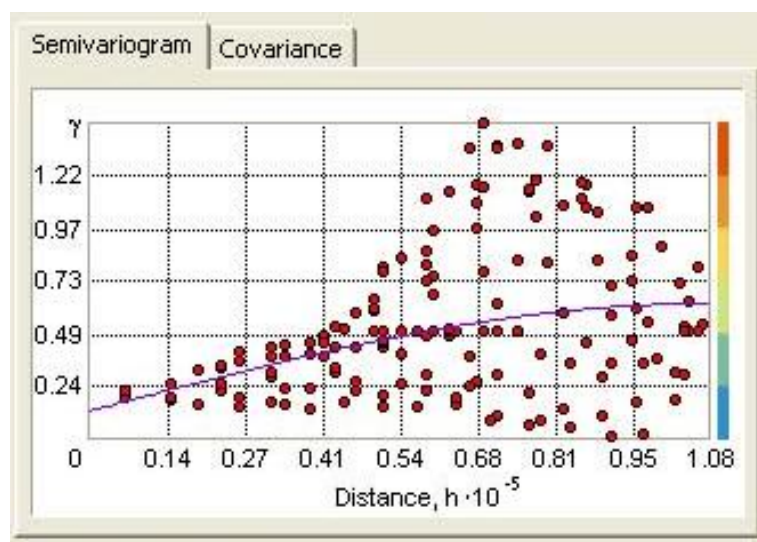


Figura 15 - Gráfico de semivariâncias

Verificou-se a impossibilidade em modelar a anisotropia, pois o semivariograma apresentou uma forma semelhante em todas as direcções do espaço, não sendo possível efectuar a sua modelação. Assim sendo, foi utilizado o modelo omnidireccional. O resultado obtido foi o seguinte:

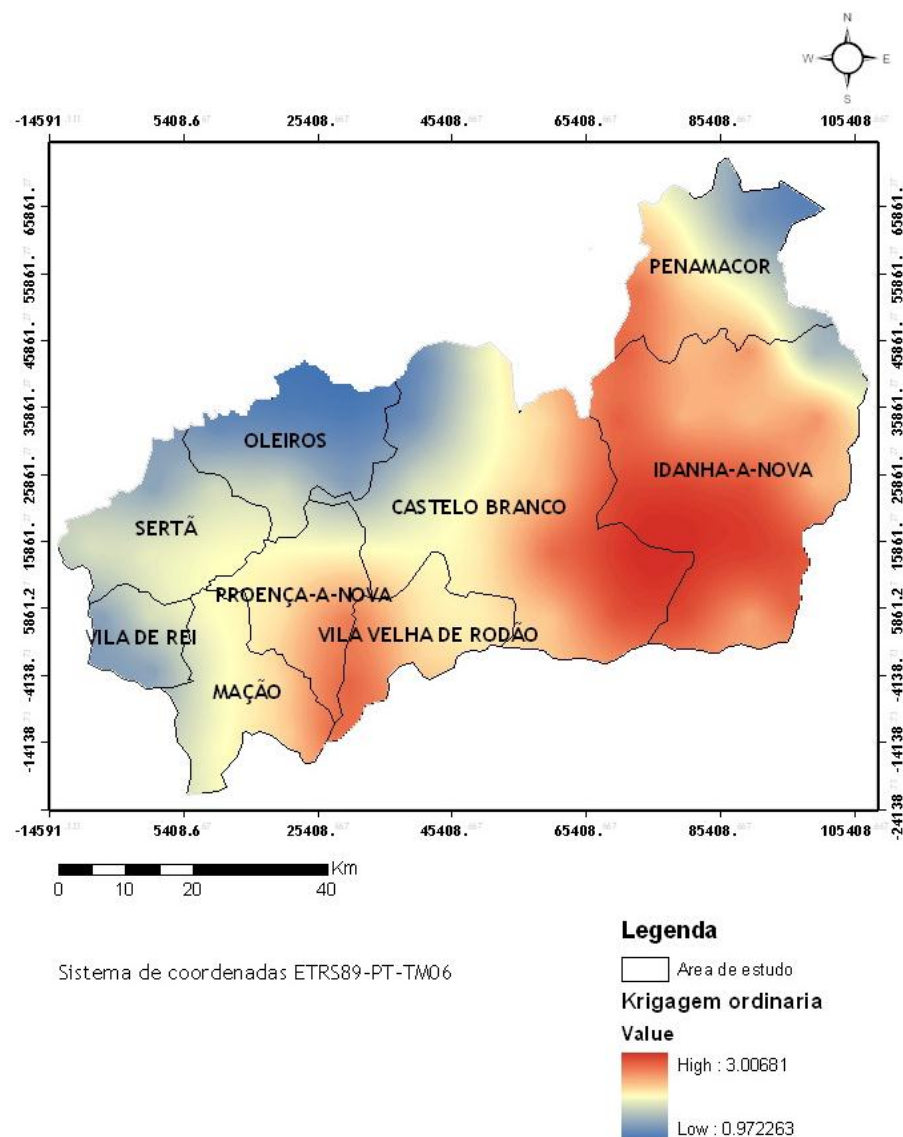


Figura 16 - Mapa de riqueza avifaunística na região PIS e BIS

Observando a figura 16, nota-se uma maior diversidade de espécies na parte leste da área de estudo, destacando-se o concelho de Idanha-a-Nova e a parte sudeste do de Castelo Branco. Na fronteira dos concelhos de Proença-a-Nova e Vila Velha de Ródão, observa-se igualmente uma mancha de maior diversidade de espécies de aves nidificantes. Pode verificar-se que a estas manchas seguem-se valores intermédios de diversidade e os valores mais baixos ocupam a quase totalidade dos concelhos de Vila de Rei e de Oleiros e a área a norte do concelho da Sertã e a nordeste do concelho de Penamacor.

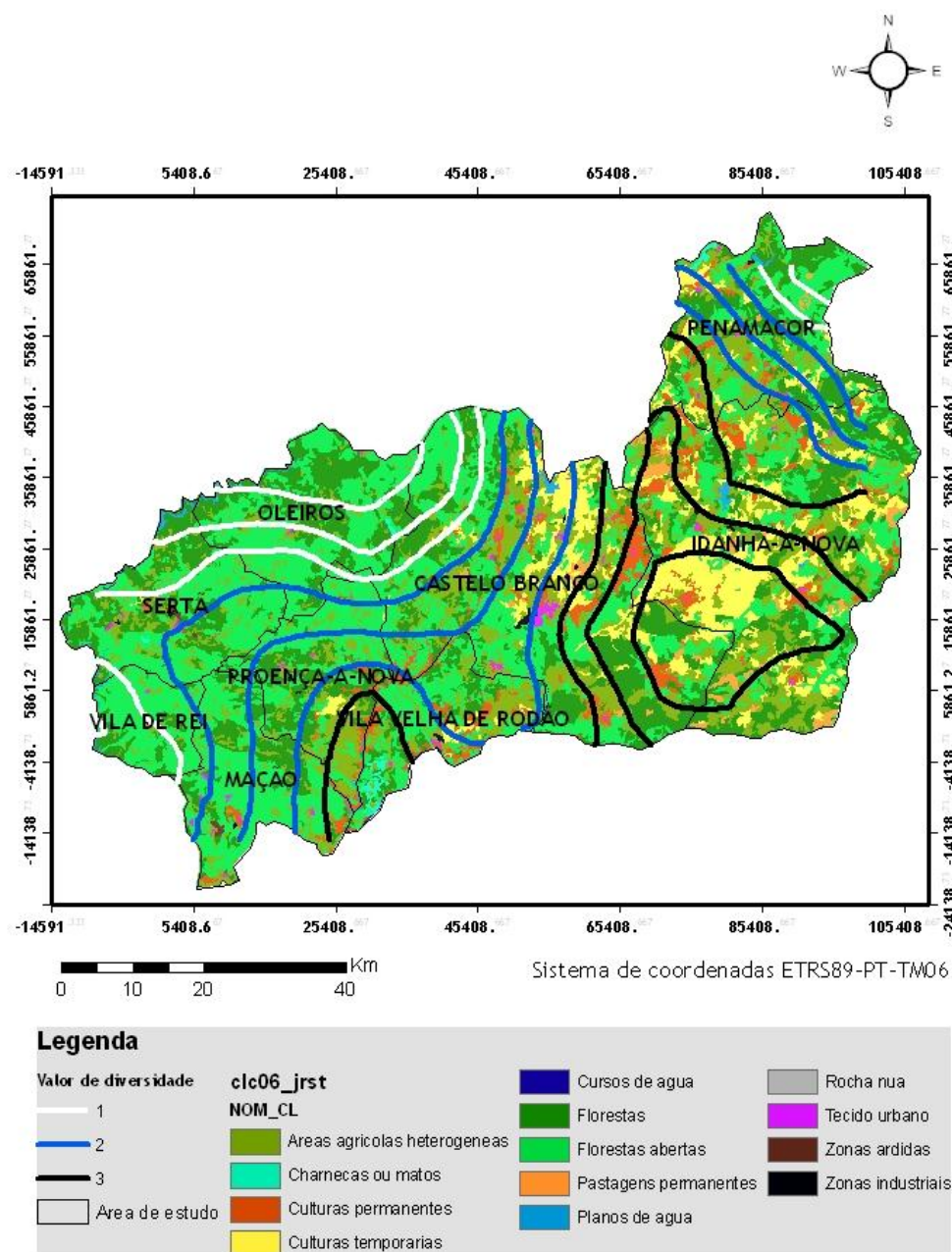


Figura 12 - Mapa representativo da diversidade de aves e das classes ocupação da paisagem

No mapa da Figura 17 observa-se, na metade oriental da área de estudo, um nítido contraste entre a parte abrangida pela maior diversidade de espécies que corresponde a uma área mais heterogênea e com mais diversidade de classes de ocupação do solo. É de notar, a predominância das classes: culturas temporárias, com grande variação dos tamanhos dos fragmentos e área ocupada; áreas agrícolas heterogêneas; e culturas permanentes na área mencionada. Nas áreas onde está representado o valor intermédio de diversidade observa-se o predomínio e continuidade das florestas abertas, na parte central da metade oeste da área de estudo. Na área onde podemos observar os menores valores de diversidade de espécies de avifauna predominam as florestas intercaladas com florestas abertas.

Não se pode comparar o período em questão com a mesma metodologia devido ao baixo

número de quadrículas de amostragem referentes à data de 1989. Porém, podemos fazer uma análise indirecta pelos resultados inferidos. Segundo as tabelas 4 e 10, verificamos que a única classe de ocupação de solo em que houve, muito provavelmente, um decréscimo da riqueza de espécies é na classe “áreas agrícolas heterogéneas” pois, na Tabela 4, verifica-se uma diminuição a nível da área ocupada na paisagem por esta classe, bem como do tamanho médio dos fragmentos que, cruzando com os dados apresentados na Tabela 10, são as métricas mais relacionadas com o índice de riqueza específico. Podemos validar este fenómeno a partir da observação da tabela de variação do índice de *Margalef* referente às duas datas em estudo (Tabela 9).

Verifica-se igualmente, segundo a Tabela 4 observa-se um aumento na diversidade de espécies associadas às culturas temporárias, pastagens permanentes, culturas permanentes e florestas abertas. Deduz-se que o aumento do número de manchas dos planos de água possa estar relacionado ao aumento da diversidade de espécies associadas a esta classe de ocupação do solo.

5. Conclusões

Os resultados revelaram que houve fragmentação da paisagem, principalmente a nível dos sistemas florestais e expansão das florestas abertas, ao longo dos 16 anos. Nas restantes classes de ocupação de solo houve pequenas alterações, notando-se essa mudança, principalmente, a nível da estrutura das manchas, com excepção das áreas agrícolas heterogéneas em que houve um decréscimo significativo em termos de área ocupada, tendo este decréscimo, também sido notado na diversidade das espécies nidificantes associada a esta classe de ocupação do solo.

O maior valor de índice de riqueza de espécies, presentes no período de nidificação, observa-se na classe de ocupação “florestas” em ambos os períodos de registo de dados tendo-se verificado que esta classe ocupa grande parte da área de estudo, embora em 2006 tenha evoluído para a classe “florestas abertas”, presumivelmente consequência de incêndios florestais.

Verificou-se que, as aves, nesta região, podem ser agrupadas e discriminadas consoante os habitats de que dependem a nível de nidificação e alimentação. Conclui-se também a existência de uma relação forte entre área das classes de ocupação do solo e a presença das diversas espécies de aves. Porém, observou-se igualmente que existe também uma relação directa destas com a estrutura horizontal da paisagem, para além da sua composição. Nesta perspectiva verificou-se que a heterogeneidade ambiental é crucial para a manutenção da integridade e diversidade de espécies de aves, na área de estudo, tendo as diversas comunidades de aves, como já referido, associação a diferentes habitats.

Na região em estudo, pela análise espacial, podemos observar que o maior valor de riqueza específica condensa-se principalmente na região da Beira Interior Sul, concelhos de Idanha-a-Nova e de Castelo Branco, onde predomina um mosaico constituído principalmente por áreas agrícolas heterogéneas, florestas, florestas abertas e culturas temporárias. A região que apresenta menor valor de riqueza específica de aves associada é a do Pinhal Interior Sul, concelhos de Vila de Rei, Sertã e Oleiros, onde predominam os sistemas florestais- florestas abertas, chanecas ou matos e as florestas. Um factor limitante deste estudo foi o facto de não ter sido encontrada correlação significativa entre as aves associadas à classe “florestas” e a estrutura e composição da paisagem, sendo as espécies associadas a esta classe as que apresentaram maior valor de índice de riqueza específica. Porém esse valor justifica-se pela área tanto contínua como descontínua ocupada pelas florestas em toda a região.

A maior limitação deste estudo está relacionada com metodologia utilizada nos dois Atlas das aves nidificantes, a qual difere nos dois períodos de recolha de dados, sendo menor a escala dos mapas de distribuição de espécies relativas a 1978-1984 em comparação com as relativas a 2000-2005, tendo o primeiro um menor número de pontos de amostragem e de elementos nas equipas, o que influenciou os resultados obtidos a nível das correlações entre as variáveis em estudo, gerando uma incompatibilidade na comparação temporal dos dados a partir dessa informação.

Os resultados deste estudo estão em consonância com outros já realizados, referidos na introdução, onde se demonstra que existe uma correlação entre o número de espécies de avifauna com os atributos das manchas da paisagem.

Os trabalhos desta natureza, constituem-se como ferramentas importantes para servir de base a planos de gestão, ordenamento do território e conservação da natureza, pois servem de modelos teóricos e metodológicos de base para verificar as dinâmicas da paisagem e as implicações que daí advêm.

Os Sistemas de Informação Geográfica são fundamentais neste processo pois permitem uma análise exaustiva e rápida das áreas alvo. Os resultados demonstraram que estes associados a uma métodos estatísticos adequados, são uma ferramenta fulcral para estes processos de comparação, análise e validação de fenómenos, como também para uma visão prospectiva dos mesmos. Ao longo do trabalho foram utilizadas diversas análises estatísticas para estudar a possibilidade de influência da estrutura e composição da paisagem, na diversidade de espécies de aves nidificantes na área de estudo. Verificou-se a coincidência sistemática dos resultados das análises efectuadas, o que reforça a validade e robustez dos mesmos.

Torna-se importante realizar investigações mais aprofundadas sobre cada um dos sistemas inter-relacionados. É fundamental a aplicação da metodologia utilizada neste trabalho a outras áreas geográficas, sobretudo nas áreas adjacentes para ver se se verifica uma coerência nos resultados obtidos. O que também seria interessante estudar é as implicações da alteração da paisagem na abundância de espécies de avifauna.

Conclui-se que, há uma interdependência entre as acções humanas que contribuem para a mudança da paisagem e as comunidades de aves nidificantes dos diferentes habitats. Estes estudos devem ser realizados periodicamente a fim de se aferir os impactos que essas acções poderão ter a longo prazo nos sistemas biológicos.

Referências Bibliográficas

- Bossard, M., Feranec j., Otahel, J., 2000. *CORINE Land Cover Technical Guide: Addendum 2000*. Technical report n°40, EEA, Luxemburgo: Office for Official Publications of the European Communities.
Disponível em:
http://www.igeo.pt/gdr/index.php?princ=PROJECTOS/CLC2000&sessao=m_projectos [Acedido a 4 de Fevereiro de 2012].
- Cabral, A., 2008. Cartografia de coberto do solo para o território Angolano utilizando imagens de satélite MODIS. *Revista Portuguesa de Estudos Regionais*, n° 15, 2º quadrimestre de 2007, impressão Janeiro de 2008.
Disponível em:
<http://www.apdr.pt> [Acedido a 12 de Fevereiro de 2012].
- Casaca J. 2000. *Topografia Geral*. Lidel, Lisboa.
- Catry, P. & Pacheco, C. (2008). Alterações na distribuição da avifauna portuguesa. Bosquejo de algumas das grandes tendências do século XIX ao XXI In *Equipa Atlas (eds.): Atlas das Aves Nidificantes em Portugal (1999-2005)*. Pp. 67-83. 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. Assírio & Alvim, Lisboa.
- Catry, P., Costa, H., Elias, G. & Matias, R. (2000). *Aves de Portugal. Ornitologia do território continental*. Lisboa: Assírio & Alvim.
- Comissão Nacional do Ambiente, 2001. *Atlas do ambiente: Carta da Toponímia de Concelhos*. [Material cartográfico]. Lisboa: C.N.A.
Disponível em: <http://sniamb.apambiente.pt/webatlas/index.html> [Acedido a 4 de Março de 2011]
- Convenção Europa da Paisagem, 2000, *Conselho da Europa*, Florença.
- EEA (European Environment Agency), 2007. CLC2006 technical guidelines, EEA technical report No 17/2007. Copenhaga: EEA.
Disponível em:
http://www.igeo.pt/gdr/index.php?princ=PROJECTOS/CLC2000&sessao=m_projectos [Acedido a 4 de Fevereiro de 2012].
- 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 e Alvim.
- Flamenco-Sandovala, Alejandro; Martínez Ramos, Miguel and Raúl Masera, Omar (2007) *Assessing implications of land-use and land-cover change dynamics for conservation of a highly diverse tropical rain forest*. *Biological conservation* 138, 131 - 145.
- Forman, R., Godron, M. (1986). *Landscape Ecology*. Canada: John Wiley & Sons, Inc.
- Gauch, H. G. J., 1982. *Multivariate Analysis in Community Ecology*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Krebs, C.J., (1985). *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*, 3ª Edição. Nova York: Harper & Row Publishers, Inc.
- Krebs, C.J. 1989. *Ecological Methodology*. Nova York: Harper Collins Publishers.

- López, Erna; Bocco, Gerardo; Mendoza, Manuel and Duhau, Emilio (2001). *Predicting land-cover and land-use change in the urban fringe. A case in Morelia city, Mexico*. Landscape and Urban Planning 55, 271- 285.
- Martinez, L., Ferreira, A. (2007). *Análise de Dados com SPSS - Primeiros Passos*. Lisboa: Escolar Editora.
- Maroco, J. (2006). *Análise Estatística, com utilização do SPSS*, 3ª Edição. Lisboa: Edições Sílabo.
- Matos, J. (2008). *Fundamentos de Informação Geográfica*. 5ª Edição actualizada e aumentada. Lisboa: Edições LIDEL- Edições Técnicas, Lda.
- McCune, B. ; Grace, J. 2002. *Analysys of Ecological Communities*. Oregon: MJM Software Design.
- McGarigal, K., S. A. Cushman, S. G. Stafford. 2000. *Multivariate Statistics for Wildlife and Ecology Research*. Nova York: Springer-Verlag.
- Odum, E.P., 1997. *Fundamentos de ecologia*. 5ª Ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian.
- Pinto-Correia, T. et al (2001). *Identificação de unidades de paisagem: Metodologia aplicada a Portugal Continental*. in Finisterra, número 72, vol. XXXVI, 2001, Lisboa: Centro de Estudos Geográficos.
- Rempel, R.S., A.P. Carr, and D. Kaukinen. 2008. *Patch Grid extension for ArcMap: Version 4.2*. Ontario Ministry of Natural Resources.
Disponível em:
<http://www.cnfer.on.ca/SEP/patchanalyst/> [Acedido a 5 de Junho de 2011].
- Root, R. R. 1976. *Spatial hetrogeneity and bird species diversity*. Ecology 57:773-782.
- Rufino, R. (coord.) (1989). *Atlas das Aves que Nidificam Portugal Continental*. Lisboa: SNPRCN.
- Rutherford, Gillian N.; Bebi, Peter; Edwards, Peter J. and Zimmermann, Niklaus E. (2008). *Assessing land-use statistics to model land cover change a mountainous landscape in the European Alps*. Ecological modelling, 212, 460-471.
- Soares, A. (2006). *Geostatística para as ciências da terra e do ambiente*. 2ª Edição. Lisboa: IST Press.
- Ter Braak, C. J. F.; Smilauer, P. 1998. *CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows. Software for Canonical Community Ordination (version 4)*. Nova York: Microcomputer Power.
- Turner, M.G., Gardner R. H. & O'Neill R. V. (2001). *Landscape Ecology in Theory and Practice*. Nova York: Springer-Verlag.
- Viana, Hélder; Aranha, José (2008) - Estudo da alteração da cobertura do solo no Parque Nacional da Peneda Gerês (1995 e 2007). Análise temporal dos padrões espaciais e avaliação quantitativa da estrutura da paisagem. *X Encontro de Utilizadores de Sistemas de Informação Geográfica, 14 a 16 de Maio de 2008 - Oeiras*.
Disponível em: <http://repositorio.ipv.pt> [Acedido a 20 de Setembro de 2011].
- Weins, J. (1989). *The ecology of bird communities. Volume 2. Processes and variations*. Cambridge, Massachusetts, USA: Cambridge Press.
- Willson, M. F. 1974. *Avian community and Habitat structure*. Ecology 55: 1017-1029.

Anexos

ANEXO1-Tabela dos resultados da aplicação do Coeficiente de Pearson entre métricas da paisagem.

Correlações

Métricas da Paisagem		SDI	SEI	AWMSI	MSI	MPAR	MPFD	AWMPFD	TE	ED	MPI	MPS	NP	MedPS	PSCV	PSSD
SDI	Pearson	1	.884**	-.627 [†]	.286	.056	.096	-.274	.512	.242	.141	-.452	.214	.226	-.588 [†]	-.646**
	Sig. (2-tailed)		.000	.012	.301	.843	.734	.323	.051	.385	.616	.091	.443	.419	.021	.009
SEI	Pearson	.884**	1	-.441	.330	-.145	-.035	-.071	.292	.232	.288	-.239	.004	.201	-.456	-.468
	Sig. (2-tailed)	.000		.100	.230	.605	.902	.802	.291	.406	.298	.391	.988	.473	.088	.079
AWMSI	Pearson	-.627 [†]	-.441	1	-.040	-.209	.086	.747**	-.814**	-.177	-.039	.719**	-.520 [†]	-.374	.866**	.947**
	Sig. (2-tailed)	.012	.100		.888	.455	.760	.001	.000	.528	.891	.002	.047	.170	.000	.000
MSI	Pearson	.286	.330	-.040	1	.192	.370	.568 [†]	-.018	.672**	.839**	.148	-.428	.566 [†]	-.300	-.210
	Sig. (2-tailed)	.301	.230	.888		.493	.175	.027	.948	.006	.000	.597	.111	.058	.277	.452
MPAR	Pearson	.056	-.145	-.209	.192	1	.844**	-.002	.465	.151	-.047	-.367	.416	-.157	-.338	-.355
	Sig. (2-tailed)	.843	.605	.455	.493	.000		.994	.081	.592	.868	.179	.123	.576	.217	.195
MPFD	Pearson	.096	-.035	.086	.370	.844**	1	.896	.224	.162	.036	-.166	.177	-.293	-.116	-.134
	Sig. (2-tailed)	.734	.902	.760	.175	.000		.183	.423	.563	.898	.554	.529	.289	.681	.634
AWMPFD	Pearson	-.274	-.071	.747**	.568 [†]	-.002	.363	1	-.569 [†]	.307	.466	.544 [†]	-.590 [†]	.001	.459	.560 [†]
	Sig. (2-tailed)	.323	.802	.001	.027	.994	.183		.027	.266	.080	.036	.021	.998	.085	.030
TE	Pearson	.512	.292	-.814**	-.018	.465	.224	-.569 [†]	1	.302	-.059	-.821**	.801**	.110	-.854**	-.893**
	Sig. (2-tailed)	.051	.291	.000	.948	.081	.423	.027		.273	.833	.000	.000	.696	.000	.000
ED	Pearson	.242	.232	-.177	.672**	.151	.162	.307	.302	1	.527 [†]	-.304	.108	.563 [†]	-.552 [†]	-.384
	Sig. (2-tailed)	.385	.406	.528	.006	.592	.563	.266	.273		.043	.270	.702	.029	.033	.158
MPE	Pearson	.141	.288	-.039	.839**	-.047	.036	.466	-.059	.527 [†]	1	.364	-.554 [†]	.651**	-.301	-.160
	Sig. (2-tailed)	.616	.298	.891	.000	.868	.898	.080	.833	.043		.183	.032	.009	.275	.569

Métricas da Paisagem		SDI	SEI	AWMSI	MSI	MPAR	MPFD	AWMPFD	TE	ED	MPI	MPS	NP	MedPS	PSCV	PSSD
MPS	Pearson	-.452	-.239	.719**	.148	-.367	-.166	.544 ⁺	-.821**	-.304	.364	1	-.814**	-.001	.679**	.767**
	Sig. (2-tailed)	.091	.391	.002	.597	.179	.554	.036	.000	.270	.183		.000	.998	.005	.001
NP	Pearson	.214	.004	-.520 ⁺	-.428	.416	.177	-.590 ⁺	.801**	.108	-.554 ⁺	-.814**	1	-.188	-.500	-.552 ⁺
	Sig. (2-tailed)	.443	.988	.047	.111	.123	.529	.021	.000	.702	.032	.000		.503	.057	.033
MedPS	Pearson	.226	.201	-.374	.566 ⁺	-.157	-.293	.001	.110	.563 ⁺	.651**	-.001	-.188	1	-.437	-.355
	Sig. (2-tailed)	.419	.473	.170	.028	.576	.289	.998	.696	.029	.009	.998	.503		.103	.194
PSCV	Pearson	-.588 ⁺	-.456	.866**	-.300	-.338	-.116	.459	-.854**	-.552 ⁺	-.301	.679**	-.500	-.437	1	.958**
	Sig. (2-tailed)	.021	.088	.000	.277	.217	.681	.085	.000	.033	.275	.005	.057	.103		.000
PSSD	Pearson	-.646**	-.468	.947**	-.210	-.355	-.134	.560 ⁺	-.893**	-.384	-.160	.767**	-.552 ⁺	-.355	.958**	1
	Sig. (2-tailed)	.009	.079	.000	.452	.195	.634	.030	.000	.158	.569	.001	.033	.194	.000	

Anexo 2- Distribuição das espécies de aves por classes de ocupação do solo¹

Espécies em estudo	Sigla	FL	M	AH	FA	CP	PP	CT	TU	CA	PA	RN
Carraceiro (<i>Bubulcus ibis</i>)	Bulb	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0
Pombo-torcaz (<i>Columba palumbus</i>)	CoPa	1	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0
Frisada (<i>Anas streptera</i>)	AnSt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Melro-preto (<i>Turdus merula</i>)	TuMe	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Cariça (<i>Troglodytes troglodytes</i>)	TrTr	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Noitibó-de-nuca-vermelha (<i>Caprimulgus ruficollis</i>)	CaRu	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Pintassilgo (<i>Carduelis carduelis</i>)	CaCa	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0
Andorinha-dos-beirais (<i>Delichon urbicum</i>)	DeUr	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	1
Laverca (<i>Alauda arvensis</i>)	AlAr	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0
Pintarroxo-comum (<i>Carduelis cannabina</i>)	CaCan	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Solitário (<i>Cercotrichas galactotes</i>)	CeGa	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Cia (<i>Emberiza cia</i>)	EmCi	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sombria (<i>Emberiza hortulana</i>)	EmHo	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0
Andorinha-daurica (<i>Hirundo daurica</i>)	HiDa	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0
Andorinha-das-chamines (<i>Hirundo rustica</i>)	HiRu	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1
Abelharuco-comum (<i>Merops apiaster</i>)	MeAp	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	1
Melro-das-rochas (<i>Monticola saxatilis</i>)	MoSa	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Melro-azul (<i>Monticola solitaria</i>)	MoSo	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Chasco-preto (<i>Oenanthe leucura</i>)	OeLe	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0
Chasco-cinzento (<i>Oenanthe oenanthe</i>)	OeOe	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Rabirruivo-preto (<i>Phoenicurus ochuros</i>)	PhOc	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0
Felosa-comum (<i>Phylloscopus ibericus</i>)	PhIb	0	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0
Ferreirinha-comum (<i>Prunella modularis</i>)	PrMo	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Andorinha-das-rochas (<i>Ptyonoprogne rupestris</i>)	PtRu	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Toutinegra-carrasqueira (<i>Sylvia cantillans</i>)	SyCa	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Papa-amoras-comum (<i>Sylvia Communis</i>)	SyCo	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Toutinegra-tomilheira (<i>Sylvia conspicillata</i>)	SyCon	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Toutinegra-de-cabeça-preta (<i>Sylvia melanocephala</i>)	SyMe	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Felosa-do-mato (<i>Sylvia undata</i>)	SyUn	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Noitibo-da-europa (<i>Caprimulgus europaeus</i>)	CaEu	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Bico-grossudo (<i>Coccothraustes coccothraustes</i>)	CoCoc	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Corvo (<i>Corvus corax</i>)	CoCo	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Cuco-canoro (<i>Cuculus canorus</i>)	CuCa	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Milhafre-preto (<i>Milvus migrans</i>)	MiMig	0	0	1	0	0	1	1	0	1	1	0
Milhano (<i>Milvus milvus</i>)	MiMi	1	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0
Chamariz (<i>Serinus serinus</i>)	SeSe	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0
Estorninho-preto (<i>Sturnus unicolor</i>)	StUn	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0
Açor (<i>Accipiter gentilis</i>)	AcGe	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gaviao-da-europa (<i>Accipiter nisus</i>)	AcNi	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Chapim-rabilongo (<i>Aegithalos caudatus</i>)	AeCa	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Abutre-preto (<i>Aegypus monachus</i>)	AeMo	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0
Águia-imperial (<i>Aquila adalberti</i>)	AqAd	0	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0
Águia-real (<i>Aquila chrysaetos</i>)	AqCh	1	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0
Bufo-pequeno (<i>Asio otus</i>)	AsOt	1	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0
Bufo-real (<i>Bubo bubo</i>)	BuBub	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Águia-de-asa-redonda (<i>Buteo buteo</i>)	BuBu	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0
Trepadeira-comum (<i>Certhia brachydactyla</i>)	CeBr	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Águia-cobreira (<i>Circaetus gallicus</i>)	CiGa	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Gralha-preta (<i>Corvus corone</i>)	CoCor	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Pica-pau-malhado-grande (<i>Dendrocopos major</i>)	DeMa	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Pica-pau-galego (<i>Dendrocopos minor</i>)	DeMi	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Tentilhão-comum (<i>Fringilla coelebs</i>)	FrCo	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Torcicolo (<i>Jynx torquilla</i>)	JyTo	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gaio-comum (<i>Garrulus glandarius</i>)	GaGl	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0
Águia-de-Bonelli (<i>Hieraetus fasciatus</i>)	HiFa	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Águia-calçada (<i>Hieraetus pennatus</i>)	HiPe	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Felosa-poliglota (<i>Hippolais polyglota</i>)	HiPo	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rouxinol-comum (<i>Luscinia megarhynchos</i>)	LuMe	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Papa-moscas-cinzento (<i>Muscapa striata</i>)	MuSt	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Papa-figos (<i>Oriolus oriolus</i>)	OrOr	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Mochão-d'orelhas (<i>Otus scopus</i>)	OtSc	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0

¹ FL- Florestas, M- Charnecas ou matos, AH- Áreas agrícolas heterogêneas, FA- Florestas abertas, CP- Culturas permanentes, PP- Pastagens permanentes, CT- Culturas temporárias, TU- Tecido urbano, CA- Cursos de água, PA- Planos de água, RN- Rocha nua

Especies em estudo	Sigla	FL	M	AH	FA	CP	PP	CT	TU	CA	PA	RN
Chapim-preto/carvoeiro (<i>Parus ater</i>)	PaAt	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Chapim-azul (<i>Parus caeruleus</i>)	PaCa	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0
Chapim-de-poupa (<i>Parus cristatus</i>)	PaCr	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Chapim-real (<i>Parus major</i>)	PaMa	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
Falcao-abelheiro (<i>Pernis apivorus</i>)	PeAp	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pardal-frances (<i>Petronia petronia</i>)	PePe	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Rabirruivo-de testa-branca (<i>Phoenicurus phoenicurus</i>)	PhPh	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Felosa-de-bonelli (<i>Phylloscopus bonelli</i>)	PhBo	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Peto-verde (<i>Picus viridis</i>)	PiVi	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Estrelinha-de-cabeça-listada (<i>Regulus ignicapillus</i>)	Relg	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Trepadeira-azul (<i>Sitta europea</i>)	SiEu	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coruja-do-mato (<i>Strix aluco</i>)	StAl	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Toutinegra-de-barrete (<i>Sylvia atricapilla</i>)	SyAt	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Toutinegra-real (<i>Sylvia hortensis</i>)	ma	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Tordeia (<i>Turdus viscivorus</i>)	TuVi	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Coruja-das-torres (<i>Tyto alba</i>)	TyAl	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Perdiz-comum (<i>Alectoris rufa</i>)	AlRu	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0
Mocho-galego (<i>Athene noctua</i>)	AtNo	1	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0
Calhandrinha-comum (<i>Calandrella brachydactyla</i>)	CaBr	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Verdilhão-comum (<i>Carduelis chloris</i>)	CaCh	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0
Cuco-rabilongo (<i>Clamator glandarius</i>)	CIGL	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Gralha-de-nuca-cinzenta (<i>Corvus monedula</i>)	CoMo	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0
Pega-azul (<i>Cyanopica cyanus</i>)	CyCy	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Pisco-de-peito-ruivo (<i>Erithacus rubecula</i>)	ErRu	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Trigueirão (<i>Emberiza calandra</i>)	EmCa	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0
Alveola-cinzenta (<i>Motacilla cinerea</i>)	MoCi	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0
Chasco-ruivo (<i>Oenanthe hispanica</i>)	OeHi	0	1	1	1	1	0	1	0	0	0	0
Pardal-espanhol (<i>Passer hispaniolensis</i>)	PaHi	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0
Pardal-montes (<i>Passer montanus</i>)	PaMo	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0
Andorinha-das-barreiras (<i>Riparia riparia</i>)	RiRi	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0
Cartaxo-comum (<i>Saxicola torquatus</i>)	SaTo	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0
Poupa (<i>Upupa epops</i>)	UpEp	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0
Rouxinol-grande-dos-caniços (<i>Acrocephalus arundinaceus</i>)	AcAr	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0
Rouxinol-dos-caniços (<i>Acrocephalus scirpaceus</i>)	AcSc	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0
Maçarico-das-rochas (<i>Actitis hypoleucos</i>)	AcHy	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Guarda-rios (<i>Alcedo attis</i>)	AlAt	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Pato-colhereiro (<i>Anas clypeata</i>)	AnCl	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Pato-real (<i>Anas platyrhynchos</i>)	AnPl	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Petinha-dos-campos (<i>Anthus campestris</i>)	AnCa	0	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0
Andorinhão-preto (<i>Apus apus</i>)	ApAp	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1	0
Andorinhão-cafre (<i>Apus cafer</i>)	ApCa	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	1
Andorinhão-real (<i>Apus melba</i>)	Apme	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	1
Andorinhão-pálido (<i>Apus pallidus</i>)	ApPa	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Garça-real (<i>Ardea cinerea</i>)	ArCi	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0
Zarro-negrinha (<i>Aythya fuligula</i>)	AyFu	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Garça-boieira (<i>Bulbucus ibis</i>)	Bulb	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Alcaravão (<i>Burhinus oedicephalus</i>)	BuOe	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Rouxinol-bravo (<i>Cettia cetti</i>)	CeCe	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Borrelho-pequeno-de-coleira (<i>Charadrius dubius</i>)	ChDu	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Gaivina-dos-pauis (<i>Chlidonias hybrida</i>)	ChHy	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0
Cegonha-branca (<i>Ciconia ciconia</i>)	CiCi	0	0	1	0	0	1	1	0	1	1	0
Cegonha-preta (<i>Ciconia nigra</i>)	CiNi	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0
Melro-d'água (<i>Cinclus cinclus</i>)	CiCin	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Tartaranhão-azulado/cinzento (<i>Circus cyaneus</i>)	CiCy	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Tartaranhão-caçador (<i>Circus pygargus</i>)	CiPy	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Fuinha-dos-juncos (<i>Cisticola juncidis</i>)	CiJu	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0
Rolieiro (<i>Coracias garrulus</i>)	CoGa	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
Codorniz (<i>Coturnix coturnix</i>)	CoCot	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Garça-branca (<i>Egretta garzeta</i>)	EgGa	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Peneireiro-cinzento (<i>Elanus caeruleus</i>)	ElCa	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0
Escrevedeira-de-garganta-preta (<i>Emberiza cirulus</i>)	EmCi	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0
Peneireiro-das-torres (<i>Falco naumanni</i>)	FaNa	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1
Falcao-peregrino (<i>Falco peregrinus</i>)	FaPe	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	1
Ogea (<i>Falco subbuteo</i>)	FaSu	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Peneireiro-vulgar (<i>Falco tinnunculus</i>)	FaTi	0	0	1	0	1	0	1	1	0	1	0
Galeirao-comum (<i>Fulica atra</i>)	FuAt	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Cotovia-de-poupa (<i>Galerida cristata</i>)	GaCr	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Cotovia-montesinha/escuro (<i>Galerida theklae</i>)	Gath	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0
Galinha-d'água (<i>Gallinula chloropus</i>)	GaCh	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Grifo (<i>Gyps fulvus</i>)	GyFu	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1

Especies em estudo	Sigla	FL	M	AH	FA	CP	PP	CT	TU	CA	PA	RN
Perna-longa (<i>Himantopus himantopus</i>)	HiHi	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0
Picanço-real (<i>Lanius meridionalis</i>)	LaMe	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Picanço-barreteiro (<i>Lanius senator</i>)	LaSe	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0
Cotovia-pequena (<i>Lullula arborea</i>)	LuAr	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Calhandra (<i>Melanocorypha calandra</i>)	MeCa	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
Alveola-branca-comum (<i>Motacilla alba</i>)	MoAl	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
Britango (<i>Neophron percnopterus</i>)	NePe	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Goraz (<i>Nycticorax nycticorax</i>)	NyNy	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Abetarda (<i>Otis tarda</i>)	OtTa	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Pardal-comum (<i>Passer domesticus</i>)	PaDo	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0
Pega-rabuda (<i>Pica pica</i>)	PiPi	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0
Mergulhao-de-crista (<i>Podiceps cristatus</i>)	PoCr	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1
Cortiçol-de-barriga-branca (<i>Pterocles alchata</i>)	PtAl	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
Cortiçol-de-barriga-preta (<i>Pterocles orientalis</i>)	PtOr	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
Franco-d'agua (<i>Rallus aquaticus</i>)	RaAq	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Rola-turca (<i>Streptopelia decaocto</i>)	StDe	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0
Rola-comum (<i>Streptopelia turtur</i>)	StTu	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0
Mergulhao-pequeno (<i>Tachybaptus ruficollis</i>)	TaRu	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
Sisao (<i>Tetrax tetrax</i>)	TeTe	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
Abibe (<i>Vanellus vanellus</i>)	VaVa	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0

Anexo 3 -Matriz das funções de classificação

Observação	A priori	A posteriori	Pr(1)	Pr(2)	Pr(3)	F1	F2	D ² (1)	D ² (2)	D ² (3)
Obs8	2	2	0,000	1,000	0,000	2,433	0,720	44,371	11,810	30,265
Obs18	3	3	0,000	0,000	1,000	-1,968	-2,216	27,437	32,309	10,709
Obs26	2	2	0,000	0,999	0,001	1,225	1,260	26,098	7,178	20,626
Obs28	3	3	0,004	0,002	0,994	-1,369	-1,050	22,589	24,286	11,544
Obs30	3	3	0,001	0,000	0,999	-2,462	-2,081	25,131	35,367	11,338
Obs31	3	3	0,001	0,367	0,632	0,191	-0,581	21,448	8,446	7,360
Obs39	2	2	0,000	1,000	0,000	2,749	-0,354	49,160	10,702	26,320
Obs42	3	3	0,000	0,011	0,989	0,468	-2,731	37,344	16,154	7,210
Obs44	1	1	1,000	0,000	0,000	-3,268	1,927	10,138	38,601	27,440
Obs45	1	1	1,000	0,000	0,000	-4,262	1,192	11,138	47,873	27,345
Obs46	1	1	0,995	0,002	0,003	-1,610	2,104	9,997	22,030	21,832
Obs48	2	2	0,000	0,995	0,005	1,633	0,071	36,770	10,727	21,393
Obs51	2	2	0,000	1,000	0,000	1,973	2,284	33,432	9,459	32,046
Obs55	2	2	0,000	1,000	0,000	1,885	0,841	38,398	11,720	27,349
Obs57	2	2	0,000	0,988	0,012	2,381	-1,385	47,575	10,280	19,063
Obs1	2	2	0,000	1,000	0,000	3,092	3,747	60,742	29,053	65,007
Obs2	2	2	0,000	1,000	0,000	5,457	3,752	177,126	121.38	171,873
Obs3	2	3	0,000	0,000	1,000	-6,129	14,420	905,951	922.65	821,261
Obs4	1	1	0,964	0,036	0,000	-0,779	3,312	37,279	43,880	54,149
Obs5	1	2	0,047	0,953	0,000	0,518	3,542	66,380	60,360	79,610
Obs6	2	2	0,001	0,999	0,000	1,260	2,988	45,764	30,809	52,152
Obs7	2	3	0,000	0,000	1,000	3,395	12,881	2114,362	2038.02	2001.9
Obs9	2	1	1,000	0,000	0,000	-2,766	2,914	44,923	70,745	67,055
Obs10	1	2	0,000	1,000	0,000	2,016	5,394	96,090	79,462	116,134
Obs11	1	2	0,115	0,885	0,000	0,337	3,580	42,984	38,900	57,208
Obs12	1	2	0,000	1,000	0,000	2,613	4,720	65,902	41,513	78,854
Obs13	2	3	0,000	0,090	0,910	0,581	-1,918	65,327	45,021	40,384
Obs14	2	2	0,000	1,000	0,000	1,630	2,665	70,169	50,639	72,818
Obs15	2	2	0,000	1,000	0,000	4,528	1,224	302,842	250.2	283,782
Obs16	2	2	0,000	1,000	0,000	3,065	0,957	127,452	89,060	112,445
Obs17	3	3	0,001	0,000	0,999	-1,756	-1,778	45,478	49,291	30,940
Obs19	3	2	0,000	0,960	0,040	1,799	-1,123	53,418	22,698	29,072
Obs20	1	3	0,000	0,000	1,000	-11,045	-7,285	302,929	387.48	287,652
Obs21	2	2	0,042	0,958	0,000	0,761	4,434	33,183	26,919	51,627
Obs22	2	2	0,000	1,000	0,000	5,164	4,886	95,419	45,495	99,224
Obs23	1	2	0,002	0,998	0,000	1,381	4,372	47,528	34,804	63,039
Obs24	1	2	0,054	0,946	0,000	0,460	3,416	49,999	44,253	62,587
Obs25	2	2	0,000	1,000	0,000	2,298	3,747	88,690	65,071	96,157
Obs27	2	2	0,000	1,000	0,000	12,991	16,188	674,765	573.4	725,462
Obs29	2	3	0,006	0,000	0,994	-4,554	-2,785	48,215	77,976	37,982
Obs32	3	3	0,411	0,000	0,589	-5,284	-1,840	61,754	101.3	61,034
Obs33	2	1	0,982	0,005	0,013	-1,592	1,647	245,348	256.05	253,933
Obs34	1	2	0,134	0,866	0,000	0,364	3,830	62,741	59,011	78,595
Obs35	2	2	0,100	0,900	0,000	0,411	3,755	63,861	59,462	79,005

Observação	A priori	A posteriori	Pr(1)	Pr(2)	Pr(3)	F1	F2	D ² (1)	D ² (2)	D ² (3)
Obs36	2	1	0,873	0,011	0,117	-1,559	1,010	28,156	36,931	32,183
Obs37	2	2	0,001	0,998	0,001	0,933	1,649	34,228	19,254	32,635
Obs38	2	2	0,000	1,000	0,000	3,748	0,539	64,505	18,109	43,830
Obs40	3	3	0,000	0,000	1,000	-4,248	-7,424	329,065	344.1	285,375
Obs41	3	3	0,006	0,000	0,994	-4,347	-2,676	107,962	135.89	97,648
Obs43	3	2	0,000	1,000	0,000	1,960	0,972	39,350	12,236	28,906
Obs47	1	1	0,788	0,211	0,000	-0,396	3,283	37,624	40,256	52,746
Obs49	2	2	0,000	0,955	0,044	0,707	0,333	36,945	20,979	27,125
Obs50	2	3	0,000	0,000	1,000	-3,086	-7,129	216,571	220.5	170,238
Obs52	2	2	0,091	0,551	0,358	-0,418	0,697	16,012	12,400	13,260
Obs53	3	3	0,000	0,000	1,000	-3,196	-3,064	37,533	52,787	19,879
Obs54	2	1	0,988	0,010	0,001	-1,218	2,528	23,232	32,342	36,433
Obs56	2	3	0,000	0,000	1,000	-1,156	-4,191	71,380	63,056	37,660
Obs58	2	3	0,000	0,011	0,989	-0,160	-1,874	36,327	23,666	14,678
Obs59	3	1	0,624	0,000	0,376	-3,813	-0,735	20,702	48,047	21,711
Obs60	2	3	0,000	0,000	1,000	-3,432	-3,474	71,529	88,152	51,976
Obs61	2	2	0,000	1,000	0,000	7,714	3,584	183,082	103.95	167,545
Obs62	2	2	0,124	0,752	0,124	-0,305	1,159	15,261	11,656	15,261
Obs63	2	2	0,000	0,729	0,271	2,523	-3,111	481,213	438.16	440,140
Obs64	2	1	0,998	0,000	0,002	-4,354	0,638	14,372	50,661	27,106
Obs65	1	1	1,000	0,000	0,000	-2,151	3,020	30,868	50,693	51,248