

**Universidade de Évora**

# **Condicionantes ambientais na distribuição de anfíbios e répteis em Portugal Continental**

Dissertação apresentada para a obtenção do Grau de  
Mestre em Gestão e Política Ambiental

Rui Jorge Cegonho Raimundo

Orientador: Professor Doutor Diogo Francisco Caeiro Figueiredo

**Fevereiro de 2004**

Esta dissertação não inclui as críticas e sugestões feitas pelo Júri

**Universidade de Évora**

# **Condicionantes ambientais na distribuição de anfíbios e répteis em Portugal Continental**

Dissertação apresentada para a obtenção do Grau de  
Mestre em Gestão e Política Ambiental

Rui Jorge Cegonho Raimundo



Orientador: Professor Doutor Diogo Francisco Caeiro Figueiredo

169 224

**Fevereiro de 2004**

Esta dissertação não inclui as críticas e sugestões feitas pelo Júri



## **Resumo**

Neste trabalho procurou-se identificar os constrangimentos ambientais à distribuição de anfíbios e répteis em Portugal a dois níveis diferentes de análise: espécies individuais e riqueza específica. Utilizaram-se Modelos Lineares Generalizados para prever a distribuição das espécies no território permitindo assim determinar a distribuição potencial da riqueza específica. Por sua vez procurou-se relacionar a riqueza específica com as variáveis ambientais. Para tal recorreu-se a duas abordagens distintas: (1) regressões lineares parciais, de modo a avaliar a contribuição de cada grupo de condicionante e (2) regressão linear com selecção de variáveis e posterior cálculo das correlações parciais, para identificar quais as variáveis com maior influência na riqueza de espécies. Efectuou-se este procedimento separadamente para os anfíbios e répteis. Os resultados mostram que em termos globais as variáveis relacionadas com o ordenamento do território são as que mais condicionam a distribuição de anfíbios e répteis em Portugal Continental.

## **Abstract**

In this work we explored the contribution of several environmental constraints to the distribution of amphibians and reptiles in Portugal at two different levels: individual species and species richness. Generalized Linear Models were used to predict the distribution of species in Portugal, which allowed estimating the potential distribution of species richness. Species richness was then related to the environmental variables using two distinct approaches: (1) partial linear regressions, in order to evaluate the contribution of each kind of variable, and (2) linear regression coupled with a stepwise variable selection procedure and partial correlation analysis, in order to identify the contribution of each environmental variable separately. Amphibians and reptiles were analysed separately. The results show that, in global terms, variables related to land management are the most important constraints of amphibians and reptiles distributions in Portugal.

## **Agradecimentos**

Ao Prof. Doutor Diogo Figueiredo por ter aceite a orientação deste trabalho e pela disponibilidade sempre demonstrada.

Ao Pedro Segurado pela co-orientação e enorme ajuda que me prestou. Para ele um enorme obrigado.

A todos os que efectuaram a recolha de dados e que contribuíram para o Atlas, sem os quais trabalhos destes não podem ser realizados.

À minha mãe e ao meu pai por tudo, e não só por me terem posto neste mundo, mas também por toda a ajuda e força que me têm dado.

À Sónia por todo o amor e paciência demonstrado.

Ao pessoal da UMC pela apoio e ajuda prestada.

Ao pessoal da Mitra pela amizade e disponibilidade demonstrada.

A todos os meus amigos um obrigado por me aturarem.

# Índice

<b>1. Introdução</b>	1
1.1. Enquadramento geral	1
1.2. Modelos preditivos da distribuição	3
1.3. As espécies em estudo	5
1.4. Modelação e Sistemas de Informação Geográfica (SIG)	6
<b>2. Metodologia</b>	8
2.1. Dados das espécies	8
2.2. Variáveis ambientais	10
2.3. Modelação da distribuição	12
2.3.1. Autocorrelação espacial	12
2.3.2. Modelos preditivos da distribuição	13
2.3.3. Ajustamento dos modelos	14
2.3.4. Validação dos modelos	14
2.3.5. Representação gráfica dos modelos	15
2.4. Condicionantes ambientais da riqueza específica	16
2.4.1. Geração de mapas de riqueza específica	16
2.4.2. Modelação	16
2.4.3. Ajustamento dos modelos	17
Contribuição de cada agrupamento de condicionantes ambientais	17
Contribuição individual das condicionantes ambientais	18
<b>3. Resultados</b>	19
3.1. Modelos preditivos da distribuição	19
3.2. Condicionantes ambientais da distribuição das espécies	21
3.3. Distribuição da riqueza específica	23
3.4. Condicionantes ambientais da distribuição da riqueza específica	28
3.4.1. Contribuição dos agrupamentos de variáveis	28
3.4.2. Contribuição individual das condicionantes ambientais	30
<b>4. Discussão</b>	34
4.1. Modelos preditivos da distribuição	34
4.2. Condicionantes ambientais da distribuição das espécies	34
4.3. Modelação da riqueza específica	36
4.4. Condicionantes ambientais da distribuição da riqueza específica	37
<b>5. Considerações Finais</b>	40
<b>6. Referências Bibliográficas</b>	43
<b>7. Anexos</b>	51

# **1. Introdução**

## **1.1. Enquadramento geral**

Para desenvolver estratégias de ordenamento do território compatíveis com um desenvolvimento sustentável, é necessário não só ter em conta a componente antropológica, mas também a relação desta com o ambiente que a rodeia. A biodiversidade é o parâmetro usualmente utilizado como indicador da qualidade do ambiente, tendo nas últimas duas décadas ocupado o centro das atenções nas discussões em torno do desenvolvimento sustentável (Tacconi & Bennett, 1995; Du Toit, 1996; Dudgeon, 2003; Heywood & Iriondo, 2003). As razões apontadas a favor da manutenção da biodiversidade são várias, incluindo argumentos relacionadas com a exploração directa dos recursos biológicos (alimentação, medicina, controlo de pragas, indústria, ecoturismo) e outros argumentos que realçam a importância indirecta na preservação do equilíbrio dos ecossistemas (Gaston & Spicer, 1998).

Recentemente têm sido desenvolvidas inúmeras metodologias de gestão ambiental do território baseadas na maximização de parâmetros de biodiversidade, utilizando para tal vários tipos de critérios (Williams, 1998; Médail & Quézel 1999; Gaston, 2000; Williams & Araújo, 2000; Araújo & Humphries, 2001; Gaston *et al*, 2001). Para que tais metodologias sejam aplicáveis é necessário ter disponível informação fidedigna e completa da distribuição da biodiversidade e, consequentemente, dos padrões geográficos de ocorrência de cada espécie. Contudo, são poucas as áreas geográficas e raros os grupos biológicos para os quais essa informação está completa, sendo na maioria dos casos necessário recorrer a métodos estatísticos que permitam estimar as áreas de distribuição das espécies.

O ambiente é constituído por uma multiplicidade de factores que condicionam a distribuição dos seres vivos e consequentemente a diversidade biológica. Se essas condicionantes puderem ser medidas e representadas espacialmente, é possível estimar as áreas de ocorrência de uma espécie a partir de um modelo que descreva a relação entre essas condicionantes e os padrões de ocorrência da espécie. Por sua vez, a partir do somatório dessas estimativas para o total de espécies presentes, é possível obter uma

estimativa da distribuição da biodiversidade. Entre as várias medidas de biodiversidade, a riqueza específica é a mais frequentemente utilizada devido, entre outros factores, à maior disponibilidade de informação para o seu cálculo (Gaston & Spicer, 1998).

Com este estudo pretende-se desenvolver metodologias para a modelação da distribuição geográfica da riqueza específica e avaliar a contribuição de cada tipo de condicionante ambiental para essa distribuição. Nomeadamente pretende-se avaliar o peso das diversas condicionantes antropogénicas (uso do solo, ordenamento do território, práticas agrícolas, etc) relativamente a variáveis físicas (clima, geomorfologia, etc.) na diversidade biológica.

Para tentar compreender quais são essas condicionantes e a sua influência na distribuição das espécies, é necessário conhecer o estado actual das populações e avaliar até que ponto esse é o estado real das mesmas, ou se deriva de uma amostragem deficiente e enviesada. Por outro lado é necessário ter um conhecimento do grupo biológico em análise, a sua distribuição, biologia e ecologia, para averiguar quais são as componentes ambientais mais relevantes para o estudo em causa. Assim, para realizar este estudo foi necessário seleccionar um grupo biológico como caso de estudo, para o qual se possuía um conhecimento de base das espécies, nomeadamente acerca da sua distribuição. Este factor limitou a escolha do grupo biológico devido à informação biogeográfica disponível para a maioria dos grupos de animais e plantas em Portugal ser escassa e apresentar muitas lacunas. A escolha do caso de estudo recaiu sobre a Herpetofauna devido à existência de um Atlas de distribuição recentemente publicado, bem como a maioria das espécies estar relativamente bem estudada, comparativamente a outros grupos. O primeiro passo deste estudo foi obter modelos de probabilidade de ocorrência das espécies da herpetofauna portuguesa e qualificar as variáveis mais importantes na sua distribuição

## 1.2. Modelos preditivos da distribuição

Os mapas de distribuição das espécies actuais nunca são conclusivos, pois não se sabe se as lacunas de informação representam ausências reais das espécies, ou se são apenas o resultado de sub amostragem (Camilo-Alves, 1999). As presenças também podem não ser conclusivas, pois derivam de fenómenos localizados no tempo e no espaço, que por vezes não representa a real distribuição (ex. Ocorrências ocasionais) (Carroll *et al*, 1999; Manel *et al*, 2001). Deste modo em qualquer base de dados de distribuição ocorre sempre um número variável de falsas ausências que depende de diversos factores, tais como da conspicuidade da espécie, sua abundância e se foi alvo de estudos no passado. O número de falsas presenças é geralmente inferior, a não ser que a espécie tenha sofrido uma regressão na sua distribuição. Uma maneira de contornar este problema é através da modelação da distribuição, do qual resulta um mapa de ocorrências modeladas, que mostra as áreas potenciais em que as espécies podem ocorrer.

Existem diversos tipos de modelos que exploram a relação entre a ocorrência de espécies e as variáveis explicativas (Guisan & Hofer, 2003; Segurado & Araújo, *in press*). Estes modelos estimam a probabilidade de uma espécie ocorrer num determinado local onde não foi registada anteriormente. Araújo & Williams (2003), sugerem que as probabilidades de ocorrência podem ser interpretadas como estimativas da probabilidade que a espécie tem de encontrar um habitat utilizável numa dada área. Estes autores também sugerem que a estimativa obtida com estes modelos deve ser inversamente proporcional à probabilidade de extinção.

Na passada década verificou-se uma explosão de estudos sobre padrões espaciais de animais e plantas, procurando explicá-los e explorar as suas implicações. A razão para este interesse reflecte um forte incremento do conhecimento sobre a distribuição das espécies, o estabelecimento de esquemas de mapas mais apurados e o uso de tecnologias até então reservadas a outras aplicações (por exemplo, a detecção remota na quantificação da vegetação e outras variáveis ambientais) (Carey *et al*, 2001; Bawa, *et al* (2002).

A modelação ecológica ou o uso de modelos estatísticos com a capacidade de prever áreas adequadas para a ocorrência de uma determinada espécie, tornou-se bastante popular nos últimos anos, como teste de hipóteses ecológicas acerca da distribuição de organismos, e na previsão de possíveis impactos de mudanças ambientais nessas mesmas distribuições (Cardillo *et al*, 1999; Guisan & Zimmermann, 2000; Pearce *et al*, 2001). Assume-se com este tipo de modelação que, a uma determinada escala temporal e espacial, a distribuição das espécies está em equilíbrio com o ambiente (Guisan & Hofer, 2003). Isto é um pressuposto inerente aos métodos estatísticos que são usados, pois estes estão dependentes da existência de uma relação entre a variável dependente (distribuição das espécies) e a combinação das variáveis explicativas (relacionadas com o ambiente). Idealmente, a resposta das espécies ao ambiente deve ser empiricamente derivada usando modelos estatísticos baseados em observações de campo da distribuição ou abundância das espécies em questão. Na grande maioria dos casos a resposta da modelação espacial das espécies é problemática a escalas mais finas devido à falta de dados ambientais (Mackey & Lindenmayer, 2001).

Estas técnicas de modelação da distribuição incluem os envelopes ambientais, árvores de classificação, redes neuronais, modelos lineares generalizados, modelos generalizados aditivos e técnicas de interpolação espacial (Guisan & Hofer, 2003; Segurado & Araújo, *in press*). Segurado & Araújo (*in press*) referem que os modelos lineares generalizados produzem melhores resultados para espécies abundantes, e que as diferenças entre a performance dos métodos não paramétricos (modelos generalizados aditivos, árvores de classificação, redes neuronais) e os modelos lineares generalizados não apresentam diferenças muito marcadas. Isto verifica-se inclusive para espécies que aparentemente não respondem monotonicamente às variáveis ambientais e era esperado que fossem muito melhor modeladas por técnicas mais complexas.

Existem diversos trabalhos que utilizaram metodologias semelhantes para produzir mapas de distribuição para répteis na Suíça (Guisan & Hofer, 2003) e na Austrália (Dorrough & Ash, 1999) e anfíbios no sul de Espanha (Romero & Leal, 1996). Brito *et al*. (1996) utilizou também a regressão logística para calcular probabilidades de ocorrência, baseado em variáveis ambientais para o *Lacerta schreiberi*, em Portugal.

A avaliação destes métodos pode ser efectuada com recurso a diversas técnicas. Uns dos mais utilizados são as Curvas de Características Operacionais Relativas. Este método permite medir a “performance” de cada modelo, medindo a sua capacidade discriminatória por unidade de área, nomeadamente pela área debaixo da curva (Pearce, 2001; Elith & Burgman, 2002).

### **1.3. As espécies em estudo**

Como animais ectotérmicos os anfíbios e os répteis estão altamente dependentes das trocas físicas com o ambiente e requerem por isso pouca energia nas suas actividades. Deste modo, a actividade destes animais está altamente dependente da temperatura ambiente e das horas de exposição ao sol.

Estas características permitem a sobrevivência em ecossistemas que apresentam grandes flutuações na disponibilidade de recursos. No caso dos répteis, a pele que evita a perda de água por evaporação e a reprodução por ovos cleidóicos (auto suficientes, devido a uma casca protectora) (Rebelo & Crespo, 1999) permitiu aos répteis a conquista de meios secos.

A temperatura e humidade são dois dos mais proeminentes componentes do clima que têm impacto directo na biologia dos anfíbios. As temperaturas do corpo dos anfíbios são determinadas primariamente pelas trocas de calor com o ar, água ou solo e recebem o calor solar expondo-se ao sol. Por sua vez, a temperatura do corpo determina a taxa dos processos celulares, bioquímicos e fisiológicos, incluindo metabolismo, respiração, excreção, circulação e digestão (Carey & Alexander, 2003).

Devido à temperatura e humidade terem tanta importância para a biologia dos anfíbios, incluindo na sua própria reprodução, e tendo em conta a sua limitada mobilidade, os efeitos de uma rápida alteração do clima, torna-os relativamente vulneráveis comparados com outros vertebrados (Carey & Alexander, 2003).

Alguns autores referem a temperatura e a humidade como as variáveis mais importantes na distribuição dos anfíbios e répteis a uma mesoescala (Brown & Shine, 2002; Carey & Alexander, 2003), outros referem as alterações do uso do solo, e utilização de químicos como factores importantes, estes a um nível mais local. (Snodgrass *et al*, 2000; Davidson *et al*, 2002; Blaustein *et al*, 2003; Collins & Storfer, 2003). A presença de zonas húmidas é um factor importante para os anfíbios (Guerry & Hunter Jr, 2002), e



mesmo a presença de estradas é considerado uma variável a ter em conta devido a verificar-se uma elevada mortalidade por atropelamentos (Vos & Chardon, 1998; Gibbs & Shriver, 2002). Outros estudos referem a composição e alteração da paisagem como factores que influenciam a distribuição de anfíbios e répteis (Knutson *et al*, 1999; Snodgrass *et al*, 2000).

As características do ambiente são pois de vital importância para uma melhor compreensão da ecologia das espécies.

#### **1.4. Modelação e Sistemas de Informação Geográfica (SIG)**

Apesar do potencial da tecnologia dos Sistemas de informação Geográfica (SIG) ter grande aptidão para ser aplicada à ecologia e ambiente, apenas no princípio dos anos 90 começou a haver uma verdadeira utilização dos SIG para este fim (Townshend, 1991). Os SIG são desenhados especificamente para extrair e descrever relações espaciais (Walker, 1990). Mais recentemente, estas capacidades estão a ser alargadas à geração de modelos baseados em testes de hipóteses (Haslett, 1990; Walker, 1990). A ecologia aplicada é um dos campos científicos a beneficiar mais da implementação de um SIG, nomeadamente na predição de distribuições com propósitos de monitorização de diferentes grupos biológicos (Haslett, 1990). Variáveis meteorológicas, obtidas por interpolação das estações existentes na área de estudo, variáveis geomorfológicas, relacionadas indirectamente com a altitude (Tomlin, 1991) e qualquer outra variável regionalizável pode ser trabalhada e extraída a partir do SIG.

Por exemplo, Walker (1990) utilizou como variáveis independentes para estimar a presença de três espécies de cangurus variáveis predominantemente meteorológicas: temperatura mínima do mês mais frio, temperatura máxima do mês mais quente, variação anual de temperatura, temperatura média dos quatro meses mais húmidos, temperatura média dos quatro meses mais secos, precipitação dos quatro meses mais secos, altitude, latitude e longitude. Já Haslett (1990) utilizou como variáveis independentes altitude, inclinação, exposição e usos de solo como principais variáveis cartográficas. Tomlin (1991) desenvolveu numerosas funcionalidades que permitem gerar variáveis ecologicamente pertinentes, como por exemplo as depressões ou

saliências do terreno. Tomlin (1991) desenvolveu mais de 30 funções que permitem gerar um número bastante importante de variáveis independentes relevantes para a ecologia.

Os SIG são também uma ferramenta essencial na manipulação de bases de dados ambientais permitindo o cruzamento de informação muito distinta, aproveitando e maximizando as sinergias de dados referentes a diferentes grupos biológicos e de natureza muito diferente (e.g., mapas de distribuição de carnívoros, densidade de rede viária, precipitação máxima, geologia e estrutura da vegetação). Ao enquadrar e integrar toda a informação disponível num único sistema, o cruzamento desta informação pode efectuar-se e, conseqüentemente, a elaboração de testes de hipóteses e a utilização de estatística robusta torna-se possível (Townshend, 1991).

Os objectivos deste trabalho foram: 1) Criar mapas de probabilidade de ocorrência para todas as espécies de anfíbios e répteis em Portugal Continental. 2) Estimar a “performance” dos modelos obtidos. 3) Conhecer a importância dos vários tipos de condicionantes ambientais (antropogénicas, climáticas, geomorfológicas) na distribuição da diversidade de répteis e anfíbios. 4) Conhecer os factores que mais afectam a sobrestimação e a subestimação da diversidade das espécies.

## 2. Metodologia

### 2.1. Dados das espécies

Os dados das espécies presentes neste estudo reportam-se ao mais recente atlas da herpetofauna continental portuguesa, publicado em 1999 (Godinho *et al*, 1999). Estes dados são uma compilação da informação disponível sobre a distribuição de anfíbios e répteis de Portugal Continental em quadrículas 10 x 10 km do sistema UTM. Incluem um total de 9394 observações, das quais 6485 foram publicadas anteriormente em atlas nacionais, 1790 provém de artigos recentes e material de difícil acesso publicado em relatórios técnicos, apresentações em congressos e teses e, 1119 correspondem a novas observações realizadas pelos autores e colaboradores (Godinho *et al*, 1999).

Analisaram-se todas as espécies de anfíbios e répteis presentes em Portugal Continental, constantes na tabela 1:

**Tabela 1. - Espécies de anfíbios e répteis analisadas.**

Nome da Espécie (anfíbios)	Nome Comum	Código
<i>Chioglossa lusitanica</i>	Salamandra-dourada	CHI_LUS
<i>Pleurodeles waltl</i>	Salamandra-de-costelas-salientes	PLE_WAL
<i>Salamandra salamandra</i>	Salamandra-de-pintas-amarelas	SAL_SAL
<i>Triturus boscai</i>	Tritão-de-ventre-laranja	TRI_BOS
<i>Triturus helveticus</i>	Tritão-de-patas-espalmadas	TRI_HEL
<i>Triturus marmoratus</i>	Tritão-marmoreado	TRI_MAR
<i>Alytes cisternasii</i>	Sapo-parteiro-ibérico	ALY_CIS
<i>Alytes obstetricans</i>	Sapo-parteiro	ALY_OBS
<i>Discoglossus galganoi</i>	Rã-de-focinho-ponteagudo	DIS_GAL
<i>Pelobates culpitres</i>	Sapo-de-unha-negra	PEL_CUL
<i>Pelodytes punctatus</i>	Sapinho-de-verrugas-verdes	PEL_PUN
<i>Bufo bufo</i>	Sapo	BUF_BUF
<i>Bufo calamita</i>	Sapo-corredor	BUF_CAL
<i>Hyla arborea</i>	Rela	HYL_ARB
<i>Hyla meridionalis</i>	Rela-meridional	HYL_MER

<i>Rana iberica</i>	Rã-castanha	RAN_IBE
<i>Rana perezi</i>	Rã-verde	RAN_PER
<b>Nome da Espécie (répteis)</b>	<b>Nome Comum</b>	<b>Código</b>
<i>Emys orbicularis</i>	Cágado-de-carapaça-estriada	EMY_ORB
<i>Mauremys leprosa</i>	Cágado-mediterrâneo	MAU_LEP
<i>Blanus cinereus</i>	Cobra-cega	BLA_CIN
<i>Chamaleo chamaeleon</i>	Camaleão	CHA_CHM
<i>Hemidactylus turcius</i>	Osga-turca	HEM_TUR
<i>Tarentola mauritanica</i>	Osga	TAR_MAU
<i>Anguis fragilis</i>	Licranço	ANG_FRA
<i>Chalcides bedriagai</i>	Cobra-de-pernas-pentadáctila	CHA_BED
<i>Chalcides striatus</i>	Cobra-de-pernas-tridáctila	CHA_CHL
<i>Acanthodactylus erythrurus</i>	Lagartixa-de-dedos-denteados	ACA_ERY
<i>Lacerta lepida</i>	Sardão	LAC_LEP
<i>Lacerta monticola</i>	Lagartixa-da-montanha	LAC_MON
<i>Lacerta schreiberi</i>	Lagarto-de-água	LAC_SCH
<i>Podarcis bocagei</i>	Lagartixa-de-bocage	POD_BOC
<i>Podarcis hispanica</i>	Lagartixa-ibérica	POD_HIS
<i>Psammodromus algirus</i>	Lagartixa-do-mato	PSA_ALG
<i>Psammodromus hispanicus</i>	Lagartixa-do-mato-ibérica	PSA_HIS
<i>Coluber hippocrepis</i>	Cobra-de-ferradura	COL_HIP
<i>Coronella austriaca</i>	Cobra-lisa	COR_AUS
<i>Coronella girondica</i>	Cobra-bordalesa	COR_GIR
<i>Elaphe scalaris</i>	Cobra-de-escada	ELA_SCA
<i>Macropododon cucullatus</i>	Cobra-de-capuz	MAC_CUC
<i>Malpolon monspessulanus</i>	Cobra-rateira	MAL_MON
<i>Natrix maura</i>	Cobra-de-água-viperina	NAT_MAU
<i>Natrix natrix</i>	Cobra-de-água-de-colar	NAT_NAT
<i>Vipera latasti</i>	Víbora-cornuda	VIP_LAT
<i>Vipera seoanei</i>	Víbora-de-seoane	VIP_SEO

## 2.2. Variáveis ambientais

As variáveis ambientais utilizadas neste estudo foram compiladas a partir de diversas fontes digitais e classificadas consoante a sua tipologia (ordinal, contínua e categórica) (tabela 2).

**Tabela 2. - Variáveis ambientais incluídas nas análises (cat – categórica, ord –ordinal, cont – contínua).**

Variável	Legenda	Unidades	Tipo	Parâmetros	Grupo
ESCOA	Escoamento	mm	ord	moda	Clima
EVAP	Evapotranspiração	mm	ord	moda	Clima
GEAD	Geada	Dias (média)	ord	moda	Clima
HUMID	Humidade	%	ord	moda	Clima
INSO	Insolação	Horas (média)	ord	moda	Clima
PREC	Precipitação	mm	ord	moda	Clima
RADS	Radiação Solar	kcal	ord	moda	Clima
TEMP	Temperatura	°C	ord	moda	Clima
CECOL	Regiões Ecológicas	Zonas edafoclimáticas	cat	moda	Clima
ACID	Acidez	pH	ord	moda	Geologia- Geomorfologia
SOLO	Solo	Unidades pedológicas	cat	moda	Geologia- Geomorfologia
ALT_MAX	Altitude	m	cont	máxima	Geologia- Geomorfologia
ALT_MIN	Altitude	m	cont	mínima	Geologia- Geomorfologia
ALT	Altitude	m	cont	média	Geologia- Geomorfologia
ALT_CV	Altitude	m	cont	desvio_padrão	Geologia- Geomorfologia
DECL	Declive	%	cont	média	Geologia- Geomorfologia
DECL_MED	Declive	%	cont	desvio_padrão	Geologia- Geomorfologia
ENSOMB	Ensombreamento		cont	média	Geologia- Geomorfologia
H'	Diversidade de usos do solo	-	cont	Índice Shannon	Métricas de paisagem
N	Riqueza de usos do solo	-	cont	n	Métricas de paisagem
NUMP	Número de parcelas	-	cont	n	Métricas de paisagem
MPS	Dimensão das parcelas	ha	cont	média	Métricas de paisagem
PSSD	Dimensão das parcelas (δ)	km	cont	média	Métricas de paisagem
MPE	Orlas média por parcela	km	cont	média	Métricas de paisagem
ED	Densidade das orlas	Km/ha	cont	média	Métricas de paisagem
TE	Comprimento total das orlas	km	cont	-	Métricas de paisagem
AWMSI	Índice médio de forma	-	cont	média	Métricas de paisagem
AWMPFD	Dimensão fractal média	-	cont	média	Métricas de paisagem
USO1	Zonas com dominância de habitação	-	cont	% area	Usos do Solo
USO2	Zonas com revés. predominantemente artificializado	-	cont	% area	Usos do Solo
USO3	Zonas alteradas artificialmente, sem vegetação	-	cont	% area	Usos do Solo

USO123	soma das 3 anteriores	-	cont	% area	Usos do Solo
USO4	Zonas verdes ordenadas	-	cont	% area	Usos do Solo
USO5	Áreas agrícolas com culturas anuais	-	cont	% area	Usos do Solo
USO6	Culturas Permanentes	-	cont	% area	Usos do Solo
USO7	Pastagens	-	cont	% area	Usos do Solo
USO8	Zonas Agrícolas Heterogéneas	-	cont	% area	Usos do Solo
USO9	Florestas	-	cont	% area	Usos do Solo
USO10	Vegetação arbustiva ou herbácea	-	cont	% area	Usos do Solo
USO11	Zonas descobertas sem ou com pouca vegetação	-	cont	% area	Usos do Solo
USO12	Zonas húmidas continentais	-	cont	% area	Usos do Solo
USO13	Zonas húmidas marítimas	-	cont	% area	Usos do Solo
USO14	Zonas de água doce	-	cont	% area	Usos do Solo
USO15	Zonas de água salgada	-	cont	% area	Usos do Solo
DEN POP	Densidade populacional	n/km <sup>2</sup>	ord	moda	Sócio-económica
AGRI	Soma das variáveis agrícolas (exp.POP_AGR.)	n	cont	n	Sócio-económica
SAU	Súperficie agrícola utilizada	Km <sup>2</sup>	ord	n	Sócio-económica
SAI	Súperficie irrigável	Km <sup>2</sup>	ord	n	Sócio-económica
PAGR	População agrícola	n	cont	n	Sócio-económica
CONT_ADB	Distribuidores de adubos e correctivos	n	cont	n	Sócio-económica
SUM_ADUB_P	Distribuidores de adubos e correctivos	n	cont	q	Sócio-económica
CONT_PULPO	Pulverizadores e polvilhadores	n	cont	n	Sócio-económica
PULVPOLV	Pulverizadores e polvilhadores	n	cont	q	Sócio-económica
ZPE	Zonas de Protecção Especial	Km <sup>2</sup>	ord	n	Ordenamento do território
PRIM_FAS	1ª Fase Rede Natura 2000	Km <sup>2</sup>	ord	n	Ordenamento do território
SEGN_FAS	2ª Fase Rede Natura 2000	Km <sup>2</sup>	ord	n	Ordenamento do território
APS	A. Protegidas (Parques e reservas)	Km <sup>2</sup>	ord	n	Ordenamento do território
TUDO	Todas as Áreas com protecção	Km <sup>2</sup>	ord	n	Ordenamento do território

Estas variáveis podem ser classificadas em sete tipos: clima, geologia-geomorfologia, estrutura da paisagem, usos do solo, socio-económicas, ordenamento do território e posição geográfica. De um total de 62 variáveis utilizadas, estas estão distribuídas da seguinte forma: 10 climáticas, 14 geológicas, 10 de estrutura da paisagem, 16 de uso do solo, 9 sócio-económica, 5 de ordenamento do território e 2 de posição geográfica. As variáveis geológicas referem-se tanto à composição geológica do substrato como à geomorfologia (altitude, declive e orientação do terreno). As variáveis relativas ao clima e à geologia foram compiladas através de mapas digitais obtidos através do “Atlas do ambiente” (<http://www.dga.pt>). As variáveis de estrutura da paisagem foram geradas a partir de informação digital existente na Unidade de Macroecologia e Conservação (<http://www.uevora.umc.pt>) utilizando o módulo Patch Analyst (Elkie *et al.*, 1999) do

programa ArcView® 3.2. (ESRI, 1999). As variáveis relacionadas com os usos do solo foram obtidas através da base de dados “Corine Land Cover” para Portugal Continental (<http://www.snig.cnig.pt>). As variáveis sócio-económica foram obtidas através da base de dados do Instituto Nacional de Estatística (<http://www.ine.pt>). As variáveis relativas ao ordenamento do território, foram editadas tendo por base informação do Instituto de Conservação da Natureza (<http://www.icn.pt>). As variáveis relativas à posição geográfica referem-se ao número da coluna e da linha das quadrículas em coordenadas UTM. As variáveis foram convertidas para informação digital, transformados em mapas vectoriais e rasterizados no formato de mapas de quadrículas UTM 10 por 10 km. De forma a cruzar os dados de presença-ausência com as variáveis ambientais, por cada quadrícula UTM 10x10km, foi associado um valor de tendência central de cada variável através de funções zonais.

Consoante as variáveis eram intervalares ou contínuas, extraíram-se para cada quadrícula, respectivamente, a moda e a média. Para as variáveis nominais extraíram-se as percentagens de cada categoria. Para levar a cabo estas operações zonais utilizaram-se módulos e scripts do ArcView® 3.2 (Spatial Analyst e UMC utilities 1.6).

## **2.3. Modelação da distribuição**

### **2.3.1. Autocorrelação espacial**

Todos os fenómenos naturais exibem autocorrelação espacial, que decorre do facto de ser maior a probabilidade de locais vizinhos apresentarem condições semelhantes do que locais mais afastados (Cliff & Ord, 1973). Um dos requisitos estatísticos de modelos baseados em métodos de regressão é a da independência das unidades de amostragem entre si. Tanto as variáveis explicativas como a variável dependente (neste caso a presença/ausência das espécies) não devem estar autocorrelacionadas, caso contrário os resíduos de um modelo ajustado têm também tendência a exibir autocorrelação espacial, originando estimativas enviesadas da variância residual e dos coeficientes de regressão (Augustin *et al.*, 1996). Na tentativa de obviar este problema incluiu-se como variável independente dos modelos um termo denominado autocovariável (Augustin *et al.*, 1996). Este termo mede o contágio e resulta do cálculo

para cada quadrícula da média das quadrículas vizinhas adjacentes ocupada pela espécie. Augustin *et al.* (1996) utilizou uma abordagem semelhante para modelar a distribuição do veado na Escócia e obteve melhores resultados para estimar a distribuição da espécie do que com o modelo logístico normal.

### 2.3.2. Modelos preditivos da distribuição

Com o objectivo de conhecer as variáveis que melhor explicam a distribuição das 44 espécies em estudo e obter modelos preditivos de distribuição para cada espécie, utilizou-se a regressão logística. Este método não assume nem uma distribuição normal das variáveis, nem a homogeneidade da variância entre as classes. Por outro lado, permite uma análise quer das variáveis qualitativas quer das variáveis quantitativas.

A regressão logística é um caso particular de Modelo Linear Generalizado (GLM) que é uma família de modelos estatísticos que combinam a regressão linear clássica e a análise de variância, em que o preditor linear ( $\eta$ ) relaciona-se com o valor esperado ( $\mu$ ) da variável resposta ( $y$ ) por meio de uma função ( $g$ ) designada função de ligação (McCullagh & Nelder, 1989; Elith & Burgman, 2003). A configuração desta função depende da distribuição que se assume para os erros. A regressão logística é o tipo apropriado de GLM para explicar os dados de presença-ausência uma vez que assume uma distribuição binomial dos erros (Augustin *et al.*, 1996; Fielding & Bell, 1997; Pearce *et al.*, 2001; Guisan *et al.*, *in press*; Segurado & Araujo, *in press*). Na versão mais simples da regressão logística, em que a variável resposta é binária, a função de ligação é o *logit* e toma a seguinte forma:  $\eta = g(\mu) = \log(\mu/1 - \mu)$  em que  $\mu$  é a variável resposta. O preditor linear pode compreender várias variáveis, e as variáveis contínuas podem ser modeladas com uma série de funções paramétricas (ex. linear, quadráticas ou cúbicas). O modelo pode ser aplicado aos dados para obter previsões de probabilidades de ocorrência das espécies nos locais para as quais não se possuem dados relativos à espécie em questão.



### **2.3.3. Ajustamento dos modelos**

Em primeiro lugar realizaram-se regressões logísticas univariadas para eliminar previamente variáveis pouco explicativas. Apenas foram incluídas na análise multivariada as variáveis para as quais as análises univariadas apresentavam um nível de significância do teste de Wald superior a 0.25 (Hosmer & Lemeshow, 1989). Os modelos foram ajustados através de selecção “forward” das variáveis, em que em cada passo se incluíam no modelo as variáveis que mais contribuíam significativamente (Teste G,  $p < 0.05$ ) para a redução da desviância, segundo a estatística do quociente de verosimilhanças (Hosmer & Lemeshow, 1989). Em cada passo era ainda verificado o significado estatístico de todas as variáveis até aí seleccionadas e eliminadas aquelas que não eram significativas (Teste G,  $p < 0.05$ ). No processo de criação de modelos e seu ajustamento foi utilizado o programa SPSS 11.0 (SPSS, 2001).

### **2.3.4. Validação dos modelos**

A principal preocupação foi assegurar que estes modelos discriminassem bem os locais onde as espécies estão presentes dos locais onde elas estão ausentes. O desempenho dos modelos pode ser resumido numa matriz-erro em que as ocorrências das presenças-ausências observadas são comparadas com as preditas. Podem extrair-se duas medidas desta matriz: as fracções positivas verdadeiras (ou sensibilidade) e as fracções positivas falsas (ou especificidade). As Curvas de Características Operacionais Relativas (COR) foram utilizadas para mostrar essa relação ao longo de sucessivos pontos de corte (probabilidade a partir da qual se considera que a espécie está presente). A área debaixo da curva é o indicador estatístico dos diagramas COR. Esta área varia de 0 a 1, em que os valores inferiores a 0.5 indicam que o modelo tende a prever presenças em sítios em que as espécies estão, de facto, ausentes. Um valor de 0.5 indica não existir discriminação, o que equivale a previsões aleatórias, e o valor 1 indica uma perfeita discriminação (Fielding & Bell, 1997; Elith & Burgman, 2002; Pearce et al., 2001). Para classificar o poder de discriminação dos modelos com base na área abaixo da curva COR usou-se o seguinte conjunto de regras: 0.90-1 = excelente; 0.80-0.90 = bom; 0.70-0.80 = satisfatório; 0.60-0.70 = pobre; 0.50-0.60 = nulo (Swets 1988). As curvas COR foram calculadas tendo como assumpção uma distribuição não paramétrica, com um

intervalo de confiança de 95% e incluindo um valor de corte para validar a classificação. Para determinar as COR foi utilizado o programa SPSS 11.0 (SPSS, 2001).

Para estimar a área de distribuição de cada espécie com base nos modelos determinou-se o valor do ponto de corte que melhor discrimina as presenças das ausências, utilizando como critério a maximização do índice Kappa (Fielding & Bell, 1997). Este índice mede a qualidade de ajustamento do modelo para determinado ponto de corte. Para levar a cabo este procedimento foi implementada uma função no programa S-PLUS for Windows (Statistical Science, 1999). Todas as quadrículas com probabilidades de ocorrência acima deste ponto de corte foram consideradas como contendo a espécie.

#### **2.3.5. Representação gráfica dos modelos**

Utilizou-se um Sistema de Informação Geográfica (SIG) para a efectuar a cartografia dos modelos. Aplicaram-se as equações dos modelos directamente nas variáveis cartografadas e o resultado foi uma superfície de probabilidades de ocorrência para cada espécie. O SIG foi produzido utilizando o programa ArcView® 3.2 (ESRI, 1999).

## **2.4. Condicionantes ambientais da riqueza específica**

### **2.4.1. Geração de mapas de riqueza específica**

A partir dos modelos gerados para cada espécie foi possível obter um mapa que representa a distribuição geográfica da riqueza específica. Este mapa resulta da simples soma da distribuição modelada de cada espécie após a adopção do ponto de corte mais adequado (ver secção 2.3.3.). Aos valores obtidos deu-se a designação de riqueza potencial e representa o nº de espécies que, segundo os modelos de distribuição, potencialmente ocorre em cada quadrícula UTM de 10 km. Este procedimento foi executado separadamente para os anfíbios e répteis.

### **2.4.2. Modelação**

Para averiguar a relação entre a riqueza específica potencial e o conjunto das variáveis ambientais disponíveis recorreu-se a análises de regressão linear. O modelo de regressão linear assume que a resposta é obtida por uma combinação linear entre as variáveis, assumindo uma variação aleatória (erro). Este erro assume-se que tenha uma distribuição Gaussiana (normal) com uma variância constante e independente do valor das variáveis que compõem o modelo (Sokal, 1995). A regressão linear pode ser descrita pela função  $y = b_0 + b_1x$ . Isto corresponde a uma equação linear que melhor explica a distribuição de pontos e que permite estimar o melhor valor de  $y$  (ordenada) para cada valor de  $x$  (abscissa). O parâmetro  $b_0$  é a estimativa da intercepção da recta de regressão com a ordenada, o parâmetro  $b_1$  é o declive da recta de regressão, também chamado de coeficiente de regressão. Este tipo de análise assume que a relação entre variáveis pode ser descrita por uma linha recta, em que a dispersão vertical dos valores observados acima e abaixo da linha resulta de um processo aleatório. A diferença entre os valores observados e estimados pode ser positiva ou negativa, dependendo dos pontos estarem acima ou abaixo da recta de regressão. O erro ( $\epsilon$ ) é designado valor residual das observações ( $y_i$ ) após o ajustamento da recta. A inclusão de  $\epsilon$  na equação permite estimar exactamente o valor ordinal  $y_i$  para cada ponto ( $x_i, y_i$ ) do conjunto de dados. A equação toma a forma  $y_i = \hat{y}_i + \epsilon_i = b_0 + b_1x_i + \epsilon_i$ . O modelo assume que os

desvios à função linear  $y = b_0 + b_1x$  são erros ( $\varepsilon_i$ ) dos valores de  $y_i$  da variável resposta, e que não está associado à estimativa de  $x$ . O “erro” é o termo tradicional usado pelos matemáticos como desvios de todo o tipo de processos aleatórios, e não apenas à medição do erro (Sokal, 1995; Legendre & Legendre, 1998).

### 2.4.3. Ajustamento dos modelos

Para averiguar a relação entre a riqueza específica e as variáveis ambientais adoptaram-se duas abordagens distintas no que se refere ao ajustamento dos modelos. O objectivo de ambas as abordagens foi essencialmente de carácter exploratório dada a complexidade das relações entre as variáveis envolvidas. A primeira abordagem teve como objectivo estimar a contribuição de cada grupo de condicionante ambiental para a variação da riqueza através de regressões lineares parciais. Com a segunda abordagem pretendeu-se discriminar quais as variáveis ambientais com maior influência na riqueza específica, utilizando-se métodos de selecção de variáveis e cálculo de correlações parciais para cada variável incluída nos modelos. Previamente ao ajustamento dos modelos construíram-se matrizes de correlação de Pearson (Sokal, 1995) entre as variáveis ambientais e, para os pares de variáveis com correlação superior a 0.9, eliminou-se aquela que possuía maiores valores de correlação com as restantes variáveis. As análises foram realizadas separadamente para os anfíbios e para os répteis. Os modelos foram ajustados com o programa SPSS 11.0 (SPSS, 2001).

#### *Contribuição de cada agrupamento de condicionantes ambientais*

As regressões lineares parciais foram baseadas no procedimento descrito por Legendre & Legendre (1998), tendo-se calculado dois parâmetros distintos que medem a contribuição de um grupo de variáveis num modelo de regressão. Em primeiro lugar ajustaram-se modelos de regressão linear separadamente para cada grupo de condicionante. Os  $R^2$  ( $R^2_A$ ) desses modelos correspondem à soma entre a fracção da variância explicada exclusivamente por cada grupo de variáveis e a fracção da variância explicada em comum com as restantes variáveis. Em segundo lugar ajustou-se um modelo de regressão utilizando todas as variáveis (modelo global). O modelo de regressão parcial da variável dependente sobre cada grupo de variável é obtido eliminando todos os termos da equação de regressão relativos aos restantes grupos (para

mais pormenores consultar Legendre & Legendre, 1998). O valor de  $R^2$  do modelo parcial é obtido através do quadrado da correlação entre os valores modelados a partir do modelo global e os valores modelados a partir do modelo parcial. Estes valores de  $R^2$  ( $R^2_B$ ) correspondem à variação explicada por cada grupo de variáveis independentes, controlando o efeito dos restantes grupos.

#### *Contribuição individual das condicionantes ambientais*

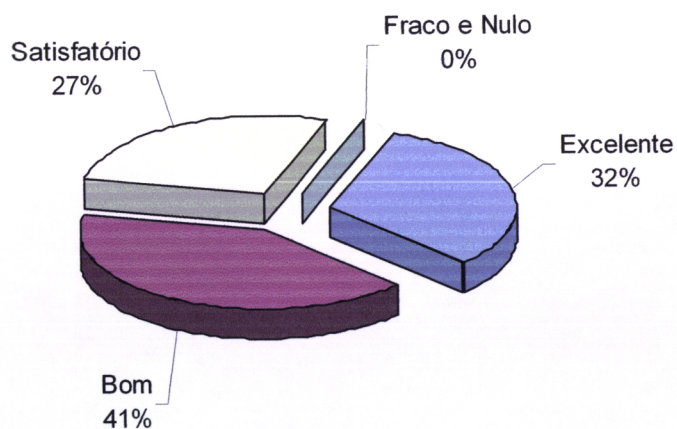
Ajustou-se ainda um modelo de regressão linear em que se procedeu à selecção de variáveis com o método “stepwise”, em que o modelo é reajustado de cada vez que uma variável é incluída ou excluída. Os valores de significância têm que passar o critério de tolerância para entrarem na equação. Também são eliminadas as variáveis que vão baixar a tolerância de outras variáveis que já estão incluídas no modelo. Como critério de entrada das variáveis utilizou-se um nível de significância do parâmetro F inferior a 0.05 e como critério de saída um nível de significância inferior a 0.10 (SPSS, 2001). Para determinar a contribuição de cada variável incluída no modelo final para a riqueza específica potencial determinaram-se as respectivas correlações parciais. Estas correspondem à tolerância entre a variável independente e a variável dependente, depois de controlar o efeito das restantes variáveis independentes na equação (Legendre & Legendre, 1998).

### 3. Resultados

#### 3.1. Modelos preditivos da distribuição

A representação geográfica dos modelos preditivos da distribuição das espécies, sob a forma de mapas de probabilidade de ocorrência, apresentam-se no Anexo I. Analisando os modelos por espécie verifica-se que existem espécies onde a probabilidade de existência é praticamente limitada à sua distribuição conhecida, como por exemplo para *Lacerta monticola*, enquanto que para outras espécies o modelo difere substancialmente da sua distribuição conhecida, como é o caso de *Bufo bufo* (comparar com mapas de ocorrências, ver Anexo II).

A avaliação dos modelos através das curvas COR (apresentadas graficamente no Anexo III) mostra que para todas espécies os modelos apresentaram uma área abaixo da curva acima de 0.70 (Tabela 3) e, como tal, podem considerar-se todos satisfatórios. A maioria dos modelos pode mesmo considerar-se bom (41%) ou excelente (32%) (Fig. 1).



**Fig. 1 - Percentagem dos modelos classificados em cada categoria de qualidade dos modelos baseadas na área abaixo da curva COR.**

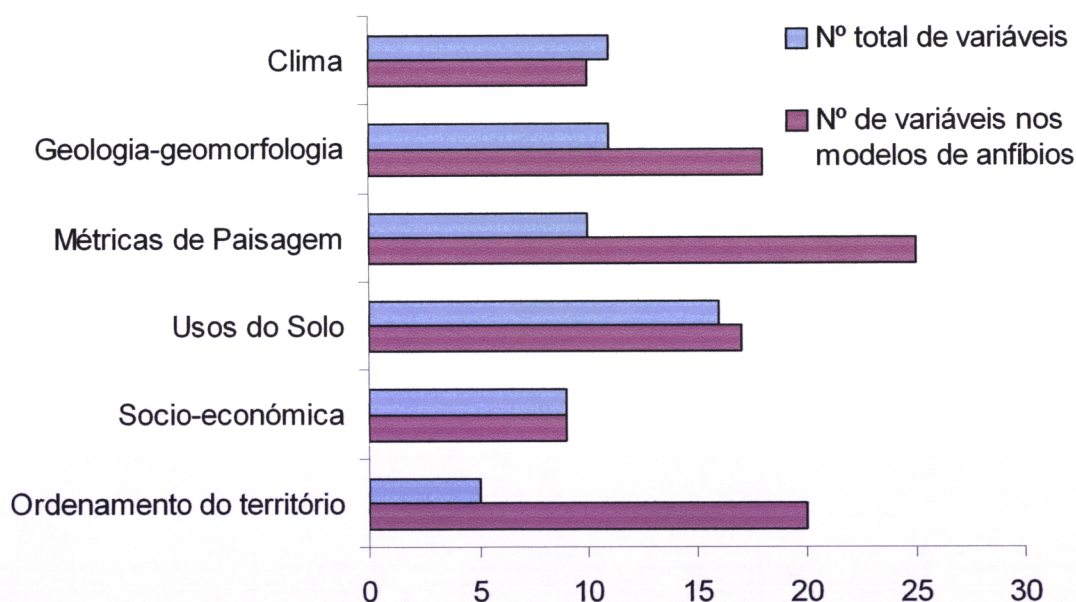
**Tabela 3 - Resumo das Curvas de Características Operacionais Relativas (COR).**

Espécie	Área debaixo da curva
<i>Chioglossa lusitanica</i>	0.996
<i>Pleurodeles waltl</i>	0.862
<i>Salamandra salamandra</i>	0.756
<i>Triturus boscai</i>	0.799
<i>Triturus helveticus</i>	0.952
<i>Triturus marmoratus</i>	0.792
<i>Alytes cisternasii</i>	0.903
<i>Alytes obstetricans</i>	0.912
<i>Discoglossus galganoi</i>	0.812
<i>Pelobates culpitres</i>	0.836
<i>Pelodytes punctatus</i>	0.900
<i>Bufo bufo</i>	0.741
<i>Bufo calamita</i>	0.784
<i>Hyla arborea</i>	0.833
<i>Hyla meridionalis</i>	0.899
<i>Rana iberica</i>	0.956
<i>Rana perezi</i>	0.777
<i>Emys orbicularis</i>	0.828
<i>Mauremys leprosa</i>	0.876
<i>Blanus cinereus</i>	0.827
<i>Chamaleo chamaeleon</i>	0.998
<i>Hemidactylus turcius</i>	0.937
<i>Tarentola mauritanica</i>	0.705
<i>Anguis fragilis</i>	0.919
<i>Chalcides bedriagai</i>	0.874
<i>Chalcides striatus</i>	0.814
<i>Acanthodactylus erythrurus</i>	0.867
<i>Lacerta lepida</i>	0.819
<i>Lacerta monticola</i>	1.000
<i>Lacerta schreiberi</i>	0.919
<i>Podarcis bocagei</i>	0.932
<i>Podarcis hispanica</i>	0.822
<i>Psammodromus algirus</i>	0.784
<i>Psammodromus hispanicus</i>	0.841
<i>Coluber hippocrepis</i>	0.833
<i>Coronella austriaca</i>	0.955
<i>Coronella girindica</i>	0.830
<i>Elaphe scalaris</i>	0.764
<i>Macropododon cucullatus</i>	0.868
<i>Malpolon monspessulanus</i>	0.770
<i>Natrix maura</i>	0.778
<i>Natrix natrix</i>	0.771
<i>Vipera latasti</i>	0.841
<i>Vipera seoanei</i>	0.996



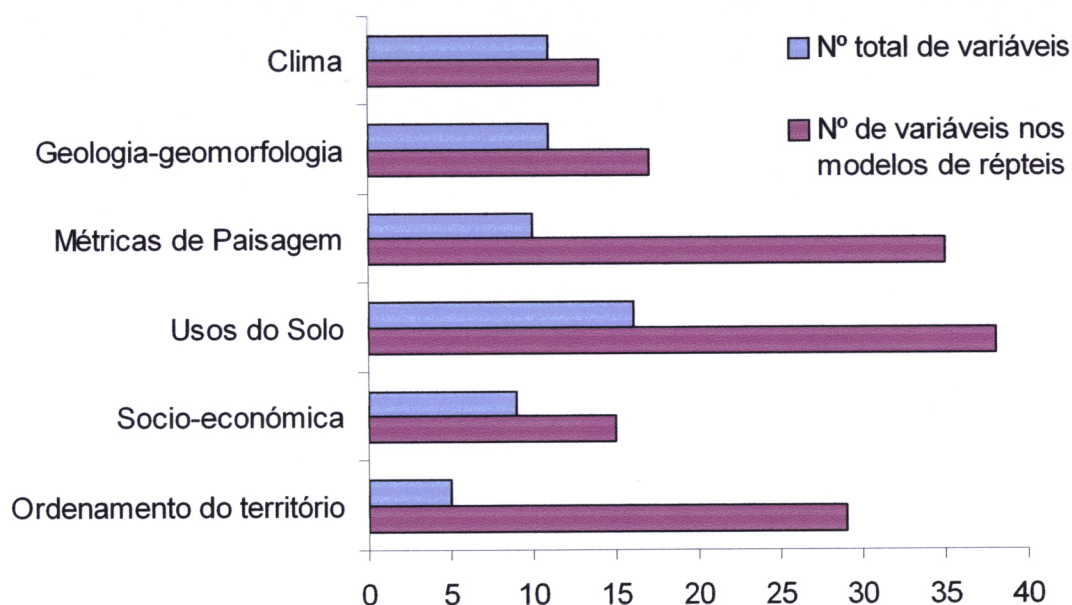
### 3.2. Condicionantes ambientais da distribuição das espécies

Nos gráficos das figuras 2 e 3, encontram-se representadas os agrupamentos de variáveis mais importantes na ocorrência das espécies, tendo em conta a sua frequência nos modelos (para facilitar a sua interpretação apresentam-se nos mesmos gráficos o número total de variáveis de cada agrupamento). Para os anfíbios, as variáveis relacionadas com a estrutura da paisagem foram as variáveis mais frequentemente seleccionadas nos modelos de distribuição. Para este grupo as variáveis que surgiram com menor frequência foram as socio-económicas. No caso dos répteis, as variáveis mais frequentes nos modelos foram os usos do solo ao passo que as menos frequentes foram as variáveis climáticas. Tal como para os anfíbios, as variáveis relacionadas com a estrutura da paisagem e o ordenamento do território foram também seleccionadas com elevada frequência nos modelos de distribuição dos répteis.



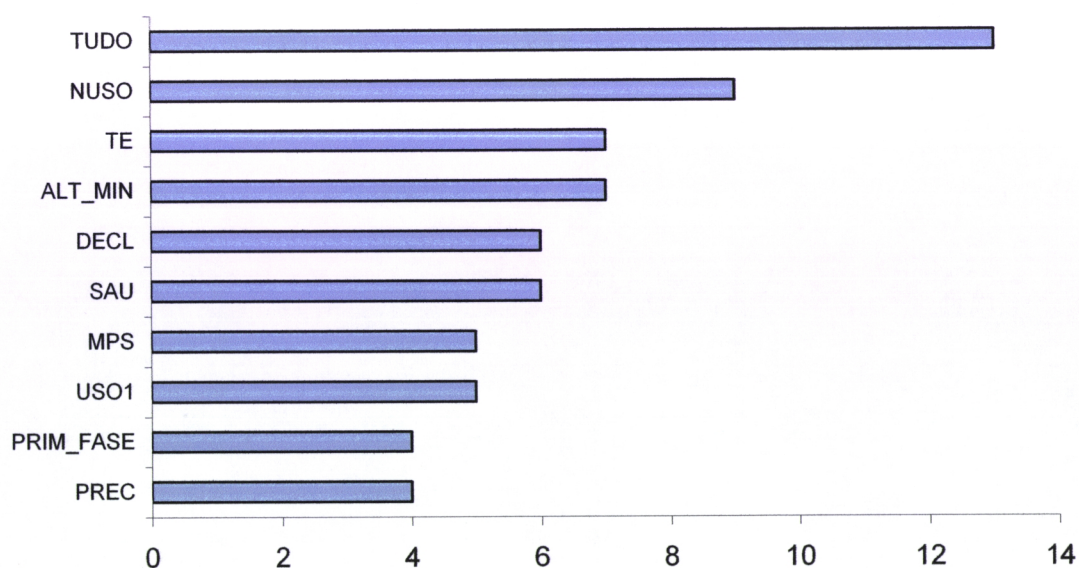
**Fig. 2 - Frequência total de variáveis de cada agrupamento que foram seleccionados nos modelos preditivos de distribuição dos anfíbios.**



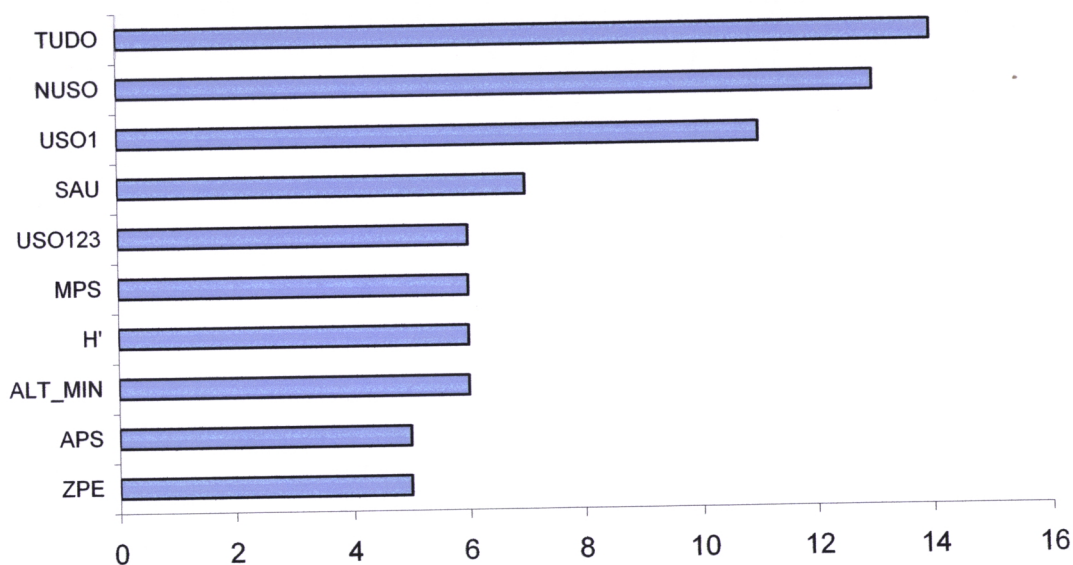


**Fig. 3 - Frequência total de variáveis de cada agrupamento que foram seleccionados nos modelos preditivos de distribuição dos répteis..**

Das dez variáveis mais representadas nos modelos de distribuição de anfíbios (Fig. 4) e répteis (Fig. 5), seis são comuns a ambas: TUDO, NUSO, ALT\_MIN, SAU, MPS e USO1. Por outro lado, para ambas as espécies as duas variáveis mais representadas são o conjunto das áreas protegidas (TUDO) e o número de usos do solo (NUSO).



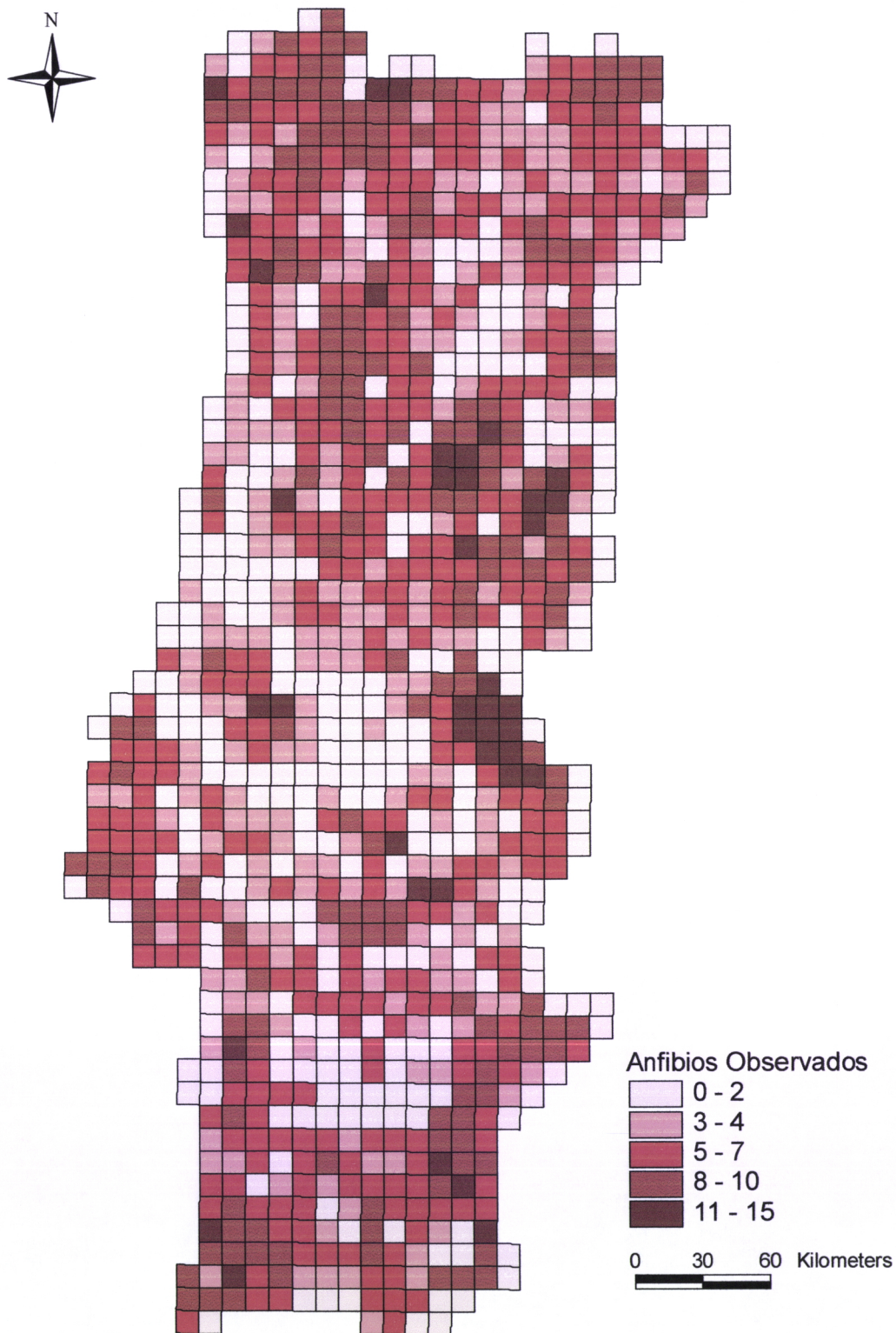
**Fig. 4 - As 10 variáveis que foram seleccionadas com maior frequência nos modelos de distribuição das espécies de anfíbios.**



**Fig. 5 - As 10 variáveis que foram seleccionadas com maior frequência nos modelos de distribuição das espécies de répteis.**

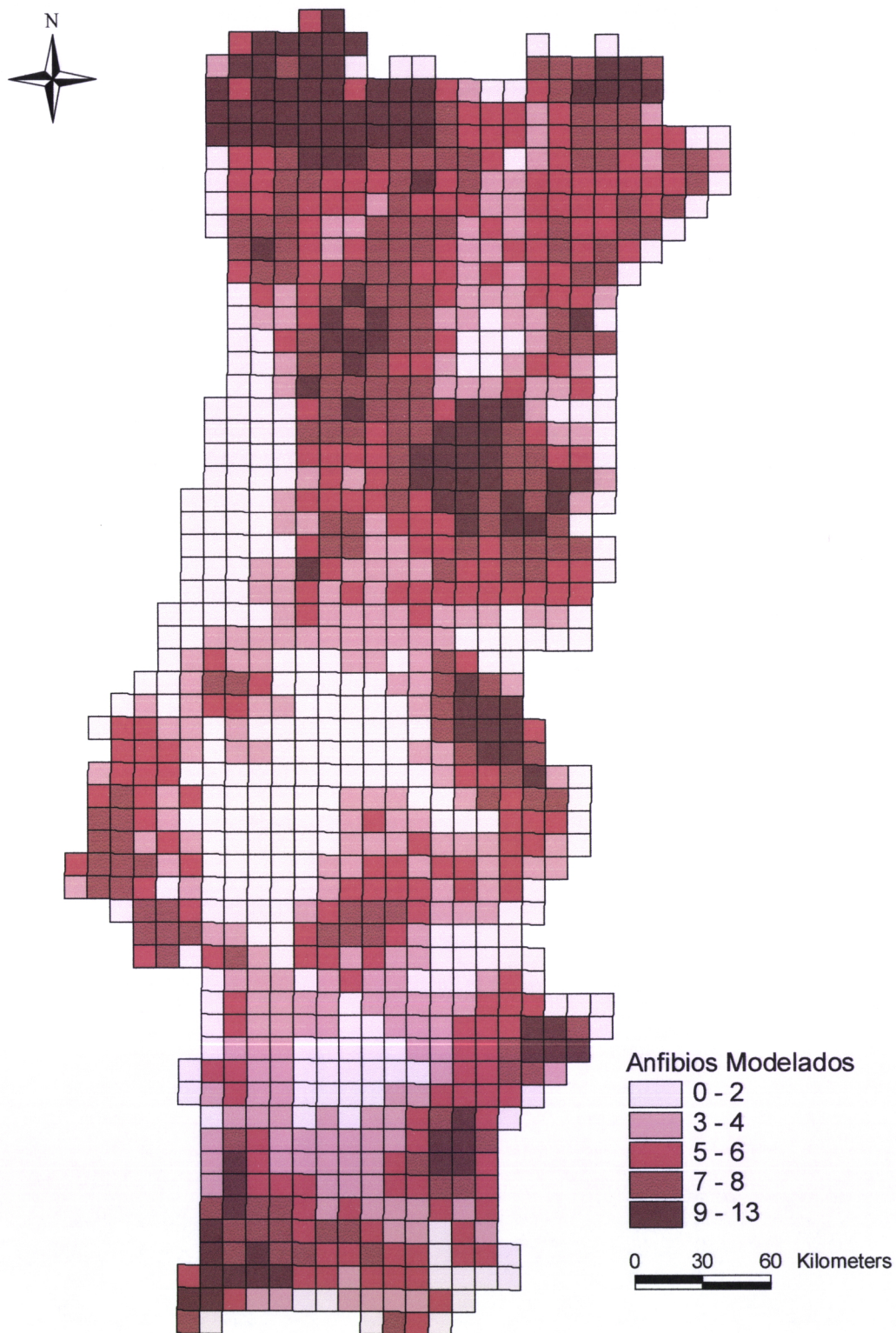
### **3.3. Distribuição da riqueza específica**

Nas figuras 6 e 7 estão representadas, respectivamente, a riqueza específica observada e potencial de anfíbios, e nas figuras 8 e 9, respectivamente, a riqueza específica observada e potencial de répteis. Para ambos os grupos as distribuições da riqueza específica não seguem um gradiente geográfico muito claro. Verifica-se uma coincidência geográfica em alguns picos de riqueza específica entre répteis e anfíbios, nomeadamente em sistemas montanhosos como a Serra do Gerês, a Serra da Estrela e a Serra de São Mamede. Essa relação entre a riqueza de anfíbios e a de répteis é bem patente no gráfico da figura 10, sendo significativa ( $p < 0.05$ ) a correlação entre as duas riquezas.

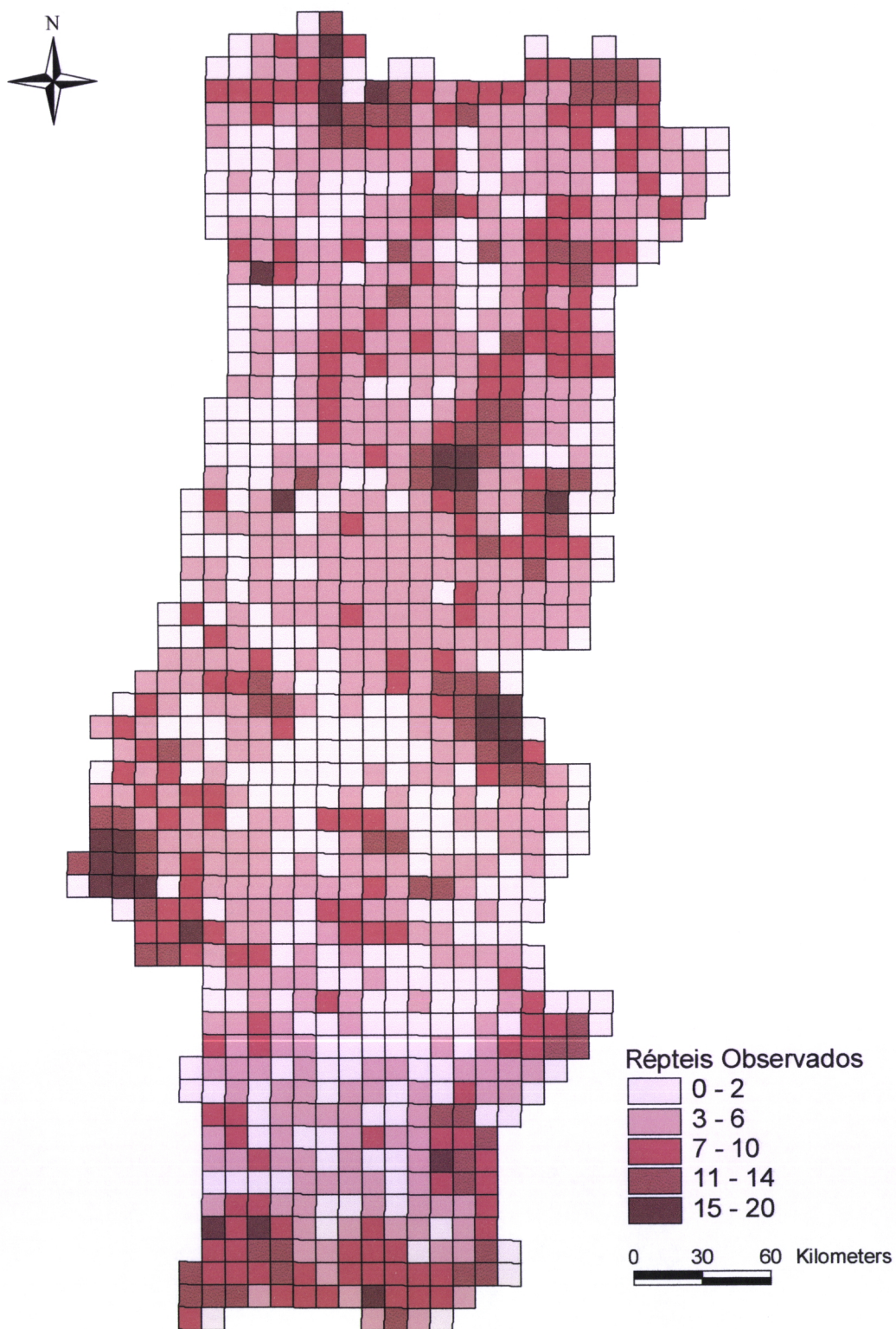


**Fig. 6 - Mapa de riqueza específica de anfibios.**



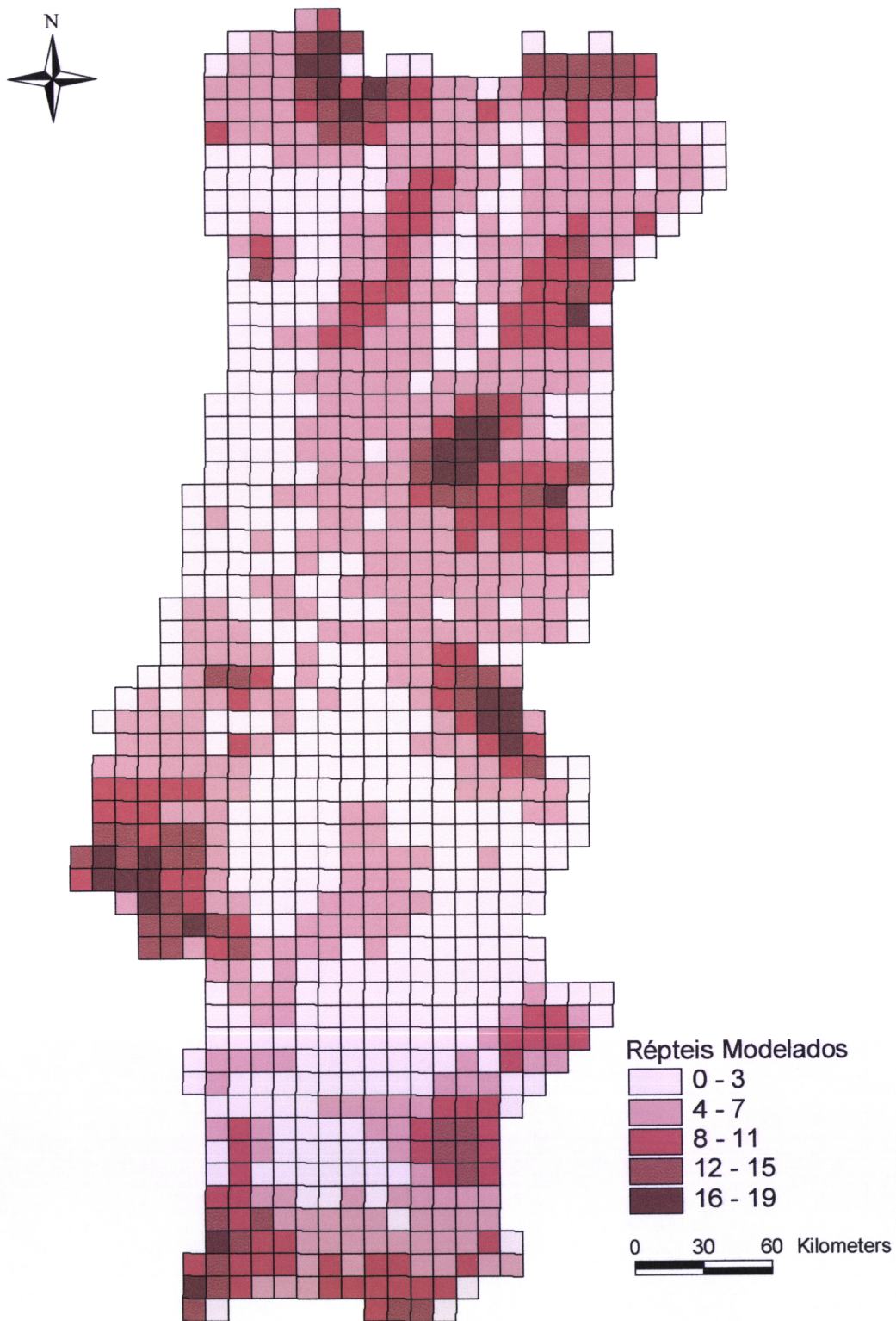


**Fig. 7 - Mapa de riqueza potencial de anfibios (probabilidades).**

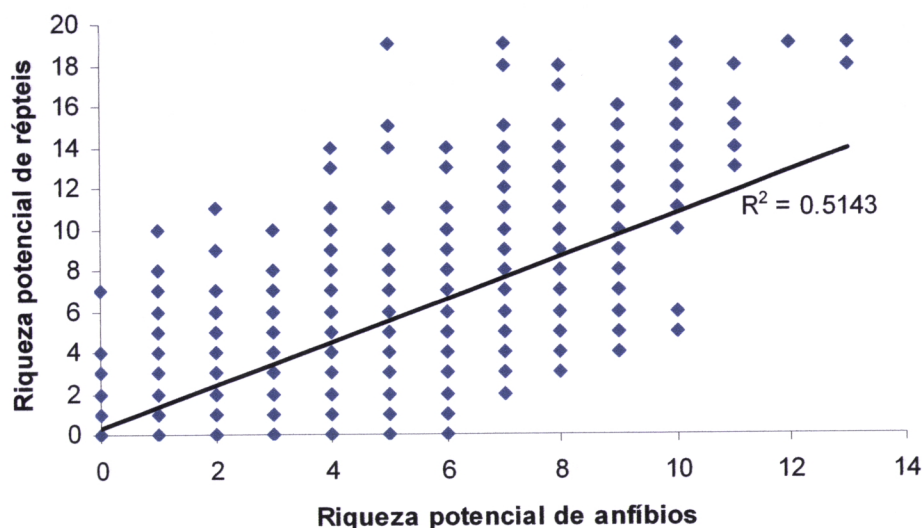


**Fig. 8 - Mapa de riqueza específica de répteis.**





**Fig. 9 - Mapa de riqueza potencial de répteis (probabilidades).**

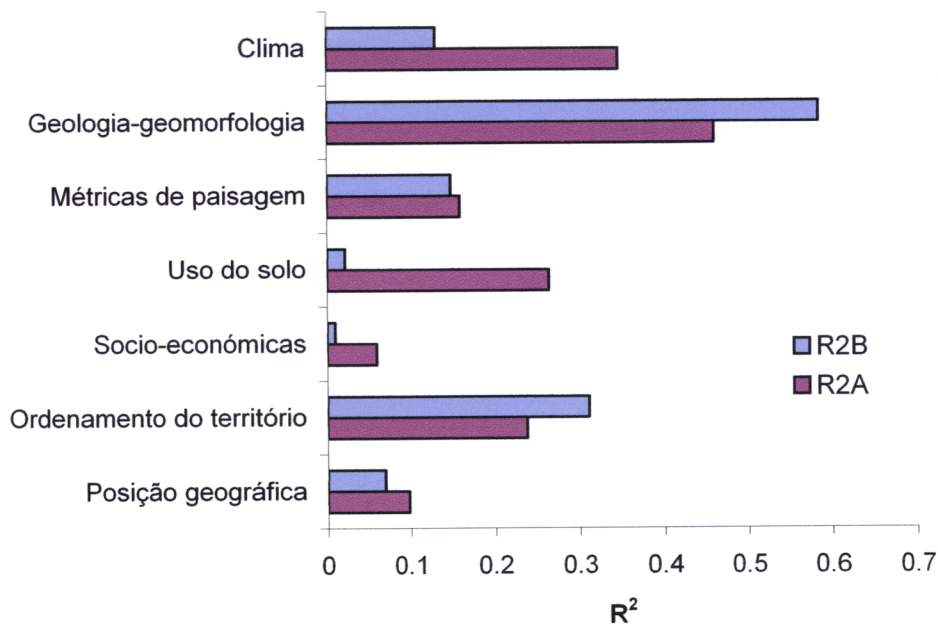


**Fig. 10 – Relação entre a riqueza potencial de anfíbios e a riqueza potencial de répteis ( $R^2$  – coeficiente da recta de regressão).**

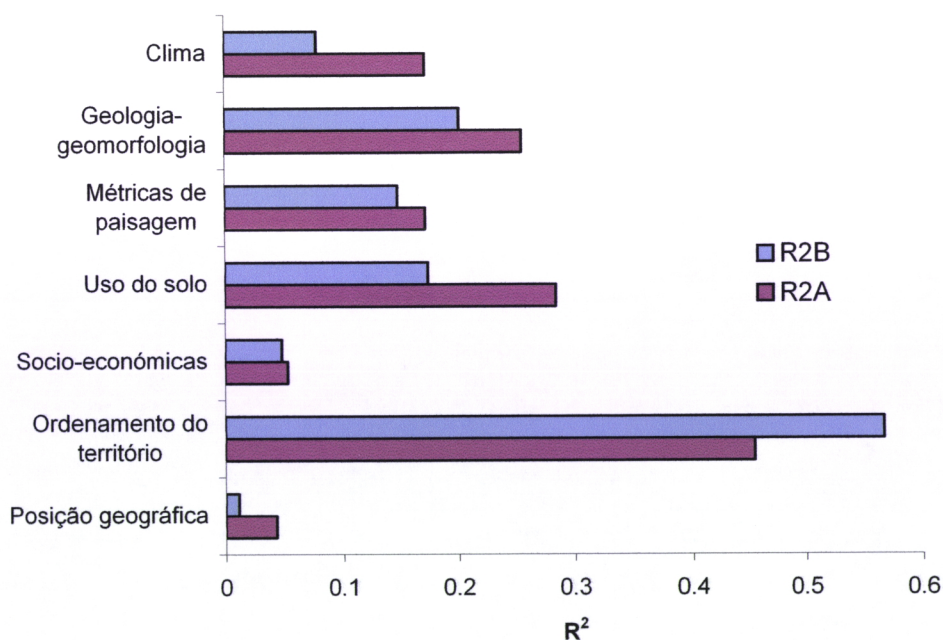
### **3.4. Condicionantes ambientais da distribuição da riqueza específica**

#### **3.4.1. Contribuição dos agrupamentos de variáveis**

Segundo os resultados das análises parciais de regressão linear (Figuras 11 e 12) verifica-se que as condicionantes ambientais mais importantes para a riqueza específica diferem entre anfíbios e répteis. No caso da riqueza específica de anfíbios as variáveis relacionadas com a geologia e geomorfologia são as que mais contribuem para a variância explicada, quer controlando ou não o efeito das restantes variáveis. Para este grupo biológico, o clima e o uso do solo são também importantes, mas a sua contribuição perde significado quando se elimina o efeito comum às restantes variáveis ( $R^2B$ ). As variáveis socio-económicas são as que possuem menor poder explicativo da riqueza de anfíbios. No caso dos répteis, as variáveis relacionadas com o ordenamento do território são as que claramente contribuem para uma maior fracção da variância explicada. Também para este grupo as variáveis socio-económicas possuem um reduzido poder explicativo da riqueza específica. Para ambos os grupos biológicos as variáveis que descrevem a posição geográfica contribuem muito pouco para a variância explicada das respectivas riquezas específicas.



**Fig. 11 – Contribuição de cada grupo de variável para a variação da riqueza específica de anfíbios (R2A – variância total explicada; R2B – variância explicada controlando o efeito das restantes variáveis).**



**Fig. 12 - Contribuição de cada grupo de variável para a variação da riqueza específica de répteis (R2A – variância total explicada; R2B – variância explicada controlando o efeito das restantes variáveis).**



### **3.4.2. Contribuição individual das condicionantes ambientais**

Entre as variáveis seleccionadas nos modelos de regressão linear (Tabelas 4 e 5), as dez que apresentaram valores de correlação parcial com a riqueza estão representadas nas figuras 13 e 14, respectivamente para anfíbios e répteis. Três foram comuns aos modelos de ambas as espécies: PRIM\_FASE, APS e H. As duas variáveis que apresentaram maiores valores de correlação parcial com a riqueza de anfíbios foram o tipo de solo (SOLO) e a altitude mínima (ALT\_MIN), ambas relacionadas com a geologia-geomorfologia. No caso dos répteis, as variáveis com maiores valores de correlação parcial foram as áreas protegidas (APS) e as áreas da primeira fase da lista de sítios da rede natura 2000 (PRIM\_FASE), ambas relacionadas com o ordenamento do território.

A diversidade de usos do solo ( $H'$ ) está incluída nos modelos de ambas as espécies (Figs. 13 e 14) e conta-se entre as dez com maior correlação parcial com a riqueza específica. Para ambas as espécies o seu efeito é positivo. No caso dos répteis, a contribuição o número de usos do solo é ainda mais significativa (Fig. 14).

Os usos do solo estão também bem representados nos modelos de cada grupo biológico (Tabelas 4 e 5), sendo de realçar as áreas agrícolas com culturas anuais (USO5), com um efeito negativo sobre a riqueza específica de anfíbios, e as zonas artificializadas (USO123), com um efeito positivo sobre a riqueza específica de répteis.

Entre as variáveis socio-económicas, a superfície agrícola utilizada é que possui um maior efeito sobre a riqueza de anfíbios. Três variáveis relacionadas com a agricultura estão entre as dez variáveis com valores mais elevados de correlação parcial com a riqueza específica de anfíbios: (1) o número de distribuidores de adubos e correctivos (SUM\_ADUB\_P), com efeito negativo, (2) o número de pulverizadores e polvilhadores (PULVPOLV), com efeito positivo, e (3) a população agrícola (PAGR), com efeito negativo.

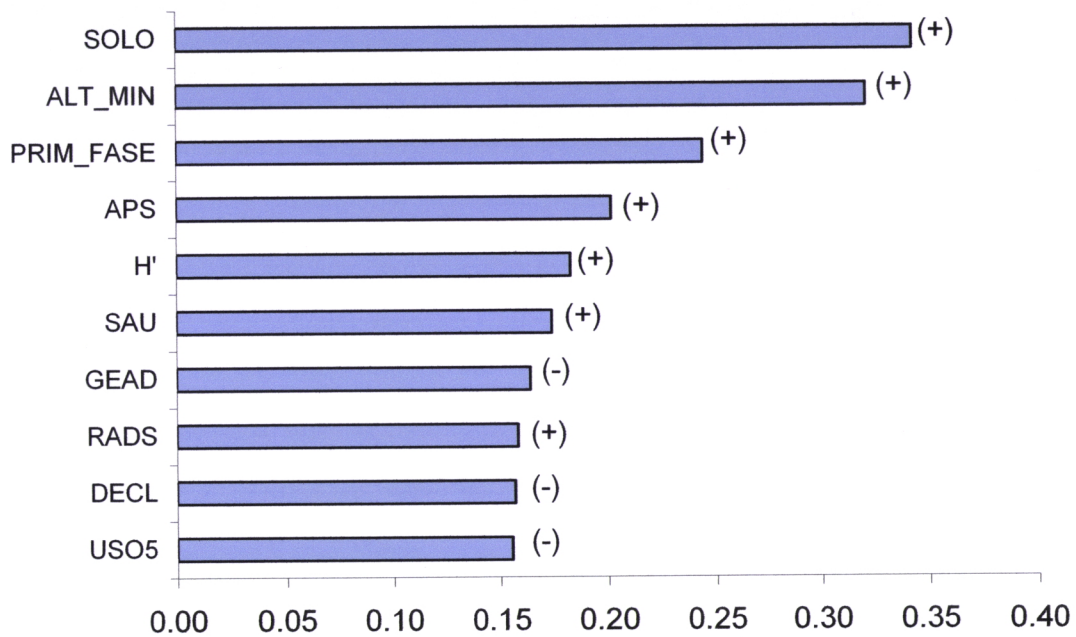
As variáveis climáticas estão também representadas nos modelos de regressão linear. A geada (GEAD), com um efeito negativo, e a radiação solar (RADS), com um efeito positivo, são as que mais apresentam maior correlação parcial com a riqueza específica de anfíbios. A evapotranspiração potencial (EVAP) é a variável climática com maior correlação parcial com a riqueza específica de répteis, possuindo um efeito positivo sobre esta.

**Tabela 4 – Resultado da análise de regressão linear para os anfíbios (B –coeficiente de regressão, STE – erro padrão, Beta – coeficiente de regressão estandardizado, t – estatística do teste t, Sig. – significado estatístico do teste t, CP – correlação parcial, CSP – correlação semi-parcial).**

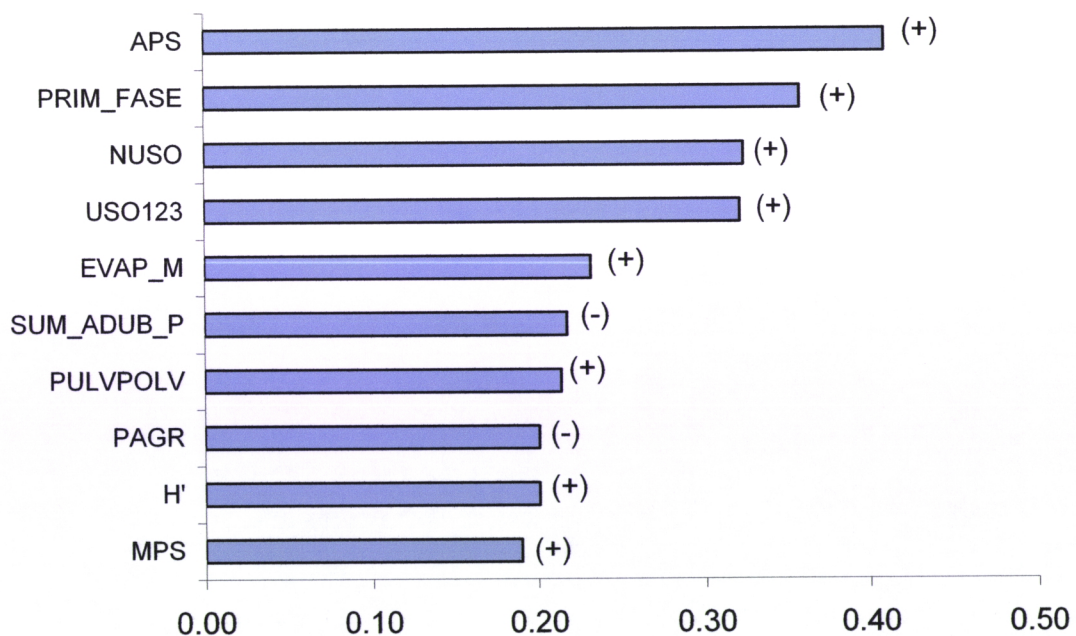
Variáveis	B	EP	Beta	t	Sig.	CP	CSP
(Constant)	4.745	0.052		91.491	0.000		
ALT_MIN	1.424	0.135	0.503	10.511	0.000	0.321	0.189
APS	0.442	0.069	0.157	6.392	0.000	0.202	0.115
SOLO	0.817	0.072	0.285	11.309	0.000	0.342	0.204
H'	0.362	0.063	0.127	5.779	0.000	0.183	0.104
GEAD	-0.350	0.068	-0.123	-5.158	0.000	-0.164	-0.093
SAL	0.443	0.081	0.156	5.490	0.000	0.174	0.099
PRIM_FASE	0.483	0.062	0.171	7.809	0.000	0.244	0.141
USO123	0.283	0.058	0.100	4.843	0.000	0.154	0.087
SEGN_FASE	0.279	0.058	0.099	4.832	0.000	0.154	0.087
DECL	-0.622	0.126	-0.220	-4.929	0.000	-0.157	-0.089
ESCOA	0.494	0.186	0.175	2.653	0.008	0.085	0.048
EVAP	-0.463	0.145	-0.158	-3.180	0.002	-0.102	-0.057
TE	0.264	0.085	0.092	3.100	0.002	0.099	0.056
USO11	-0.283	0.062	-0.100	-4.601	0.000	-0.147	-0.083
USO5	-0.384	0.079	-0.136	-4.887	0.000	-0.155	-0.088
ZPE	0.186	0.066	0.066	2.823	0.005	0.091	0.051
RADS	1.549	0.312	0.502	4.971	0.000	0.158	0.090
AWMPFD	-1.478	0.321	-0.523	-4.611	0.000	-0.147	-0.083
PULVPOLV	0.154	0.064	0.055	2.424	0.016	0.078	0.044
CONT_ADB	-0.165	0.056	-0.058	-2.924	0.004	-0.094	-0.053
PRECT	0.605	0.210	0.212	2.877	0.004	0.092	0.052
USO9	-0.206	0.067	-0.072	-3.066	0.002	-0.098	-0.055
USO7	-0.152	0.052	-0.054	-2.895	0.004	-0.093	-0.052
NUSO	0.221	0.082	0.076	2.697	0.007	0.087	0.049
MPS	0.174	0.067	0.060	2.599	0.009	0.083	0.047
USO12	0.105	0.052	0.037	2.024	0.043	0.065	0.036
USO4	-0.106	0.053	-0.038	-2.007	0.045	-0.065	-0.036

**Tabela 5 – Resultado da análise de regressão linear para os répteis (B –coeficiente de regressão, STE – erro padrão, Beta – coeficiente de regressão estandardizado, t – estatística do teste t, Sig. – significado estatístico do teste t, CP – correlação parcial, CSP – correlação semi-parcial).**

<b>Variáveis</b>	<b>B</b>	<b>EP</b>	<b>Beta</b>	<b>t</b>	<b>Sig.</b>	<b>CP</b>	<b>CSP</b>
(Constant)	5.283	0.066		79.479	0.000		
APS	1.264	0.091	0.307	13.936	0.000	0.409	0.224
ALT_MIN	0.702	0.223	0.170	3.154	0.002	0.101	0.051
USO123	0.871	0.083	0.212	10.528	0.000	0.321	0.169
PRIM_FASE	0.964	0.081	0.234	11.927	0.000	0.358	0.191
H'	0.523	0.082	0.125	6.369	0.000	0.201	0.102
MPS	0.550	0.092	0.131	6.002	0.000	0.190	0.096
EVAP	-1.008	0.136	-0.236	-7.408	0.000	-0.232	-0.119
NUSO	1.139	0.107	0.270	10.616	0.000	0.323	0.170
SEGN_FASE	0.420	0.074	0.102	5.648	0.000	0.179	0.091
ALT_MAX	0.991	0.200	0.240	4.961	0.000	0.158	0.080
USO5	-0.497	0.094	-0.120	-5.300	0.000	-0.168	-0.085
USO9	-0.192	0.090	-0.046	-2.140	0.033	-0.069	-0.034
NUMP	-0.296	0.128	-0.071	-2.321	0.020	-0.075	-0.037
SOLO	0.487	0.098	0.117	4.951	0.000	0.157	0.079
ZPE	0.475	0.086	0.115	5.506	0.000	0.175	0.088
GEAD	-0.265	0.097	-0.064	-2.735	0.006	-0.088	-0.044
SUM_ADUB_P	-0.845	0.122	-0.205	-6.928	0.000	-0.218	-0.111
PULVPOLV	0.938	0.138	0.227	6.813	0.000	0.214	0.109
POP_AGR	-0.887	0.139	-0.213	-6.369	0.000	-0.201	-0.102
DEN_POP	0.485	0.113	0.117	4.307	0.000	0.137	0.069
USO7	-0.221	0.071	-0.054	-3.128	0.002	-0.100	-0.050
DECL	-0.472	0.162	-0.114	-2.906	0.004	-0.093	-0.047
ESCOA	0.418	0.136	0.101	3.079	0.002	0.099	0.049
ACID	0.228	0.082	0.055	2.780	0.006	0.089	0.045
SUP_IRRIG	0.262	0.104	0.063	2.519	0.012	0.081	0.040
USO14	-0.163	0.069	-0.040	-2.355	0.019	-0.076	-0.038



**Fig. 13 – Dez variáveis com maior valor de correlação parcial com a riqueza específica de anfíbios, entre as variáveis seleccionadas nos modelos de regressão linear (os sinais positivos correspondem a uma relação positiva e os negativos a uma relação negativa).**



**Fig. 14 – Dez variáveis com maior valor de correlação parcial com a riqueza específica de répteis, entre as variáveis seleccionadas nos modelos de regressão linear (os sinais positivos correspondem a uma relação positiva e os negativos a uma relação negativa).**

## **4. Discussão**

### **4.1. Modelos preditivos da distribuição**

O desempenho do conjunto dos modelos preditivos da distribuição ajustados pode considerar-se como globalmente aceitável. A capacidade de discriminação dos modelos segundo as áreas abaixo da curva COR, é comparável ou mesmo superior à obtida noutros trabalhos (Pearce & Ferrier, 2000; Pearce *et al.*, 2001; Elith & Burgman, 2002). As diferenças entre espécies na qualidade de ajustamento dos modelos deve-se em grande medida a diferenças entre espécies na amplitude de utilização do espaço ambiental e geográfico (Segurado & Araújo, *in press*). Espécies mais especialistas na utilização do espaço definido pelas variáveis ambientais e com menor extensão de ocorrência no espaço geográfico, tendem a apresentar modelos com melhores desempenhos (Segurado & Araújo, *in press*).

Estudos efectuados na Austrália seguindo metodologias semelhantes chegaram a resultados muito perto dos obtidos para a validação dos modelos (Pearce *et al.*, 2001; Elith & Burgman, 2002). Também um estudo nos EUA, para a modelação de borboletas apresenta valores semelhantes para validar os modelos (Fleishman *et al.*, 2001).

### **4.2. Condicionantes ambientais da distribuição das espécies**

Entre as condicionantes ambientais que influenciam os padrões de ocorrência de anfíbios, as métricas de paisagem são as que mais frequentemente foram seleccionadas nos modelos de ocorrência. As métricas de paisagem estão relacionadas com a diversidade e riqueza paisagística e consequentemente com o número de oportunidades disponíveis numa dada área. Os anfíbios são espécies que usam quer o meio aquático quer o meio terrestre e requerem por isso uma elevada diversidade de habitat comparativamente a outros grupos biológicos. Knutson *et al.* (1999) refere que os anfíbios são mais abundantes e diversos com a diversidade de parcelas e a presença de zonas húmidas nas orlas das florestas. Estes beneficiam aparentemente de habitats complexos, especialmente habitats aquáticos e florestais adjacentes. Com efeito, o

número de usos do solo (NUSO) por quadrícula foi uma das duas variáveis que foi seleccionada com maior frequência nos modelos dos anfíbios.

Apesar de factores relacionados com a agricultura e a densidade populacional serem descritos por vários autores como condicionantes importantes da ocorrência de anfíbios, sendo por exemplo a presença de contaminantes ambientais muitas vezes apontada como factor de declínio das populações de anfíbios (Gibbons *et al.*, 2000; Davinson *et al.*, 2002; Blaustein *et al.*, 2003), neste trabalho as variáveis socio-económicas surgem com baixa frequência nos modelos comparativamente aos restantes. Porém, a superfície agrícola utilizada (SAU) foi uma das dez variáveis que foram seleccionadas com maior frequência nos modelos dos anfíbios.

No caso dos répteis, as variáveis mais frequentes nos modelos relacionam-se com os usos do solo. Estes reflectem essencialmente a disponibilidade de habitats presentes. Em termos gerais, comparativamente aos anfíbios, existe uma maior dependência por características mais específicas de habitat por parte dos répteis (ao contrário dos anfíbios, por exemplo, não efectuam geralmente movimentos migratórios para reprodução e dispersão). Alguns autores referem a perda e degradação de habitat como uma das principais causas para o declínio dos répteis à escala global (Gibbons *et al.*, 2000; Davinson *et al.*, 2002; Blaustein *et al.*, 2003). Também no caso dos répteis, as variáveis relacionadas com a estrutura da paisagem apresentaram um forte poder explicativo e, tal, como para os anfíbios, o número de usos do solo (NUSO) esteve entre as duas variáveis seleccionadas com maior frequência nos modelos.

Neste estudo, ao contrário do que outros autores sugerem (Crespo, 1973; Schall & Pianka, 1977; Romero & Leal, 1996; Guisan & Hofer, 2003) as variáveis relacionadas com o clima estão pouco representadas nos modelos de ocorrência das espécies. Por exemplo Guisan & Hofer (2003) referem que a distribuição de algumas espécies de lagartos na Suíça está mais relacionada com factores climáticos, nomeadamente a temperatura. Factores como a escala de estudo e a menor variabilidade climática em Portugal podem explicar o menor poder explicativo do clima comparativamente a outros estudos noutros locais.

Em ambos os grupos biológicos, as variáveis relacionadas com o ordenamento do território foram seleccionadas com elevada frequência nos modelos. A variável que corresponde a todas as áreas protegidas de Portugal Continental (TUDO) é inclusivamente a variável mais frequente, quer nos modelos de anfíbios quer nos répteis. Tal não é de estranhar uma vez que as áreas protegidas são de um modo geral mais amostradas pelos investigadores. Porém, também não é de negligenciar a importância das áreas protegidas como refúgios para determinadas espécies da fauna e por isso terem por si só um forte poder explicativo.

#### **4.3. Modelação da riqueza específica**

Os mapas resultantes dos somatórios das distribuições modeladas apresentam limitações importantes uma vez que acumulam os erros de classificação associados a cada modelo individual. Os erros de classificação podem ser do tipo I (falsas presenças) ou do tipo II (falsas ausências) (Fielding & Bell, 1997) e estão altamente dependentes do critério de selecção do ponto de corte (probabilidade a partir do qual se considera a espécie como presente). Com o aumento do ponto de corte, o número de falsas presenças diminui e o número de falsas ausências aumenta. Os mapas resultantes da soma das distribuições modeladas após a escolha do ponto de corte para cada espécie, resultaram muito conservadores no que respeita à riqueza específica. Em muitos locais os valores de riqueza observada foram superiores ao potencial (apesar de na maioria das quadrículas o número potencial de espécies ser igual ou superior ao observado). Este facto está certamente relacionado com o critério de selecção do ponto de corte utilizado. Também contribui para isso o facto de se terem usado como ausências todas as quadrículas para as quais não se possuía informação (que podiam ou não conter a espécie). Apesar destas limitações, considerou-se que a riqueza específica modelada era mais apropriada como base para as análises posteriores, uma vez que é uma forma de obviar o número elevado de lacunas de informação da riqueza específica observada.

#### **4.4. Condicionantes ambientais da distribuição da riqueza específica**

As variáveis relacionadas com a geologia e geomorfologia são as que mais contribuem para a variância explicada de anfíbios. As duas variáveis pertencentes a este grupo que apresentaram maiores valores de correlação parcial com a riqueza de anfíbios foram o tipo de solo (SOLO) e a altitude mínima (ALT\_MIN). Segundo os resultados a riqueza de anfíbios tende a ser maior em solos graníticos e a altitudes mais elevadas. Estas variáveis estão de certa forma correlacionadas com o ordenamento do território, nomeadamente com a presença de áreas protegidas, uma vez que estas incluem as principais regiões serranas. Por sua vez as variáveis relacionadas com o ordenamento do território contribuíram também de forma significativa para a riqueza de anfíbios. As áreas relativas à primeira lista dos sítios da rede Natura 2000 (PRIM\_FASE) e as áreas protegidas (APS) estão entre as 10 variáveis mais positivamente correlacionadas com a riqueza de anfíbios. Como foi referido para o caso das distribuições individuais, o poder explicativo destas variáveis está provavelmente relacionado com a realização de um número maior de estudos nestas áreas. Esse é, aliás, um dos principais problemas na análise espacial da riqueza específica. Não é também de excluir a hipótese das áreas com estatuto de protecção apresentarem uma maior biodiversidade do que as áreas circundantes e dos investigadores seleccionarem preferencialmente locais com maior biodiversidade para os seus estudos.

Quer o uso do solo, quer as variáveis socio-económicas não têm um efeito significativo sobre a riqueza, apesar de possuírem maior poder explicativo quando analisadas separadamente das restantes. No entanto a superfície agrícola utilizada (SAU) e as áreas agrícolas com culturas anuais (USO5) estão entre as 10 variáveis com valores mais elevados de correlação parcial com a riqueza específica de anfíbios; a primeira apresenta uma correlação positiva e a segunda uma correlação negativa. As variáveis socio-económicas são muitas vezes referidas na bibliografia como importantes factores sobre as populações de anfíbios. A densidade populacional está associada às áreas urbanas e industrializadas, e a presença de pesticidas e adubos são por norma prejudiciais à biodiversidade (Gibbons *et al*, 2000). Blaustein *et al.*, (2003) refere que os contaminantes ambientais podem afectar os anfíbios em todos os estágios de vida (embriões, larva e adultos). Outros autores (Davinson *et al*, 2002; Collins & Storfer, 2003; Daszak *et al*, 2003) referem que os pesticidas e as doenças transmitidas através da



sua acção através da poluição ambiental apresentam uma associação positiva com o declínio de anfíbios. As áreas urbanas também apresentam uma associação negativa com a riqueza de anfíbios, pois estas estão associadas a estradas, casas e usos industriais o que causa a contaminação das zonas húmidas (Knutson *et al.*, 1999).

No caso dos répteis, as variáveis relacionadas com o ordenamento do território são as que contribuem para uma maior fracção da variância explicada. As variáveis com maiores valores de correlação parcial foram as áreas protegidas (APS) e as áreas da primeira fase da lista de sítios da rede natura 2000 (PRIM\_FASE), ambas relacionadas com o ordenamento do território. Tal como foi referido atrás, as mesmas variáveis tiveram um significativo poder explicativo para a riqueza específica de anfíbios. As mesmas considerações relativas aos anfíbios podem ser tecidas para os répteis: uma vez que são raros os estudos em áreas sem nenhum estatuto de protecção, não é possível determinar com rigor se a maior riqueza de espécies nas áreas protegidas é real ou fruto de uma sobre-amostragem.

Apesar das variáveis socio-económicas possuírem um fraco poder explicativo da riqueza específica de répteis, três variáveis relacionadas com a agricultura foram seleccionadas no modelo de regressão linear e estão entre as dez variáveis com valores mais elevados de correlação parcial. São elas o número de distribuidores de adubos e correctivos (SUM\_ADUB\_P), o número de pulverizadores e polvilhadores (PULVPOLV), e a população agrícola (PAGR). O primeiro e o último estão correlacionados negativamente com a riqueza específica de répteis ao passo que a segunda está correlacionada positivamente.

A classe de uso do solo relacionado com os territórios artificializados apresentou uma correlação parcial positiva com a distribuição da riqueza de répteis. Este facto está certamente relacionado com uma amostragem enviesada para áreas com maior densidade populacional. A grande parte das observações de répteis em áreas urbanas referem-se a terrenos baldios e hortas de zonas suburbanas.

Outros trabalhos referem o clima como o factor mais importante que influencia a distribuição da riqueza quer de anfíbios quer de répteis (Heatwole, 1982; Boone & Krohn, 2000; Gibbons *et al.*; 2000). Tal como foi referido para a distribuição individual

das espécies, o poder explicativo do clima está certamente relacionado, por um lado, com a escala do estudo (extensão e resolução) e, por outro lado, com a variabilidade climática da área de estudo. Para além disso, para a maioria dos estudos que relacionam a riqueza com o meio ambiente, não estão disponíveis muitos dos agrupamentos de variáveis consideradas neste trabalho. Com efeito, segundo os resultados, o clima perde muito do seu poder explicativo quando é analisado em conjunto com outras variáveis. Isto pode ser explicado pela elevada correlação que as variáveis climáticas apresentam com as restantes variáveis.

Estudos mais recentes referem que o clima pode estar indirectamente relacionado com o declínio de populações de anfíbios, mas a demonstração de uma causa directa necessita de mais investigação (Carey *et al.*, 2001; Carey & Alexander, 2003).

Apesar das métricas de paisagem não contribuírem com uma fracção significativa para a variância da riqueza específica de ambos os grupos biológicos, a diversidade de usos do solo ( $H'$ ), e no caso dos répteis também o número de usos do solo (NUSO), foram seleccionadas nos modelos e foram das variáveis que apresentaram maiores valores de correlação parcial. A riqueza específica de ambos os grupos biológicos está positivamente correlacionada com a diversidade de usos do solo. Tal facto está certamente relacionado com um número maior de habitats disponíveis em áreas de maior diversidade de usos do solo. Segundo Mellado (n.d.) a diversidade de habitats parece ser a variável mais correlacionada com a riqueza de anfíbios e répteis, pois está relacionada directamente com o número de nichos ecológicos disponíveis para estes grupos.

## **5. Considerações Finais**

Os resultados obtidos neste trabalho mostram que as áreas com estatuto de protecção têm um efeito positivo na distribuição de espécies e na riqueza de anfíbios e répteis, em Portugal Continental. Estas áreas servem de refugio a muitas das espécies actuais, e foram seleccionadas justamente devido à diversidade e rareza dos seus habitats. Porém, este facto pode não explicar por si só o elevado número de espécies associados a estes locais dado que, devido à sua especificidade, são por norma mais prospectados do que outras áreas.

A paisagem e os usos do solo estão relacionados com a diversidade, riqueza e tipos de habitat, e como tal a relação positiva para as espécies de anfíbios (paisagem) e de répteis (usos do solo) é bastante normal. Mais surpreendente é o resultado da geologia-geomorfologia ser o condicionante mais importante para riqueza de anfíbios. Este resultado contraria um pouco a tese de que o clima é o maior condicionante à distribuição dos anfíbios. No entanto isto pode significar que o efeito do clima tem maior poder explicativo ao nível de cada espécie, mas ter pouca influência ao nível da riqueza. Factores associados à geologia-geomorfologia podem ter, a este nível e a esta escala de trabalho, uma maior influência.

A influência das variáveis sócio-económicas pretendiam quantificar o efeito mais directo da acção antropogénica sobre a biodiversidade, mas os resultados não foram conclusivos. Apesar de no seu conjunto estas variáveis não terem um forte poder explicativo, algumas entre elas mostraram um efeito individual bastante significativo na distribuição de algumas espécies e da riqueza específica, nomeadamente de répteis.

Os dados de base sobre a distribuição das espécies, em que este trabalho se baseia possuem uma importante limitação, pois não estão referenciados os locais onde as espécies não se encontram, apenas existindo informação sobre os locais onde foram detectadas. Não se possuindo informação sobre o esforço de amostragem em cada unidade espacial não foi possível associar pesos às quadrículas sem informação em termos de probabilidade de ausência (quadrículas sem informação em que se exerceu um esforço de amostragem mais intenso têm maior probabilidade de ausência da espécie) Como tal, algumas das unidades de amostragem consideradas como ausências

não correspondem necessariamente a verdadeiras ausências. Este facto leva a uma perda da capacidade de discriminação dos modelos; muitas presenças são classificadas erradamente como ausências (falsas ausências).

As metodologias empregues neste trabalho demonstraram ser capazes de prever com razoável precisão a distribuição dos grupos biológicos em análise, e de relacionar a distribuição destes com algumas das variáveis ambientais. Poderiam ter sido utilizados outros métodos, nomeadamente os vulgarmente designados por envelopes ambientais, pois estes apresentam a vantagem de apenas considerarem os dados de presença para modelar a distribuição (ignoram as ausências) (Carpenter *et al*, 1993; Hirzel *et al*, 2001). No entanto, os modelos obtidos com estes métodos apresentam em regra um desempenho inferior ao dos modelos lineares generalizados aqui executados, inclusivamente ao nível do número de falsas ausências (Segurado & Araújo, *in press*).

As variáveis utilizadas neste trabalho foram, na sua maioria derivadas de informação já existente. Essa informação, em alguns casos não é a mais completa. Por exemplo, a variável respeitante à temperatura apresenta apenas o valor médio, quando os valores extremos poderiam ser mais interessantes para a análise, uma vez que são estes que condicionam mais directamente a presença de uma espécie.

A maior parte da biodiversidade conhecida em Portugal reporta-se a áreas que possuem algum tipo de estatuto de protecção. No entanto, esta tendência está a ser contrariada por alguns programas recentes de atlas, nomeadamente de anfíbios e répteis, nos quais se exerce um esforço de amostragem de forma mais sistemática pelo território nacional. Este desenho experimental é essencial para avaliar mais adequadamente os verdadeiros condicionalismos à biodiversidade. A maioria dos estudos sobre padrões de biodiversidade focam-se em grandes áreas geográficas, procurando testar e explicar o conhecido incremento de riqueza específica em direcção às latitudes mais baixas. Porém, a identificação de uma só explicação para os padrões de riqueza específica é contraproducente, dada a multiplicidade dos factores envolvidos (Boone & Krohn, 2000). Mais generalizações poderão vir a ser estabelecidas recorrendo a abordagens a diferentes escalas espaciais e analisando um maior número de grupos biológicos.

O elevado número de variáveis seleccionadas nos modelos de regressão linear (27 para anfíbios e 26 para répteis) é bem reveladora da complexidade da relação entre o meio ambiente e a riqueza de espécies. A simplificação prévia da base de dados ambiental, com recurso a técnicas como a análise de componentes principais e eliminação de variáveis com pouco significado biológico, é recomendada para análises mais aprofundadas da questão. Porém, o principal objectivo deste estudo não era obter modelos com capacidade preditiva mas sim apenas realizar uma primeira abordagem exploratória dos principais condicionantes dos padrões de biodiversidade em Portugal.

## **6. Referências Bibliográficas**

- Araujo, M.B., Humphries, C.J. (2001). Would environmental diversity be a good surrogate for species diversity? *Ecography*. **24**(1): 103-110.
- Araujo, M.B., Williams, P.H. (2001). The bias of complementarity hotspots of marginal populations. *Conservation Biology*. **15** (6): 1710-1720.
- Augustin, N.H., Muggleston, M.A. & Buckland, S.T. (1996). An autologistic model for the spatial distribution of wildlife. *Journal of Applied Ecology*. **33**: 339-347.
- Bawa, K., Rose, J., Ganeshaiah, K.N., Barce, N, Kiran, M.C. & Umashaanker, R. (2002). Assessing biodiversity from space: an example from the Western Ghats, Índia. *Conservation Ecology*. **6** (2): 7.
- Blaustein, A., Romansic, J., Kiesecker, J.M. & Hatch, A.C. (2003). Ultraviolet radiation, toxic chemicals and amphibian population declines. *Diversity and Distributions*. **9**:123-140.
- Boone, R., Krohn, W.B. (2000). Partitioning sources of variation in vertebrate species richness. *Journal of Biogeography*. **27**:457-470.
- Brito, J.C., Abreu, F.B., Paulo, O.S., Rosa, H.D., Crespo, E.G. (1996). Distribution of Schreiberi's Green Lizard (*Lacerta schreiberi*) in Portugal: a predictive model. *Herpetological Journal*. **6**: 43-47.
- Brown, G.P., Shine, R. 2002. Influence of weather conditions on activity of tropical snakes. *Austral Ecology*. **27**:596-605.
- Camilo-Alves, C. 1999. Análise da distribuição da herpetofauna de Portugal Continental através dos métodos de regressão logística e análise de sobreposição. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Trabalho de fim de curso.

- Cardillo, M., Macdonald, D.W. & Rushton, S.P. (1999). Predicting animal species richness and distributions: testing the effectiveness of satellite-derived land cover data. *Landscape Ecology*. **14**: 423-435.
- Carey, C., Heyer, R., Wilkinson, J., Alford, R.A., Arntzen, J.W., Halliday, T., Hunderford, L., Lips, Middleton, E.M., Orchard, S.A. & Rand, A.S. (2001). Amphibian Declines and Environmental Change: Use of remote-Sensing Data to Identify Environmental Correlates. *Conservation Biology*. **15**:903-913.
- Carey, C., Alexander, M. 2003. Climate change and amphibian declines: is there a link?. *Diversity and Distributions*. **9**:111-121.
- Carpenter, G., Gillison, A.N. & Winter, J. (1993). DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodiversity and Conservation*. **2**: 667-680.
- Carrol, C., Zielinski & Noss, R.F. 1998. Using Presence-Absence data to built and test Spatial habitats models for the Fisher in the Klamath Region, USA. *Conservation Biology*. **13**:1344-1359.
- Cliff, A.D. & Ord, J.K. (1998). *Spatial autocorrelation*, Pion Limited, London.
- Collins, J., Storfer, A. 2003. Global amphibian declines: sorting the hypotheses. *Diversity and Distributions*. **9**:89-98.
- Crespo, G. E. 1973. Sobre a distribuição e ecologia da Herpetofauna Portuguesa. *Arquivo Museu Bocage*. (2ª Série), IV. **11**: 247-260.
- Davidson, C., Shaffer, H.B. & Jennings, M.R. 2002. Spatial Tests of the Pesticide Drift, Habitat Destruction, UV-B, and Climate-Change Hypotheses for California Amphibian Declines. *Conservation Biology*. **16**:1588-1601.

- Dennis, R.L.H. & Hardy, P.B. (1999). Targeting squares for survey: predicting species richness and incidence of species for a butterfly atlas. *Global Ecology and Biogeography*. **8**: 443-454.
- Dorrough, J. & Ash, J.E. (1999). Using past and present habitat to predict distribution and abundance of a rare cryptic lizard, *Delma impar* (Pygopodidae). *Australian Journal of Ecology*. **24**: 614-624.
- Dudgeon, D., (2003). The contribution of scientific information to the conservation and management of freshwater biodiversity in tropical Asia: Aquatic Biodiversity *Hydrobiologia*, 500(1-3): 295-314
- Du Toit J.T (1996). Determinants of the composition and distribution of wildlife communities in Southern Africa. *Biological Conservation*. **76**(2): 217-217
- Daszak, P., Cunningham, A.A. & Hyatt, A.D. 2003. Infectious disease and amphibian population declines. *Diversity and Distributions*. **9**:141-150.
- Elith, J., Burgman, M.A. 2002. predictions and their validation: rare plants in central Highlands, Victoria, Australia. In: *Predicting species Occurences: Issues od accurancy and scale*. 303-314. Island Press, Covelos, CA.
- Elkie, P.C., Rempel, R.S. & Angus, P.C. (1999). Patch Analyst User's Manual. Natur. Resour. Northwest Sci & Technol., Ontario.
- ESRI (1999). ArcView GIS Help (v 3.2.) Environmental Systems Research Institute, Inc. New York. USA.
- Fielding, A.H. & Bell, J.F. (1997). A review of methods for the assessment of predition errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*. **24** (1): 38-49.
- Fleishman, E., Mac Nally, R., Fay, J.P. & Murphy, D.D. (2001). . Modeling and predicting species occurrence using broad-scale environmental variables: an



example with Butterflies in the Great Basin. *Conservation Biology*. **15**:1674-1685.

Gaston, K.J. & Spicer, J.I. 1998. *Biodiversity. An introduction*. Blackwell Science. 113pp.

Gaston, J. K. 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature*. **405**. 220-227.

Gaston, J. K., Rodrigues, A.S., van rensburg, B.J., koleff, P. & Chown, S.L. (2001). Complementary representation and zones of ecological transition. *Ecology Letters*. **4**: 4-9.

Gibbons J. W, Scot, D. E., Ryan, T.J., Buhlmann, K.A., Tuberville, T.D., Metts, B.S., Greene, J.L., Mills, T., Leiden, Y., Poppy, S. & Winne, C. (2000). The Global Decline of Reptiles, Deja Vu Amphibians. *BioScience*. **50**: 653-666.

Gibbs, J.P., Shriver, W.G. 2002. Estimating the Effects of Road Mortality on Turtle Populations. *Conservation Biology*. **16**:1647-1652. Research Notes.

Godinho, R., Teixeira, J., Rebelo, R., Segurado, P., Loureiro, A., Alvares, F., Gomes, N., Cardoso, P., Camilo-Alves, C., Brito, J.C. (1999). Atlas of the continental Portuguese herpetofauna: an assemblage of published and new data. *Revista Espanhola de Herpetologia*. **13**: 61-82.

Guerry, A., Hunter Jr, M. 2002. Amphibian distributions on a landscape of forests and agriculture: an examination of landscape composition and configuration. *Conservation Biology*. **16**:745-754.

Guisan, A., Zimmermann, N.E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*. **135**: 147-186.

Guisan, A., Hofer, U. 2003. Predicting reptile distributions at the mesoscale: relation to climate and topography. *Journal of Biogeography*. **30**:1233-1243.

- Guisan, A., Edwards Jr., T.C. & Hastie, T. (*in press*). Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling*.
- Haslett, J. R. (1990). Geographic information systems: a new approach to habitat definition and the study of distributions. *TREE*, **5**: 214-218.
- Heywood V.H. & Iriondo J.M. (2003). Plant conservation: old problems, new perspectives. *Biological Conservation*. **113** (3):321-335.
- Heatwole, H. 1982. A review of structuring in Herpetofaunal assemblages. *Herpetological Communities. Reviews*. 1-19.
- Hirzel, A., Hausser, J. & Perrin, N. (2001). Biomapper 1.0., Lab. For Conservation Biology. Lausanne.
- Hosmer, D.W. & Lemeshow, S. (1989) *Applied logistic regression*. John Wiley & Sons, New York.
- Knutson, M.G., Sauer, J.R., Olsen, D.A., Mossman, M.J., Hemesath, L.M. & Lanoo, M.J. (1999). Effects of landscape composition and wetland fragmentation on Frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, USA. *Conservation Biology*. **13**:1437-1446.
- Legendre, P. & Legendre, L. (1998). *Numerical Ecology*. 2° Ed. Elsevier. Netherlands.
- Mackey, B., Lindenmayer, D.B. 2001. Towards a hierarchical framework for modelling the special distribution of animals. *Journal of Biogeography*. **28**:1147-1166.
- Manel, S., Williams, C. & Ormerod, S.J. 2001. Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology* **38**:921-931.

- Martin, J. & Lopez, P. 2002. The effect of Mediterranean dehesa management on lizard distribution and conservation. *Biological Conservation*. **108**:213-219.
- McCullagh, P. & Nelder, J.A. (1989). *Generalized Linear Models*. Chapman & Hall.
- Médail, F. & Quézel, P. (1999). Biodiversity hotspots in the Mediterranean basin: Setting global conservation priorities. *Conservation Biology*. **13** (6): 1510:1513.
- Mellado, P.V. (sem data). La Herpetofauna de Salamanca: Un análisis biogeográfico y ecológico.
- Pearce, J. & Ferrier, S. (2000) An evaluation of alternative algorithms for fitting species distribution models using logistic regression. *Ecological Modelling*, **128**: 127-147.
- Pearce, J., Ferrier, S. & Scotts, D. (2001). An evaluation of the predictive performance of distributional models for flora and fauna in north-east New south Wales. *Journal of Environmental management*. **62**: 171-184.
- Rebelo, R. & Crespo, E.G. (1999). Répteis. in *Caracterização da Flora e Fauna do Montado da Herdade da Ribeira Abaixo*. Centro de Biologia Ambiental. Lisboa.
- Romero, J., Leal R. (1996). Macroenvironmental factors as ultimate determinants of distribution of common toad and natterjack in the South of Spain. *Ecography*. **19**: 305-312.
- Schall, J.J., Pianka, E.R. 1977. Species densities of reptiles and Amphibians on the Iberian Peninsula. *Doñana, Acta Vertebrata*. **4**: 27-34.
- Segurado, P. & Araújo, M.B. (*in press.*). Modelling species probabilities of occurrence: what method performs best and when?. *Journal of Biogeography*.
- Snodgrass, J.W., Komoroski, M.J., Bryan Jr., A.L. & Burger, J. (2000). relationships among Isolated Wetland Size, hydro period and amphibian Species richness: implications for wetland regulations. *Conservation Biology*. **14**:414-419.

Walker, P.A. (1990) Modelling wildlife distributions using a geographic system: kangaroos in relation to climate. *Journal of Biogeography* 17

Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. (1995). Biometry: The principles and practice of statistics in biological research, 3<sup>rd</sup> edition. W.H. Freeman, New York.

SPSS for Windows. (2001). SYSTAT. Version 11.0. SPSS. Chicago.

Swets, K. A. 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science* 240: 1285-1293.

Statistical Sciences (1999) *S-Plus, version 2000 for Windows*. Mathsoft, Inc., Seattle, Washington, USA.

Williams, P.H. & Araujo, M.B. (2000). Using probability of persistence to identify important areas for biodiversity conservation. *Proceedings Royal Society of London*. 267: 1959-1966.

Williams, P.H. (1998) Biodiversity indicators: graphical techniques, smoothing and searching for what makes relationships work. *Ecography*. 21 (5): 551-560.

Tacconi L & Bennett J.(1995). Economic implications of intergenerational equity for biodiversity conservation. *Ecological Economics*. 12(3): 209-223.

Tomlin, C.D. (1991) Cartographic modelling. In: *Geographic information systems: principles and applications*. (ed. by Maguire D.J., Goodchild, M.F. and Rhind, D.W.). Longman. London, pp. 361-374.

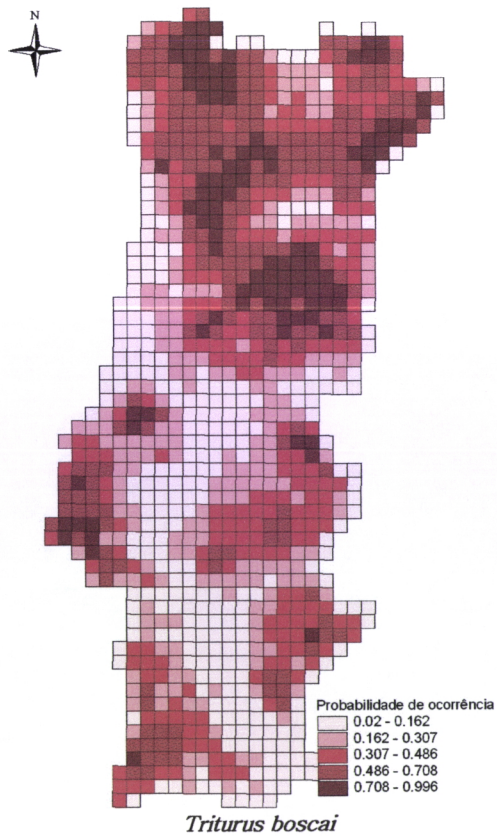
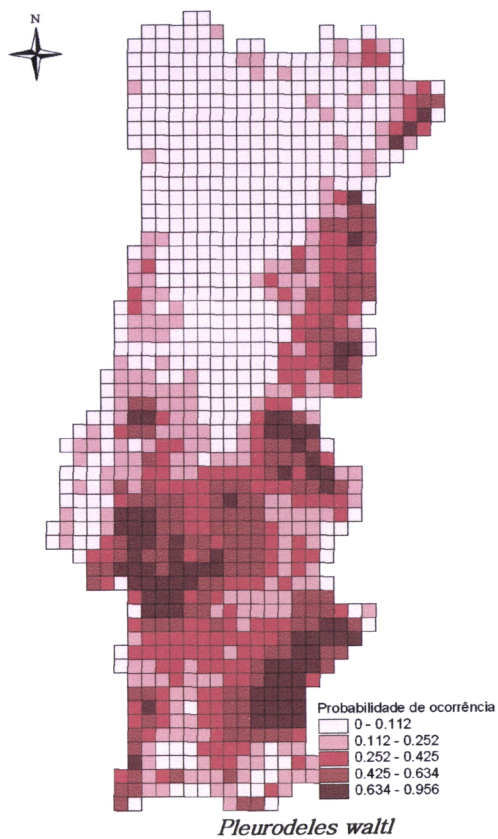
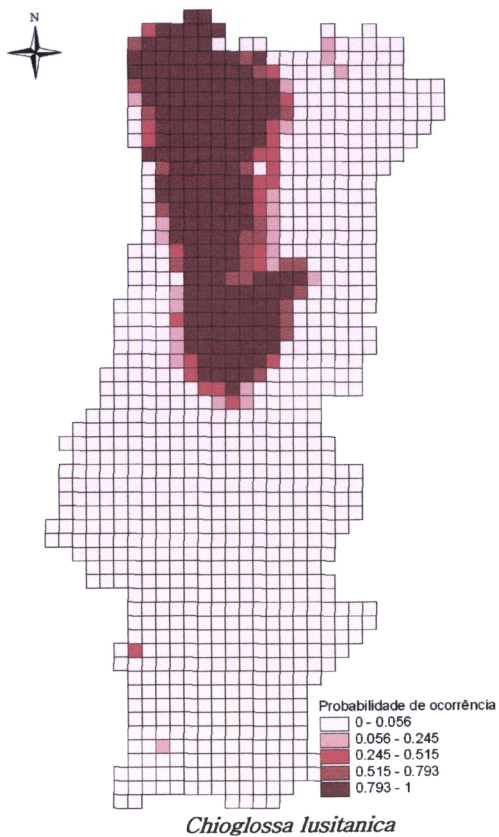
Townshend, J. R. G. (1991) Environmental databases and GIS. In: *Geographic information systems: principles and applications*. (ed. by Maguire D.J., Goodchild, M.F. and Rhind, D.W. ). Longman. London, pp. 201-216.

Vos, C.C., Chardon, P. (1998). Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog *Rana arvalis*. *Journal of applied Ecology*. 35:44-56.

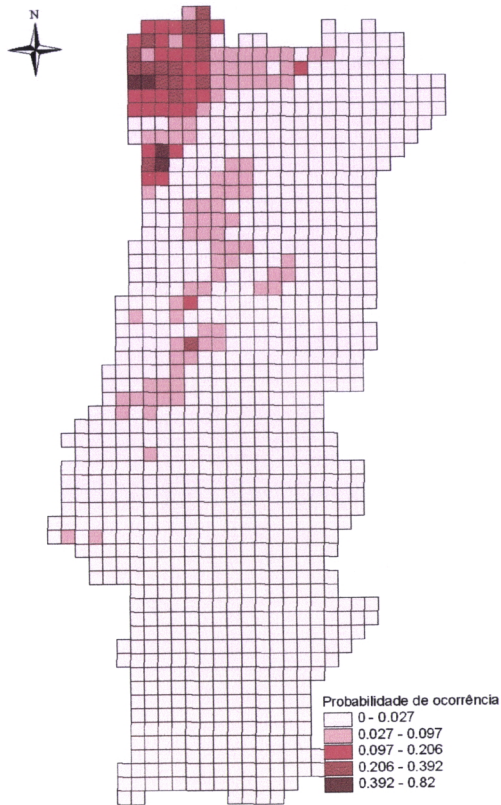
## **7. Anexos**

# **ANEXO I**

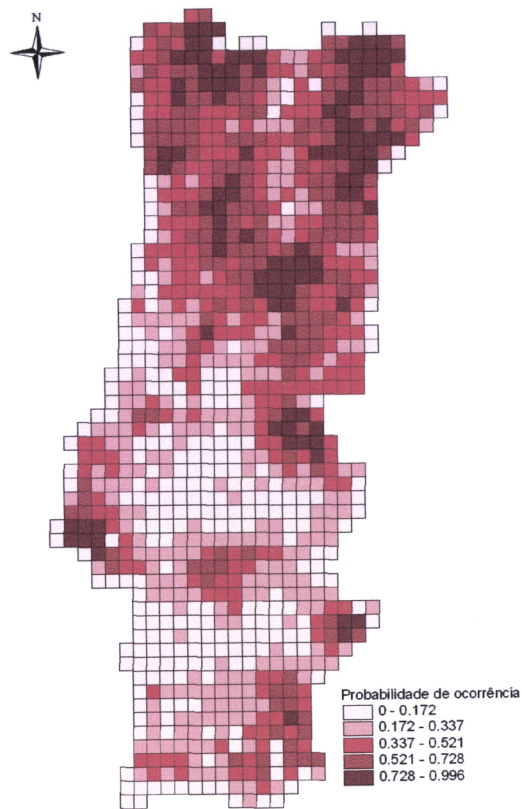
**(Mapas de probabilidades de  
ocorrência)**



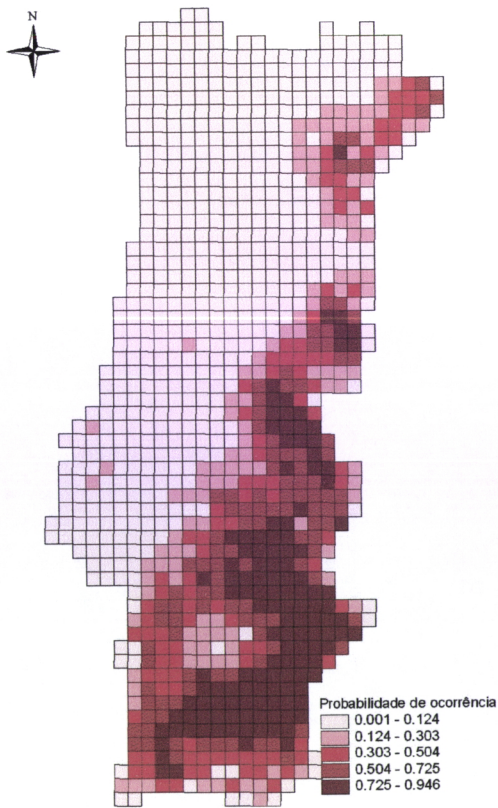




*Triturus helveticus*



*Triturus marmoratus*

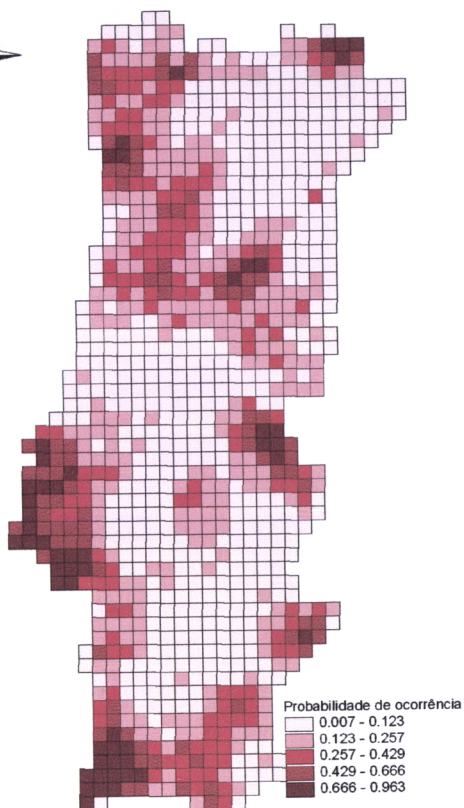


*Alytes cisternasii*

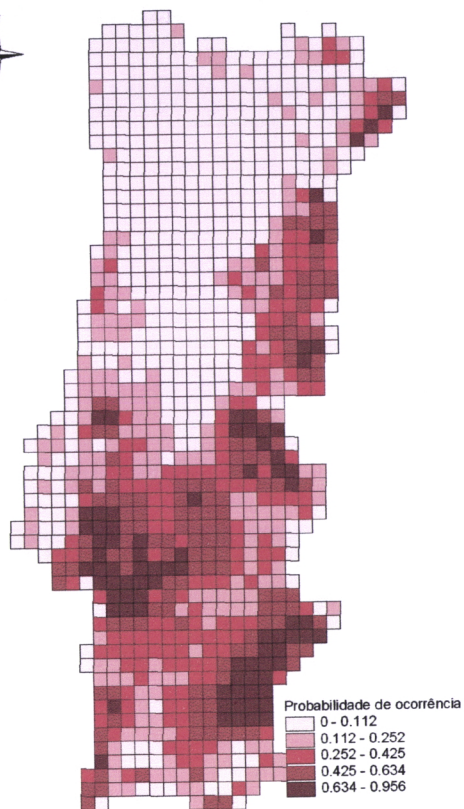


*Alytes obstetricans*

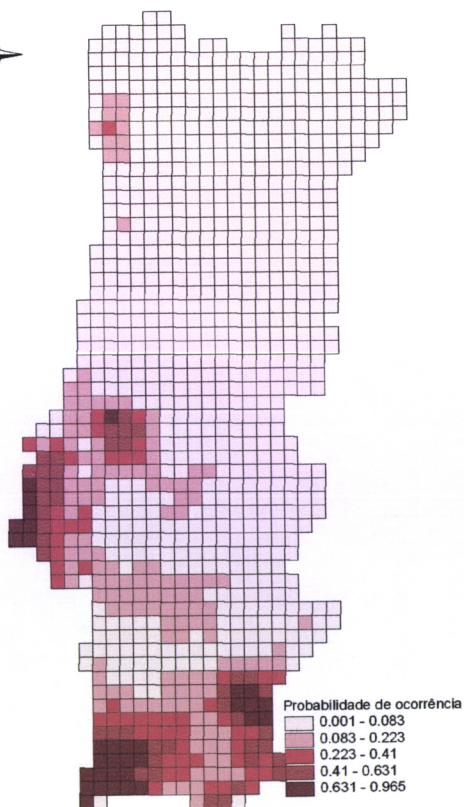




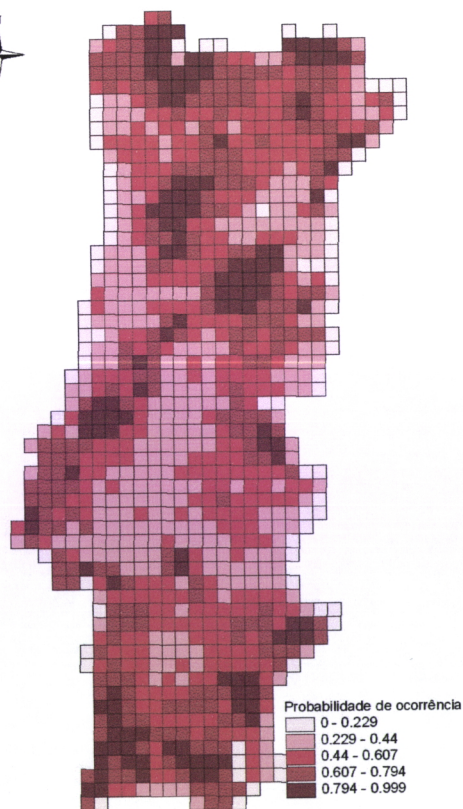
*Discoglossus galganoi*



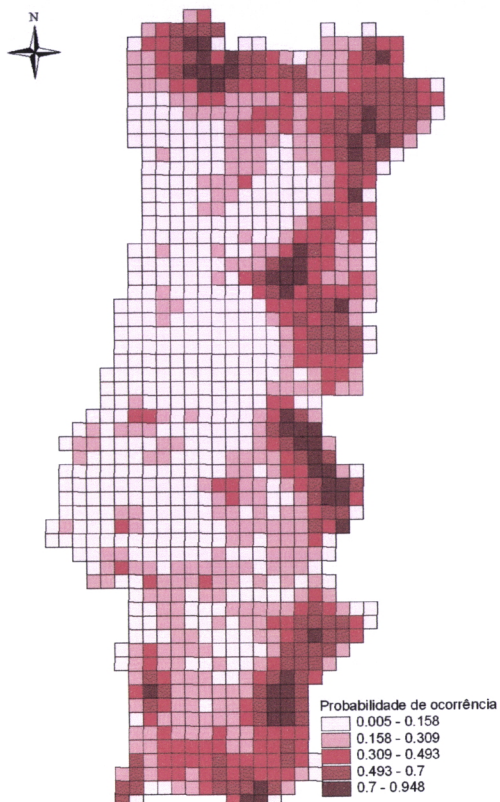
*Pelobates culpitres*



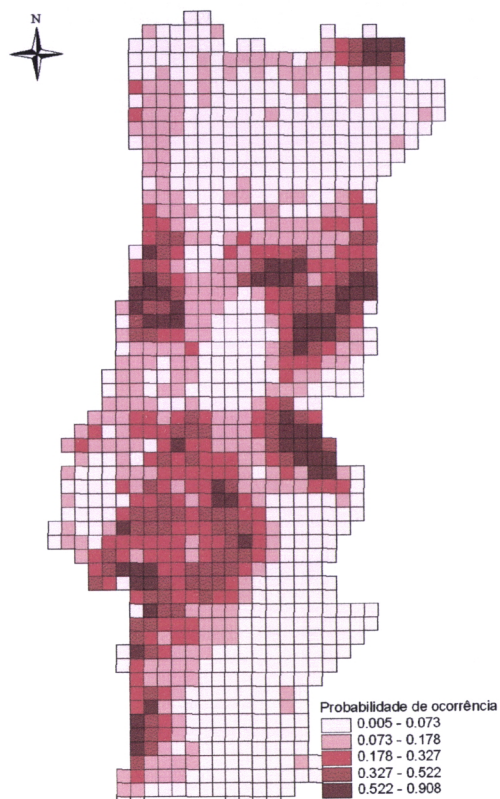
*Pelodytes punctatus*



*Bufo bufo*



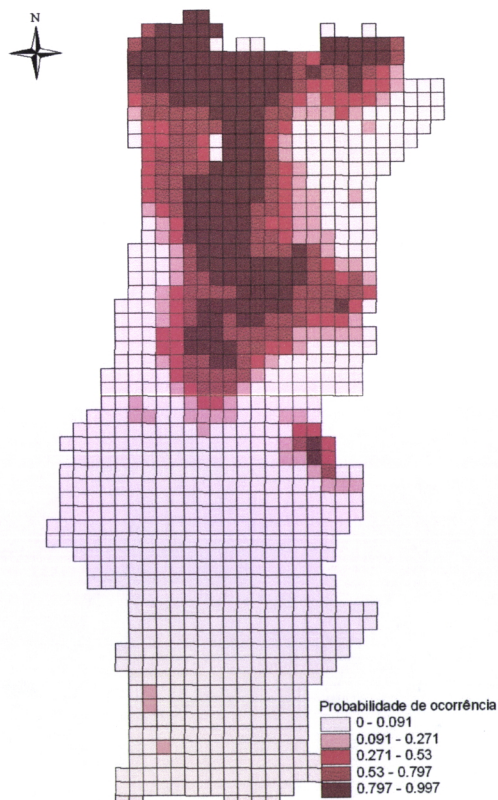
*Bufo calamita*



*Hyla arborea*

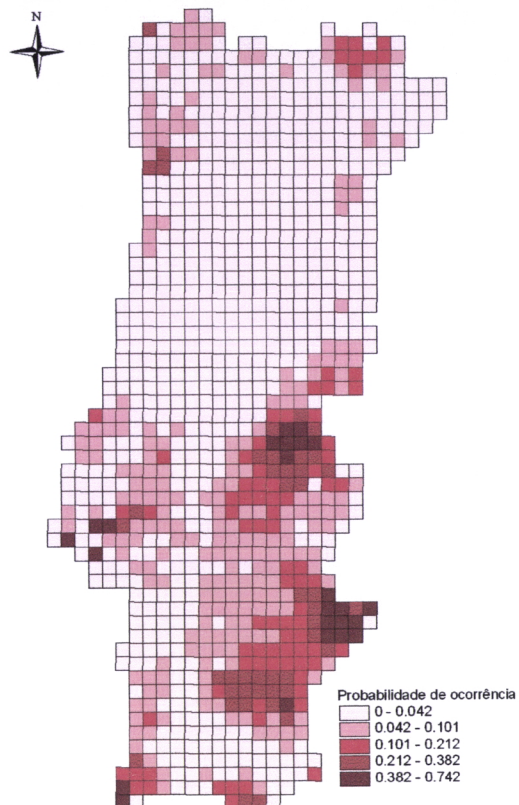
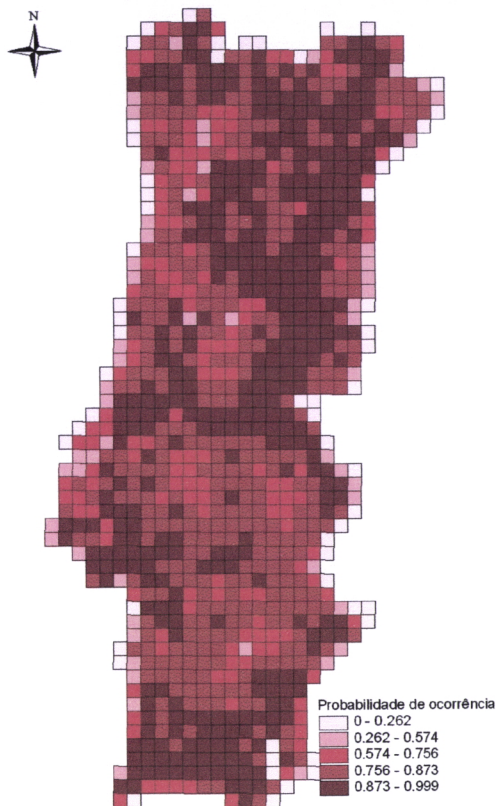


*Hyla meridionalis*



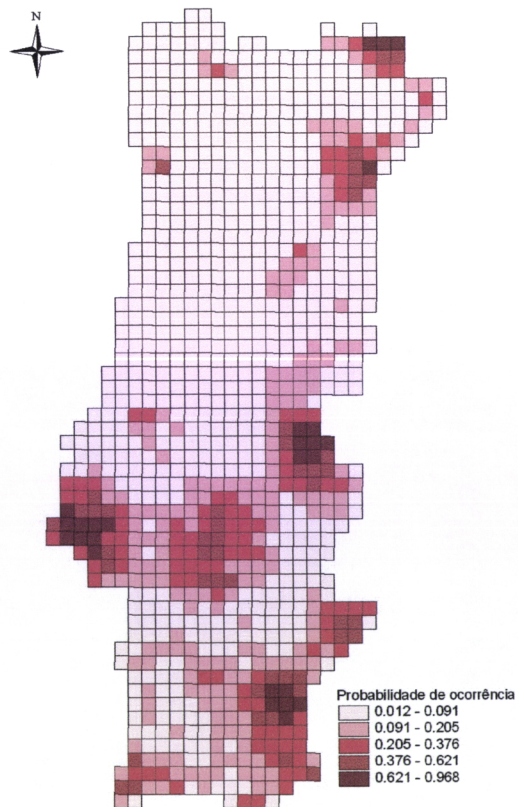
*Rana iberica*





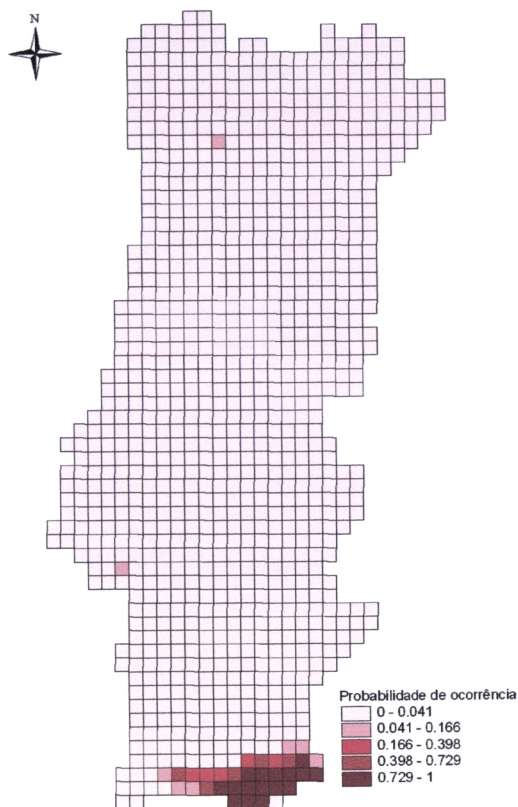
*Rana perezi*

*Emys orbicularis*

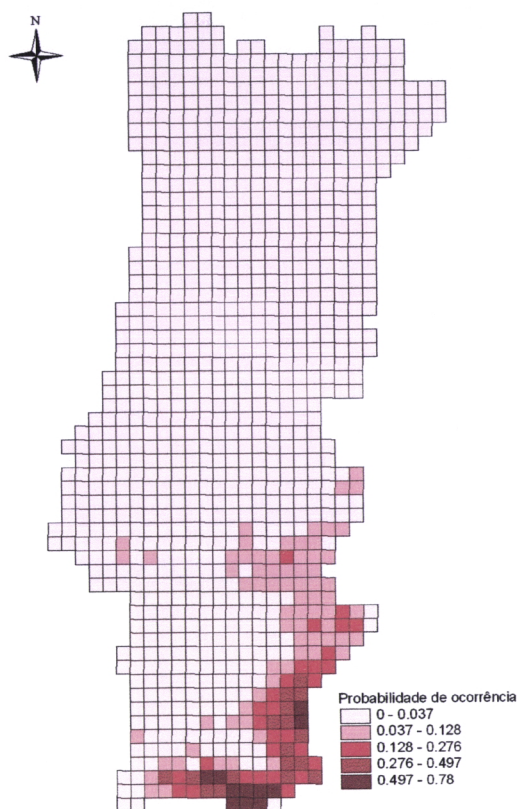


*Mauremys leprosa*

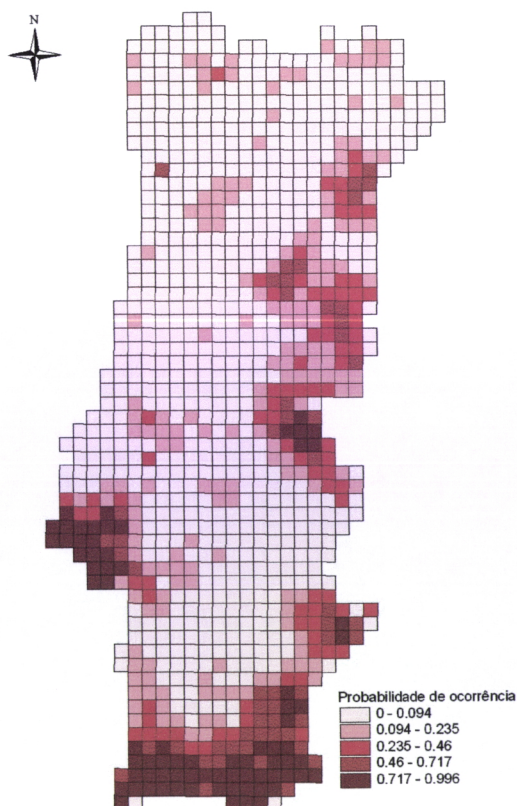
*Blanus cinereus*



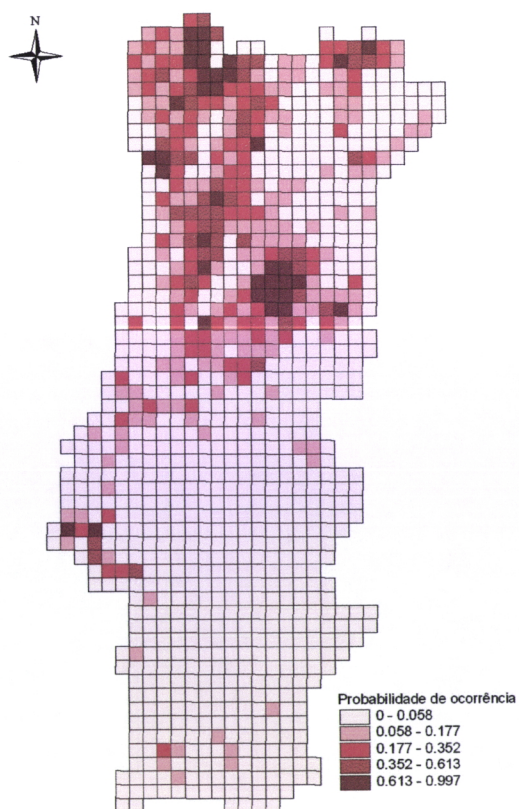
*Chamaleo chamaeleon*



*Hemydactylus turcius*

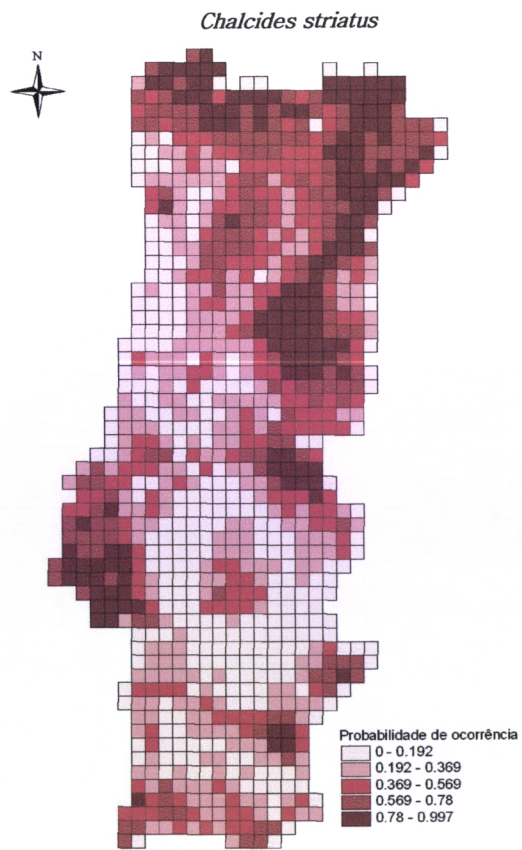
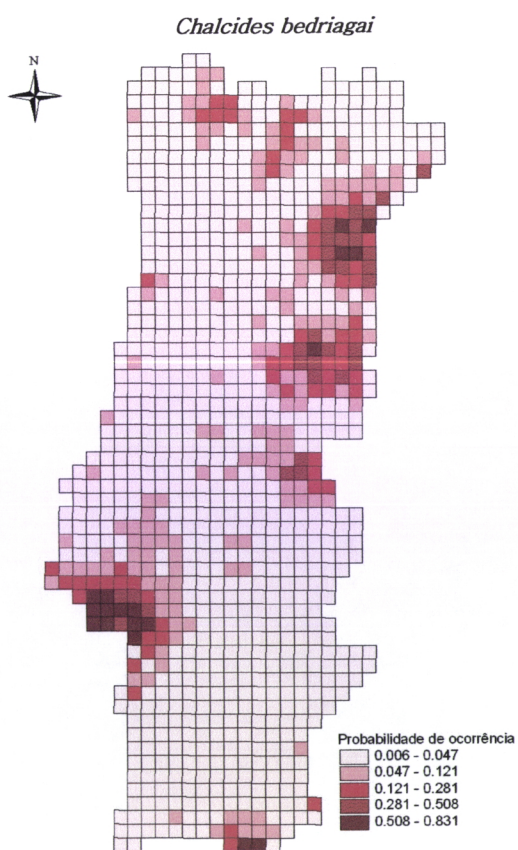
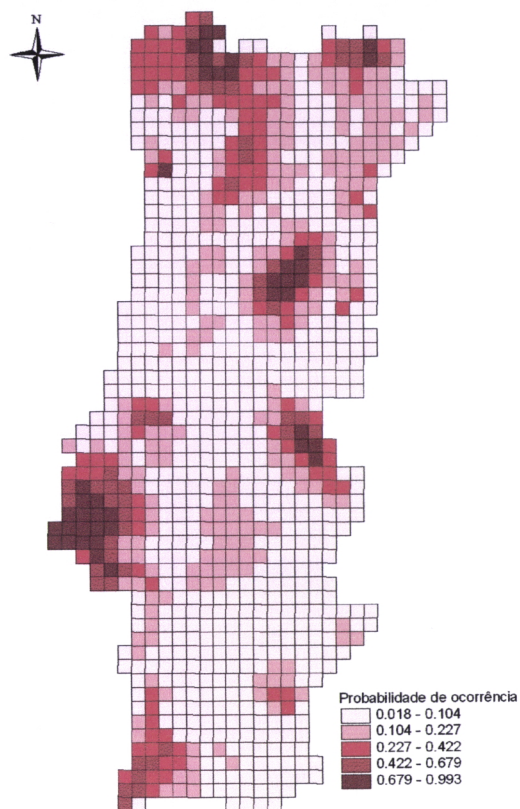
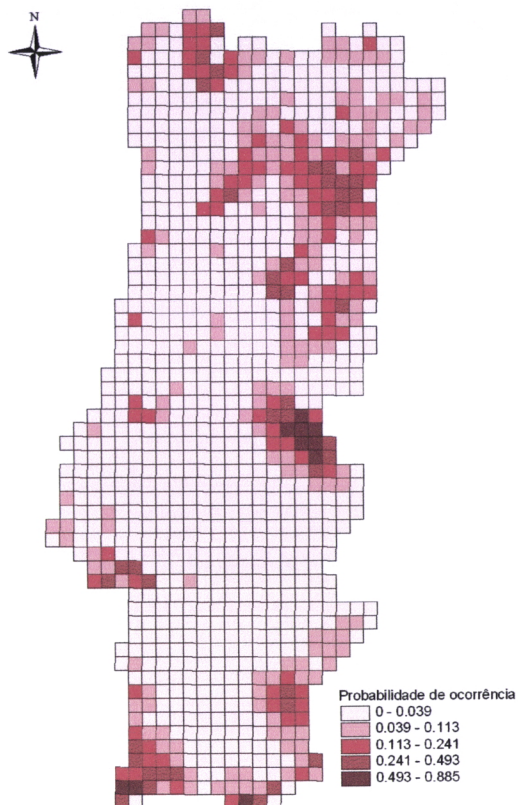


*Tarentola mauritanica*



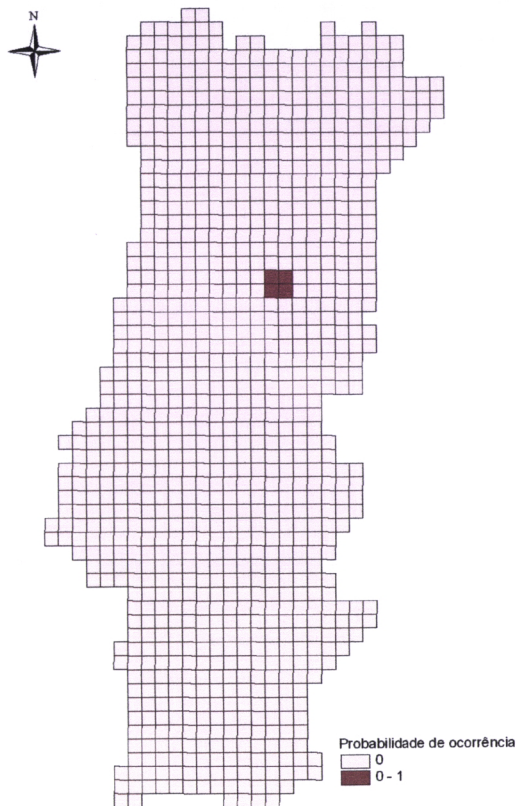
*Anguis fragilis*



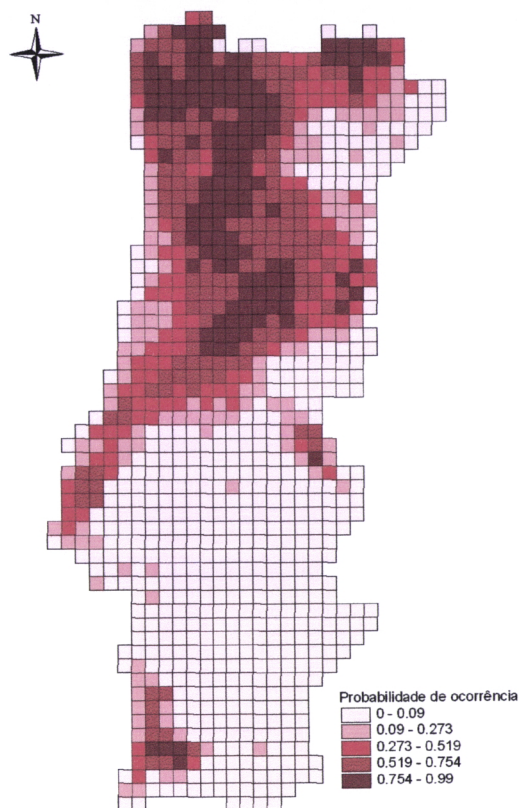


*Acanthodactylus erythrurus*

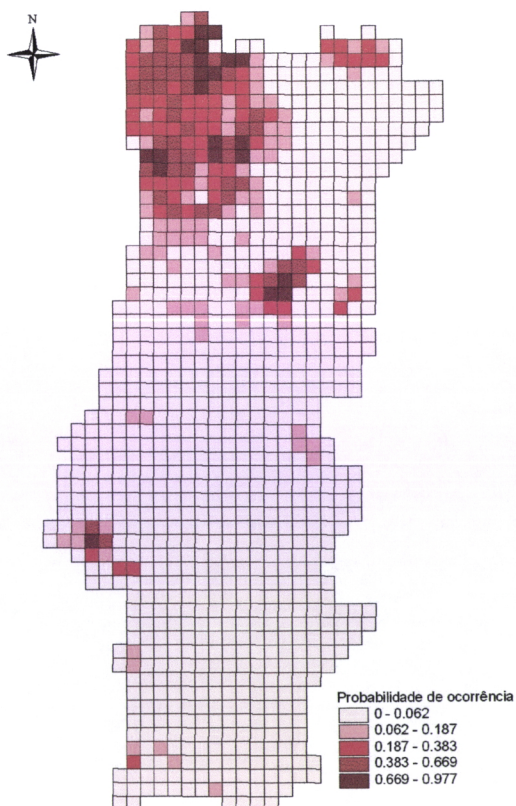
*Lacerta lepida*



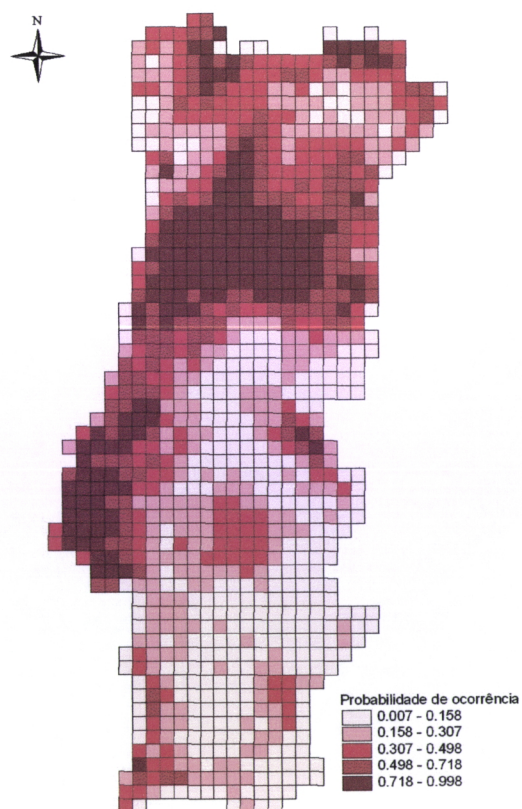
*Lacerta monticola*



*Lacerta schreiberi*

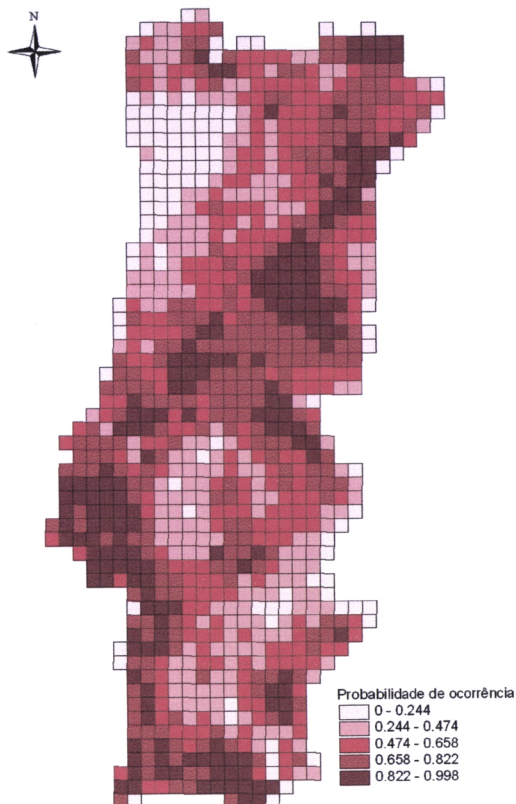


*Podarcis bocagei*

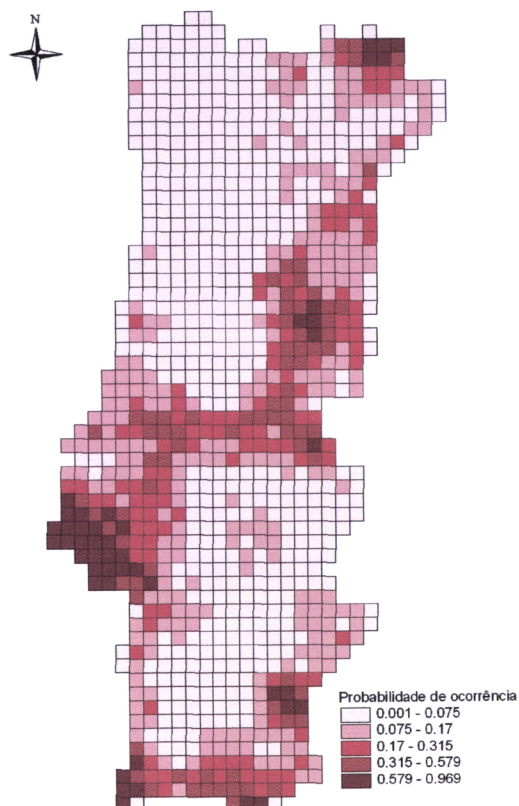


*Podarcis hispanica*

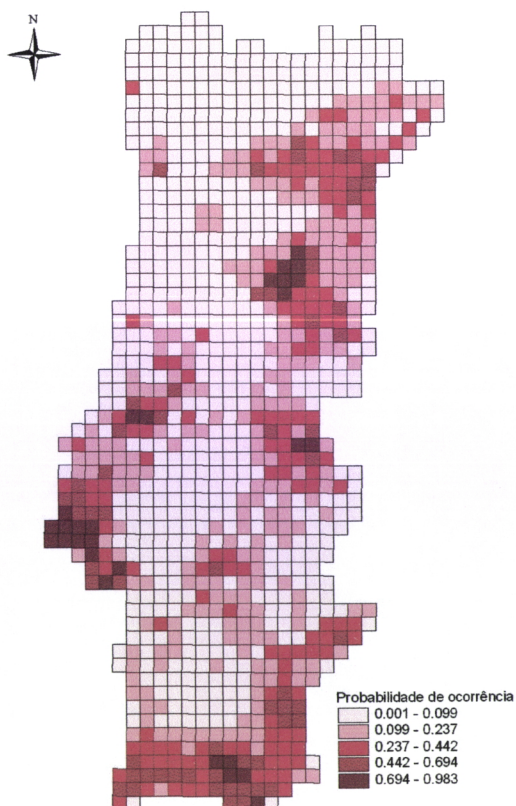




*Psammodromus algirus*



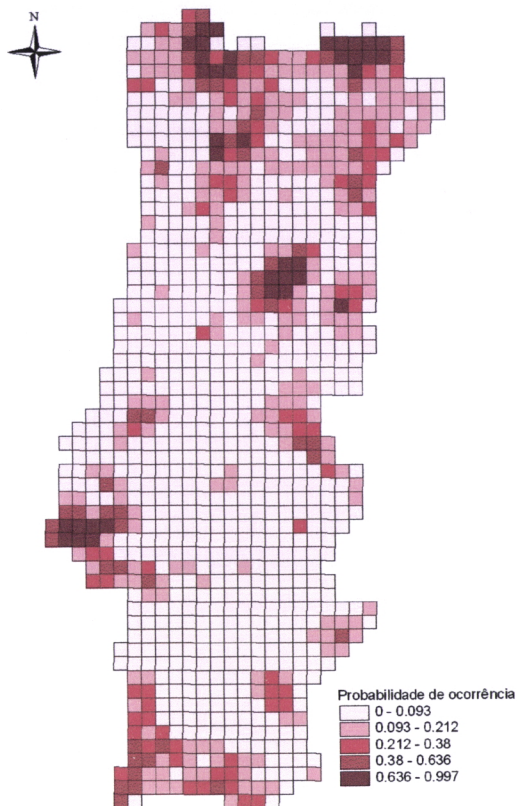
*Psammodromus hispanicus*



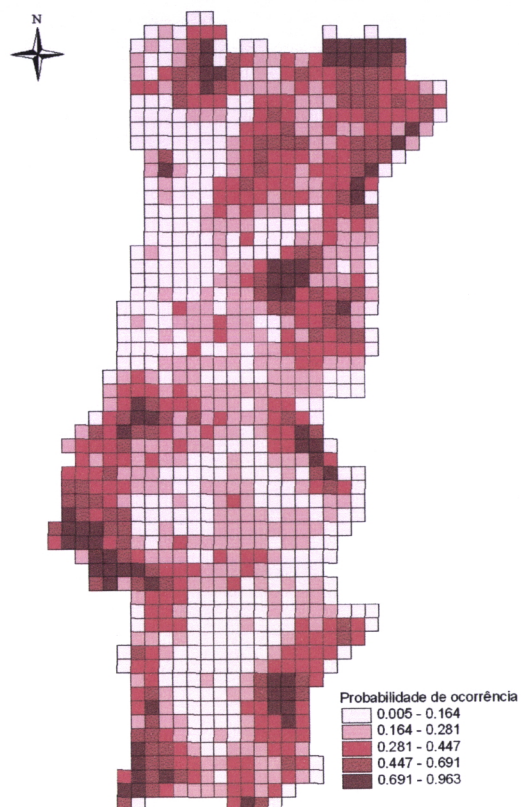
*Coluber hippocrepis*



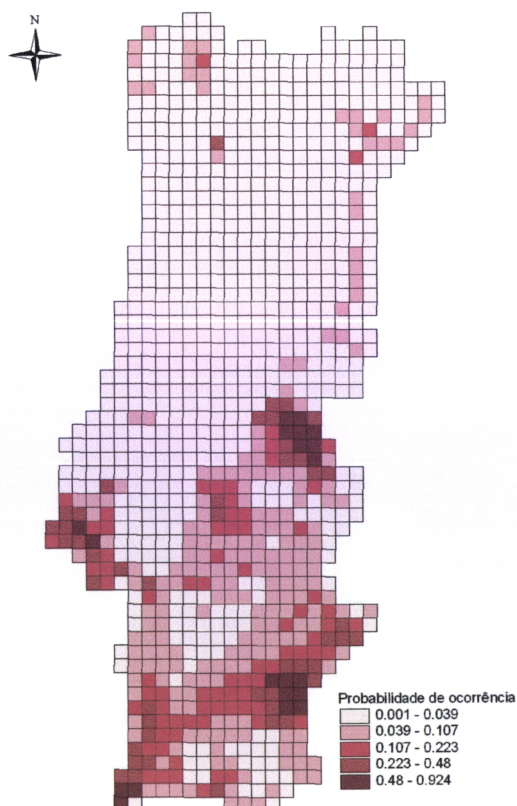
*Coronella austriaca*



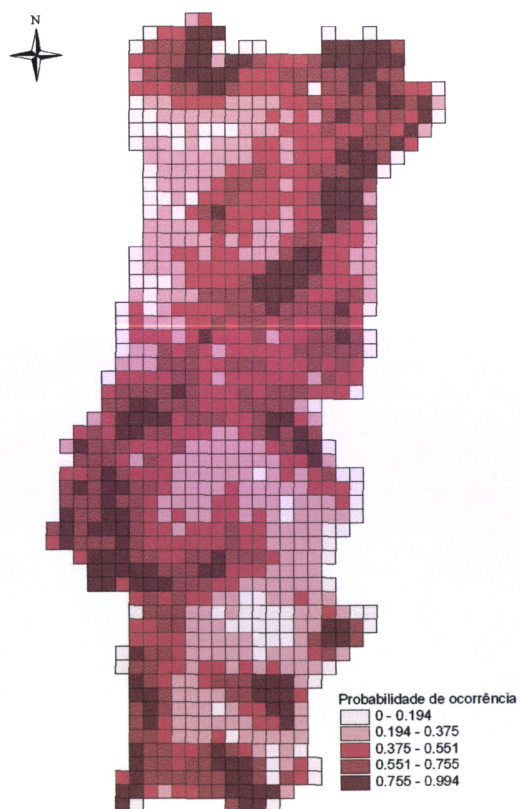
*Coronella girondica*



*Elaphe scalaris*

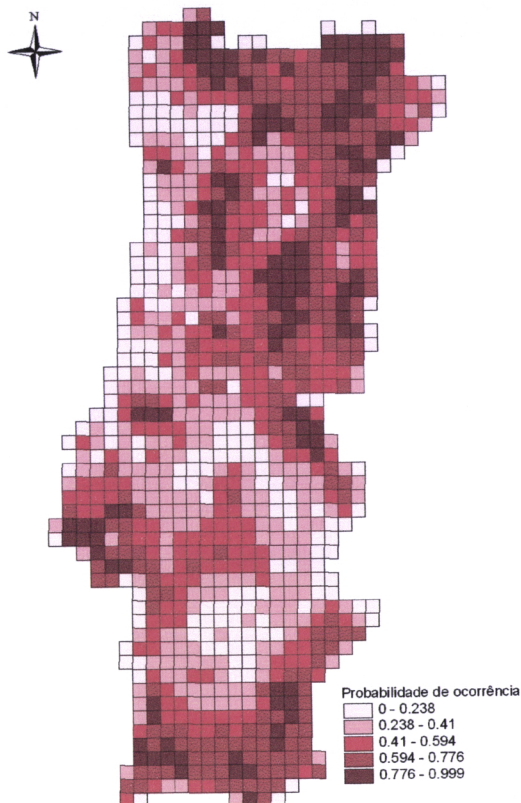


*Macroprotodon cucullatus*

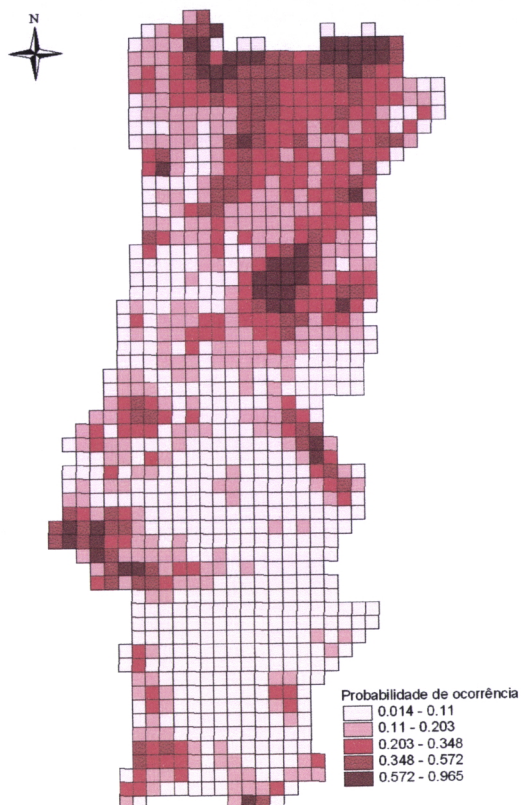


*Malpolon monspessulanus*

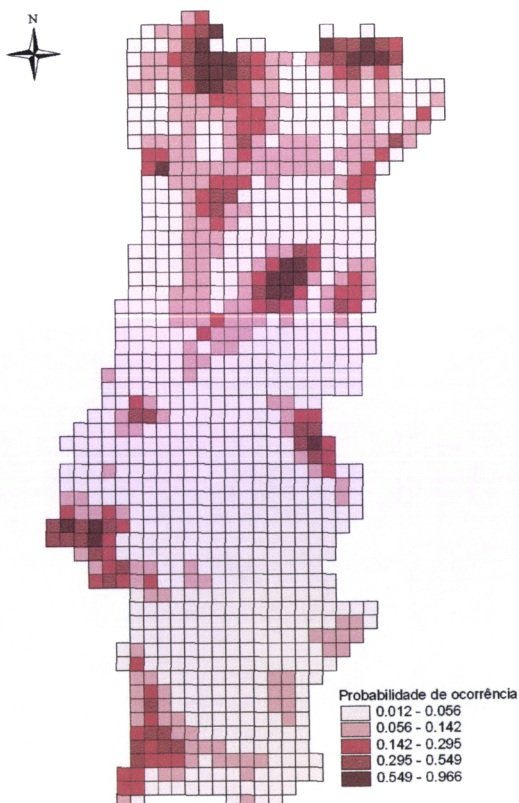




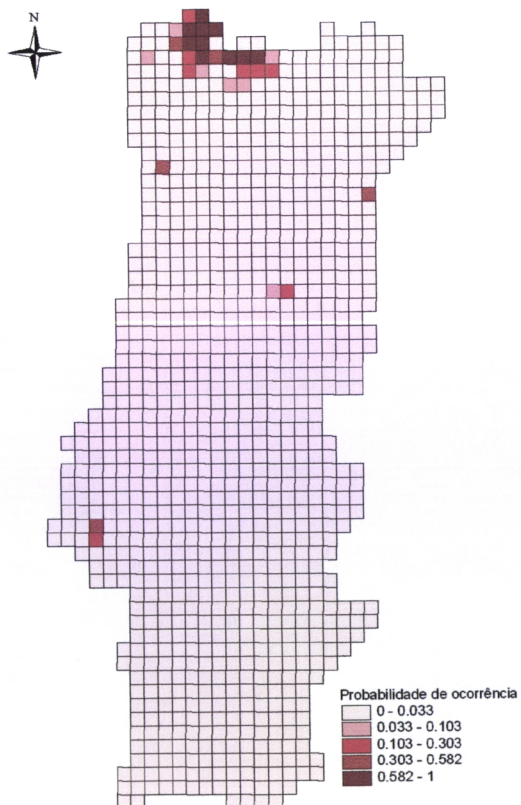
*Natrix maura*



*Natrix natrix*



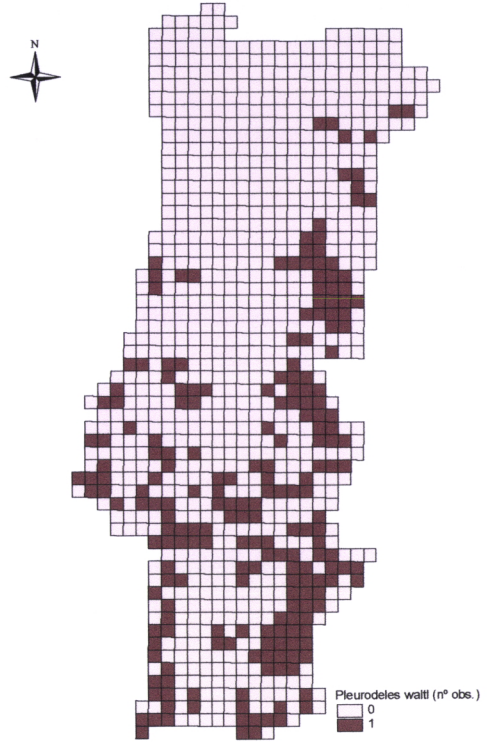
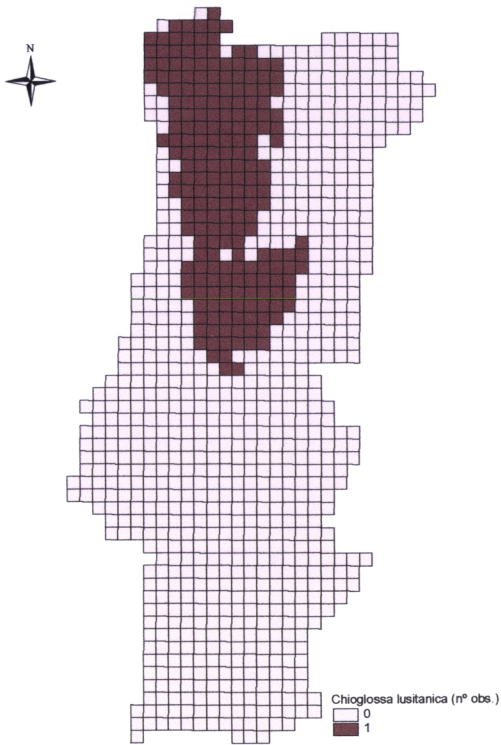
*Vipera latasti*



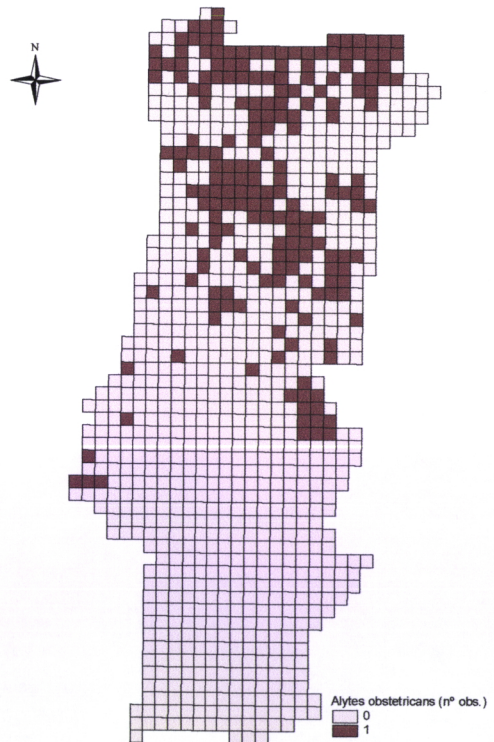
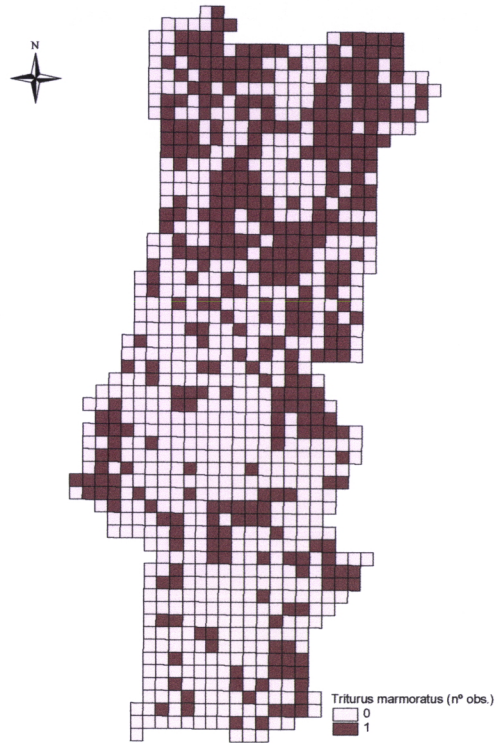
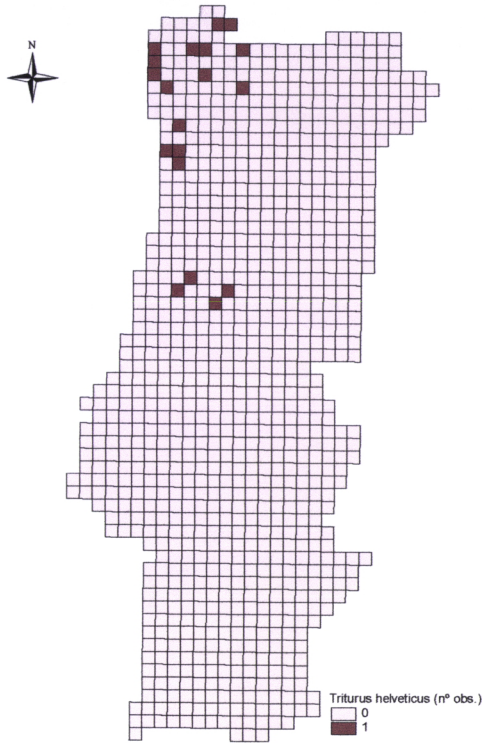
*Vipera seoanei*

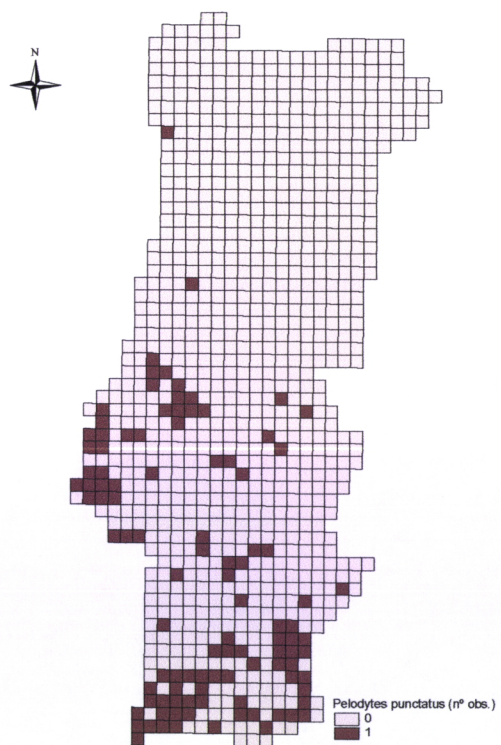
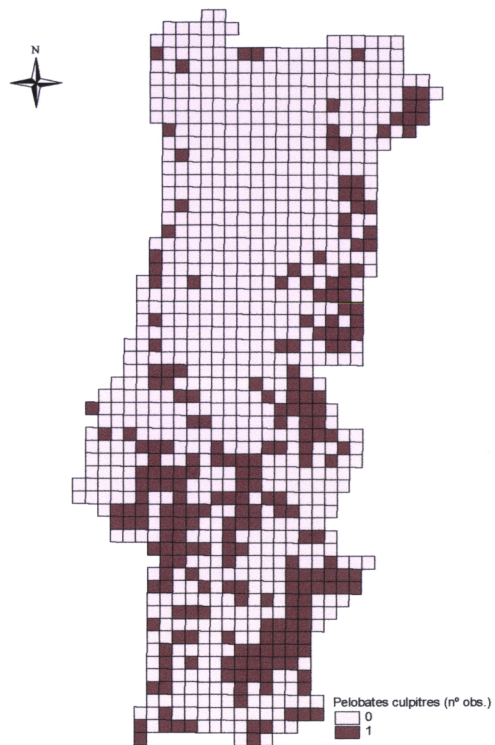
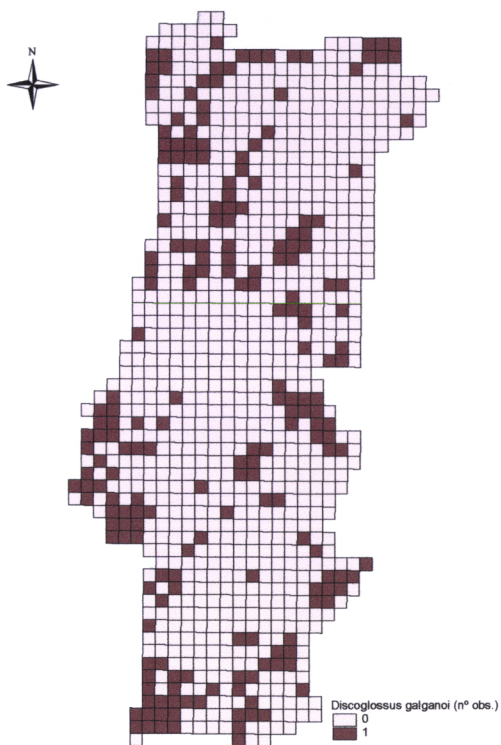
# **ANEXO II**

**(Mapas de ocorrências)**

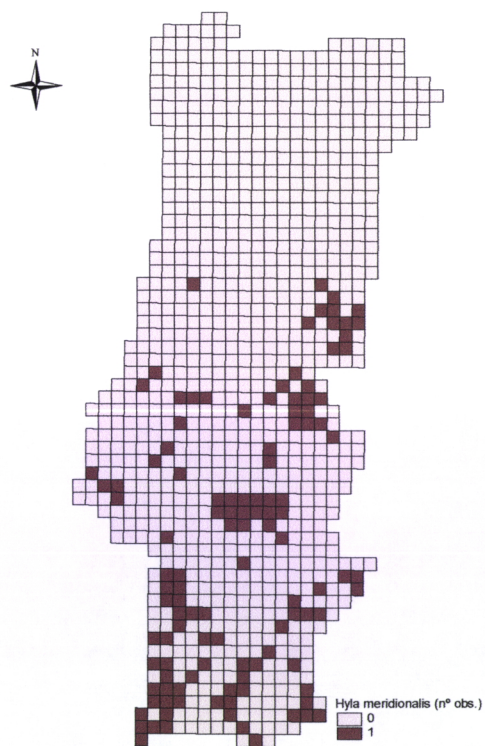
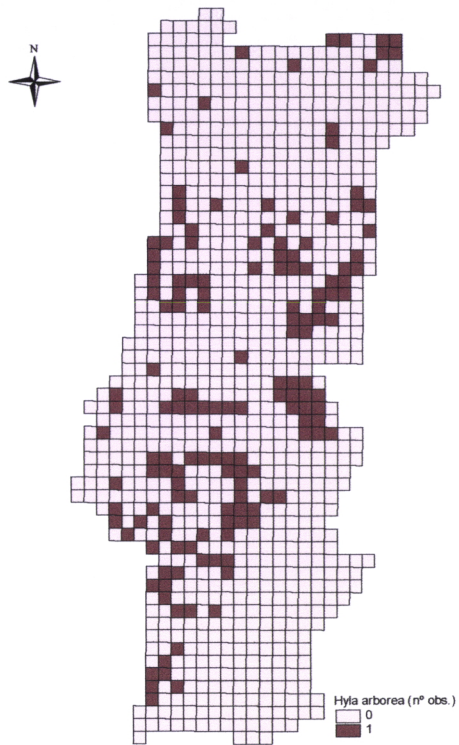
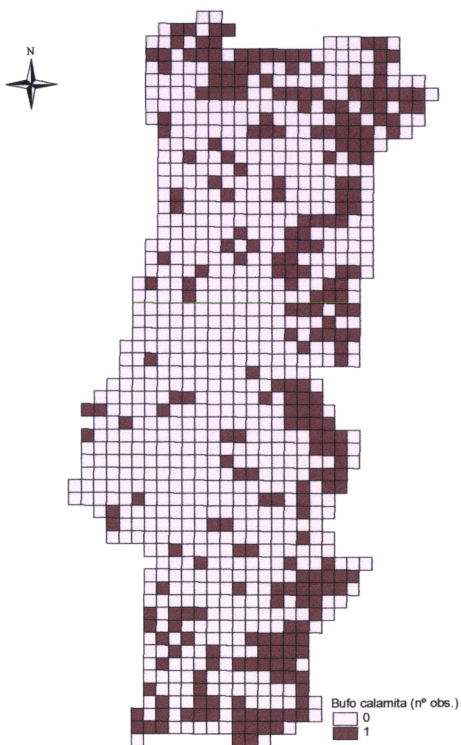


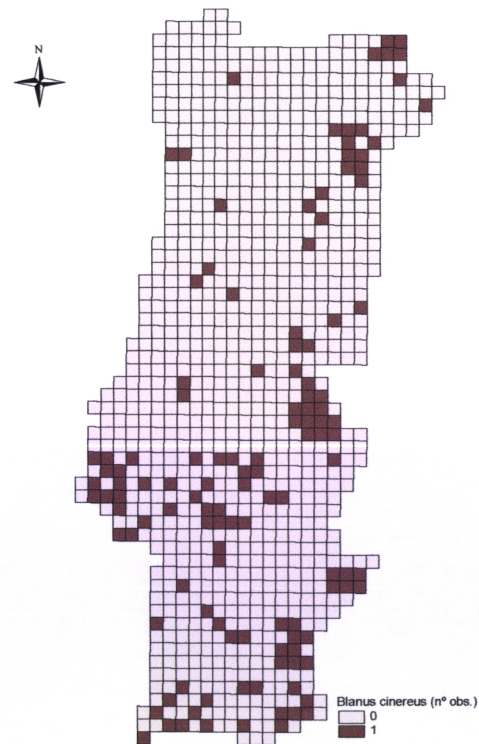
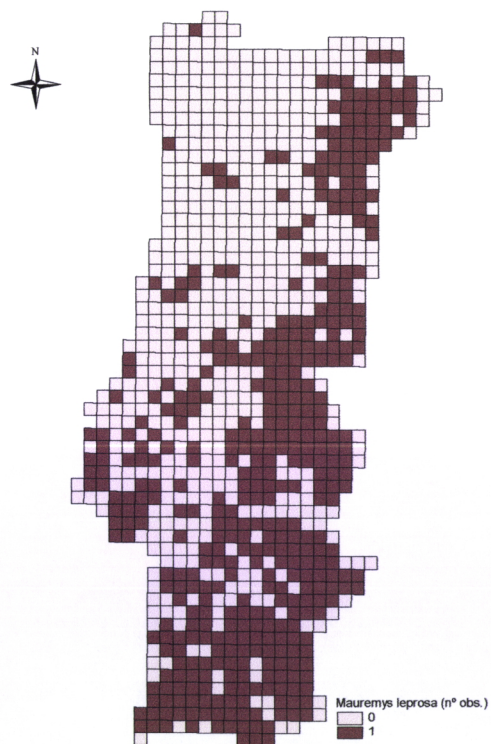
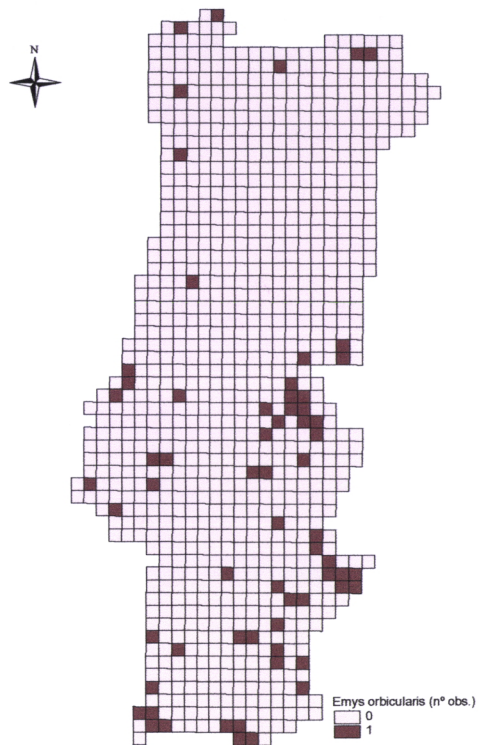
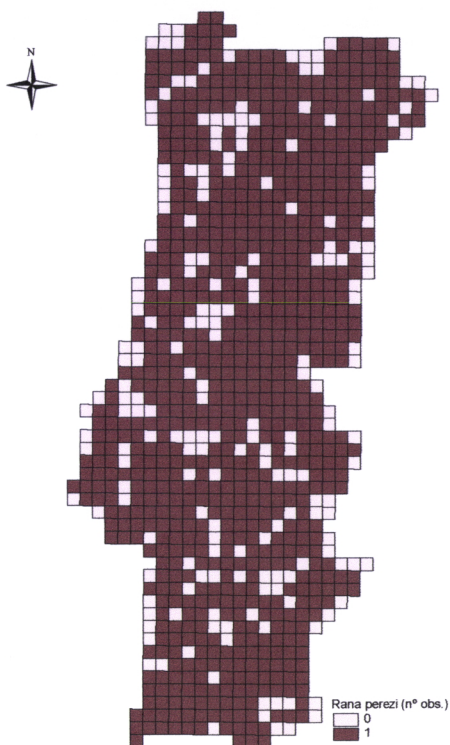




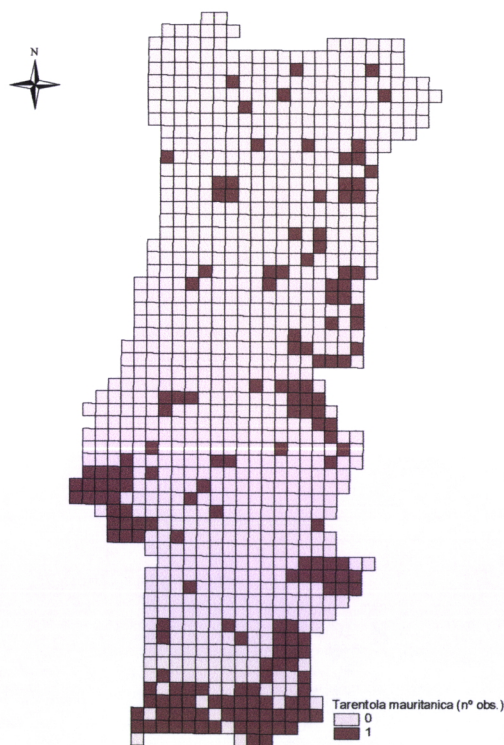
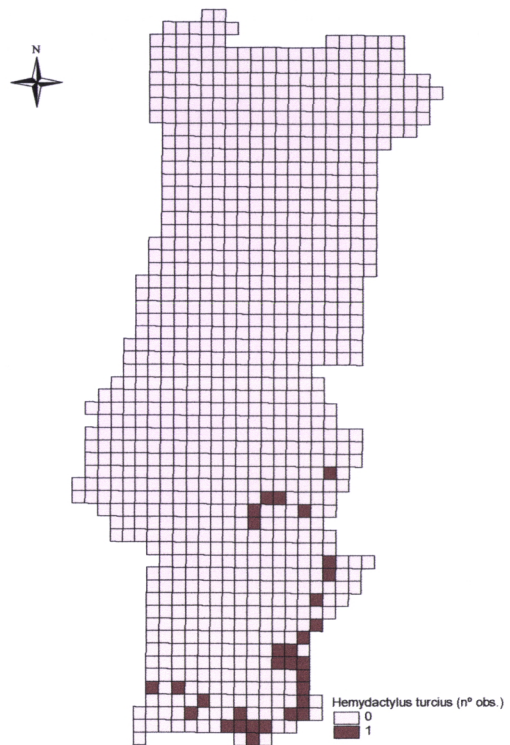
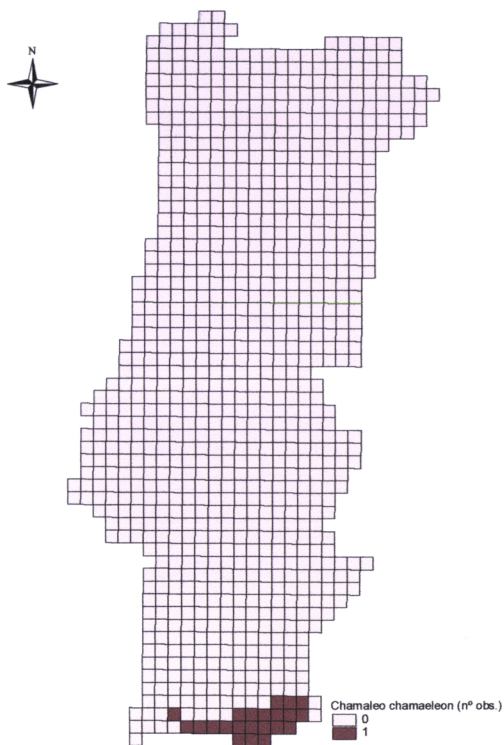


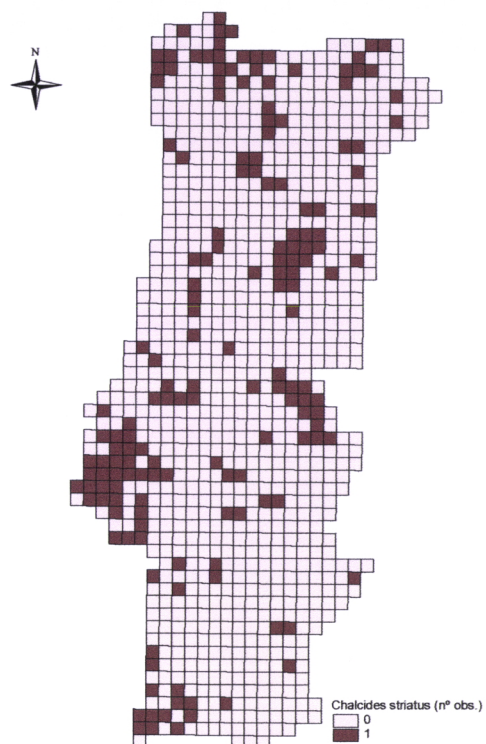
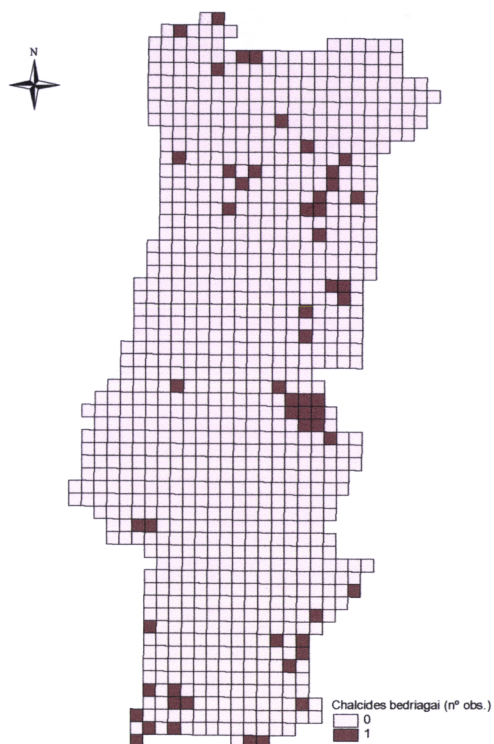




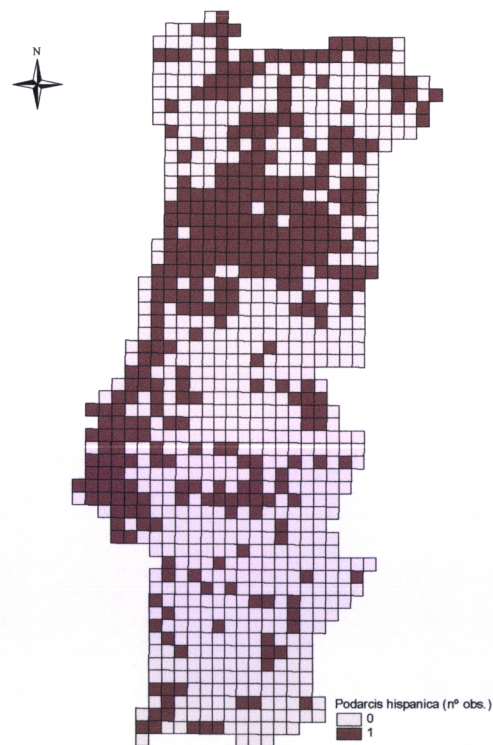
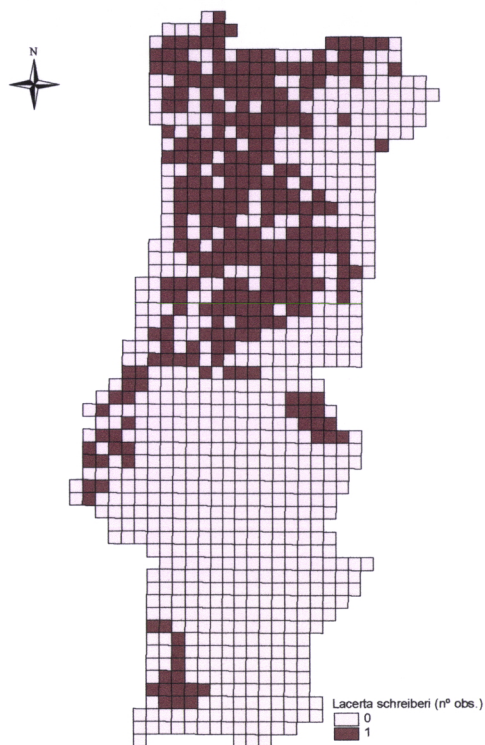
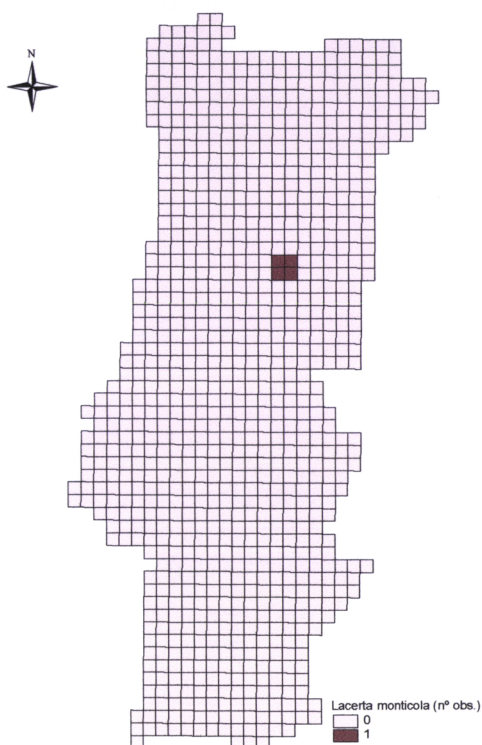


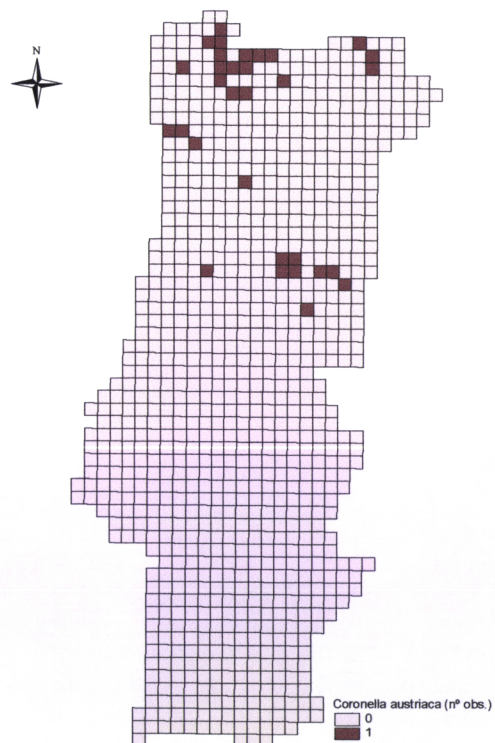
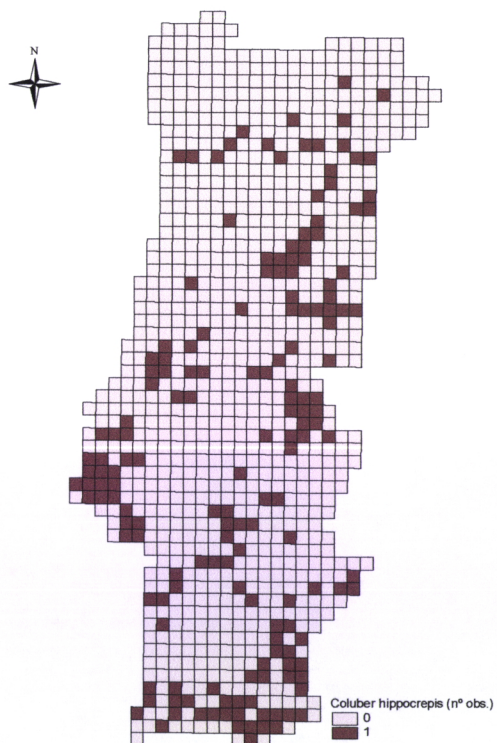
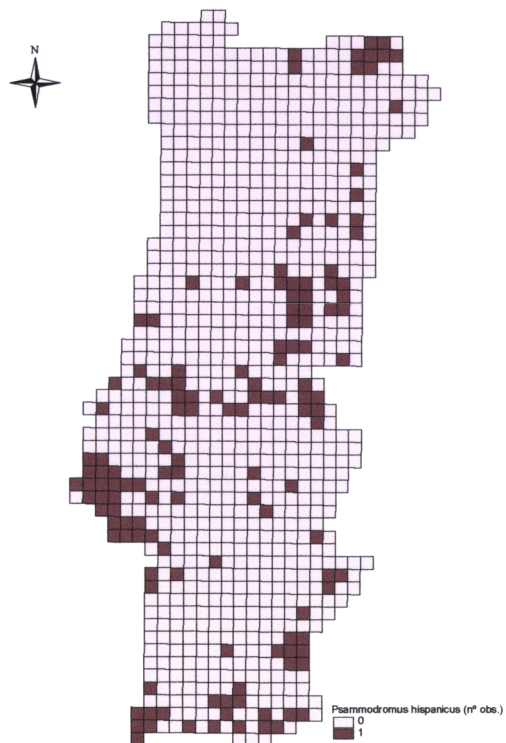
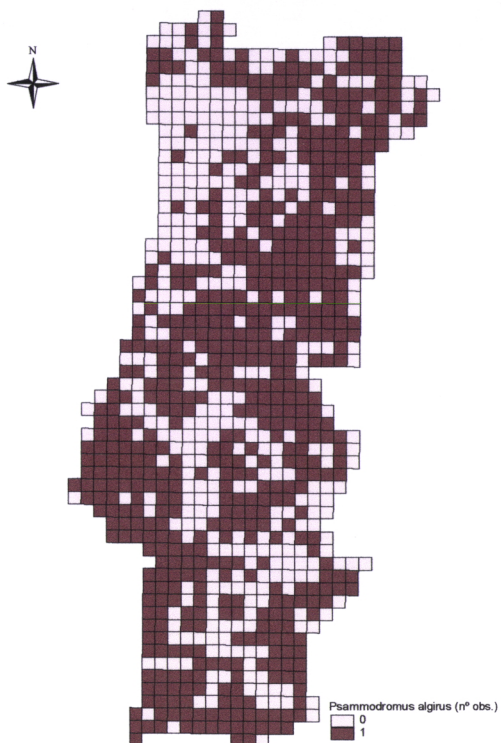




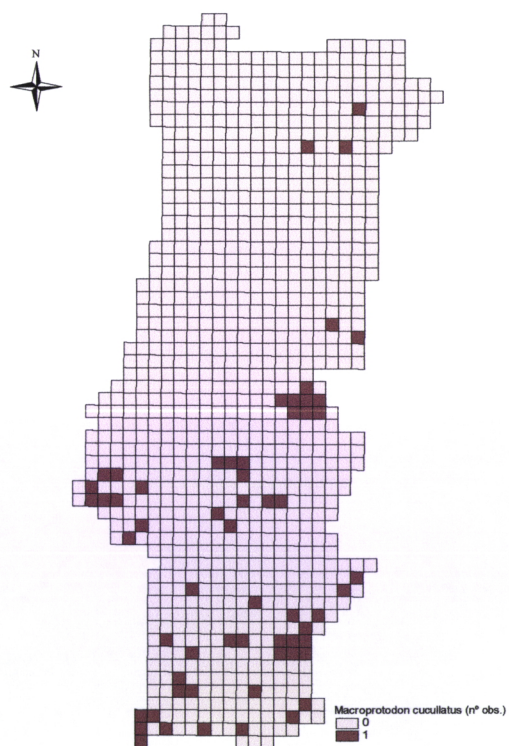
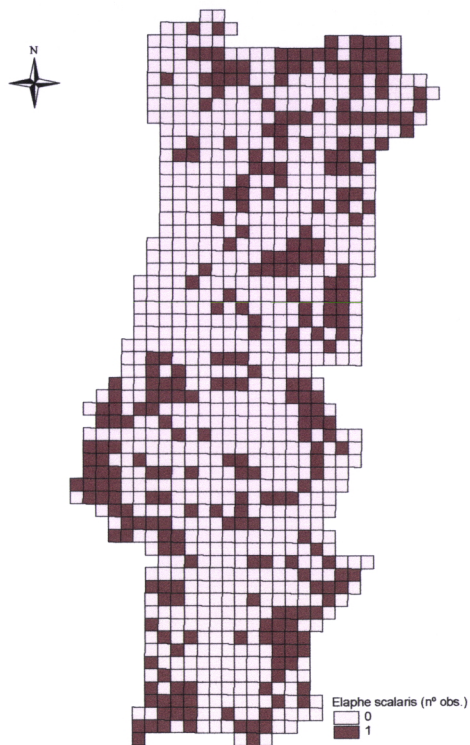
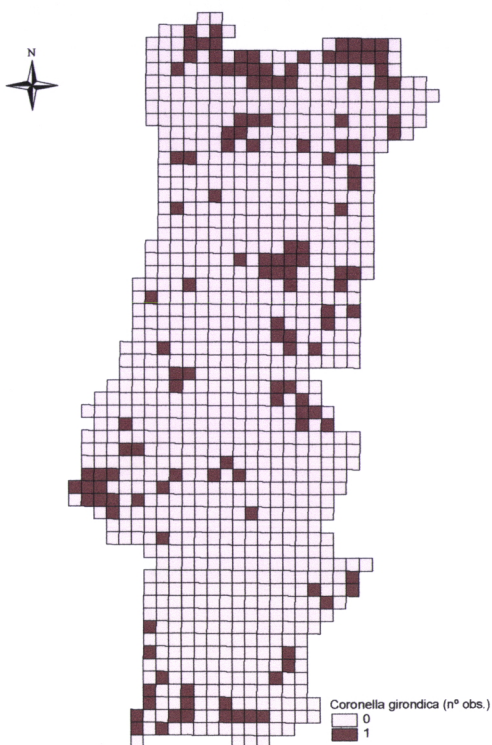


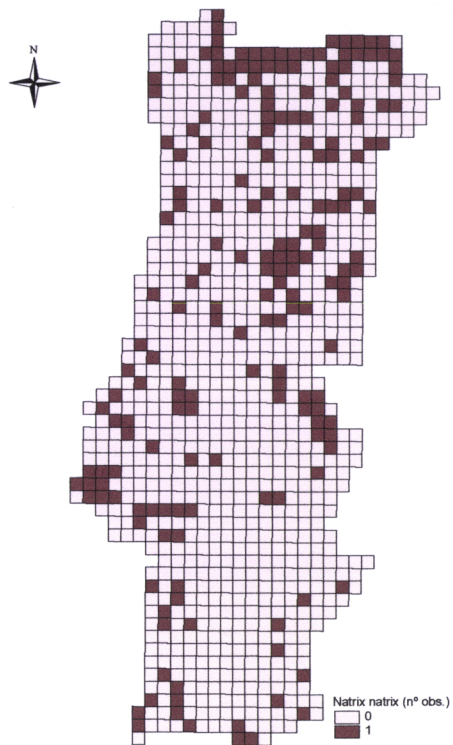
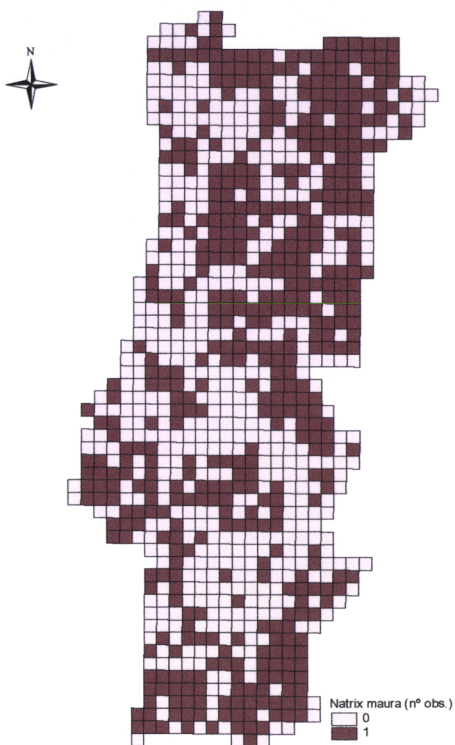








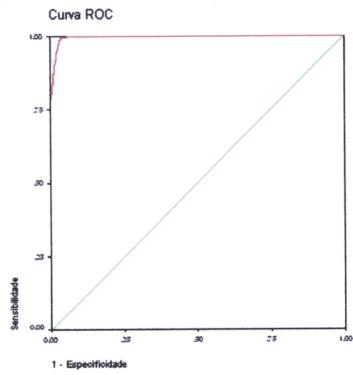




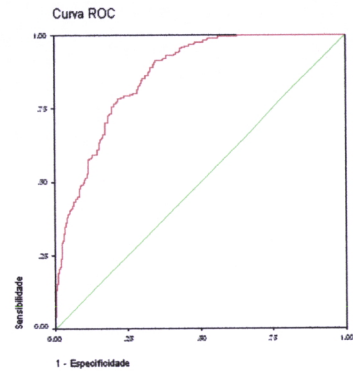
# **ANEXO III**

**(Curvas COR)**

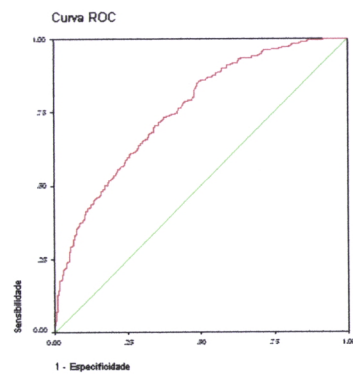




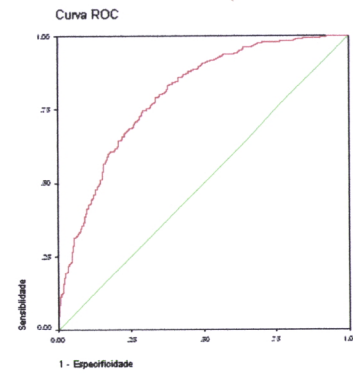
*Chioglossa lusitanica*



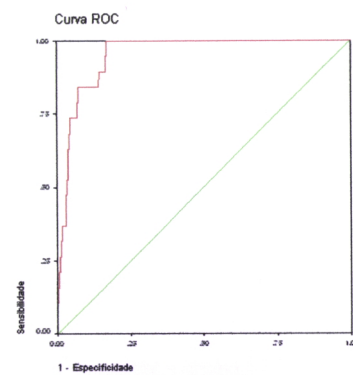
*Pleurodeles waltl*



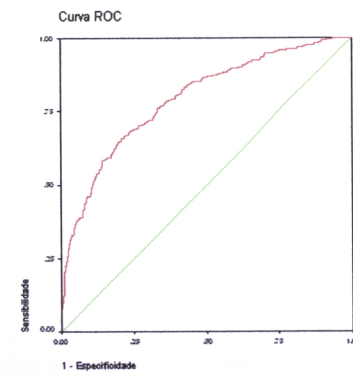
*Salamandra salamandra*



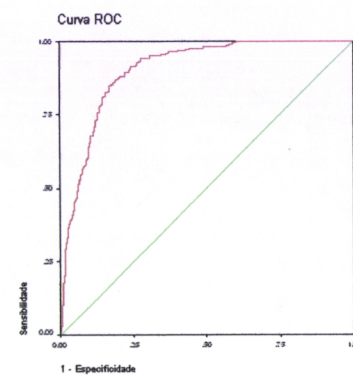
*Triturus boscai*



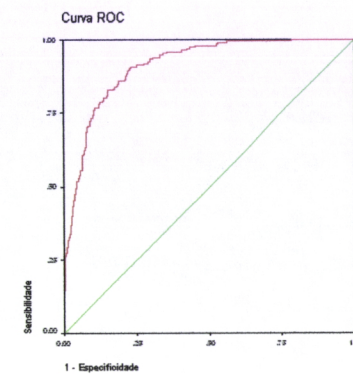
*Triturus helveticus*



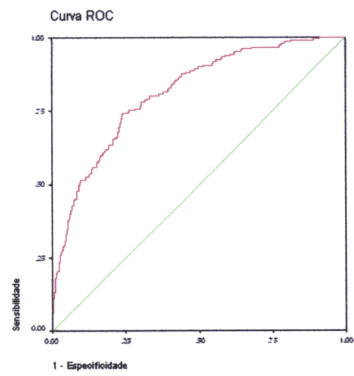
*Triturus marmoratus*



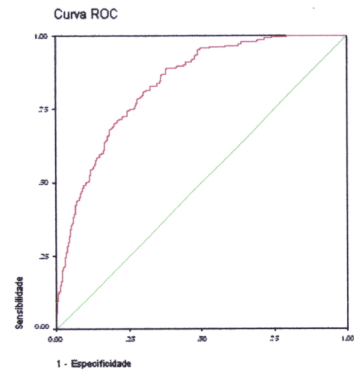
*Alytes cisternasii*



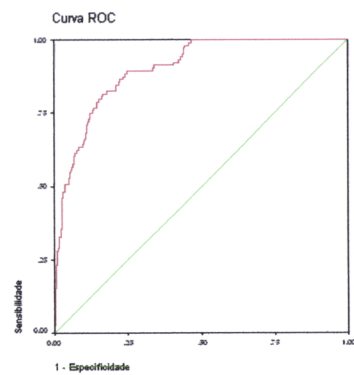
*Alytes obstetricans*



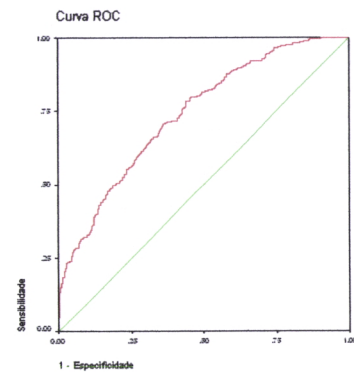
*Discoglossus galganoi*



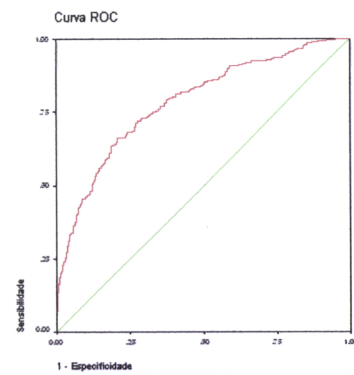
*Pelobates culpitres*



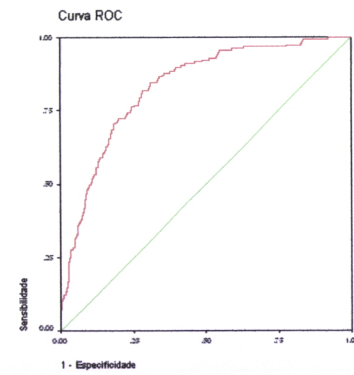
*Pelodytes punctatus*



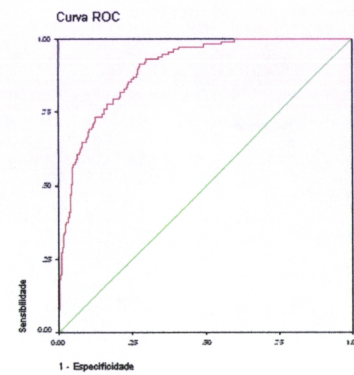
*Bufo bufo*



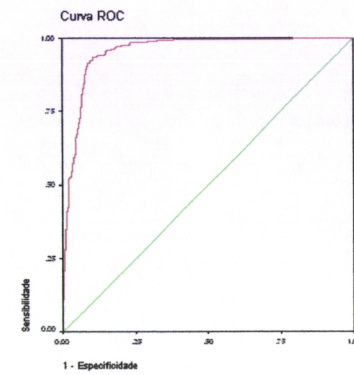
*Bufo calamita*



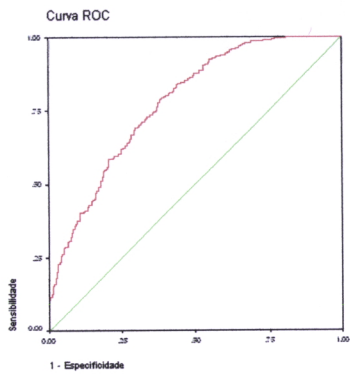
*Hyla arborea*



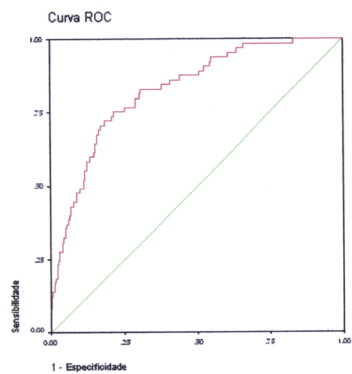
*Hyla meridionalis*



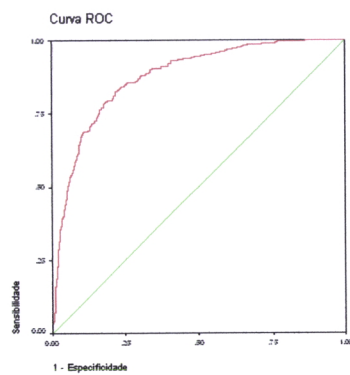
*Rana iberica*



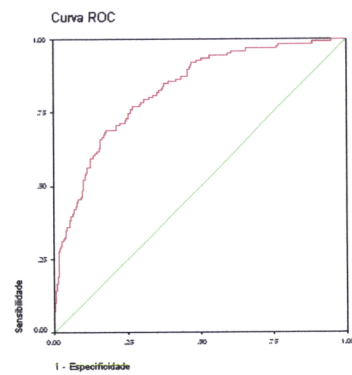
*Rana perezi*



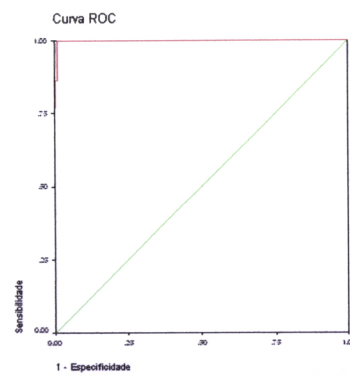
*Emys orbicularis*



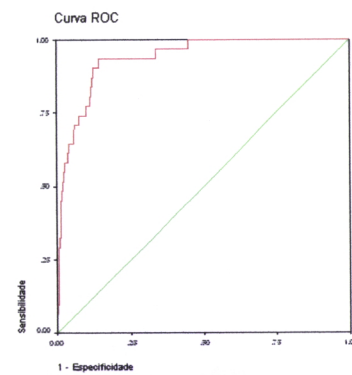
*Mauremys leprosa*



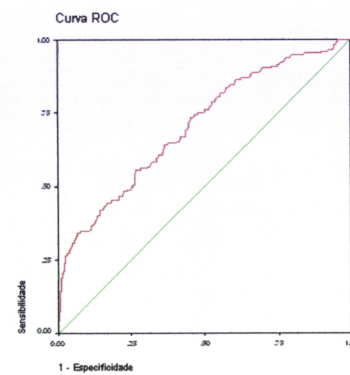
*Blanus cinereus*



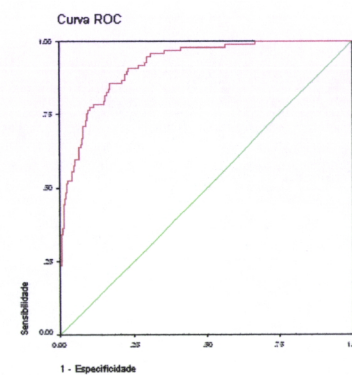
*Chamaleo chamaeleon*



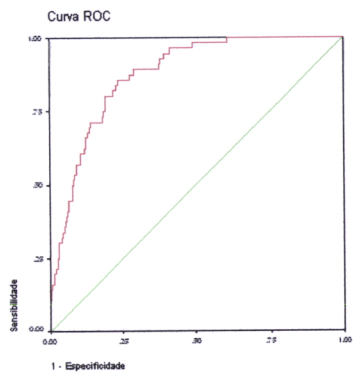
*Hemydactylus turcius*



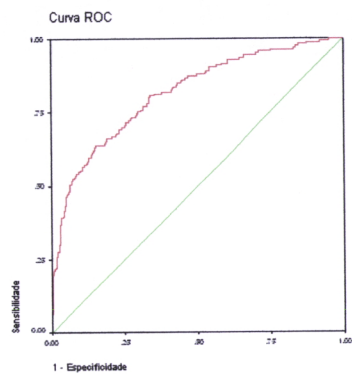
*Tarentola mauritanica*



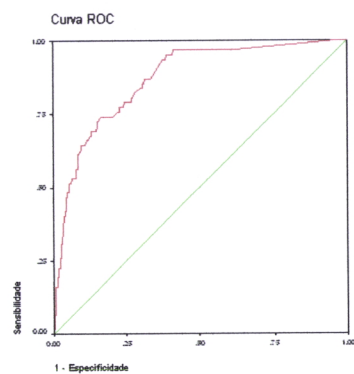
*Anguis fragilis*



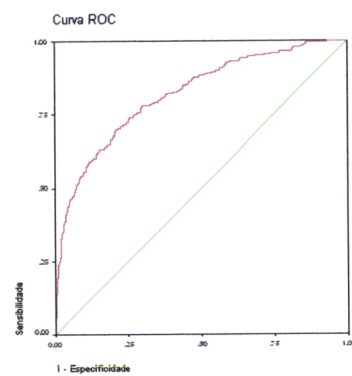
*Chalcides bedriagai*



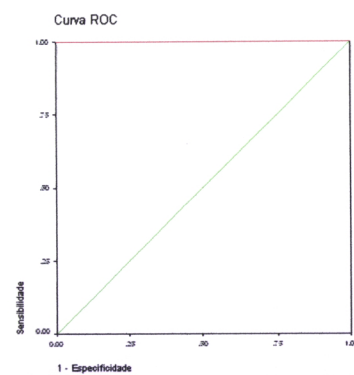
*Chalcides striatus*



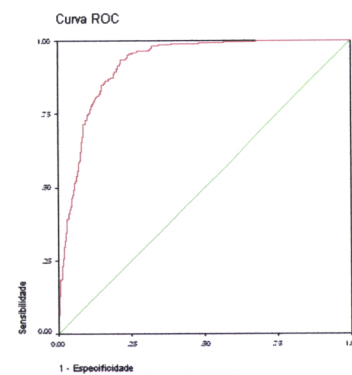
*Acanthodactylus erythrurus*



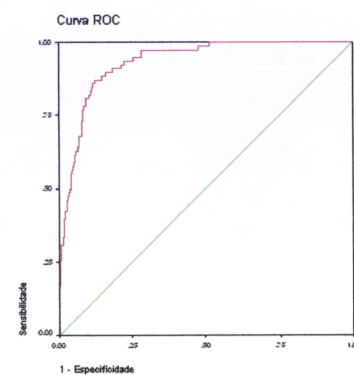
*Lacerta lepida*



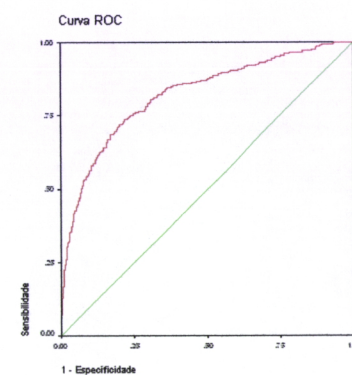
*Lacerta monticola*



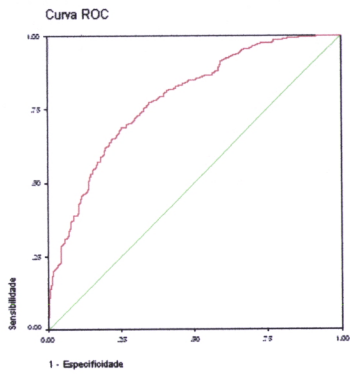
*Lacerta schreiberi*



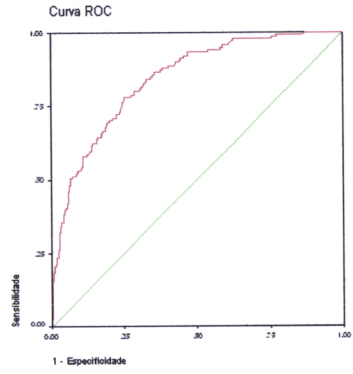
*Podarcis bocagei*



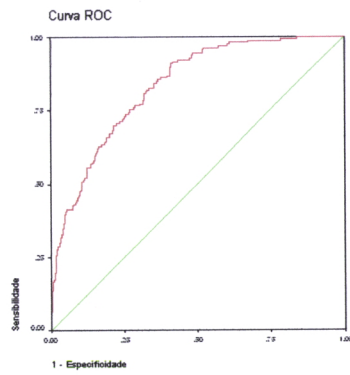
*Podarcis hispanica*



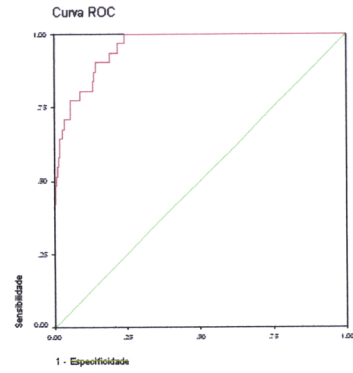
*Psammodromus algirus*



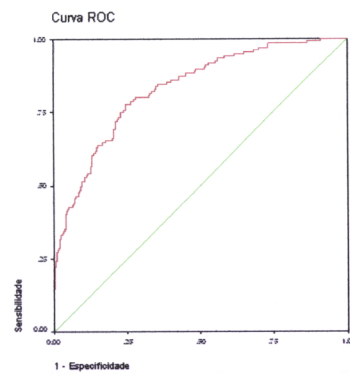
*Psammodromus hispanicus*



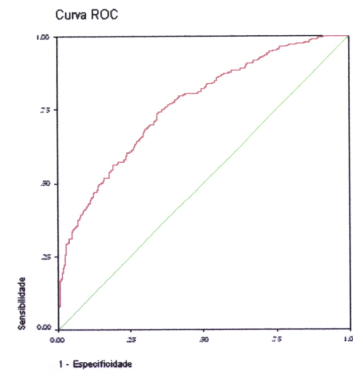
*Coluber hippocrepis*



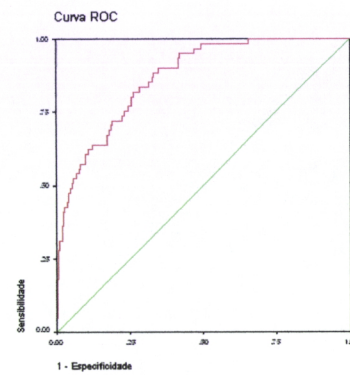
*Coronella austriaca*



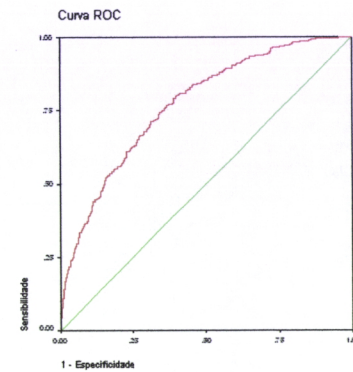
*Coronella girondica*



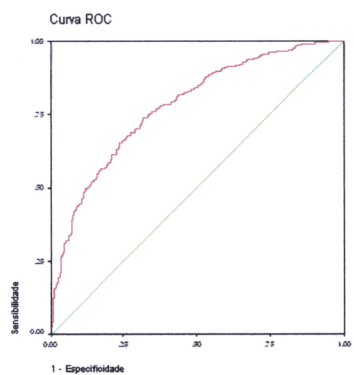
*Elaphe scalaris*



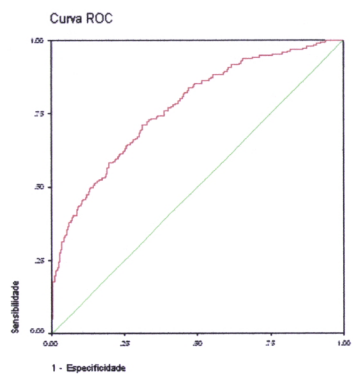
*Macroprotodon cucullatus*



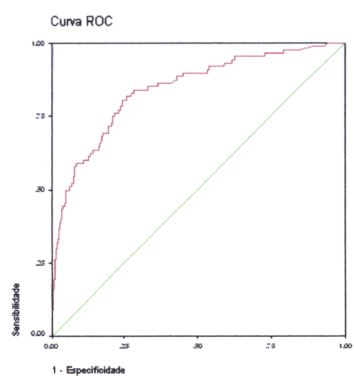
*Malpolon monspessulanus*



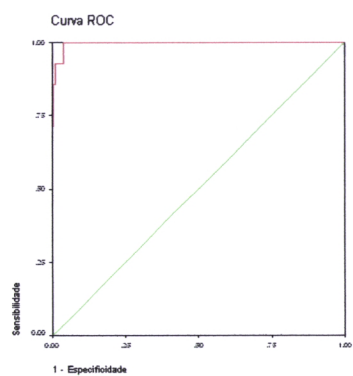
*Natrix maura*



*Natrix natrix*



*Vipera latasti*



*Vipera seoanei*