

ANEXO IV

2º Relatório de progresso (Set 2007 – Set 2008)

Acção nº10
Seguimento técnico-científico

III.10.1 – Enquadramento técnico da acção

III.10.2 – Concretização da acção
Seguimento dos aspectos biológicos - ALDEIA



aldeia 

Setembro 2008
Mogadouro

Índice

Acção 10 – Seguimento técnico-científico;

Acção 10.1 – Seguimento técnico-científico Biologia.

10.1.1 Enquadramento

10.1.2. Seguimento dos campos de alimentação de presas (Acção 1).

10.1.2.I.a – Indicador “Abundância relativa de lagomorfos” – Metodologia.

10.1.2.I.b – Indicador “Abundância relativa de lagomorfos” – Resultados.

10.1.2.I.c – Indicador “Abundância relativa de lagomorfos” – Discussão.

10.1.2.II.a – Indicador “Presença de presas da Águia de Bonelli” - Metodologia

10.1.2.II.b – Indicador “Presença de presas da Águia de Bonelli” – Resultados

10.1.2.II.c – Indicador “Presença de presas da Águia de Bonelli” – Discussão

10.1.3 Referências bibliográficas

Acção 10 – Seguimento técnico-científico;

Acção 10.1 – Seguimento técnico-científico Biologia.

10.1.1 - Enquadramento

Esta acção baseia-se no acompanhamento técnico das acções desenvolvidas e tem por objectivo avaliar o êxito de cada uma das acções, numa perspectiva de aumentar a eficácia das mesmas e criar conhecimento sobre a ecologia das espécies alvo das medidas implementadas.

Neste tipo de trabalho, a monitorização constante dos desenvolvimentos relativos a cada uma das acções é crucial para o desenvolvimento e eventual correcção das medidas a aplicar. Simultaneamente a monitorização permite avaliar cada uma das medidas adoptadas possibilitando a acumulação de conhecimentos e experiências de elevada importância que podem ser aplicados no futuro aumentando as possibilidades de sucesso.

Neste projecto cada uma das acções desenvolvidas é alvo de um seguimento biológico. Em seguida são apresentados os primeiros resultados correspondentes à monitorização das acções já implementadas.

10.1.2 - Seguimento dos campos de alimentação de presas (Acção 1).

O objectivo desta monitorização é quantificar o efeito das sementeiras realizadas sobre as populações presa da Águia de Bonelli. Paralelamente, pretende-se determinar que outras espécies, potenciais presas da Águia de Bonelli, são beneficiadas com esta acção. Assim, desenhou-se uma metodologia para quantificar o indicador “Abundância relativa de lagomorfos” e outra para quantificar o indicador “Presença de presas da Águia de Bonelli”.

10.1.2.1.a – Indicador “Abundância relativa de lagomorfos” – Metodologia.

Nos locais onde se criaram sementeiras foi definida uma área de influência das mesmas tendo em conta a ecologia da principal espécie a quantificar: o Coelho-bravo *Oryctolagus cuniculus algirus* (Hulbert, *et al.* 1996; San Miguel, *et al.* 2006b). Estas áreas consistiram num *buffer* de 300 m englobando todas as parcelas semeadas. De forma a demonstrar que o aumento da abundância de lagomorfos se fica a dever apenas à criação destas áreas foram definidas áreas controlo, de características (vegetação, altitude, declive, tamanho, etc.) similares à área de actuação (Hulbert, *et al.* 1996; Garcia 2003; San Miguel, *et al.* 2006a; Cabezas e Moreno 2007).

Em cada área (área de actuação e área controlo) foram definidos 50 pontos aleatoriamente permitindo uma amostragem não enviesada da totalidade do espaço.

Após este trabalho cada um dos pontos foi visitado, marcado com uma estaca, e caracterizado relativamente à percentagem de cobertura herbácea e arbustiva, biótopo envolvente, proximidade e tipo de rochas, declive e orientação (Tabela anexo III). Simultaneamente procedeu-se à contagem e eliminação de todos os excrementos de lagomorfos localizados no interior de um círculo de um metro de raio (Garcia 2003; Cabezas and Moreno 2007).

Aproximadamente um mês após a primeira visita regressou-se a todos os pontos e efectuou-se a contagem dos dejectos de lagomorfo encontrados. Este procedimento permite estimar, com elevada precisão, o índice de abundância de lagomorfos no mês amostrado (Cabezas and Moreno 2007).

Esta metodologia será posta em prática duas vezes em cada ano com a finalidade de estimar este indicador nas épocas de maior e menor densidade populacional de lagomorfos, Junho-Julho e Novembro respectivamente (Moreno, *et al.* 2004; Arenas, *et al.* 2006; Cabezas and Moreno 2007; Paula 2007).

Uma implicação desta metodologia é a necessidade de determinar a taxa de remoção de dejectos inerente ao mês amostrado. Utilizando este procedimento é possível estimar o número de dejectos não detectados devido a perda, que entrará nos cálculos finais para estimar a densidade de lagomorfos (Cabezas and Moreno 2007).

Para determinar a taxa de remoção colocaram-se, em 5 pontos de cada área (10% do total), 30 dejectos de lagomorfo previamente marcados (pintados). Quando se procede à contagem final é também registado o número de dejectos marcados encontrados.

Para além desta metodologia, foi também percorrido a pé um transecto de aproximadamente um quilómetro em cada uma das áreas definidas (Villafuerte, *et al.* 1998; San Miguel, *et al.* 2006b; Paula 2007). Ao longo deste transecto foram registadas e georreferenciadas todas as latrinas de lagomorfos tendo-se classificado cada uma delas de acordo com o trabalho de Sarmiento e Cruz (1998). Assim considerou-se uma Latrina tipo I se fosse constituída por 1 a 50 dejectos, Tipo II se fosse constituída por 51 a 125 dejectos e tipo III se fosse constituída por mais de 125 dejectos. Simultaneamente foram registados todos os indícios de presença de carnívoros e ungulados.

Com o aumento das áreas com gestão devido ao aumento do número de sementeiras criadas aumentou também do número e extensão de caminhos e vias pedonais passíveis de ser prospectadas por este método. Assim, na segunda amostragem efectuada, o número de transectos efectuados foi ampliado, sempre que possível, para 5 em cada uma das áreas amostradas.

10.1.2.1.b – Indicador “Abundância relativa de lagomorfos” – Resultados.

Ao longo do primeiro ano de projecto foram efectuados dois períodos de contagem de lagomorfos. A primeira fase do trabalho de campo decorreu de 5 de Dezembro de 2007 a 4 de Fevereiro de 2008 e a segunda fase decorreu entre o dia 3 de Junho e o dia 16 de Julho de 2008.

Devido ao aumento do número de sementeiras criadas as áreas de influência das mesmas também aumentaram. Devido a esta alteração a área de controlo para cada um dos locais foi também aumentada de acordo com as alterações da área de influência. A área de influência aumentou em média 160% enquanto as áreas de controlo aumentaram em média 84 %. As áreas, em hectares, de cada um dos locais assim como a variação encontram-se representados na tabela 1.

Tabela 1 – Variação das áreas de influência e controlo em cada um dos territórios.

Local	Área Anterior	Área Actual	Aumento	% Aumento
Bemposta ctrl	339,4	352,4	13	3,8
Bemposta inf	308,2	352,4	44,2	14,3
Picote ctrl	76,2	214,4	138,2	181,4
Picote inf	80	208	128	160
Urrós ctrl	189,3	318,5	129,2	68,3
Urrós inf	79,2	320,7	241,5	304,9
Lagoaça ctrl	0	284,5	284,5	-
Lagoaça inf	0	287,8	287,8	-

Nesta segunda fase, tal como na primeira, alguns dos pontos não puderam ser encontrados. A percentagem de pontos perdida foi de 2,7 % (8 pontos) aumentando relativamente aos valores da fase anterior (1,7 %).

Na segunda fase de contagem foram também recolhidas informações sobre o biótopo envolvente de cada um dos pontos. Assim foram consideradas 9 classes de biótopos, matos formados por azinheiras *Quercus rotundifolia* jovens (matos de carrascos), estevais *Cistus ladanifer* (matos de estevas), giestais *Cytisus* sp. (matos de giesta), áreas contínuas de rosmaninho *lavandula* sp. (matos de rosmaninho), matos constituídos por várias espécies (matos mistos), áreas abertas ocupadas maioritariamente por gramíneas (pastagens), parcelas agrícolas (sementeiras), zonas onde a espécie dominante é o zimbro *Juniperus oxycedrus* (zimbrais), os biótopos minoritários como o montado, o pinhal ou o amendoal foram agrupados na classe “outros” (Tabela 2).

Aproximadamente 68% dos pontos encontram-se em zonas de matos a maioria dos quais (51% do total) são constituídos por várias espécies vegetais. Outro habitat bastante representado é a pastagem (20% dos pontos) seguida dos zimbrais (8% dos pontos).

Tabela 2 – Número de pontos rodeado por cada classe de biótopos nos vários territórios.

Classes	Bemposta ctrl	Bemposta Inf	Picote ctrl	Picote Inf	Urrós ctrl	Urrós Inf	Total
Matos carrascos	0	0	5	0	0	3	8
Matos estevas	14	0	0	0	2	0	16
Matos giesta	0	0	14	2	0	0	16
Matos rosmaninho	0	4	3	0	3	2	12
Matos mistos	24	26	15	35	36	17	153
Pastagem	8	17	10	12	4	9	60
Sementeira	0	2	0	1	0	1	4
Zimbral	0	0	3	0	3	17	23
Outros	4	1	0	0	2	1	8
Total Geral	50	50	50	50	50	50	300

No que respeita à cobertura herbácea e arbustiva, de uma forma global, não se detectou uma variação significativa entre as duas épocas de amostragem. A cobertura herbácea média aumentou 6% enquanto a percentagem média da cobertura arbustiva diminuiu 1% relativamente à contagem de Inverno (figuras 1 e 2).

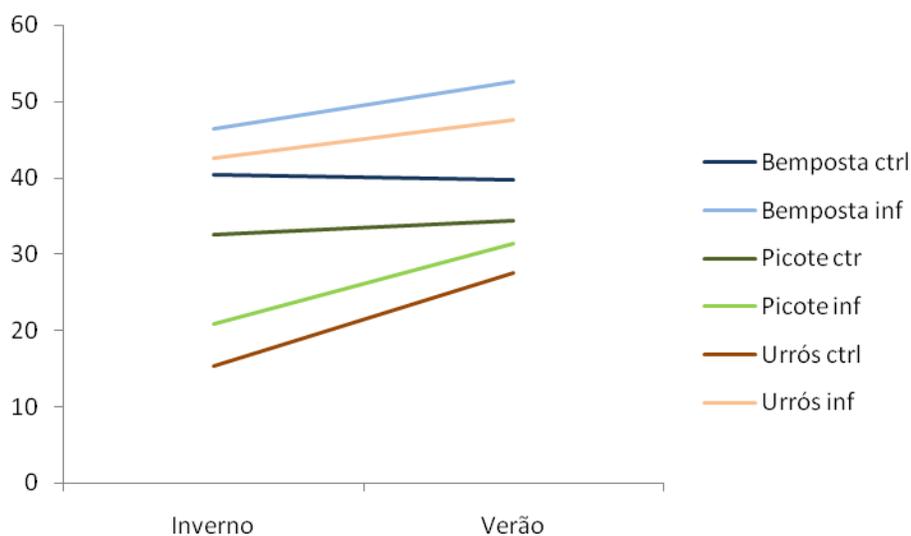


Figura 1 – Variação da percentagem de cobertura herbácea entre as duas épocas de amostragem.

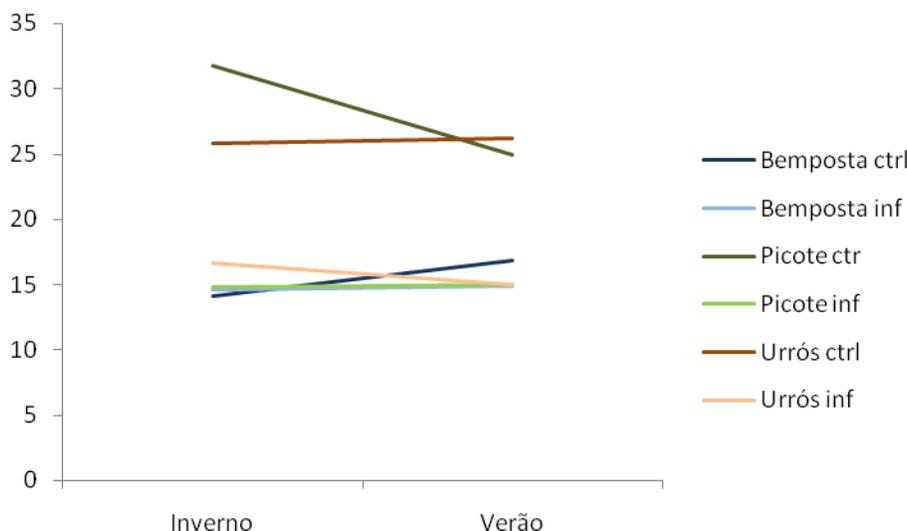


Figura 2 – Variação da percentagem de cobertura arbustiva entre as duas épocas de amostragem.

Na amostragem de Verão, na fase de **limpeza** dos pontos de contagem foram encontrados dejectos de lagomorfos em 18 pontos (6% do total). Os valores mais elevados (6 e 3 dejectos) foram detectados na área controlo de Urrós e na área de controlo de Bemposta respectivamente. Não foram encontrados dejectos na área controlo de Picote nem na área com gestão de Urrós. Comparativamente com a época anterior, foram encontrados dejectos em menos pontos e em menos quantidade (Tabela 3).

Tabela 3 – Evolução da frequência de pontos em cada uma das classes de número de excrementos encontrados.

	Inverno 07		Verão 08	
	Limpeza	Contagem	Limpeza	Contagem
0	269	272	282	284
1-5	18	21	17	7
6-10	4	1	1	1
>10	8	1	0	2

Durante a operação de **contagem** apenas foram encontrados dejectos em 10 pontos (3 % do total). O máximo de dejectos encontrado foi 37 e 15 na área controlo de Urrós e na área de influência de Picote, respectivamente. Não foram encontrados quaisquer indícios na área controlo de Picote ou na área com gestão de Bemposta.

Comparativamente com a época anterior o número de pontos sem qualquer dejecto aumentou, havendo uma diminuição do número de pontos com menos de 6 dejectos. No entanto o número de dejectos encontrados foi ligeiramente superior reflectindo-se num ligeiro aumento do número de pontos com mais de 10 excrementos (Tabela 3).

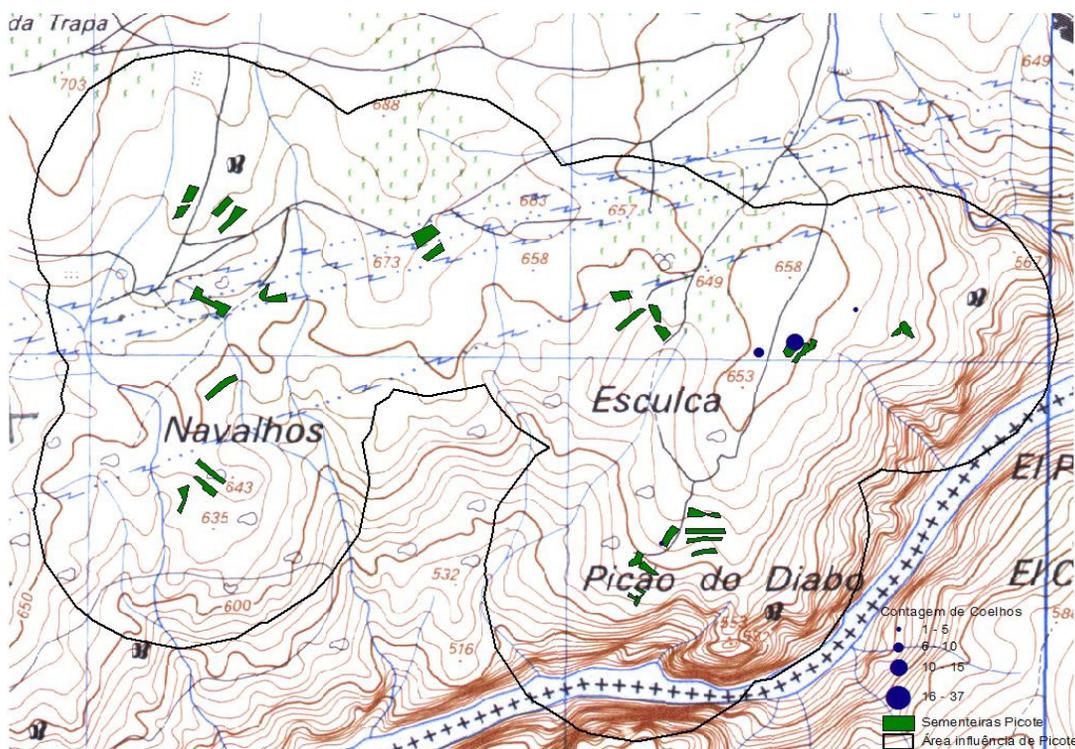


Figura 2 – Pontos com evidências de presença de lagomorfos na área de influência das sementeiras de Picote.

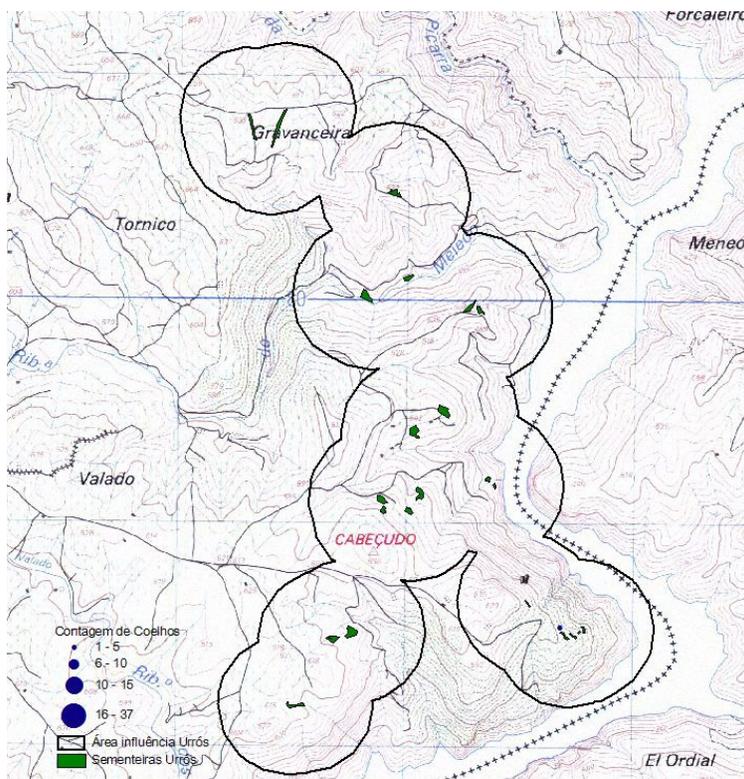


Figura 3 - Pontos com evidências de presença de lagomorfos na área de influência das sementeiras de Picote.

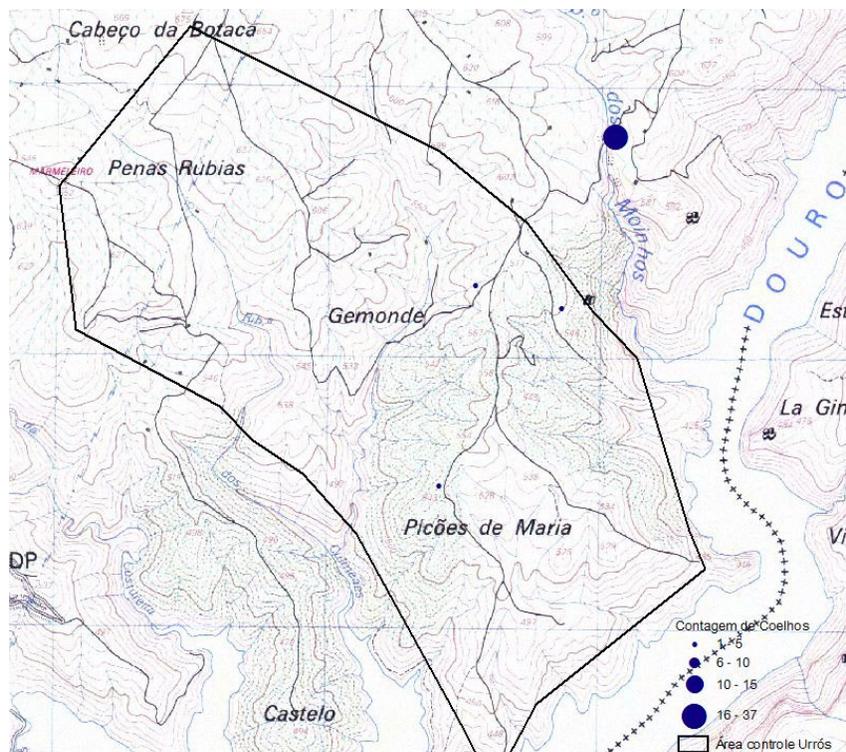


Figura 4 - Pontos com evidências de presença de lagomorfos na área de controle de Urrós.

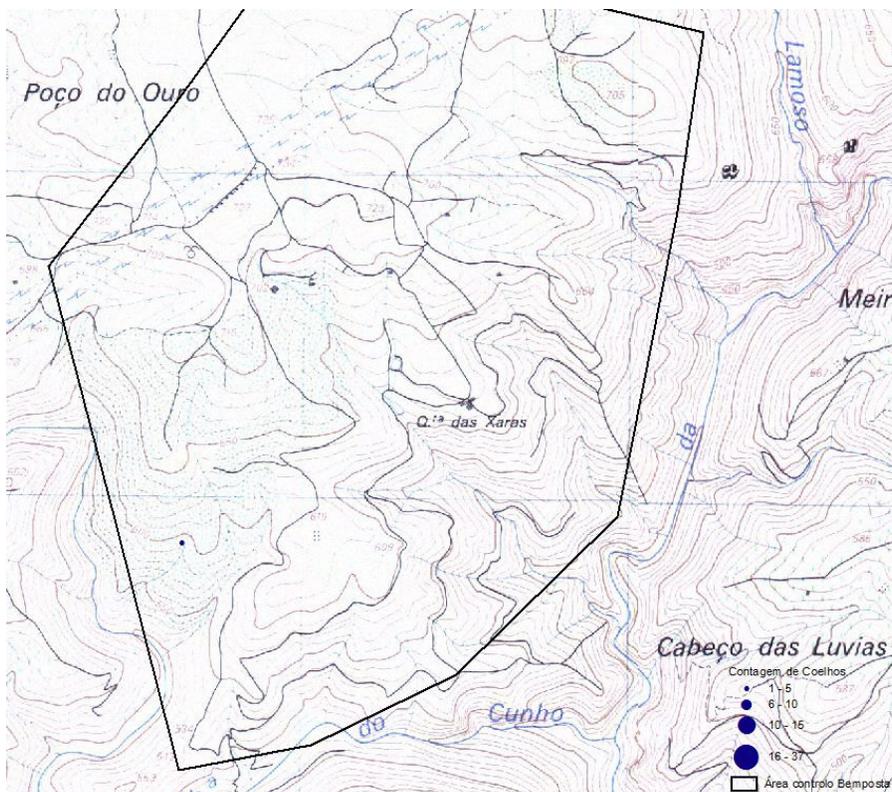


Figura 5 - Pontos com evidências de presença de lagomorfos na área de controle de Bemposta.

Com base no número de dejectos encontrados em cada um dos pontos e nas taxas de remoção foi possível determinar o índice de abundância de lagomorfos para cada uma das áreas estudadas a partir da aplicação de algumas equações (Cabezas and Moreno 2007).

O valor mais elevado foi registado na área controlo de Urrós (0,03 dejectos/m²) seguindo-se-lhe a área de influência de Picote (0,02 dejectos/m²) (Tabela 4). Comparativamente com os valores da época anterior, contrariamente ao que se esperava, não houve alteração significativa dos valores médios do índice de abundância de lagomorfos (0,008 dejectos/m²). Avaliando cada um dos locais separadamente, verifica-se um aumento para a área controlo de Urrós e para a área com gestão de Picote, mantendo-se no entanto os índices de abundância em valores extremamente baixos para esta época de amostragem. As restantes áreas apresentaram decréscimos mais ou menos acentuados sendo o caso da área controlo de Bemposta o mais drástico passando o índice de abundância de 0,02 para 0,0006 dej/m² (figura 7).

Tabela 4 - Principais resultados da quantificação da abundância relativa de lagomorfos em cada uma das áreas estudadas.

Locais	Pontos início	Pontos Final	Taxa de perda	N.º Dejectos	Taxa de remoção	IA (dej/m ²)
Bemposta ctrl	50	49	2%	1	0,992	0,000689
Bemposta inf	50	49	2%	0	0,996	0
Picote ctr	50	48	4%	0	0,993	0
Picote inf	50	50	0%	26	0,995	0,019189
Urrós ctrl	50	50	0%	43	0,996	0,029727
Urrós inf	50	48	4%	1	0,992	0,000727
Total	300	294	2%	71	0,994	0,008389

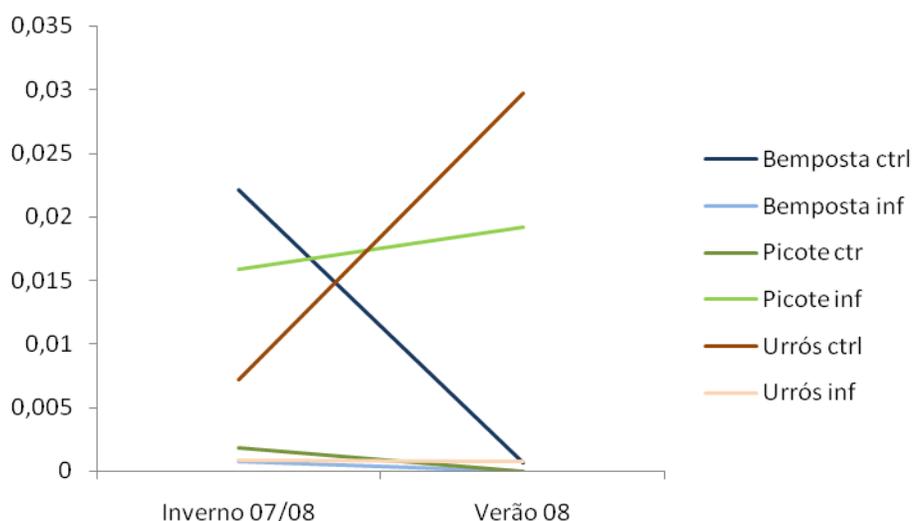


Figura 7 – Variação dos valores do índice de abundância de lagomorfos (IA) em cada um dos locais prospectados.

Simultaneamente foram também efectuados transectos para a detecção de indícios de presença de lagomorfos. Em cada uma das áreas estudadas foram definidos, sempre que possível, 5 transectos com a extensão de 1 km. Foi possível percorrer a maioria dos transectos delineados, se bem que, em alguns casos, foi necessário reajustar o número e extensão dos percursos (Tabela 5).

Tal como na época anterior, verificou-se que existia uma boa correlação ($R^2=0,810$) dos dados obtidos através dos dois métodos (Figura 8).

Tabela 5 – Resultados relativos aos transectos efectuados em cada uma das áreas de estudo.

Área	N.º de transectos	Extensão (m)	Lat I	Lat II	Lat III	Lat/km	Lat II e III/km
Bemposta Ctrl	5	4800	10	1	0	2,29	0,21
Bemposta Inf	5	5100	37	0	0	7,25	0,00
Lagoaça Ctrl	3	2600	9	4	7	7,69	4,23
Lagoaça Inf	4	4000	10	0	3	3,25	0,75
Picote Ctrl	5	4800	32	1	1	7,08	0,42
Picote Inf	5	4300	386	21	16	98,37	8,60
Urrós Ctrl	5	4800	435	21	14	97,92	7,29
Urrós Inf	5	4800	52	0	0	10,83	0,00
Total	37	35200	971	48	41	29,34	2,69

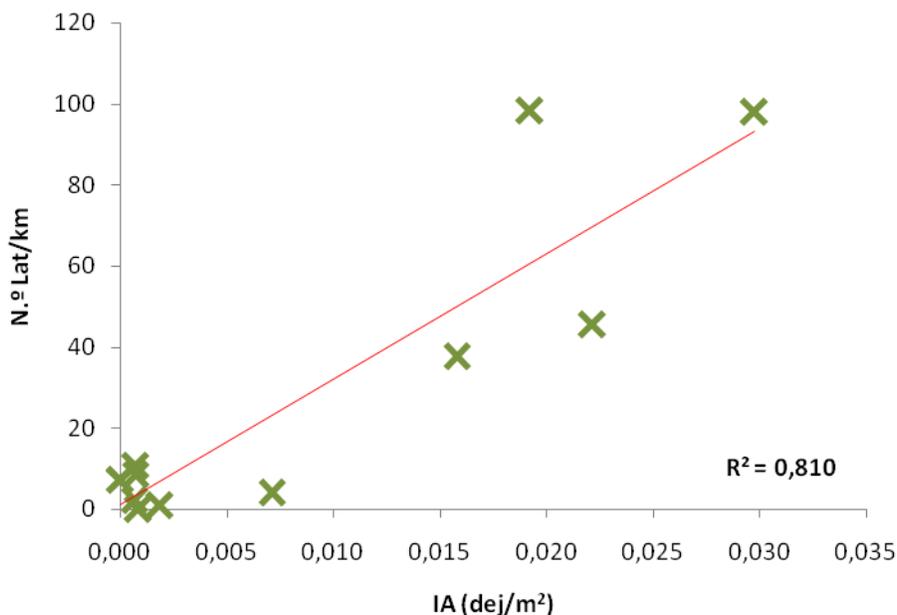


Figura 8 – Relação entre os dados obtidos através da contagem em pontos e obtidos pela contagem em percursos.

Nesta fase foram contabilizadas 971 latrinas do Tipo I, 48 do Tipo II e 41 do Tipo III. Foi determinado o valor médio de latrinas e o valor médio de latrinas de grandes dimensões por km percorrido. Na totalidade das áreas estudadas foram encontradas cerca de 30 latrinas por cada quilómetro das quais apenas 2,7 eram de grandes dimensões. O índice de abundância mais elevado foi detectado na área com gestão de Picote (98,4 Lat/km; 8,6 Lat_{II e III}/km) seguida da área controlo de Urrós (98,4 Lat/km; 8,6 Lat_{II e III}/km).

Enquanto, as latrinas do tipo I em todas as áreas amostradas, as latrinas de grandes dimensões (tipo II e tipo III) apenas foram detectadas em grande número nos locais com maior índice de presença de lagomorfos (Tabela 5).

Comparativamente com a época anterior o valor do índice de abundância de lagomorfos aumentou de uma forma global. As excepções foram as áreas de Bemposta onde se verificou uma diminuição do índice de abundância sendo, no caso da área controlo de Bemposta uma diminuição bastante acentuada (figura 9).

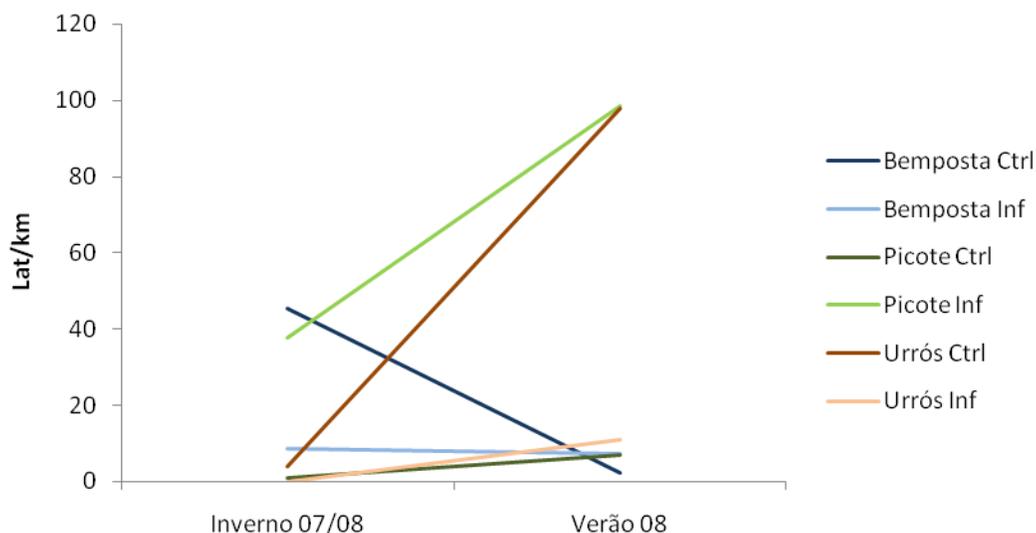


Figura 9 – Variação do índice de abundância de lagomorfos (Lat/km) entre as duas épocas de amostragem.

Conjugando os resultados obtidos nas duas épocas de amostragem por ambos os métodos é possível identificar núcleos de lagomorfos que parecem apresentar um elevado número de indivíduos e alguma estabilidade populacional. Na área intervencionada de Picote podem ser identificados 2 núcleos populacionais, um dos quais já havia sido identificado na primeira época de censo (figura 10). Dos núcleos identificados na área controlo de Urrós durante a primeira fase de amostragem, apenas o que se encontrava mais a Sul parece apresentar uma densidade populacional elevada. Os restantes núcleos parecem apresentar alguma actividade não apresentando densidades elevadas (figura 11). Apesar de apenas se ter efectuado uma época de censo no território de Lagoaça, foi identificado um núcleo populacional que se apresenta como um possível núcleo estável de elevada densidade populacional (figura 12).



Figura 10 – Possíveis núcleos populacionais de lagomorfos identificados na área de gestão de Picote.

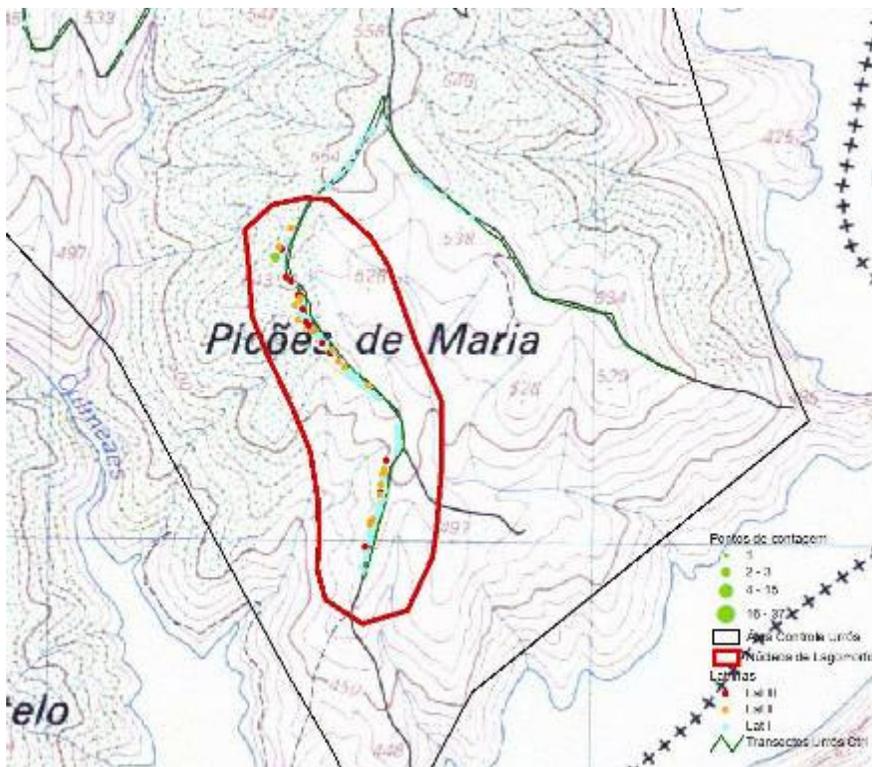


Figura 6 – Possível núcleo populacional de lagomorfos identificado na área controle de Urrós.

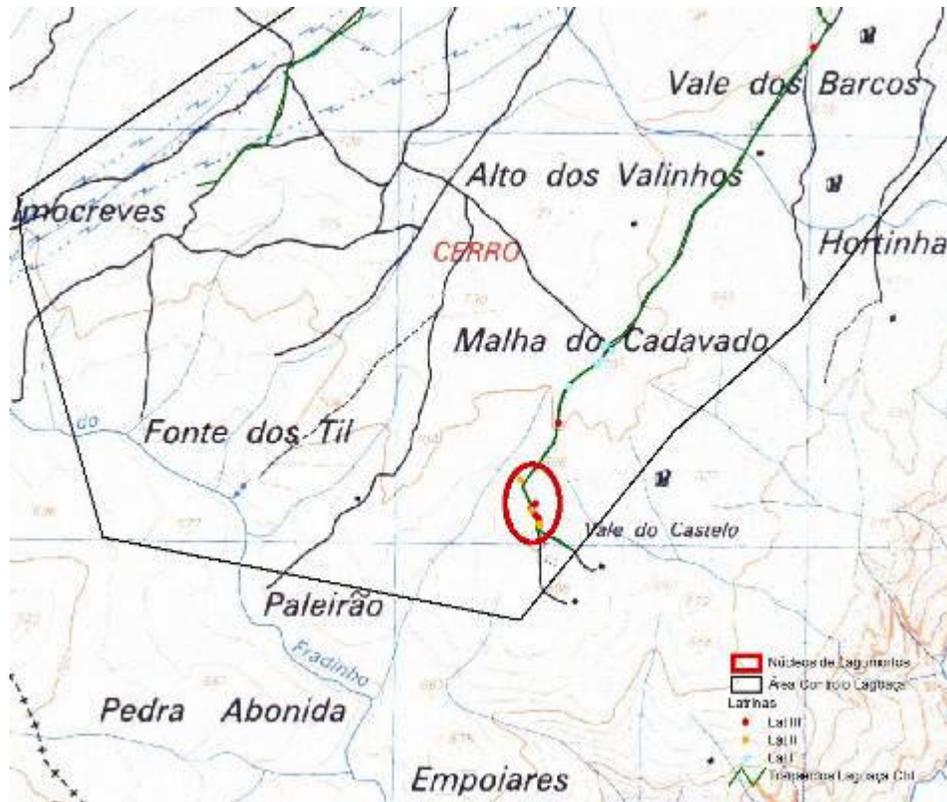


Figura 12 - Possível núcleo populacional de lagomorfos identificado na área controlo de Lagoaça.

10.1.2.1.c – Indicador “Abundância relativa de lagomorfos” – Discussão.

Os resultados dos índices de abundância de lagomorfos obtidos em ambas as épocas de amostragem são bastante baixos (Palomares 2001; Fernández 2005; Cabezas and Moreno 2007; Lozano, *et al.* 2007; Paula 2007) para ambos os métodos. Apesar de se terem encontrado alguns locais com densidades populacionais mais elevadas, os valores obtidos são preocupantemente baixos indicando a quase inexistência de lagomorfos em algumas das áreas estudadas. Este facto poderá condicionar o trabalho de gestão que está a decorrer, uma vez em situações de baixa densidade de coelho é mais difícil aumentar o número de indivíduos pois qualquer factor limitante (doenças, caça, falta de água, alimento ou refúgio, etc.) poderá inviabilizar a recuperação das populações (Garcia 2003; San Miguel, *et al.* 2006a; San Miguel, *et al.* 2006b; Cabezas and Moreno 2007; Williams, *et al.* 2007).

Comparando ambas as épocas de amostragem, contrariamente ao que seria de esperar, o número de pontos onde não foram encontrados dejectos aumentou. No caso da amostragem por transectos o valor médio do índice de abundância aumentou consideravelmente (de 16,2 Lat/km para 37,3 Lat/km). Esta aparente incoerência entre as duas metodologias ficar-se-á a dever ao considerável aumento do esforço de amostragem por transectos (passando de 6 para 37 transectos prospectados).

Uma das evidências que ressaltam dos dados é o desaparecimento quase completo do núcleo populacional existente na área de controlo de Bemposta. Este facto poderá ficar a dever-se ao surgimento de uma epizootia que devastou, quase por completo, a população existente. Por outro lado, tal como esperado, notou-se um aumento dos níveis populacionais nas áreas de gestão de Picote e área controlo de Urrós. Estes aumentos devem-se às típicas flutuações populacionais características desta espécie correspondentes ao período pós-reprodutivo (valores máximos) e período “pós-estio” (valores mínimos) (Piorno; Palomares 2001; Cabezas and Moreno 2007; Paula 2007).

É importante salientar que, após o trabalho de campo e de forma empírica, um dos principais factores que poderão limitar das populações de lagomorfos será a falta de refúgios adequados à reprodução e protecção dos animais. Considerando a caracterização dos pontos de amostragem verifica-se que o habitat principal são os matos mistos constituídos por várias espécies de plantas de porte arbustivo. Mesmo na época de Verão, apenas 19 % dos pontos de amostragem não apresentavam qualquer tipo de vegetação herbácea. Uma vez que o Coelho-bravo se alimenta principalmente de gramíneas (Bakker, *et al.* 2005; Eldridge, *et al.* 2006), este facto reforça a ideia de que o alimento pode não ser o factor limitante para as populações em estudo. Por outro lado, a quase totalidade dos solos da área de estudo é de origem granítica. Este tipo de solo, de um modo geral, é difícil de escavar e de pouca profundidade, o que dificulta a construção de tocas e, conseqüentemente, a possibilidade de obtenção de abrigos (Garcia 2003; San Miguel, *et al.* 2006b).

10.1.2.II.a – Indicador “Presença de presas da Águia de Bonelli” - Metodologia

Este indicador pretende determinar índices de abundância para as principais espécies presa da Águia de Bonelli (Perdizes, Tordos, Melros e Pombos).

Para estimar este indicador, aplicaram-se duas metodologias distintas: transectos lineares e pontos de escuta (Borrvalho, *et al.* 1996; Fortuna 2002; Dias 2006).

Transectos lineares:

Este método consiste em percorrer de veículo a baixa velocidade (2-10 km/h) vários transectos de extensão média de 1Km, registando todos os contactos com as espécies alvo, assim como a distância e direcção a que se encontram dos observadores (Borrvalho, *et al.* 2000). Os transectos foram percorridos nas primeiras 3 horas após o nascer do sol de forma a coincidir com o pico de maior actividade da generalidade das aves (rev in Dias 2006). Foram efectuados 2 censos de presas da Águia de Bonelli, um na Primavera entre os dias 12 e 27 de Março e outro no Verão entre os dias 3 e 26 de Junho.

O número de transectos efectuados em cada um dos períodos de censo foi diferente devido à alteração das áreas de influência e de controlo devido à criação de novas sementeiras.

Esta metodologia permitiu obter Índices Quilométricos de Abundância (IQA's) expressos como número de indivíduos observados por quilómetro percorrido.

Pontos de escuta:

Ao longo de cada transecto foram efectuados pontos de escuta com distância fixa de 25 m. Em cada ponto de escuta o observador permaneceu 5 minutos, registando todos os contactos auditivos e visuais com as várias espécies. Esta metodologia, além de permitir estimar o número de casais reprodutores, possibilita ainda conhecer a sua distribuição geográfica (Pereira, *et al.* 1999; Dias 2006). Numa fase posterior, após o aumento das áreas de estudo, foi aumentado o número de transectos e diminuído o número de pontos de contagem, tendo-se efectuado um ponto de contagem no início e outro no final de cada transecto.

10.1.2.II.b – Indicador “Presença de presas da Águia de Bonelli” – Resultados

Foram efectuados 2 censos de presas da Águia de Bonelli, um na Primavera entre os dias 12 e 27 de Março e outro no Verão entre os dias 3 e 26 de Junho.

Durante a época de censo da primavera foram efectuados 17 transectos perfazendo uma extensão total de 17 910 metros (tabela 6). Usando esta metodologia foram observados, na época de Primavera, 72 indivíduos de 8 *taxons* diferentes (tabela 7). A espécie mais abundante foi o Melro *Turdus merula* (28 ind.) seguido do Pombo-torcaz

columba palumbus (16 ind). O valor médio do índice quilométrico de abundância de presas de Águia de Bonelli foi de 4 ind/km sendo o valor mais elevado o registado na área controlo de Picote (7,5 ind/km) e o menor na área de influência de Urrós (3,0 ind/km).

Tabela 6 – Resumo do número de transectos e sua extensão e número de pontos de escuta amostrados em cada uma das áreas de estudo.

Local	Primavera			N. trans	Verão	
	Nº Transectos	Extensão (m)	Nº Pontos		Extensão (m)	Nº Pontos
Bemposta ctr	4	3950	20	5	4800	9
Bemposta inf	4	3960	20	5	5100	10
Picote ctr	2	2000	10	5	4800	12
Picote inf	2	2000	10	5	4300	10
Urrós ctr	3	4000	14	5	4800	9
Urrós inf	2	2000	10	5	4800	9
Lagoaça ctr	0	0	0	3	2600	5
Lagoaça Inf	0	0	0	4	4000	8
Total	17	17910	84	37	35200	70

Relativamente às espécies mais importantes para a alimentação da Águia de Bonelli, verifica-se que a Perdiz apresenta um índice quilométrico de abundância médio de 0,4 ind/km atingindo os valores mais elevados na área de influência de Urrós (1,5 ind/km) não tendo sido detectada em algumas áreas de estudo (tabela 7). Os columbiformes (Pombos e Rolas) apresentam um IQA médio de 1,5 ind/km sendo o valor mais elevado encontrado na área controlo de Bemposta (3,0 ind/km) e o mais baixo o encontrado na área de influência de Bemposta. O valor médio do índice quilométrico de abundância de Turdideos (Tordos e Melros) foi de 2,1 ind/km sendo o valor mais elevado registado na área controlo de Picote (6,5 ind/km) e o valor mais baixo determinado para a área de influência de Urrós (0,5 ind/Km).

Tabela 7 - Espécies detectadas em cada uma das áreas de trabalho durante os censos de Primavera, através do método dos transectos.

Local	A. rufa	Turdus sp.	G. glandarius	C. palumbus	T. merula	Columba sp.	T. viscivorus	T. philomelos
Bemposta ctrl	2	0	0	7	1	5	1	0
Bemposta pcr	0	1	0	0	6	1	7	1
Picote ctrl	0	0	0	2	13	0	0	0
Picote pcr	0	0	0	2	3	0	0	0
Urrós ctrl	2	0	1	5	4	2	0	0
Urrós pcr	3	0	0	0	1	2	0	0
Total Geral	7	1	1	16	28	10	8	1

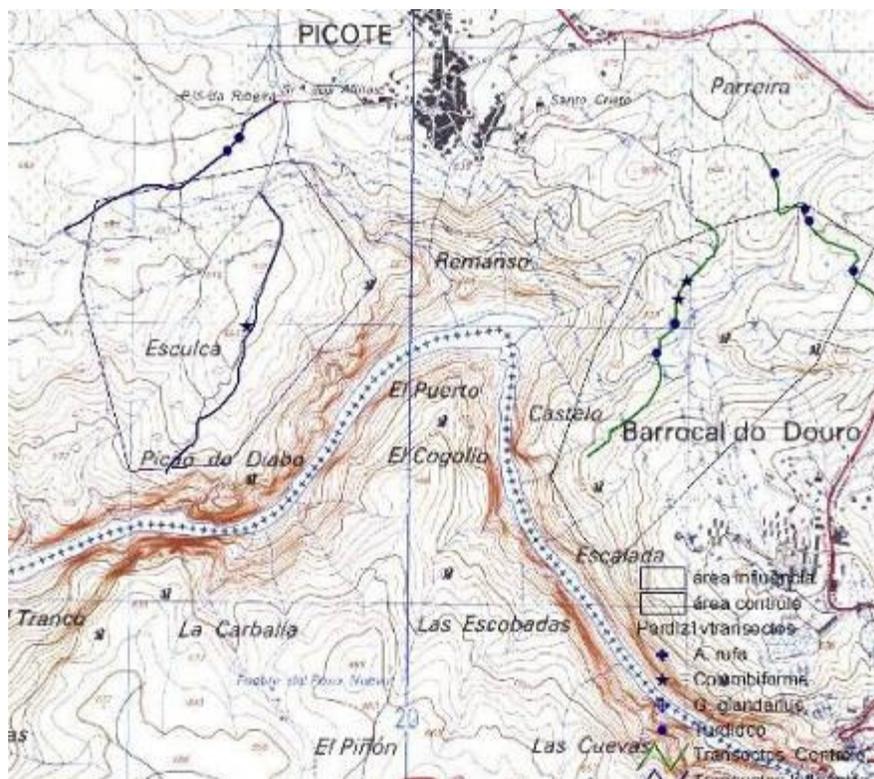


Figura 13 - Resultados da aplicação do método dos transectos para determinação da abundância de presas de Águia de Bonelli, no território Picote (Controlo – à direita – e gestão – à esquerda), na Primavera.

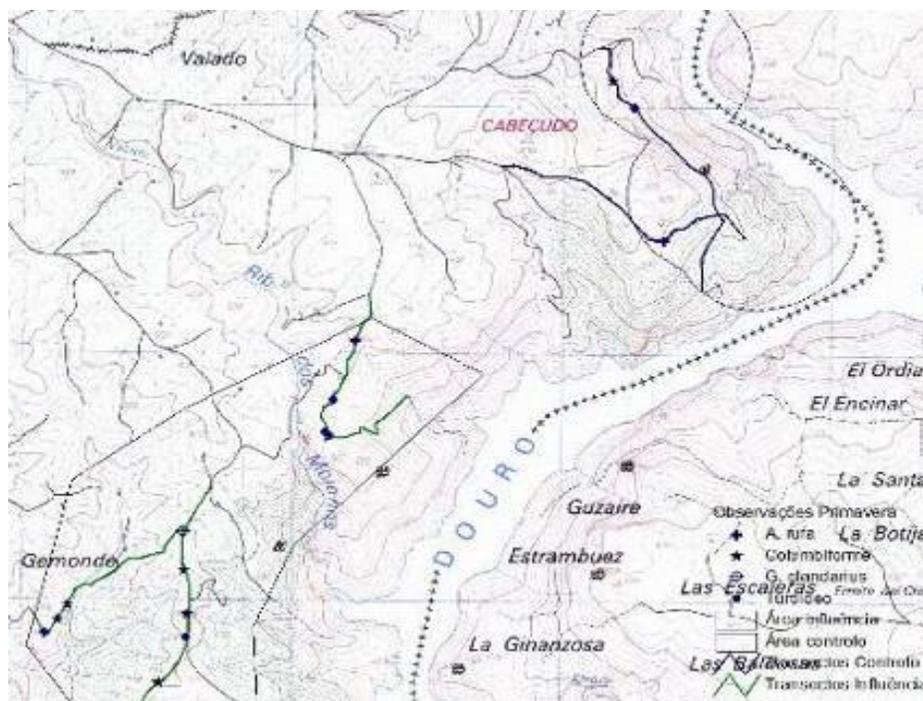


Figura 14 - Resultados da aplicação do método dos transectos para determinação da abundância de presas de Águia de Bonelli, no território de Urrós (controlo – esquerda; Gestão – Direita), na Primavera.

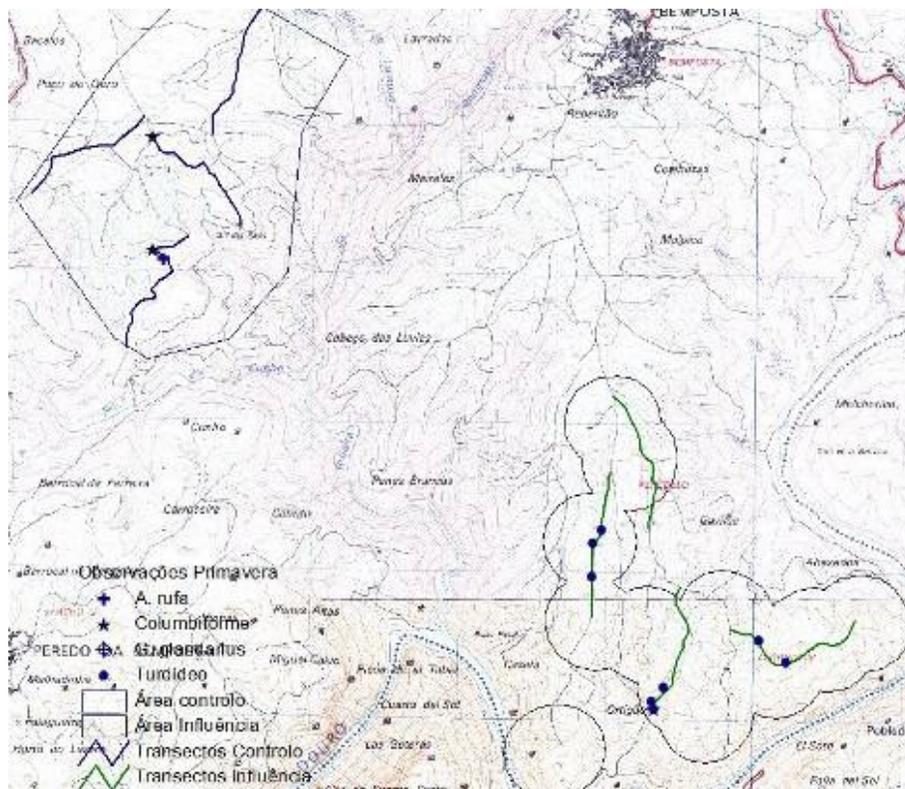


Figura 15 - Resultados da aplicação do método dos transectos para determinação da abundância de presas de Águia de Bonelli, no território de Bemposta (controlo – Esquerda; Gestão – Direita), na Primavera.

Também na época de primavera foram efectuados 84 pontos de contagem de presas de Águia de Bonelli (tabela 6). No total foram contabilizados 290 indivíduos de treze taxons diferentes (tabela 4). Tal como verificado no método dos transectos a espécie mais abundante é o Melro *Turdus merula* (92 ind) seguindo-se-lhe, neste caso, a Perdiz vermelha *Alectoris rufa* (57 ind) (Tabela 8). O valor médio do índice pontual de abundância foi de 3,4 ind/ponto, sendo os valores mais elevados registados nas áreas controlo e influência do território de Urrós (5,4 ind/ponto e 4,8 ind/ponto, respectivamente). Os valores mais baixos verificaram-se na área de influência de Bemposta (1,75 ind/ponto). Relativamente ao índice pontual de abundância de Perdiz-vermelha, o valor médio foi de 0,7 ind/ponto sendo o valor mais elevado o estimado para a área controlo de Urrós (1,9 ind/ponto) e o valor mais o estimado para a área controlo de Bemposta (0,1 ind/ponto). No que respeita a columbiformes o valor médio do índice pontual de abundância foi de 1 ind/ponto sendo os valores máximos e mínimos registados na área de influência de Urrós (2,6 ind/ponto) e na área de influência de Picote (0,6 ind/ponto), respectivamente. O índice de abundância médio para os Turdideos foi de 1,2 ind/ponto sendo o valor máximo de 2,2 ind/ponto (Urrós controlo) e o mínimo de 0,6 ind/ponto (Bemposta influência).

Tabela 8 - Espécies detectadas em cada uma das áreas de trabalho durante os censos de Primavera, através do método dos pontos de escuta. (Ar – *Alectoris rufa*, T sp – *Turdus* sp., Tv – *Turdus viscivorus*, Tm – *Turdus merula*, Tp – *Turdus philomelus*, C sp – *Columba* sp., Co – *C. oenas*, Cl – *Columba livia*, Cp – *Columba palumbus*, Cc – *Cyanopica cyanus*, St – *Streptopelia turtur*, Gg – *Garrulus glandarius*, Pp – *Pyrrhocorax pyrrhocorax*).

Locais	Ar	T sp	Tv	Tm	Tp	C sp	Co	Cl	Cp	Cc	St	Gg	Pp
Bemposta Ctrl	2	0	0	20	0	13	0	0	3	13	2	1	0
Bemposta Inf	10	1	2	8	0	8	0	2	3	1	0	0	0
Picote Ctrl	4	0	0	11	0	5	0	0	2	0	0	1	22
Picote Inf	4	0	0	14	0	3	0	0	3	1	0	2	0
Urrós Ctrl	26	0	3	27	1	10	0	0	3	3	1	2	0
Urrós Inf	11	0	0	12	0	11	2	1	14	2	0	0	0
Total Geral	57	1	5	92	1	50	2	3	28	20	3	6	22

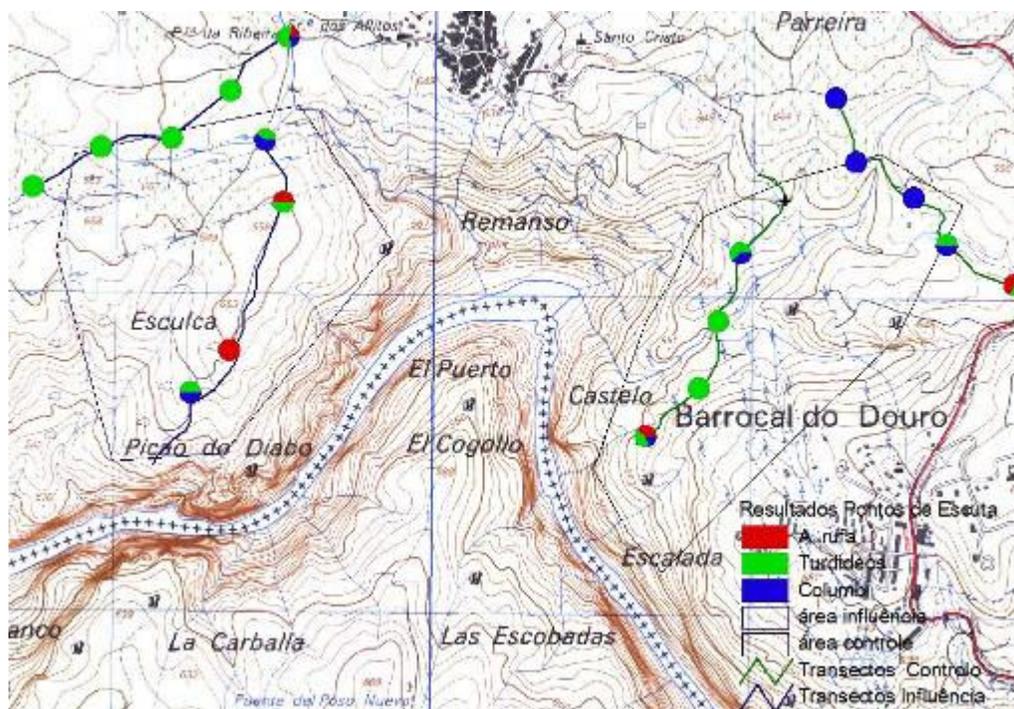


Figura 16 - Resultados da aplicação do método dos pontos de escuta para determinação da abundância de presas de Águia de Bonelli, no território de Picote na Primavera.

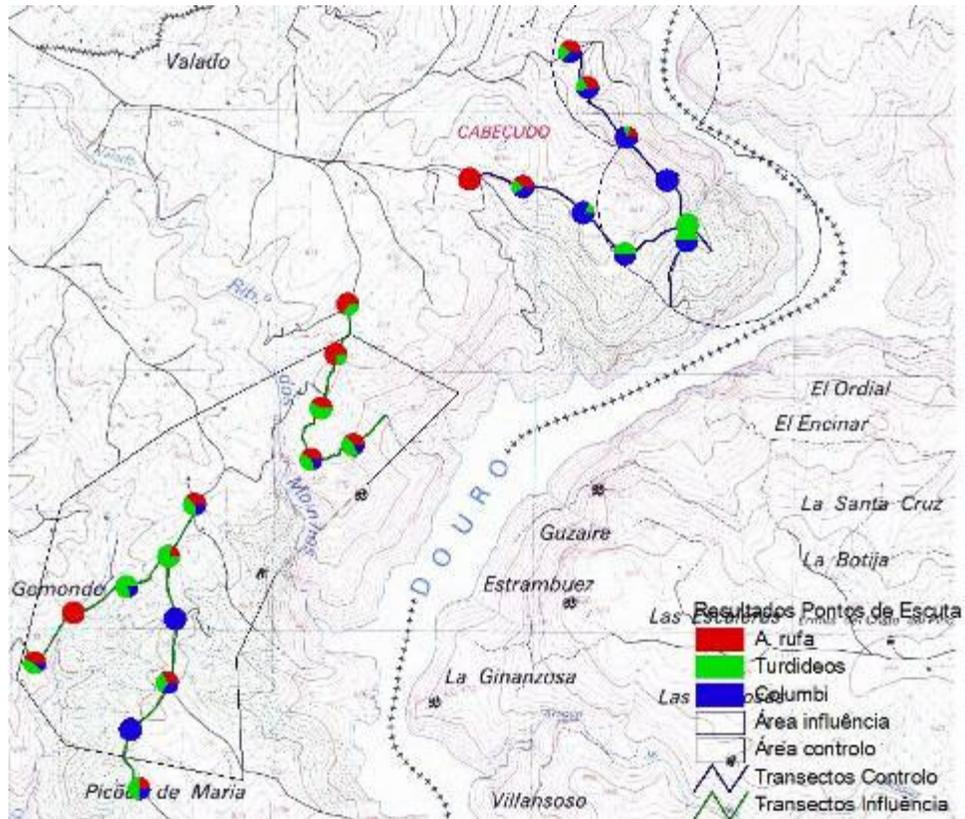


Figura 17 - Resultados da aplicação do método dos pontos de escuta para determinação da abundância de presas de Águia de Bonelli, no território de Bemposta na Primavera.

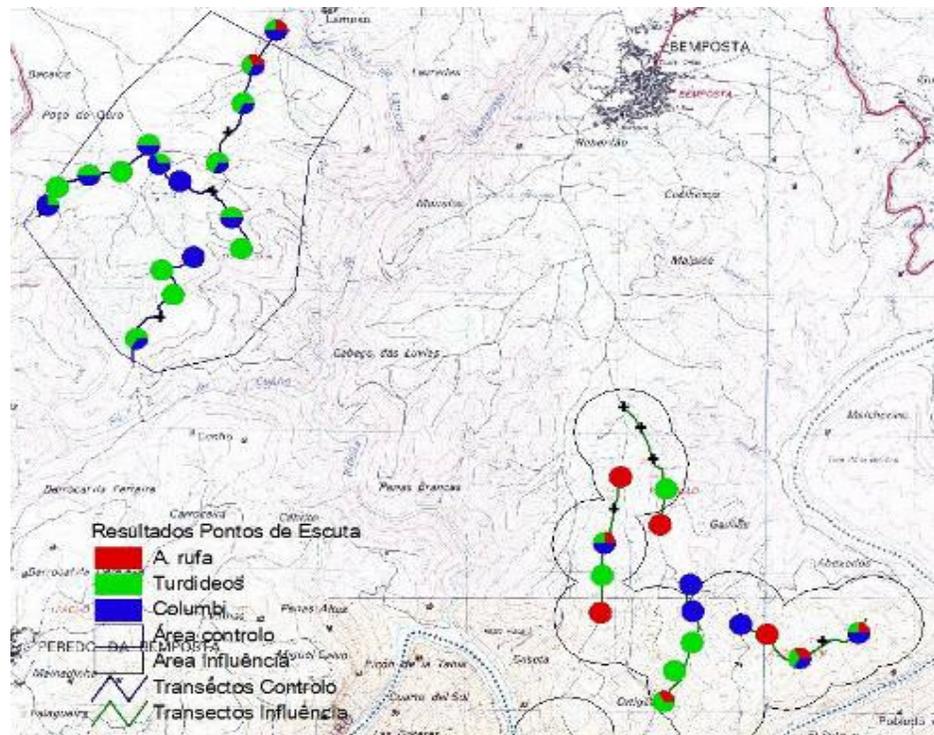


Figura 18 - Resultados da aplicação do método dos pontos de escuta para determinação da abundância de presas de Águia de Bonelli, no território de Urrós na Primavera.

Nos censos da época de Verão, foram efectuados 37 transectos e percorrida uma extensão de 35200 metros (Tabela 6). Durante esta época de censo foram avistadas 141 aves enquadradas em 11 taxons (tabela 8). A espécie mais abundante nesta época de amostragem foi o Melro *Turdus merula* (61 ind) seguido da Pega-azul *Cyanopica cyanus* (21 ind). O índice quilométrico de abundância médio de presas de Águia de Bonelli foi de 4 ind/km sendo o valor mais elevado encontrado na área controlo de Urrós (8,1 ind/Km) e o menor na área controlo de Picote (1,3 ind/km).

Apesar do valor médio do índice quilométrico de abundância se manter inalterado nas duas épocas de amostragem, ocorreram algumas variações que importa referir. A variação mais importante prende-se com a drástica alteração verificada na área controlo de Urrós passando da área com maior IQA (7,5 ind/km) na época de Primavera, para a área com menor índice de abundância na época de Verão (1,3 ind/km). Com uma tendência inversa encontraram-se as áreas controlo de Urrós e a área de gestão de Picote (figura 19).

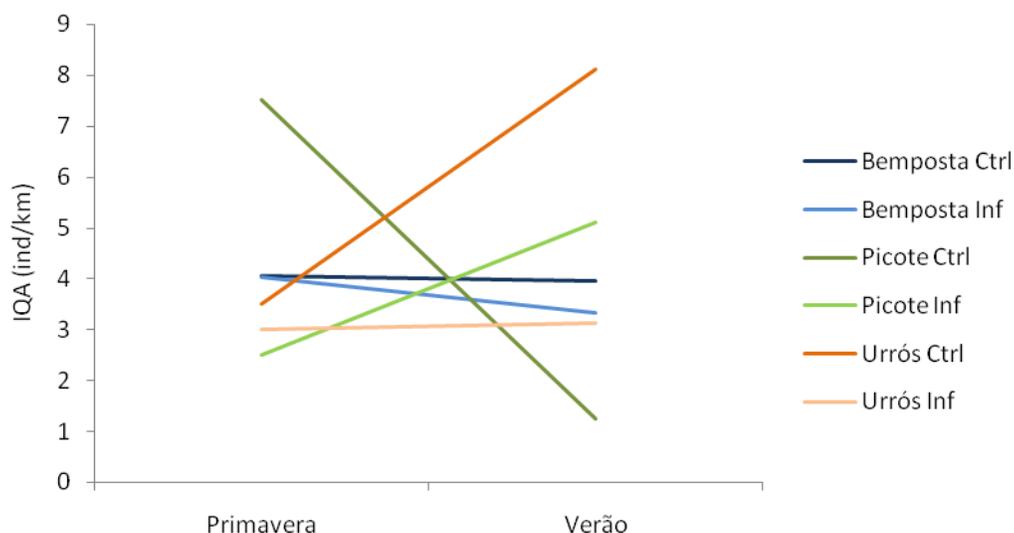


Figura 19 – Variação do Índice Quilométrico de Abundância (IQA) de presas da Águia de Bonelli, entre as duas épocas de amostragem.

Relativamente à população de Perdiz-vermelha verifica-se que o valor médio do IQA determinado para a época de Verão foi de 0,2 ind/km tendo sido avistado um total de 7 indivíduos. O valor mais elevado foi encontrado na área de influência de Urrós (0,4 ind/km) e o valor mais baixo detectado no território de Picote e na área controlo de Lagoaça (0 ind/km, em todas as áreas) (tabela 9).

Tal como seria de esperar, o IQA de Verão para as perdizes apresentou, para todas as áreas de trabalho, diminuições acentuadas relativamente aos valores registados na Primavera (figura 20).

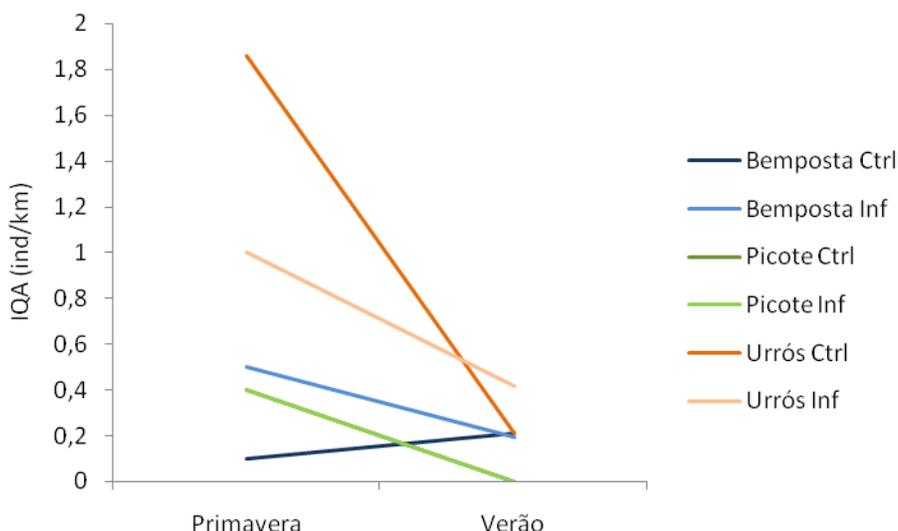


Figura 20 - Variação do Índice Quilométrico de Abundância (IQA) de Perdiz-vermelha, entre as duas épocas de amostragem.

No caso dos columbiformes, nesta época de amostragem foram detectados 32 indivíduos, sendo o valor do IQA médio de 0,9 ind/km. Os valores mais elevados foram registados na área com gestão de Bemposta (1,8 ind/km) e os valores mais baixos foram os das áreas controlo de Lagoaça (0 ind/km) (tabela 9).

O padrão de variação entre as duas épocas de amostragem, não é bem definido tendo-se detectado a diminuição de indivíduos em algumas áreas e um aumento noutras (figura 21).

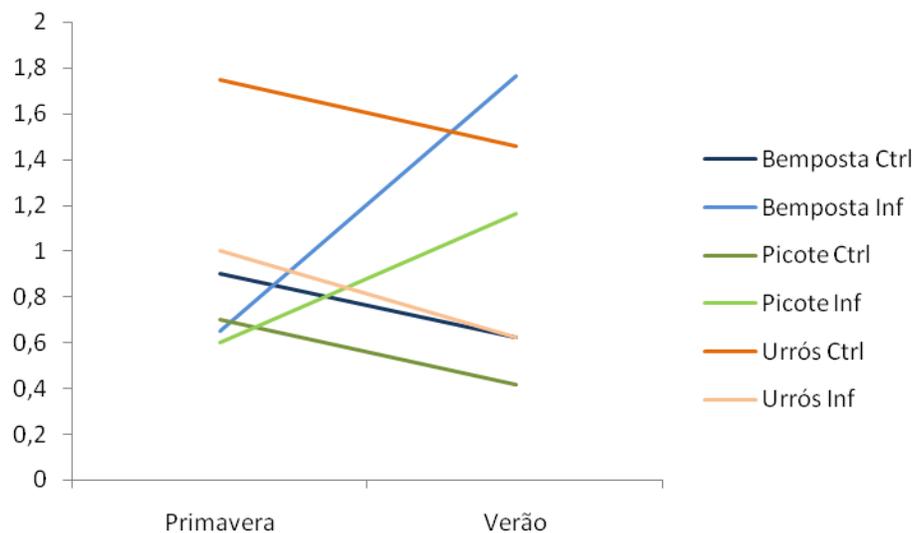


Figura 21 - Variação do Índice Quilométrico de Abundância (IQA) de Columbiformes, entre as duas épocas de amostragem.

No que concerne aos Turdideos o índice de abundância médio, determinado para a época de Verão, foi de 1,9 ind/km tendo sido contabilizados um total de 65 indivíduos. Os valores máximos e mínimos foram registados, respectivamente, na área de controlo de Urrós (4,0 ind/km) e na área controlo de Picote (0,8 ind/km) (Tabela 9).

De uma forma geral o índice de abundância de Turdideos apresentou um aumento entre a amostragem de Primavera e a amostragem de Verão (figura 22).

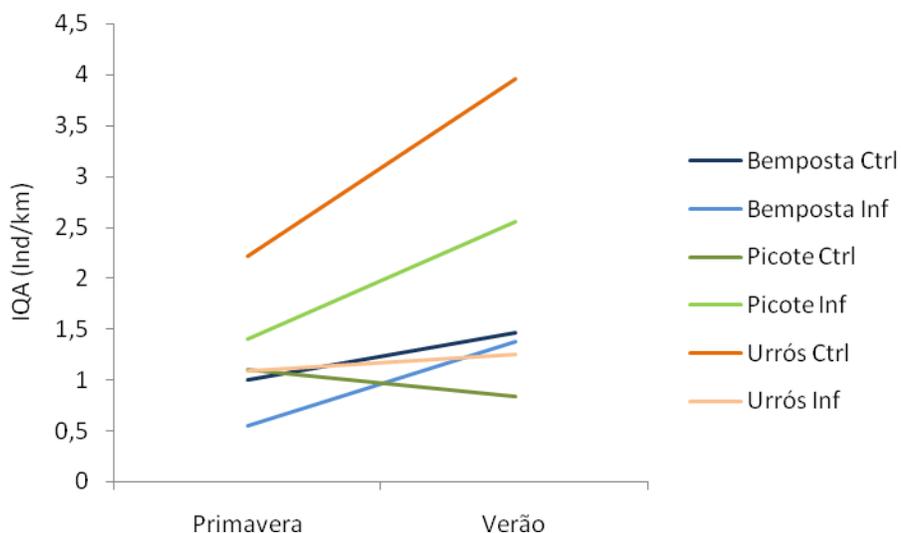


Figura 22 - Variação do Índice Quilométrico de Abundância (IQA) de Turdideos entre as duas épocas de amostragem.

Tabela 9 - Espécies detectadas em cada uma das áreas de trabalho durante os censos de Verão, através do método dos transectos.

Local	A. rufa	C. cyanus	C. livia	C. palumbus	G. glandarius	O. oriolus	P. pica	S. turtur	S. Unicolor	T. merula	T. viscivorus
Bemposta Ctrl	1	6	1	2	2	0	0	0	0	7	0
Bemposta Inf	1	0	1	4	0	0	0	4	0	6	1
Picote Ctrl	0	0	0	1	0	0	0	1	0	4	0
Picote Inf	0	2	0	4	0	1	0	1	3	11	0
Urrós Ctrl	1	7	0	4	0	3	1	3	1	18	1
Urrós Inf	2	2	1	1	0	2	0	1	0	6	0
Lagoaça Ctrl	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	2
Lagoaça Inf	2	4	0	1	0	2	0	2	0	6	0
Total Geral	7	21	3	17	2	8	1	12	5	61	4

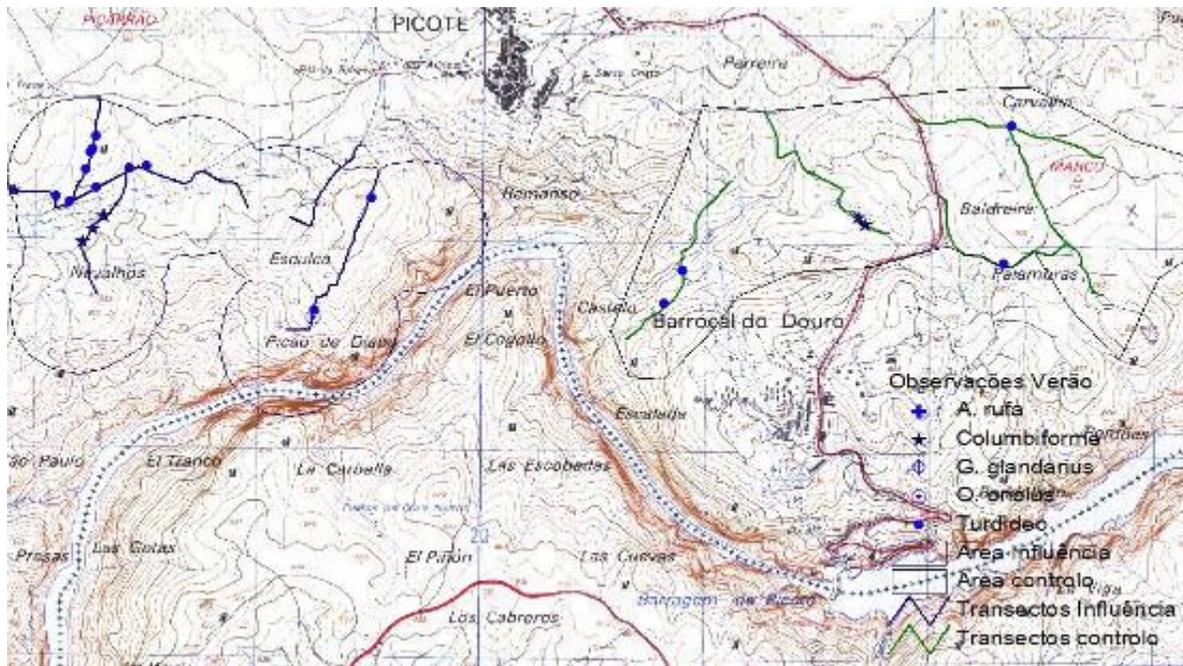


Figura 23 – Resultados da aplicação do método dos transectos para determinação da abundância de presas de Águia de Bonelli, no território de Picote (Gestão – Esquerda; Controlo – Direita) na amostragem de Verão.

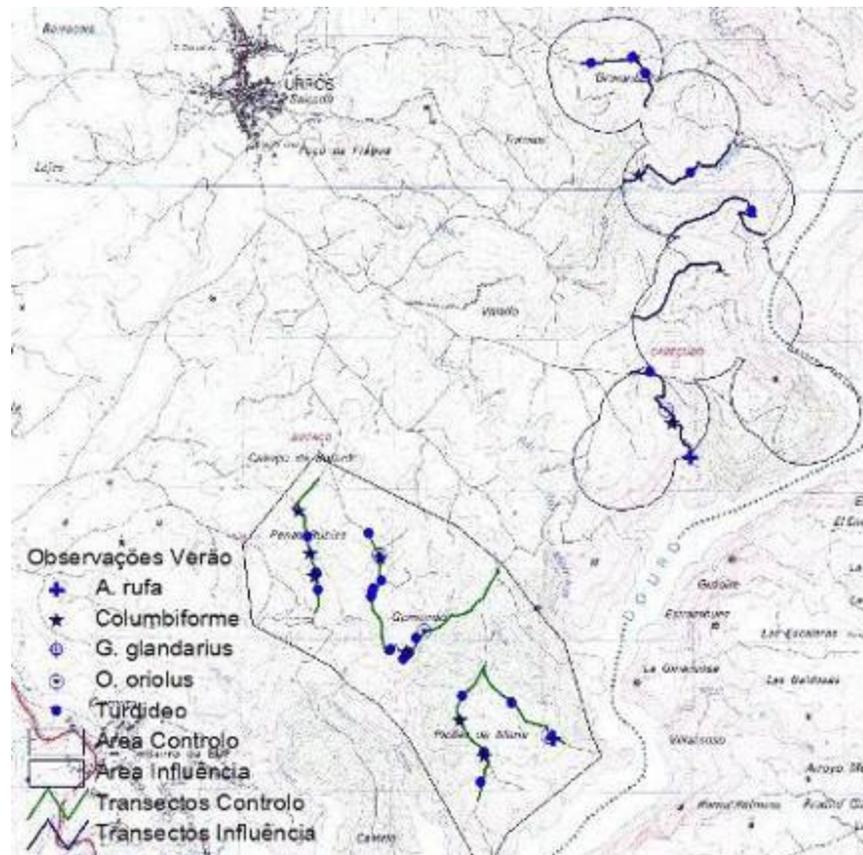


Figura 24– Resultados da aplicação do método dos transectos para determinação da abundância de presas de Águia de Bonelli, no território de Urrós na amostragem de Verão.

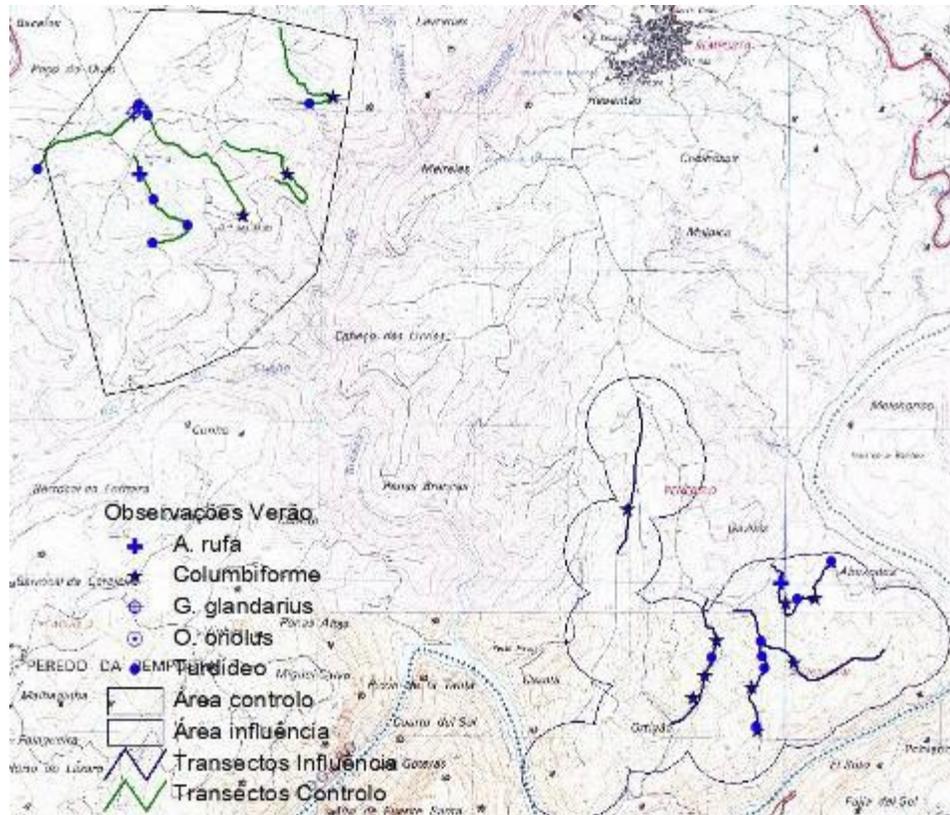


Figura 25 – Resultados da aplicação do método dos transectos para determinação da abundância de presas de Águia de Bonelli, no território de Bemposta na amostragem de Verão.

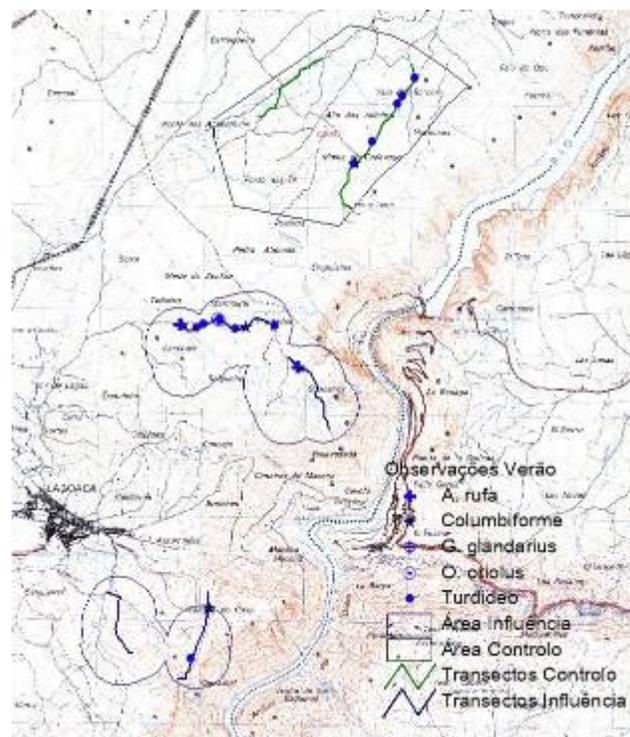


Figura 26 – Resultados da aplicação do método dos transectos para determinação da abundância de presas de Águia de Bonelli, no território de Lagoaça na amostragem de Verão.

A amostragem de Verão por pontos de escuta foi realizada em 70 pontos (tabela 10) tendo sido detectados 376 indivíduos repartidos por 14 taxons (tabela 10). Neste caso a espécie mais abundante foi o Papa-figos *Oriolus oriolus* (104 indivíduos) seguido do Melro *turdus merula* (61 indivíduos). O índice pontual de abundância médio foi de 5,4 aves/ponto. O índice de abundância mais elevado foi o determinado para a área controlo de Picote (8,8 ind/ponto) enquanto o valor mais baixo foi o da área controlo de Urrós (4 ind/ponto) (tabela 10).

Relativamente à época anterior, o valor médio deste índice apresentou um aumento que se reflecte na generalidade das áreas amostradas. Apenas houve algum decréscimo na área controlo de Urrós (figura 27). Apesar de se terem amostrado menos pontos foi detectado um maior número de indivíduos e maior número de taxons.

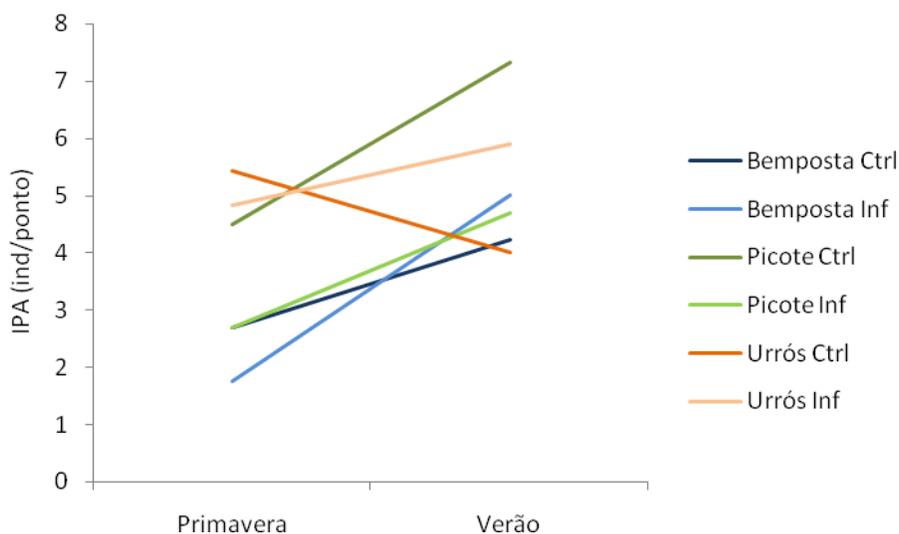


Figura 27 – Variação do Índice Pontual de Abundância entre as duas épocas de amostragem.

O índice pontual de abundância de Perdiz-vermelha foi, em média, 0,5 ind/ponto, sendo o valor mais elevado registado na área controlo de Picote (1,0 ind/ponto) e os mais baixos registados nas áreas controlo de Bemposta e Lagoaça (0 ind/ponto) (Tabela 14).

Relativamente à época anterior o valor médio do IPA para a Perdiz apresenta uma ligeira diminuição. No entanto, não é evidente qualquer padrão de variação entre as duas épocas de amostragem já que houve um aumento em algumas áreas e uma diminuição noutras (figura 28).

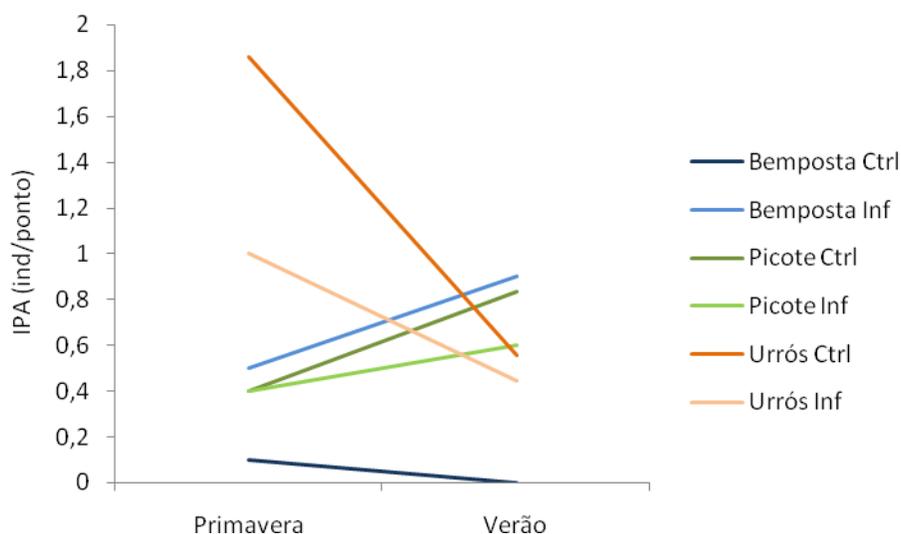


Figura 28 - Variação do Índice Pontual de Abundância de Perdiz-vermelha entre as duas épocas de amostragem.

No caso dos Columbiformes o índice médio de abundância foi de 1,6 ind/ponto sendo o valor máximo de 3,3 ind/ponto (Picote controlo) e o mínimo de 0,8 ind/ponto (Bemposta Controlo) (tabela 10).

Relativamente à época anterior o valor do índice pontual de abundância de Columbiformes apresenta um aumento. Este aumento é também observado para quase todas as áreas estudadas, sendo a área com gestão de Urrós um exemplo de diminuição acentuada (figura 29).

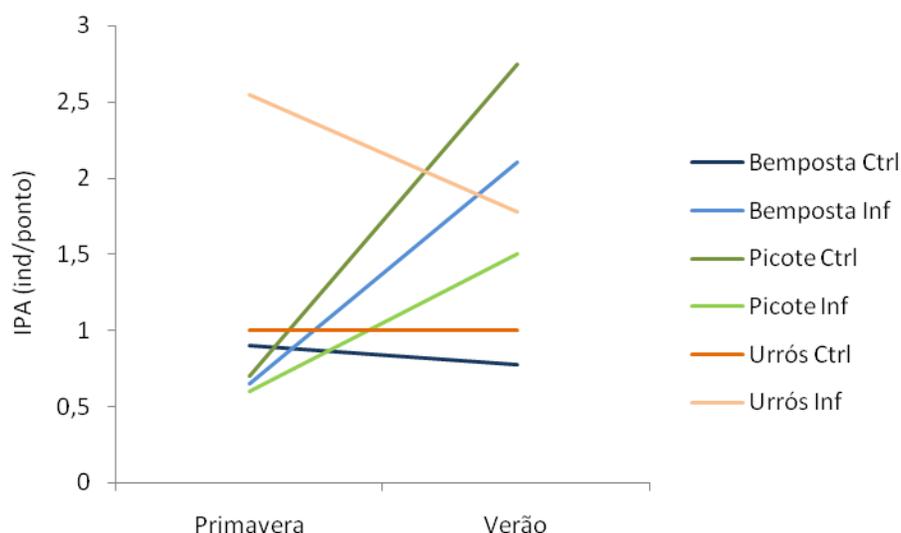


Figura 29 - Variação do Índice Pontual de Abundância de Columbiformes entre as duas épocas de amostragem.

O índice de abundância médio de Turdideos foi de 0,9 ind/ponto, sendo o valor mais elevado registado na área de gestão de Urrós (1,4 ind/ponto) e o valor mais baixo o determinado para a área de gestão de Bemposta (0,4 ind/ponto) (tabela 10).

Neste caso é notória uma diminuição do valor médio do índice de abundância relativamente à época de amostragem anterior. No entanto ocorreu um ligeiro aumento na área controlo de Bemposta e na área de influência de Urrós (figura 30).

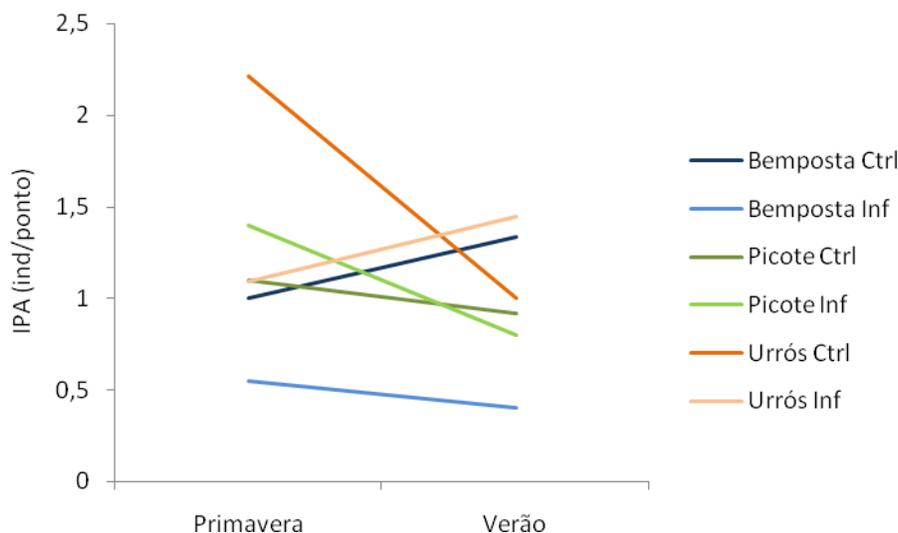


Figura 30 - Variação do Índice Pontual de Abundância de Turdideos entre as duas épocas de amostragem.

Tabela 10 – Espécies detectadas em cada uma das áreas de trabalho durante os censos de Verão, através do método dos pontos de escuta. (Ar – *Alectoris rufa*, Cca – *Cuculus canorus*, Cco – *Corvus corvax*, Ccot – *Coturnix coturnix*, Cc – *Cyanopcyca cyanus*, Cp – *Columba palumbus*, Csp – *Columba sp.*, Gg – *Garrulus glandarius*, Oo – *Oriolus oriolus*, Pp – *Pica pica*, St – *Streptopelia turtur*, Su – *Sturnus unicolor*, Tm – *Turdus merula*, Tv – *Turdus viscivorus*).

Local	Ar	Cca	Cco	Ccot	Cc	Cp	Csp	Gg	Oo	Pp	St	Su	Tm	Tv
Bemposta ctr	0	0	0	0	9	3	3	0	10	0	1	0	10	2
Bemposta Inf	9	0	0	0	0	6	4	1	15	0	11	0	3	1
Lagoaça Ctrl	0	0	0	4	6	1	0	0	7	0	3	2	5	0
Lagoaça Inf	3	0	0	3	7	1	2	1	10	0	5	0	3	1
Picote Ctrl	10	6	1	1	0	6	15	2	20	1	12	3	10	1
Picote inf	6	0	0	2	3	2	8	0	13	0	5	0	8	0
Urrós Ctrl	5	0	0	0	0	7	0	0	13	0	2	0	9	0
Urrós Inf	4	0	0	0	4	1	9	0	16	0	6	0	13	0
Total Geral	37	6	1	10	29	27	41	4	104	1	45	5	61	5

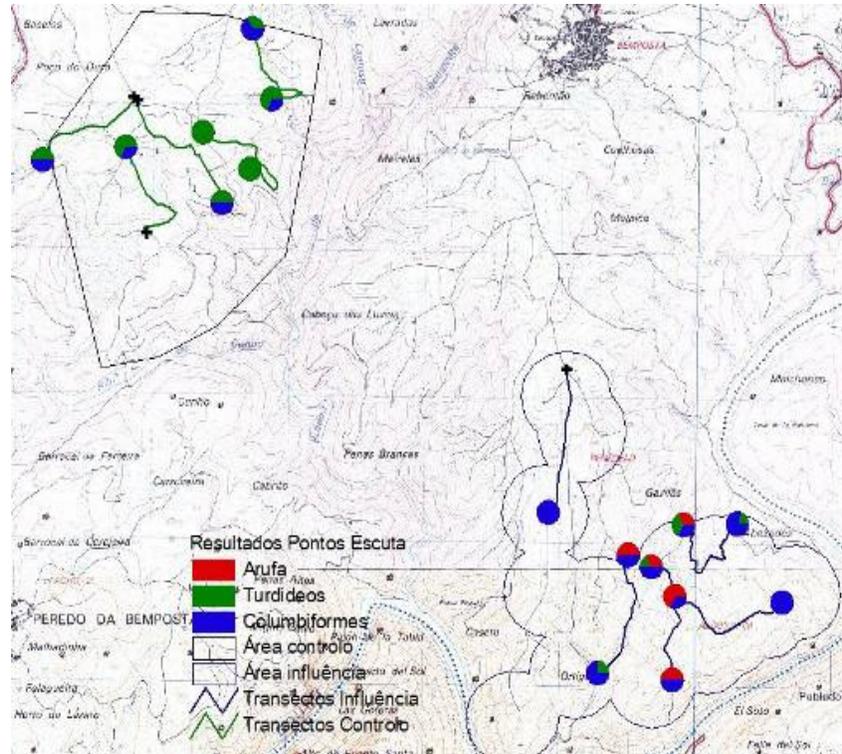


Figura 33 - Resultados da aplicação do método dos pontos de escuta para determinação da abundância de presas de Águia de Bonelli, no território de Bemposta na época de Verão.

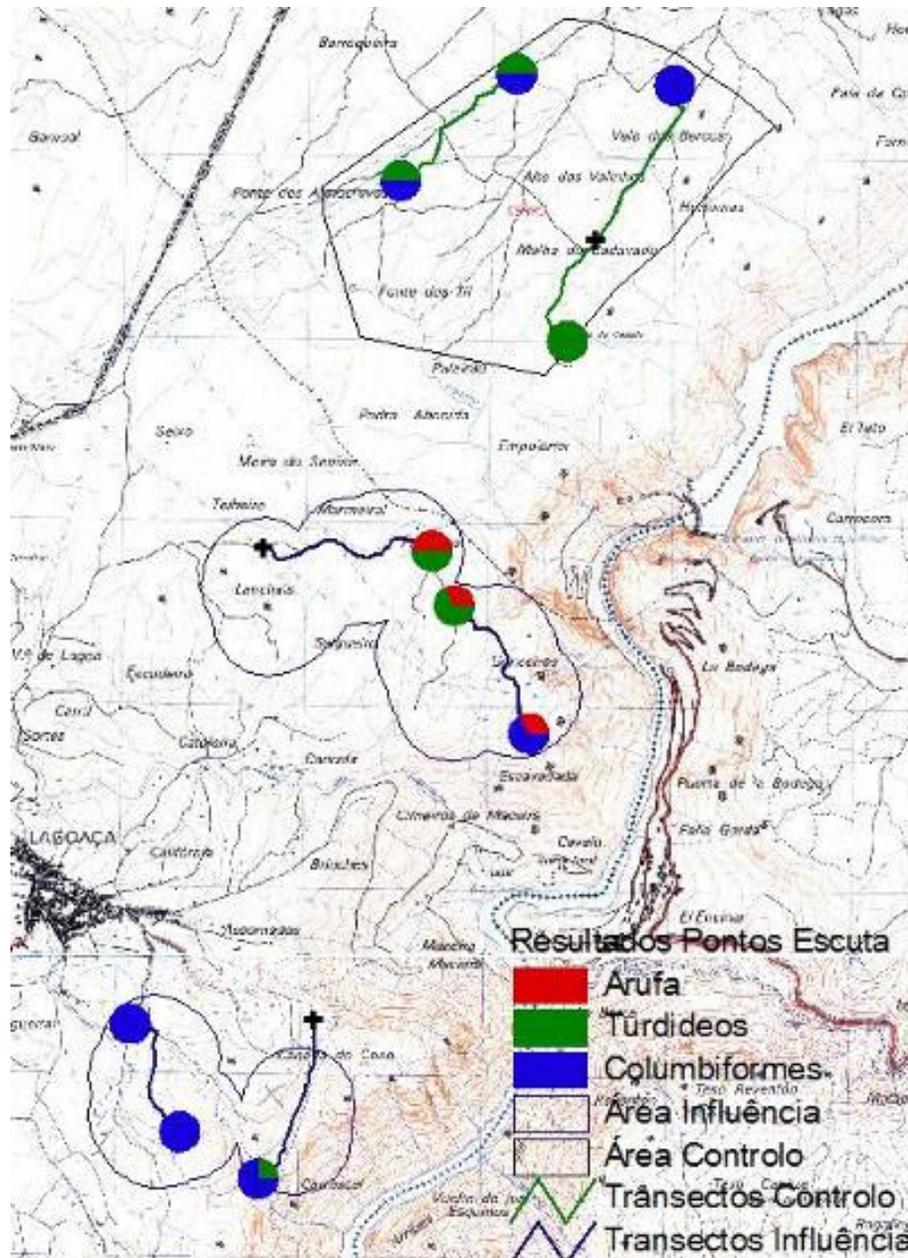


Figura 34 - Resultados da aplicação do método dos pontos de escuta para determinação da abundância de presas de Águia de Bonelli, no território de Lagoaça na época de Verão.

Relativamente a cada local fez-se um gráfico resumo dos principais índices de abundância obtidos em cada um dos métodos. Importa realçar que os valores apresentados correspondem aos valores médios das duas épocas de amostragem de presas de Águia de Bonelli (figuras 35 e 36).

Relativamente aos resultados obtidos através da amostragem por pontos de escuta os valores mais elevados para Índice Pontual de Abundância de presas no geral, ocorreram na área controlo de Picote. No entanto, os valores mais elevados do IPA de Perdiz, Columbiformes e Turdideos ocorreram no território de Urrós (figura 35).

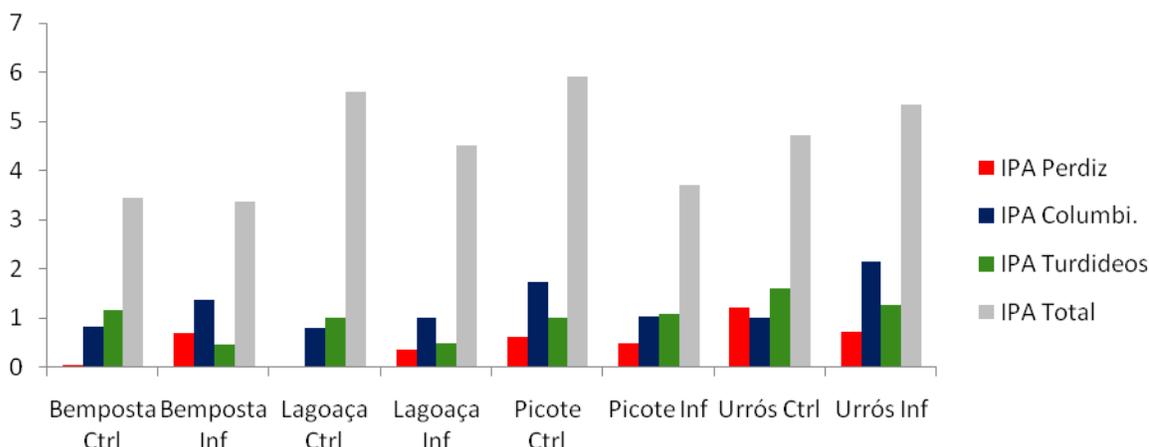


Figura 35 – Valores dos Índices Pontuais de Abundância de Perdiz, Columbiformes, Turdideos e Total de presas, determinados para cada uma das áreas analisadas.

Quanto aos Índices Quilométricos de Abundância, obtidos pelo método dos transectos, verifica-se que o valor máximo relativo à totalidade de presas foi estimado para a área controlo de Urrós. Na área de gestão de Urrós foi detectado o índice mais elevado de perdizes, enquanto na área controlo de Bemposta foi detectado o valor mais alto de Columbiformes e na área controlo de Picote o de Turdideos (figura 36).

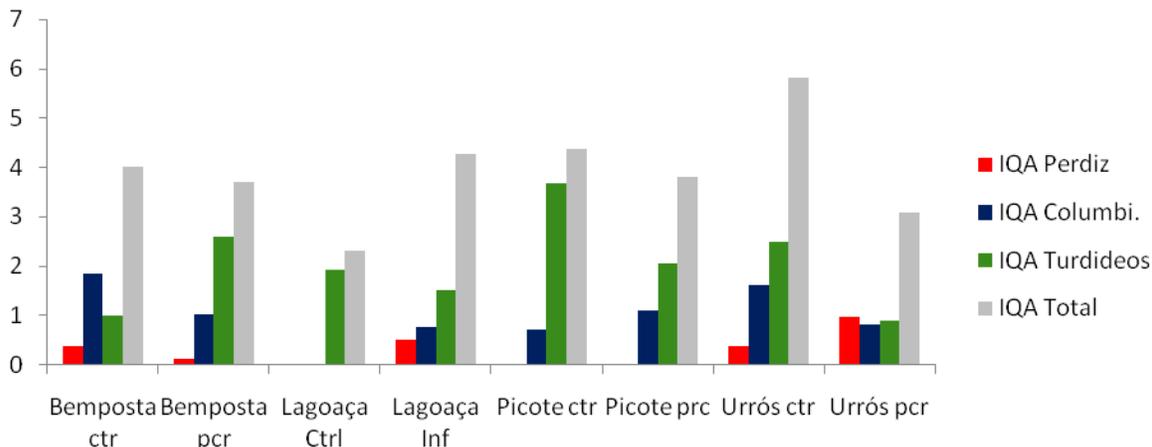


Figura 36 – Valores dos Índices Quilométricos de Abundância de Perdiz, Columbiformes, Turdideos e Total de presas, determinados para cada uma das áreas analisadas.

10.1.2.II.c – Indicador “Presença de presas da Águia de Bonelli” – Discussão

A espécie presa mais comum e abundante nas áreas estudadas foi o Melro *Turdus merula*, estando presente em quase todos os transectos e pontos de amostragem realizados.

Em ambas as amostragens foram detectados mais indivíduos e maior diversidade específica usando o método dos pontos. Este facto deve-se ao facto de neste método ser também possível registar os contactos auditivos, aumentando assim o número de espécies detectadas e a diversidade já que algumas espécies são facilmente escutadas mas dificilmente observadas (Rabaça, 1995). O índice total de abundância de presas apresenta um aumento na época de amostragem de Verão que se ficará a dever ao facto de, nesta época, terem já chegado e estabelecido territórios de nidificação várias espécies migradoras como o Papa-figos *Oriolus oriolus*, o Pombo-torcaz *Columba palumbus* ou a Rola-brava *Streptopelia turtur*. Este aumento é também evidente quando se consideram os índices de abundância apenas dos Columbiformes. Nesta época, pelos mesmos motivos, ocorre também um aumento do número de taxons identificados em ambos os métodos.

Os valores médios do índice total de abundância de presas, não foram detectados para os mesmos locais em ambos os métodos. Este facto terá a ver com as características de cada uma das áreas e com o comportamento das espécies mais abundantes em cada local. Assim, como cada um dos métodos apresenta um enviesamento para as espécies mais ou menos conspícuas podem ocorrer este tipo de diferenças.

A Perdiz-vermelha *Alectoris rufa* foi uma espécie pouco frequente nos pontos de escuta e menos frequente nos transectos. Este facto deve-se, principalmente às dificuldades de observação colocadas pela elevada percentagem de cobertura arbustiva existentes na área de estudo. Por outro lado, a capacidade de mimetismo e os hábitos esquivos característicos desta espécie também contribuem para as diferenças observadas entre as duas metodologias. Pode-se, no entanto considerar que os níveis populacionais de Perdiz-vermelha, na área estudada, são bastante baixos, embora em alguns locais as populações possam apresentar valores de densidade medianos (Borrvalho, *et al.* 1996; Borrvalho, *et al.* 2000; Fortuna 2002); Fortuna, 2002).

A descida generalizada dos Índices Quilométricos de Abundância da Perdiz entre as duas épocas de amostragem deve-se-á ao facto de, na segunda época de amostragem (Junho) os animais estarem ainda em incubação. Neste ano, devido à intensa pluviosidade ocorrida durante o mês de Abril e início de Maio (Instituto de Metrologia), a época de reprodução deverá ter sofrido algum atraso ou mesmo causado a perda de algumas posturas podendo ter ocorrido posturas de reposição. Este acto explicaria o aumento do índice pontual de abundância entre as duas épocas de amostragem observado em algumas das áreas amostradas.

O índice de abundância de Columbiformes (várias espécies de Pombos *Columba sp* e a Rola-brava *Streptopelia turtur*) registou um aumento entre as duas épocas de amostragem, observado em ambos os métodos utilizados. Este aumento deve-se ao facto de algumas das espécies censadas serem migradoras e terem chegado, e estabelecido territórios nas áreas de estudo, entre as duas épocas de censo. Este facto é corroborado com o facto de a Rola-brava apenas ter sido detectada na segunda época de amostragem.

No caso desta espécie os índices médios de abundância apresentam valores de densidade médios embora em alguns locais este valor possa ser bastante elevado.

O índice de abundância de Turdideos (Melro *Turdus merula* e Tordos *Turdus* sp.) apresenta tendências sazonais diferentes para cada um dos métodos aplicados. Segundo o método dos transectos os índices de abundância mais elevados são registados na época de Verão enquanto pelo método dos pontos de escuta os valores mais elevados são registados na época de Primavera. Este facto dever-se-á, por um lado, ao facto de algumas espécies de Tordos (ex. *Turdus philomelus*) facilmente detectados em pontos de escuta, não estarem presentes na época de Verão devido à migração para as áreas de reprodução, e por outro ao aumento da actividade de espécies conspícuas (ex. *Turdus merula*) devido ao avançar da sua época de reprodução.

Importa também referir que os valores de abundância aqui apresentados são referentes a uma situação inicial uma vez que as sementeiras criadas ainda não produziram sementes não fazendo assim sentir o seu efeito sobre as populações de presas de Águia de Bonelli. Assim, espera-se um aumento das populações de algumas espécies, nomeadamente dos Columbiformes e Perdizes, em resposta ao aumento da disponibilidade alimentar através das sementeiras e da disponibilização directa de alimento (acção 6 deste projecto).

10.1.3 Referências bibliográficas

Arenas, A.J., R.J. Astorga, I. García, A. Varo, B. Huerta, A. Carbonero, R. Cadenas and A. Perea. (2006). Captive Breeding of Wild Rabbits: Techniques and Population Dynamics. *Journal of Wildlife Management*. **70**: (6) 1801-1804.

Bakker, E.S., R.C. Reiffers, H. Olf and J.M. Gleichman. (2005). Experimental manipulation of predation risk and food quality: effect on grazing behaviour in a central-place foraging herbivore. *Oecologia*. **146**: 157-167.

Borrvalho, R., F. Rego and P.V. Pinto. (1996). Is driven transect sampling suitable for estimating red-legged partridge *Alectoris rufa* densities? *Wildlife Biology*. **2**: (4) 259-268.

Borrvalho, R., C. Stoate and M. Araújo. (2000). Factors affecting the distribution of Red-legged Partridges *Alectoris rufa* in an agricultural landscape of southern Portugal. *Bird Study*. **47**: 304-310.

Cabezas, S. and S. Moreno. (2007). An experimental study of translocation success and habitat improvement in wild rabbits. *Animal Conservation* **10**: 340-348.

Cadahía, L.L. (2007). *Dispersión Natal y Estructura de la Población de Águila-Azor Perdicera Hieraaetus fasciatus en la Península Ibérica*. PhD. Universidad de Alicante, Alicante.

Delibes-Mateos, M., S.M. Redpath, E. Angulo, P. Ferrerasa and R. Villafuerte. (2007). Rabbits as a keystone species in southern Europe. *Biological Conservation*. **137** 149-156.

Dias, A. (2006). *Métodos de censo de perdiz-vermelha (Alectoris rufa L.) em zonas de alta e baixa densidades*. Master Thesis. Ambiente e Ciências da Terra, Universidade do Algarve, Faro.

Eldridge, D.J., C. Costantinides and A. Vine. (2006). Short-Term Vegetation and Soil Responses to Mechanical Destruction of Rabbit (*Oryctolagus cuniculus* L.) Warrens in an Australian Box Woodland. *Restoration Ecology*. **14**: (1) 50-59.

Fernández, N. (2005). Spatial patterns in European rabbit abundance after a population collapse. *Landscape Ecology*. **20**: 897-910.

Fortuna, M.Á. (2002). Selección de Hábitat de la Perdiz roja *Alectoris rufa* en período reproductor en relación con las características del paisaje de un agrosistema de la Mancha (España). *Ardeola*. **49**: (1) 59-66.

Fráguas, B. (1999). *A população de Águia de Bonelli Hieraaetus fasciatus no Nordeste de Portugal. Situação actual, Biologia da reprodução, Ecologia e Conservação da população*. Master Thesis. Faculdade de Ciências, Universidade do Porto, Porto.

García, F.J.G. (2003). *Revisión de las actuaciones para el fomento de las poblaciones del Conejo de monte. 1º Informe Anual* B. A. Heredia (ed). TRAGSA,

Hulbert, I.A.R., G.R. Iason, D.A. Elston and P.A. Racey. (1996). Home-range sizes in a stratified upland landscape of two lagomorphs with different feeding strategies. *Journal of Applied Ecology* **33**: (6) 1479-1488.

Instituto de Meteorologia - www.meteo.pt

Lozano, J., E. Virgós, S. Cabezas-Díaz and J.G. Mangas. (2007). Increase of large game species in Mediterranean areas: Is the European wildcat (*Felis silvestris*) facing a new threat? *Biological Conservation*. **138**: 321-329.

Moleón, M., J.M. Gil-Sánchez, J. Real, J.A. Sánchez-Zapata, J. Bautista and J.F. Sánchez-Clemot. (2007). Non-breeding feeding ecology of territorial Bonelli's eagles *Hieraetus fasciatus* in the Iberian Peninsula. *Ardeola*. **54**: (1) 135-143.

Moreno, S., R. Villafuerte, S. Cabezas and L. Lombardi. (2004). Wild rabbit restocking for predator conservation in Spain. *Biological Conservation*. **118**: (2) 183-193.

Palomares, F. (2001). Vegetation structure and prey abundance requirements of the Iberian lynx: implications for the design of reserves and corridors. *Journal of Applied Ecology*. **38**: 9-18.

Paula, A.S. (2007). *Monitorização do Coelho-bravo na Reserva Natural da Serra da Malcata (1997-2007)*. Master Thesis. Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Aveiro.

Pereira, D.C., J. Carvalho and J.F.F. Bugalho. (1999). *O ordenamento e a Gestão da Perdiz-vermelha (Alectoris rufa L.)*. (ed). Centro de Ecologia Aplicada "Prof. Beata Neves", Lisboa.

Piorno, V.G. *Gestión cinegética y conservación del conejo de monte*. Departamento de Ecología y Biología Animal, Universidad de Vigo, Vigo.

San Miguel, A., F. Guil, J. Inogés, S. Agudín, F. Silvestre, M. Martínez and M. Fernández. (2006a). *La Gestión del Hábitat del Lince Ibérico*. in *Manual para la gestión del hábitat el lince ibérico (Lynx pardinus Temminck) y de su presa principal, el conejo de monte (Oryctolagus cuniculus L.)*. S. M. Ayanz Alfonso (ed). Fundación CBD-Habitat, Madrid.

San Miguel, A., J. Muñoz-Igualada, F. Guil and F. Silvestre. (2006b). *El Conejo de Monte: La presa principal del Lince Ibérico*. in *Manual para la gestión del hábitat del lince ibérico (Lynx pardinus Temminck) y de su presa principal, el conejo de monte (Oryctolagus cuniculus L.)*. S. M. Ayanz Alfonso (ed). Fundación CBD-Habitat., Madrid.

Villafuerte, R., J. Vifiuela and J.C. Blanco. (1998). Extensive predator persecution caused by population crash in a game species: the case of Red Kites and Rabbits in Spain. *Biological Conservation*. **84** 181-188.

Williams, D., P. Acevedo, C. Gortázar, M.A. Escudero, J.L. Labarta, J. Marco and R. Villafuerte. (2007). Hunting for answers: rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) population trends in northeastern Spain. *Eur J Wildl Res*. **53**: 19-28.

Anexos

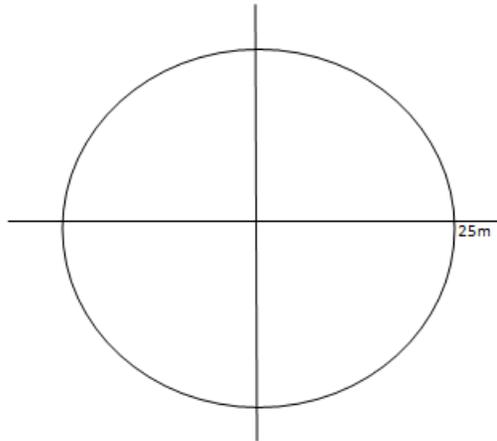
ANEXO I – Tabelas de recolha de dados para a quantificação do indicador “Abundância relativa de lagomorfos”

ANEXO II – Tabelas de recolha de dados para a quantificação do indicador “Abundância relativa de Presas de Águia de Bonelli”

Contagem de presas de Águia de Bonelli – PEAR



Data		Biótopo		Nebulosidade	0	1	2	3	Obs.
Hora		Altura Max		Vento	0	1	2	3	
Local		Obs		Precipitação	0	1	2	3	
Pt N.º		5 min de contagem							



Data		Biótopo		Nebulosidade	0	1	2	3	Obs.
Hora		Altura Max		Vento	0	1	2	3	
Local		Obs		Precipitação	0	1	2	3	
Pt N.º		5 min de contagem							

