

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**O COELHO-BRAVO COMO FACILITADOR DA INVASÃO DO
CHORÃO NOS SISTEMAS DUNARES:
IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DE UMA ESPÉCIE
ENDÉMICA (*COREMA ALBUM*)**

Miguel Raposo Monereo Lopes

DISSERTAÇÃO

MESTRADO EM ECOLOGIA E GESTÃO AMBIENTAL

2015

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**O COELHO-BRAVO COMO FACILITADOR DA INVASÃO DO
CHORÃO NOS SISTEMAS DUNARES:
IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DE UMA ESPÉCIE
ENDÉMICA (*COREMA ALBUM*)**

Miguel Raposo Monereo Lopes

Dissertação orientada por:

Professora Doutora Otilia Correia

Professora Doutora Margarida Santos-Reis

Mestrado em Ecologia e Gestão Ambiental

2015

Agradecimentos

À Professora Otília, pela infinita paciência, por ter lido toda a asneirada que eu ia enviando, e respectivos (e merecidos) puxões de orelhas.

À Professora Margarida, por toda a ajuda a polir tantas e tantas arestas, e pela atitude sempre positiva.

Ao Avô, sem o qual o trabalho de campo teria sido quase impossível, e muito mais agreste.

Ao Nuno. Boleias, braços, pernas e muita conversa (tanto científica como da treta).

Ao Ico e à Carolina, que tornaram os quadrados muito mais rápidos, fáceis e agradáveis.

Ao pai, que foi motorista mais que uma ou duas vezes (ah, e pelas propinas).

À mãe, que nunca refilou, mesmo quando eu estava menos bem disposto (e também pelas propinas).

À Herculana, que estava lá sempre que aparecia uma barreira que fosse preciso ultrapassar.

À Catarina, que não faz a mínima do quanto e como me ajudou.

À Professora Filomena, toda a estatística ficou tão mais abordável.

À Laurini, que aturou o desespero.

To Shepard and Simons, for helping maintaining me (relatively) sane during all this endeavour.

E à Lilo e à Bolota, sempre comigo.

Índice

i.	Resumo e Palavras-chave	i
ii.	Abstract and Key-words	ii
1.	Introdução	1
2.	Área de estudo.....	7
3.	Materiais e Métodos.....	9
3.1.	Composição da comunidade vegetal	9
3.2.	Potencial reprodutor das espécies vegetais em estudo.....	10
4.2.1.	Produção de frutos	10
4.2.2.	Banco de sementes	12
3.3.	Potencial de dispersão por <i>O. cuniculus</i>	12
3.4.	Potencial de germinação das sementes	13
3.5.	Análise e tratamento de dados.....	16
4.	Resultados.....	18
4.1.	Composição da comunidade vegetal	18
4.2.	Potencial reprodutor das espécies em estudo.....	20
4.2.1.	Produção de frutos	20
4.2.2.	Banco sementes	23
4.3.	Potencial de dispersão por <i>O. cuniculus</i>	25
4.4.	Potencial de germinação das sementes	26
5.	Discussão	28
5.1.	Potencial reprodutor.....	28
5.2.	O papel do coelho na dispersão e estabelecimento de <i>C. album</i> e <i>C. edulis</i>	31
5.3.	Implicações para a gestão e conservação dos sistemas dunares	36
6.	Bibliografia	38
7.	Anexos	43
7.1.	Anexo 1	43
7.2.	Anexo 2	45

i. Resumo e Palavras-chave

Corema album (camarinha), espécie arbustiva endémica da Península Ibérica, encontra-se em regressão. No presente trabalho foi estudada uma população de camarinha com uma estrutura etária avançada, reduzida regeneração e invadida por *Carpobrotus edulis* (chorão) que aparenta estar a comprometer a regeneração local da espécie nativa. Ambas as espécies produzem frutos carnudos e estão dependentes de vectores animais para a sua dispersão, entre os quais o coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*). Foi objectivo deste estudo avaliar qual o potencial reprodutor de ambas as espécies e em que medida o consumo dos seus frutos pelo coelho-bravo poderá estar a contribuir para um maior recrutamento e invasibilidade do chorão e quais as implicações deste facto para a camarinha. Para tal avaliou-se a produção de frutos e recolheram-se sementes de camarinha e chorão dos frutos, do solo, bem como dos dejectos de coelho. Em laboratório realizaram-se testes de germinação das sementes recolhidas em frutos, no solo e nos dejectos. Ambas as espécies apresentaram potencial reprodutor elevado e verificou-se que o coelho-bravo se comporta como dispersor e facilitador da germinação da camarinha e predador e dispersor do chorão, sendo que parece preferir os frutos da espécie invasora, facilitando a respectiva invasão. O chorão não forma banco de sementes no sistema em estudo, não precisando de qualquer tipo de escarificação para germinar, ao contrário da camarinha, cujas percentagens de germinação são sempre muito reduzidas. O papel do coelho-bravo parece ser fundamental na caracterização do sistema dunar em estudo, propondo-se neste trabalho um modelo hipotético para a invasibilidade do chorão nos sistemas dunares. Os resultados obtidos são discutidos à luz da invasibilidade do chorão nestes sistemas e suas implicações para a gestão e conservação dos mesmos, incluindo a camarinha.

Palavras-chave: dispersão, zoocoria, testes de germinação, banco de sementes, interacção planta-animal

ii. Abstract and Key-words

Corema album, a shrub species endemic to Iberian Peninsula, is facing regression. Here we study an aging *C. album* population, with reduced regeneration, which is also invaded by *Carpobrotus edulis*. This invasive species seems to be compromising the local regeneration of *C. album*. Both species produce fleshy fruits and are dependent on animal vectors for their dispersion, namely the wild-rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). In this study we evaluate the reproductive potential of both species and in what manner the consumption of their fruits by wild-rabbits might be contributing to a greater recruitment and invasiveness of *C. edulis*, and which are the implications for *C. album*. To achieve this, fruit production was evaluated and seeds were gathered from the fruits, seed bank and rabbit pellets. In laboratory, germination tests were undertaken with seeds from all sources. We found that both plant species present a high reproductive potential and that the wild-rabbit behaves as a disperser and germination facilitator for *C. album*, and a predator and dispersal agent of *C. edulis*. Rabbits seem to prefer the fruits of the invasive species, facilitating its invasion. *C. edulis* does not form a seed bank in the study area, not needing any sort of scarification to germinate. For *C. album* germination percentages are always very low. The wild-rabbit seems therefore to be an important key player in the studied area and here we propose a hypothetical model for the invisibility of *C. edulis* in dune systems. The obtained results are discussed considering the invasiveness of *C. edulis* and its implications for the management and conservation of these systems, including *C. album*.

Key-words: dispersal, zoochory, germination tests, seed bank, animal-plant interactions

1. Introdução

Os habitats dunares costeiros são de extrema importância ecológica, servindo de transição entre os ambientes marinho e terrestre (Everard *et al.*, 2010; Marcantonio *et al.*, 2014). Localizam-se em faixas de areal entre estes dois ambientes contrastantes, onde a comunidade vegetal tem um papel essencial na estruturação e manutenção dos mesmos, controlando a erosão (eólica e hídrica), regulando a formação e consolidação do substrato e servindo de suporte a uma grande diversidade de organismos (Kim & Bae Yu, 2009; Marcantonio *et al.*, 2014).

As dunas costeiras, embora sejam ecossistemas bastante frágeis e com reduzida resiliência (Carter, 1988), servem como defesa contra tempestades (Marcantonio *et al.*, 2014) uma vez que a porosidade do solo dispersa a energia das ondas (Everard *et al.*, 2010), contra a subida do nível médio das águas do mar, como controlo da erosão aquática e eólica, e ainda como filtros de água (Marcantonio *et al.*, 2014; Everard *et al.*, 2010).

Os sistemas dunares têm sido utilizados pelo homem de forma intensiva, e são actualmente dos mais ameaçados pelas suas actividades, mas não se estão tomar medidas para abrandar ou mitigar os factores de perturbação daí decorrentes (Silva *et al.*, 2004). A pressão antropogénica causada pela tendência de mudança das populações humanas para as áreas costeiras tem contribuído para agravar os efeitos destes factores (Marcantonio *et al.*, 2014).

De 1900 a 1998 a área ocupada por sistemas dunares diminuiu em 25% na Europa (Delbaere & Ben, 1998), sendo que 85% da sua área actual se encontra sobre ameaça, uma vez que são zonas muito procuradas para a construção de urbanizações, campos de golf e estradas, e sofrem de pisoteio extensivo devido ao uso balnear, turístico e recreativo, a que acresce o impacto das infraestruturas construídas como apoio a esses fins. Nestes sistemas constituem também graves ameaças a introdução de espécies exóticas de crescimento rápido, como o chorão-das-praias (*Carpobrotus edulis* (L.) N.E. Br.), acácias (*Acacia* spp. Mill) e (chorão-das-praias ou chorão) e pinheiros (*Pinus* spp. L.), com o objectivo de fixar e fertilizar o substrato (Clavijo *et al.*, 2002; Heslenfeld *et al.*, 2004, Muñoz-Vallés *et al.*, 2013) assim como para uso ornamental (Marchante *et al.*, 2005).

A introdução de espécies exóticas é sem dúvida um dos principais factores de perturbação nestes sistemas devido às alterações que provocam nas condições

abióticas do meio, criando condições propícias à sua invasão (Jorgensen & Kollmann, 2009).

As dunas costeiras marítimas constituem um dos ecossistemas identificados na Directiva Habitats da Rede Natura 2000, no qual a biodiversidade deve ser assegurada através da conservação dos habitats naturais e da fauna e flora selvagens. A estabilidade dos sistemas dunares depende da diversidade de plantas nativas, as quais retêm a areia e minimizam os efeitos da erosão (van der Putten *et al.*, 1993).

É então de importância crucial a conservação das espécies vegetais nativas para a preservação dos habitats dunares. Nestes habitats encontram-se muitas espécies raras ou endémicas, cujo desaparecimento poderá ser irreversível. Quatro das quinze espécies vegetais endémicas da Península Ibérica podem ser encontradas nas dunas da costa atlântica – *Corema album* (L.) D. Don, *Stauracanthus genistoides* (Brot.) Samp., *Thymus carnosus* Boiss., e *Armeria pungens* (Link) Hoffmanns. & Link., o que traduz a importância ecológica e biogeográfica deste habitat, que sujeito a intensas pressões edafo-climáticas e antrópicas corre o risco de degradação acentuada (Silva *et al.* 2004).

Corema album, camarinha ou camarinheira, é um arbusto esclerófilo que se distribui pelos sistemas dunares da costa atlântica da Península Ibérica, desde o Cabo Finisterra até Cádiz, onde é uma espécie chave (Boratynski & Puente, 1995). Embora seja uma espécie característica da costa ocidental da Península Ibérica, *C. album* encontra-se em regressão nos seus limites de distribuição, principalmente na Galiza e no sul de Portugal e Espanha (Diaz Barradas *et al.*, 2000; Clavijo *et al.*, 2002, 2003). Esta regressão deve-se principalmente à destruição dos sistemas dunares para fins urbanísticos e recreativos, e à plantação e avanço de espécies exóticas como pinheiros (*Pinus pinaster* Aiton 1789), retamas (*Retama monosperma* (L.) Boiss. 1840), acácias e o chorão (Clavijo *et al.*, 2002, 2003).

Na arriba fóssil da Costa da Caparica, área de estudo seleccionada, as populações de camarinha encontram-se envelhecidas e sem regeneração natural, estando em regressão, indicando que esta população se encontra a evoluir para um estágio próximo da senescência (Clavijo *et al.*, 2002, 2003; Silva *et al.*, 2004). O conhecimento dos factores responsáveis pela senescência destas populações assume importância fundamental para a gestão e conservação destas populações.

C. album produz pequenas bagas de cor branca ou rosada, com cerca de 3 sementes (Valdés *et al.*, 1987; Zunzunegui *et al.*, 2006). A frutificação começa em meados de Abril e o amadurecimento vai ocorrendo até meados de Dezembro (Valdés *et al.*, 1987; Marques, 2007). Está dependente de vectores animais para a sua dispersão

(endozoocoria), desde gaivotas, melros e outros passeriformes, a raposas, texugos, coelhos e outros mamíferos bem como outros frugívoros (Guitiána *et al.*, 1997; Calviño-Cancela, 2005; Larrinaga, 2010). Na arribá fóssil da Costa da Caparica o principal dispersor de *C. album* é o coelho-bravo *Oryctolagus cuniculus* (L.) (Clavijo *et al.*, 2003; Costa, 2011), no entanto este está cada vez mais ausente deste local devido à pressão antropogénica e epizootias, originando uma probabilidade cada vez menor de dispersão e regeneração das populações de *C. album*.

O crescimento vegetativo desta espécie não está dependente da precipitação (Zunzunegui *et al.*, 2006), a polinização é anemófila e a produção de frutos é abundante, porém a germinação e sobrevivência das plântulas e jovens indivíduos não aparentam ter tanto sucesso, o que pode estar a limitar a colonização de novos territórios, e consequentemente o rejuvenescimento da população. A grande maioria dos indivíduos morre em fase de cotilédone (80%), e só 1-2% das plântulas chegam ao ano seguinte (Clavijo *et al.*, 2003). A ausência de estabilidade que afecta os sistemas dunares, dificulta também a sobrevivência e a capacidade de alcançar microsítios favoráveis à germinação e ao estabelecimento. Se o *input* e tipo de sementes é um dos principais constrangimentos à dispersão e colonização de novos territórios por parte destas espécies nativas (Dellafiore *et al.*, 2006), a interacção com animais dispersores e predadores de frutos ou sementes pode ter um papel relevante no padrão demográfico das plantas e especialmente nas espécies com frutos suculentos.

Neste contexto, a endozoocoria assume importância vital, não só pelo seu papel na dispersão, mas também como potenciador quer da germinação das sementes através da remoção da polpa e de compostos químicos que poderão ser inibidores de germinação (D'Antonio *et al.*, 1993) quer do aumento da permeabilidade a gases e a água, bem como da deposição destas sementes em microsítios com factores do meio ambiente (radiação, temperatura, etc.) favoráveis à germinação e estabelecimento das plântulas (Calviño-Cancela, 2004; Traveset *et al.*, 2008).

De entre os animais frugívoros, o coelho-bravo, é uma espécie chave dos ecossistemas mediterrâneos (Alves *et al.*, 2006; Delibes-Mateos *et al.*, 2008). Prefere habitats secos de solos arenosos moles (facilita a construção de tocas) e zonas com pequenos arbustos devido à protecção que conferem, embora também ocorram em florestas com espécies arbóreas, podendo mesmo ocupar terrenos urbanos (Parker, 1990). Este herbívoro é responsável por alterar a estrutura e composição das comunidades vegetais através do consumo de partes das plantas, principalmente fotossintéticas, e da dispersão de sementes, levando à criação de um mosaico heterogéneo. Esta heterogeneidade é fundamental na preservação e diversidade das

espécies vegetais, uma vez que a maioria das espécies mediterrânicas evoluiu num habitat de mosaico heterogéneo, estando por isso melhor adaptadas a sistemas desse tipo (Verdú *et al.*, 2000; Delibes-Mateos *et al.*, 2008). Por outro lado as suas latrinas afectam favoravelmente a fertilidade do solo e o crescimento das plantas (Pakeman, 2002; Dellafiore, *et al.*, 2006, 2010; Castro, *et al.*, 2008; Delibes-Mateos *et al.*, 2008; Salas *et al.*, 2009; Malo *et al.*, 2010; Mancilla-Leytóna *et al.*, 2013; Perea *et al.*, 2013), servindo também de recurso alimentar a vários invertebrados que durante o seu ciclo de vida interagem positivamente com as espécies vegetais (Verdú, *et al.*, 2000; Delibes-Mateos *et al.*, 2008). O potencial dispersor de sementes do coelho-bravo é bastante elevado, ultrapassando mesmo o de outros herbívoros de maior porte (Pakerman *et al.*, 2002; Calviño-Cancela, 2004; Eycott *et al.*, 2007), podendo dispersar mais de 100 sementes por dia em zonas de dunas de areia (Dellafiore *et al.*, 2010; Mancilla-Leytóna *et al.*, 2013).

Sabe-se que o coelho se alimenta de frutos suculentos, e este recurso alimentar pode ser de importância vital para estes animais nas zonas de clima mediterrânico com elevada escassez hídrica, especialmente no Verão (Alves *et al.*, 2006; Dellafiore *et al.*, 2010; Larrinaga, 2010). *C. album* é uma das espécies que produz esse recurso alimentar, que o coelho parece preferir quando disponível (Larrinaga, 2010). Porém, os estudos realizados até ao momento nunca equacionaram o efeito da coexistência de uma espécie invasora como o *C. edulis*, que apresenta uma alternativa à camarinha produzindo igualmente frutos suculentos (Clavijo *et al.*, 2003). Silva e colaboradores em 2004 registaram na arriba fóssil da Costa da Caparica uma frequência mais elevada de *C. edulis*, embora com menor cobertura, relativamente a *C. album*, o que indicava já uma tendência para um aumento da população de chorão. Em 2014 a mesma área já se encontra completamente invadida (Novoa *et al.*, 2014). Novoa *et al.* (2014) referiram também um aumento da invasão por chorão nas dunas interiores da Mata dos Medos sobre a Arriba Fóssil da Costa da Caparica numa área de pinhal fomentado pela existência de fogos.

O chorão, originário da África do Sul (D'Antonio, 1990), é um caméfito perene suculento com longos caules escamosos que enraízam a partir dos nós, sendo considerado uma praga invasora em Portugal (decreto de lei 565/99). Frutifica de Fevereiro a Maio, e os frutos carnudos em forma de figo apenas começam a ser ingeridos depois de cerca de dois meses de maturação, mantendo-se comestíveis até Dezembro (D'Antonio, 1990; Vilà & D'Antonio, 1998). Esta espécie também está dependente de vectores animais para a sua dispersão (D'Antonio *et al.*, 1993; D'Antonio & Weber, 1999). A regeneração de *C. edulis* ocorre quer por germinação das suas

sementes quer vegetativamente a partir do enraizamento dos seus caules prostrados, mas é a dispersão das sementes através de vectores animais que permite uma maior e mais eficaz expansão e ocupação de novas áreas.

C. edulis como espécie invasora tem a capacidade de alterar as propriedades do solo e as comunidades de microrganismos, exercendo dessa forma uma pressão negativa nas espécies nativas, inibindo a sua germinação (Santoro *et al.*, 2011; Novoa *et al.*, 2013, 2014). O facto de o chorão ser uma espécie rasteira que consegue crescer debaixo dos arbustos de camarinha também pode afectar o normal desenvolvimento dos mesmos (Costa, 2001).

O papel do coelho como dispersor de camarinha e de chorão está bem documentado (D'Antonio, 1990, 1993; Clavijo *et al.*, 2003; Bourgeois *et al.*, 2004; Calviño-Cancela, 2004, 2005; Dellafiore *et al.*, 2010; Larrinaga, 2010; Malo *et al.*, 2010; Mancilla-Leytóna *et al.*, 2013; Perea *et al.*, 2013). Quer *C. album* quer *C. edulis* disponibilizam uma fonte de alimentação rica em água (factor limitante durante o Verão (Alves *et al.*, 2006)), açúcares, e nutrientes durante um longo período de tempo, que abrange a época reprodutora do coelho – Janeiro-Junho (Nowak, 1999; Moreno *et al.*, 2004). A disponibilidade de frutos destas duas espécies no mesmo período permite uma diversificação na dieta do coelho no que respeita ao consumo dos frutos das duas espécies, promovendo a dispersão das respectivas sementes e uma relação de competição pelos recursos do meio entre as duas espécies.

Se considerarmos que a competição entre espécies vegetais é um dos principais factores que influenciam a distribuição e abundância das espécies vegetais (Bartelheimer *et al.*, 2006), e que estas têm um papel essencial na estruturação e manutenção dos habitats dunares, o coelho pode estar a ter um papel determinante na actual estruturação das comunidades dunares. De facto o coelho desenvolve uma relação mutualista com as espécies de frutos suculentos dos sistemas dunares, actuando como um factor de facilitação através da dispersão das sementes e/ou potenciando a sua germinação.

Com este trabalho pretende-se avaliar em que medida a diversificação da dieta do coelho-bravo nestes sistemas dunares poderá contribuir para uma maior invasibilidade do chorão e quais as implicações deste facto para as populações de camarinha, também dependentes do coelho como dispersor e que já se encontram envelhecidas e sem regeneração natural na área de estudo.

Colocou-se a hipótese que o coelho desenvolve uma relação mutualista com as espécies de frutos suculentos (*C. album* e *C. edulis*) das dunas através de mecanismos de facilitação que contribuem para a dispersão e reprodução das plantas.

Estes mecanismos de facilitação, através da dispersão de frutos e sementes, favorecem a expansão da população, minimizando a limitação associada à dispersão natural destas espécies, uma das principais razões porque muitas espécies ocupam apenas uma reduzida fracção do seu nicho ecológico. Posteriormente esta relação mutualista induz uma relação competitiva entre as duas espécies vegetais cujo balanço final é determinado por uma série de constrangimentos relacionados com as características de cada espécie.

Esta hipótese foi testada numa área de coexistência das duas espécies, colocando-se as seguintes questões mais específicas: (i) qual o potencial reprodutor da camarinha e do chorão? (ii) qual o potencial de dispersão de sementes das duas espécies pelo coelho? (iii) qual o contributo do coelho para o recrutamento de novos indivíduos das duas espécies (germinação)?

2. Área de estudo

A área de estudo deste trabalho situa-se na Fonte da Telha (Concelho de Almada), sobre a Arriba Fóssil da Costa da Caparica (coordenadas, 38°33'43,61"N - 38°33'30,00"N e 9°11'21,85"O - 9°11'18,00"O, altitude 72 m) (Fig. 1).



Figura 1. Localização da área de estudo no Concelho de Almada – Arriba da Fonte da Telha, (A). Localização das três zonas de amostragem ao longo da arriba (B).

A região dunar da Fonte da Telha, incluída na Paisagem Protegida da Arriba Fóssil da Costa da Caparica, é um ecossistema bastante afectado pela invasão de espécies exóticas, nomeadamente o chorão-das-praias e várias espécies de acácia (Costa, 2011; Novoa *et al.*, 2014).

A área de estudo compreende o topo de uma arriba de solos arenosos, onde são conhecidas populações de camarinha e de chorão e onde já foram realizados outros estudos que podem servir como termo de comparação, para avaliar a evolução da comunidade vegetal local (Clavijo *et al.* 2002, 2003; Silva *et al.*, 2004; Costa, 2011; Novoa *et al.*, 2014). É uma zona de matos de camarinha mais ou menos abertos, constituindo uma estreita faixa entre o limite da falésia e uma zona de matos esclerófilos muito densos com pinheiros (Silva *et al.*, 2004; Novoa *et al.*, 2014). Um terço das espécies vegetais endémicas da Península Ibérica podem ser encontradas na região dunar da Fonte da Telha, o que demonstra a importância ecológica e biogeográfica deste habitat.

A área de estudo é também uma zona que serve de acesso a praias de uso balnear, sendo utilizada por vários transeuntes durante todo o ano, mas sobretudo na época balnear. É recortada por caminhos paralelos e perpendiculares à linha de costa, que contribuem para a fragmentação das comunidades vegetais (Clavijo *et al.*, 2003).

Os solos arenosos têm um fraco poder de retenção de água, assim como reduzida disponibilidade de nutrientes, dado que o seu conteúdo em matéria orgânica é reduzido. Segundo o climatograma de Emberger e o valor do Quociente Pluviométrico calculado de acordo com Alcoforado *et al.* (1982), o local possui um clima típico mediterrânico sub-húmido, com Verões quentes e secos e, Invernos quentes (Q=133). Verifica-se que o período xérico corresponde aos meses de Maio, Junho, Julho, Agosto e parte do mês de Setembro (Fig. 2). A estação meteorológica utilizada foi a de Lisboa (Latitude: 38°43'N; Longitude:09°09'W; Altitude: 77m), devido à proximidade à área de estudo.

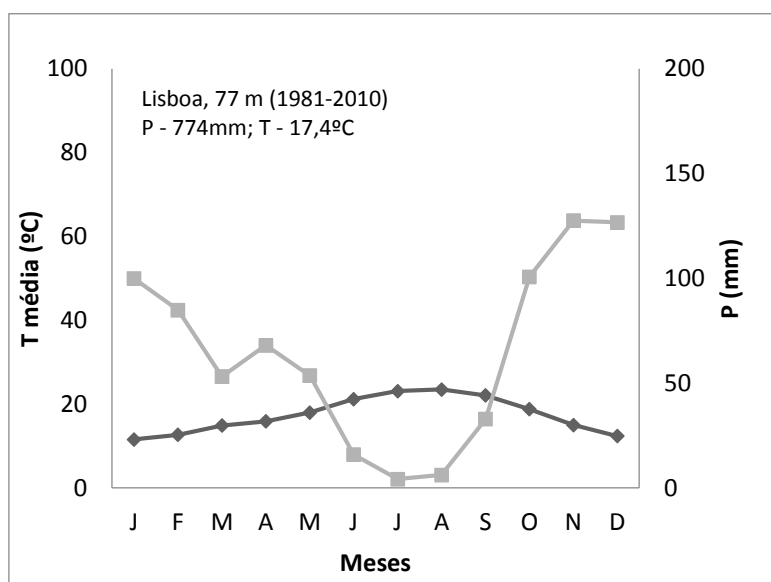


Figura 2. Diagrama ombrotérmico da estação climatológica de Lisboa, segundo as normais climatológicas para o período de 1981 a 2010 (dados provisórios cedidos pelo Instituto Português do Mar e da Atmosfera). Apresenta-se a altitude (m), temperatura média mensal (T, °C) e precipitação anual (P, mm).

A vegetação presente na área de estudo é típica das zonas costeiras, onde a maioria das espécies são esclerófilas arbustivas, ocorrendo também algumas espécies de maior porte, nomeadamente acácias e pinheiros. As espécies dominantes são *C. album*, *C. Edulis*, *T. carnosus*, *Stauracanthus genistoides* (Brot.) Samp., *Helichrysum italicum* (Boiss. & Reut.), e *Corynephorus canescens* (L.) P.Beauv.

Na faixa interior da arriba da Fonte da Telha, nas zonas de solo estabilizado, encontra-se uma extensão de pinheiro-manso (*Pinus pinea* L. 1753), de acácia (*Acacia longifolia* (Andrews) Willd.) e chorão, para além da vegetação nativa. Existe ainda uma

estrada alcatroada, paralela à linha de costa, e aceiros perpendiculares à mesma, sendo que um deles está englobado na zona 3.

3. Materiais e Métodos

3.1. Composição da comunidade vegetal

Na faixa de distribuição de *C. album* foram definidas três zonas de amostragem (Fig. 3), com base na aparente relação de dominância entre a camarinha e o chorão, distribuídas pela orla exterior da arriba: uma zona mais a Sul, onde a camarinha apresenta maior dominância que o chorão (quase inexistente no Verão 2013) (zona 1), uma zona intermédia, onde se observa uma co-dominância de camarinha e chorão (zona 2), e uma zona mais a Norte, onde o chorão apresenta maior dominância e a camarinha uma cobertura muito reduzida (zona 3).

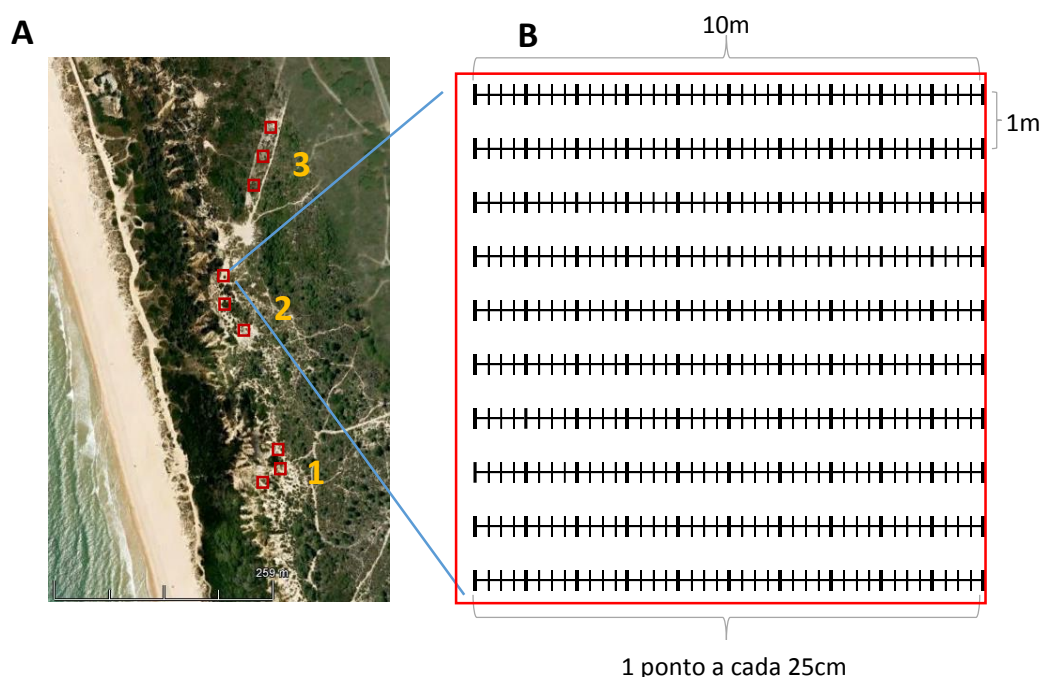


Figura 3. Localização das três zonas de estudo, assim como a posição das parcelas de 100m², onde foi aplicado o método dos quadrados pontuais (A). Representação esquemática do método dos quadrados pontuais (B).

Tanto a camarinha como o chorão existem desde a falésia até às zonas de solo estabilizado no interior do pinhal, mas a sua presença nestes locais é pontual, o que levou a que não fossem considerados neste estudo.

A caracterização florística e a dominância de cada espécie na área de estudo foram avaliadas através do método dos quadrados pontuais (Kent & Cooker, 1996). Em cada zona foram estabelecidas três parcelas de 100m² localizadas em áreas com diferentes graus de cobertura tentando incluir deste modo a heterogeneidade das comunidades na apreciação global da sua composição (Anexo 1). Em cada parcela foram realizados 10 transectos de 10m de comprimento perpendiculares à linha de costa e paralelos e distanciados de 1m entre si, formando assim um quadrado de 10x10metros (Fig. 3.). Ao longo de cada transecto foram registadas e identificadas todas as espécies que tocavam uma estaca vertical colocada a cada 25cm ao longo do transecto.

A caracterização florística da área de estudo foi efectuada no Verão de 2014, período em que as espécies em estudo estão no pico da maturação dos frutos.

3.2. Potencial reprodutor das espécies vegetais em estudo

Com o objectivo de estudar o potencial reprodutor das 2 espécies, foi avaliada a **produção de frutos** no período de Outubro a Dezembro de 2013, correspondente ao pico máximo de maturação dos frutos, e o **banco de sementes** no solo em Dezembro de 2013.

4.2.1. Produção de frutos

O estudo da produção de frutos de *C. album* foi realizado apenas nas zonas de amostragem 1 e 2, onde a camarinha é abundante. Foram inicialmente escolhidos aleatoriamente 10 indivíduos de camarinha (5 por zona – Anexo 1). Estes foram caracterizados através de medições dos diâmetros maior e menor da copa, da altura, e da espessura da camada fotossintética. A produção de frutos foi avaliada em cada um destes indivíduos utilizando armadilhas de folhada (“litter trap” - Moore & Chapman, 1986). Por baixo de cada indivíduo foram colocadas junto ao solo duas armadilhas de 15x25cm (área = 0,04m²) (Fig. 4.), com uma malha de 7mm (de modo a não deixar passar os frutos), uma colocada perto do centro geométrico do arbusto, e outra perto da margem (Fig. 4. A). As armadilhas foram colocadas no dia 13 de Outubro e foram amostradas semanalmente, contando-se o número de frutos presente em cada uma, até dia 1 de Dezembro, correspondendo ao tempo de maturação dos frutos. Cessou-se a recolha de frutos nesta altura devido a haver poucos frutos nos arbustos, assim como devido às condições climatológicas, que dificultavam a queda dos frutos nas armadilhas assim como a recolha das mesmas.

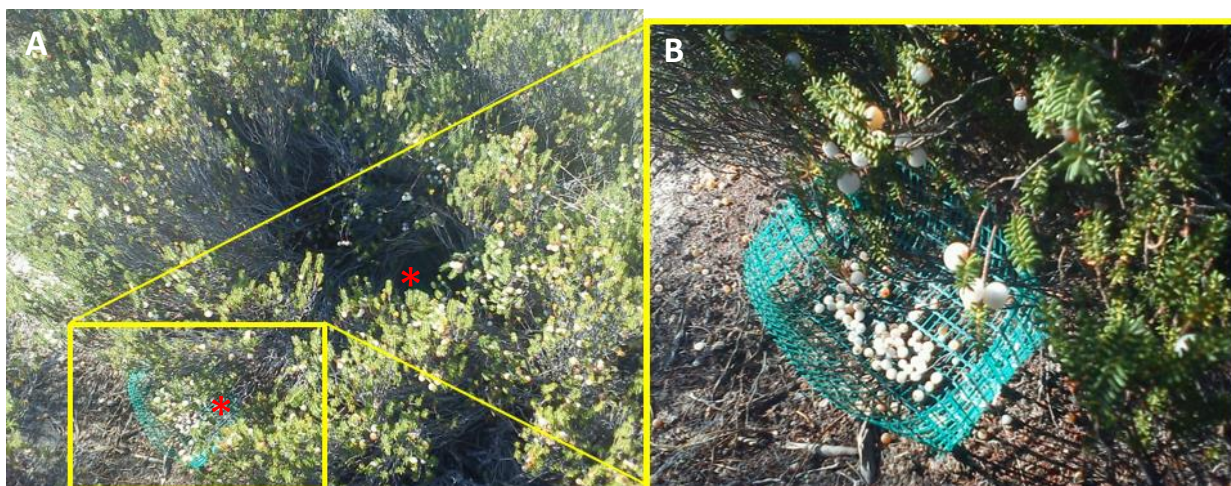


Figura 4. Exemplificação da colocação das duas armadilhas de folhada, localização representada por um * (A) e pormenor de uma armadilha de folhada com frutos recolhidos (B).

Após contabilização dos frutos, estes foram armazenados em caixas de plástico abertas, à temperatura e humidade ambiente para utilização nos estudos de germinação (ver 4.4). Sabendo o número médio de sementes por fruto, foi possível contabilizar o número de sementes produzidos por indivíduo e por área.

O estudo da produção de frutos de *C. edulis* foi realizado apenas nas zonas 2 e 3, onde o chorão era abundante. Para este estudo, uma vez que não é possível discriminar indivíduos isolados, foram escolhidas aleatoriamente 5 manchas de chorão de dimensões superiores a 1m² por zona, contando-se o número de frutos presentes num quadrado de 1x1m, de modo a obter o número de frutos por m² (Anexo 1). A contagem foi efectuada em duas alturas distintas, Outubro de 2013 e Julho de 2014 correspondente ao período de maturação dos frutos. Em Julho de 2014 apenas foram amostradas manchas de chorão na zona 3.

Os frutos foram armazenados em envelopes de papel, à temperatura e humidade ambiente. Posteriormente procedeu-se à contagem do número de lóculos e do número de sementes por fruto. As sementes foram retiradas da cápsula manualmente e lavadas em água a menos de 70°C, retirando assim a mucilagem remanescente do fruto, de modo a facilitar a separação e contagem das sementes.

As sementes da cada uma das espécies foram caracterizadas através da medição dos diâmetros maior e menor das sementes (n=20) recorrendo-se a uma lupa binocular.

4.2.2. Banco de sementes

Para avaliação do banco de sementes das duas espécies em estudo foram retirados 90 amostras de solo, utilizando-se um cilindro metálico de 9cm de diâmetro por 20 cm de profundidade, tendo a recolha sido efectuada em Novembro.

Em cada zona de estudo foram escolhidos dez indivíduos aleatoriamente (na zona 1 dez indivíduos de camarinha, na zona 2 dez indivíduos, cinco de camarinha e cinco de chorão, e na zona 3 dez indivíduos de chorão) originando um total de 30 indivíduos, 15 por espécie (Anexo 1). Foram retiradas três amostras de solo por cada indivíduo, uma junto do centro geométrico do indivíduo, uma na margem do indivíduo, e outro na zona de escorrência (estimada pelo declive e marcas de erosão hídrica).

Todos os indivíduos de *C. album* foram caracterizados através de medições dos diâmetros maior e menor da copa, da altura, e da espessura da camada fotossintética. As sementes foram contabilizadas em todas as amostras de solo após passagem por um crivo de 2mm, que permite a passagem de toda a areia, retendo as sementes.

Para as sementes de *C. edulis*, uma vez que são mais pequenas e passavam pelo crivo, a pesquisa foi feita manualmente nas amostras de solo após crivagem estas espalhadas num tabuleiro e as sementes detectadas pela sua cor escura em contraste com a areia branca.

3.3. Potencial de dispersão por *O. cuniculus*

Para avaliação do potencial papel dispersor do coelho, foi avaliada a presença e abundância de coelho através da prospecção dos seus indícios (excrementos e latrinas) (Anexo 1). A prospecção foi efectuada em 2013 em três alturas distintas, fim de Primavera (5 de Julho), fim de Verão (27 de Outubro), e fim de Outono (24 de Novembro).

Os dejectos foram armazenados em contentores de vidro, à temperatura e humidade ambiente, até serem analisados. Em laboratório, foi efectuada a desagregação manual dos dejectos a seco, e contabilizado o número de sementes de camarinha presentes, assim como o número de dejectos que continham sementes de chorão.

3.4. Potencial de germinação das sementes

Para as experiências de germinação foram utilizadas sementes de diversas origens: (i) sementes provenientes de frutos colhidos pelas armadilhas de folhada nos Verões de 2012 e 2013, (ii) sementes provenientes do banco de sementes e (iii) sementes provenientes dos dejectos de coelho.

As sementes provenientes dos frutos foram retiradas manualmente das bagas e depois limpas em papel, retirando os tecidos remanescentes do fruto. No caso do chorão este processo foi feito com lavagem em água a menos de 70°C, retirando assim a mucilagem remanescente do fruto, e as sementes passadas por água corrente à temperatura ambiente antes de serem utilizadas.

Todas as sementes de camarinha foram desinfectadas em álcool etílico a 70% durante 5 minutos, passadas por lixívia pura durante 13 minutos e seguidamente lavadas e hidratadas em água corrente por cerca de 72 horas (Costa, 2011, adaptado). Utilizaram-se as sementes provenientes de frutos de 2012 (em stock no laboratório) e as recolhidas em 2013. A utilização de sementes de 2012 serviu para averiguar se estas mantêm o potencial germinativo após um período de dormência em laboratório.

Às sementes provenientes dos frutos colhidos nos dois anos foram aplicados diferentes tratamentos de germinação: (i) sementes sem qualquer tratamento - Controlo (C_{2012} e C_{2013}) (ii) tratamentos de escarificação química (Q_{2012} e Q_{2013}) e (iii) escarificação térmica (T_{2012} e T_{2013}). Estes dois últimos tratamentos foram realizados com o objectivo de simular os efeitos da passagem pelo tracto digestivo de vertebrados, e simular os efeitos dos fogos. Segundo Martine (2005), o fogo faz parte do ciclo de vida da *Corema conradii*, sendo fundamental na renovação das populações. Sendo *C. conradii* a outra espécie no género *Corema*, tentou-se neste estudo avaliar se a camarinha partilhava a afinidade com o fogo presente na sua parente mais próxima (Tab. 1).

Tabela 1. Informação relativa à experiência de germinação, com indicação da proveniência das sementes, ano de colheita (2012, 2013), tipo de tratamento e descrição do tratamento aplicado às sementes

Espécie	Proveniência das sementes	Tratamento	Designação	Descrição
<i>Corema album</i>	Sementes de frutos de 2013	Controlo	C2013	Sementes retiradas directamente dos frutos sem sofrer qualquer tipo de tratamento
		Quimico	Q2013	Sementes tratadas com ácido sulfúrico a 96% durante 30 min (Clavijo et al. 2003).
		Térmico	T2013	Sementes colocadas a 100º C durante 30 min .
	Sementes de frutos de 2012	Controlo	C2012	Igual a 2013
		Quimico	Q2012	Igual a 2013
		Térmico	T2012	Igual a 2013
Banco de sementes*		Bs 2013	Sementes retiradas de amostras de solo em 2013 , até uma profundidade de 15 cm	
<i>Carpobrotus edulis</i>	Sementes de frutos de 2013	Controlo	C2013	Sementes retiradas directamente dos frutos sem sofrer qualquer tipo de tratamento
		Quimico	Q2013	Sementes tratadas com ácido sulfúrico a 96% durante 30 min (Clavijo et al. 2003).
		Térmico	T2013	Sementes colocadas a 100º C durante 30 min .
	Sementes de frutos de 2012	Controlo	C2012	Igual a 2013
		Quimico	Q2012	Igual a 2013
		Térmico	T2012	Igual a 2013
	Dejectos coelho**		Dc 2013	Sementes retiradas de dejectos de coelho recolhidos em 2013 em diferentes épocas nas 3 zonas de estudo e colocadas directamente a germinar

* o tratamento banco de sementes não foi realizado em *C.edulis* porque não foram observadas sementes no banco de sementes

** o tratamento de dejectos de coelho não foi realizado em *C. album* uma vez que não foram retiradas sementes desta espécie em quantidade suficiente para a realização de experiências de germinação.

O tratamento de escarificação química foi adaptado de um protocolo delineado por Clavijo *et al.*, (2003). As sementes foram colocadas em ácido sulfúrico a 96% durante 30 minutos, e seguidamente em água corrente à temperatura ambiente por 48 horas.

Para o tratamento de escarificação térmica as sementes foram colocadas numa estufa a 110°C durante 30 minutos e seguidamente em água corrente à temperatura ambiente por 48 horas.

Foram ainda utilizadas sementes de *C. album* provenientes do banco de sementes (BS₂₀₁₃) com o objectivo de determinar se estas mantêm o potencial germinativo, ou se este se altera com a permanência no solo em relação ao controlo Este tratamento não foi realizado em *C. edulis* uma vez que não se encontraram sementes nas amostras de solo. No caso do *C. edulis* utilizaram-se sementes provenientes dos dejectos de coelho

com o objectivo de determinar se a passagem pelo tracto intestinal dos coelhos favorecem a germinação destas sementes (Tab. 1).

Após os tratamentos as sementes das 2 espécies foram colocadas em tabuleiros de alumínio de 22,3x10,8cm e 8,1cm de altura, com 3 e 2cm de areia no fundo, tendo-se coberto as sementes com 2 e 1cm de areia para a camarinha e o chorão respectivamente (Fig. 5).

A areia utilizada para a germinação foi recolhida na Fonte da Telha, nas três zonas de estudo, escolhendo-se sempre areia com a menor quantidade de matéria orgânica possível (a mais branca). A areia foi esterilizada através de autoclavagem a 120° C durante 1 hora, inviabilizando sementes de outras espécies e removendo deste modo fungos e bactérias que poderiam comprometer o sucesso de germinação.

As sementes foram colocadas em grelha, a uma distância equidistante para minimizar a competição por água e nutrientes (Fig. 5.). Para a camarinha, foram colocadas 100 sementes por tabuleiro, por tratamento, e para o chorão, foram colocadas 50 sementes por tabuleiro por tratamento. Utilizaram-se menos sementes pois o chorão germina facilmente, ao contrário da camarinha, não sendo necessário um esforço tão elevado. Foram realizadas 5 réplicas de todos os tratamentos.

Todas as sementes foram colocadas a germinar numa estufa a uma temperatura do ar de cerca de 25°C durante o período diurno, 15°C durante a noite, e a uma humidade relativa entre os 60 e os 70%. A rega foi feita por aspersão fina ao final do dia, diariamente, ou a cada dois dias, de forma a manter o substrato sempre húmido. As sementes eram consideradas germinadas assim que se observaram os primeiros cotilédones. A monitorização da germinação decorreu durante 5 meses.

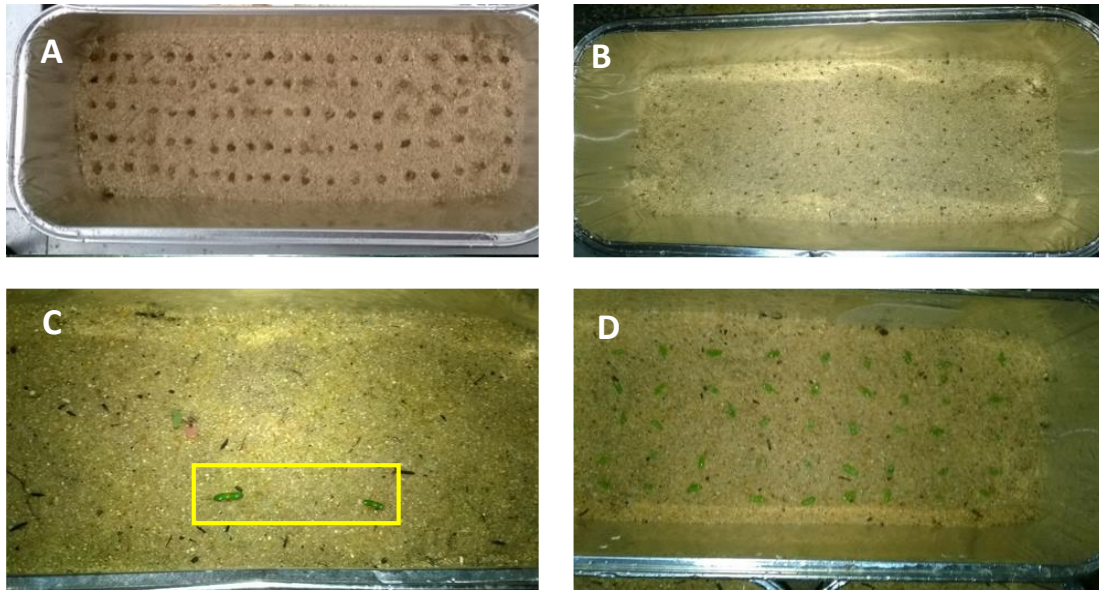


Figura 5. Arranjo das sementes num tabuleiro: *C. album* (A) e *C. edulis* (B). Indivíduos germinados: *C. album* (C) e *C. edulis* (D).

3.5. Análise e tratamento de dados

Os dados obtidos com recurso ao método dos quadrados pontuais foram utilizados para determinação da percentagem de cobertura global de vegetação, de cada espécie presente e de solo descoberto. Os valores de cobertura de cada espécie foram utilizados para o cálculo dos índices de Diversidade de Shannon (H'), e de Equitabilidade de Pielou (J').

Como na grande maioria dos dados os pressupostos de distribuição normal e de homogeneidade de variâncias não se verificaram, optou-se por utilizar testes não paramétricos nas análises subseqüentes.

Para o estudo comparativo de dois conjuntos de dados (diferença entre zonas) utilizou-se o teste U de Mann-Whitney. Foi o caso a comparação para a altura de indivíduos, espessura da camada fotossintética, diâmetro médio, área de copa, número de frutos por armadilha, número de frutos por m^2 , número de frutos por indivíduo, número de sementes inteiras por m^2 .

Para análise dos dados referentes à germinação foi utilizada a ANOVA de Kruskal-Wallis, sendo que as diferenças entre os valores médios dos tratamentos na percentagem de germinação foram testadas utilizando o teste Tukey. Idêntico teste foi utilizado para a comparação de quantidade de sementes no banco de sementes nas diferentes origens das amostras de solo.

O nível de significância considerado para todas análises foi de 0,05 e os cálculos foram efectuados através dos *softwares* Microsoft Office Excel 2013 e Statistica 12 (StatSoft, Inc).

4. Resultados

4.1. Composição da comunidade vegetal

Na área de estudo seleccionada a espécie dominante é *C. album* com valores médios de cobertura de 30,8%, seguindo-se *C.edulis* com 19,8%. As três zonas de estudo seleccionadas *a priori* pela proporção relativa de *C. edulis* e *C. album* apresentam uma cobertura de vegetação bastante elevada próximo de 100% devido à sobreposição das várias espécies presentes. A zona 3, onde foi construído um aceiro como corta-fogo, apresenta a percentagem de solo descoberto mais elevada (39,5%), seguida pela zona 1 (35,75%), e finalmente pela zona 2 (22,8%) (Tab. 2). Esta zona 3 é dominada por *C. edulis* enquanto *C. album*, que é a espécie dominante nas zonas 1 e 2, apresenta aqui uma presença muito pontual não tendo sido amostrada nos levantamentos (Fig. 6).

Tabela 2. Resumo das características das três zonas de amostragem.

	Cobertura vegetal total %	Riqueza específica	Índice de diversidade de Shannon (H')	Índice de Pielou (J')	Solo descoberto %	Espécie dominante
Zona 1	94,(3)	12	1,69	0,66	35,75	<i>C. album</i>
Zona 2	118,42	15	2,12	0,76	22,8	<i>C. album</i>
Zona 3	93,42	9	1,73	0,75	39,5	<i>C. edulis</i>

A zona 2 para além de apresentar a menor percentagem de solo descoberto apresenta os valores mais elevados de riqueza específica, e dos índices de diversidade (H') e de equitabilidade (J'). A zona 1, apesar de apresentar maior riqueza específica que a zona 3, apresenta menor índice de diversidade devido à desproporção na representatividade das diferentes espécies que é reflectido no menor índice de equitabilidade (Tab. 2).

Na figura 6 estão representados os valores de cobertura de cada espécie nas três zonas de estudo.

C. album é a espécie com maior cobertura nas zonas 1 e 2, variando entre 40 a 50%, sendo seguida por *Acacia longifolia* e *C. edulis* na zona 1, e *C. edulis* e *Pinus pinea* na zona 2, todas estas introduzidas. Em termos de espécies exóticas invasoras, a zona 1

apresenta um grau de invasibilidade por *Acacia longifolia* e *C. edulis* semelhante, com uma percentagem de cobertura idêntica para as duas espécies (cerca de 10%). Já na zona 2 a espécie invasora dominante é *C. edulis* (16,9%), enquanto *A. longifolia* apresenta uma percentagem de cobertura inferior (5,7%).

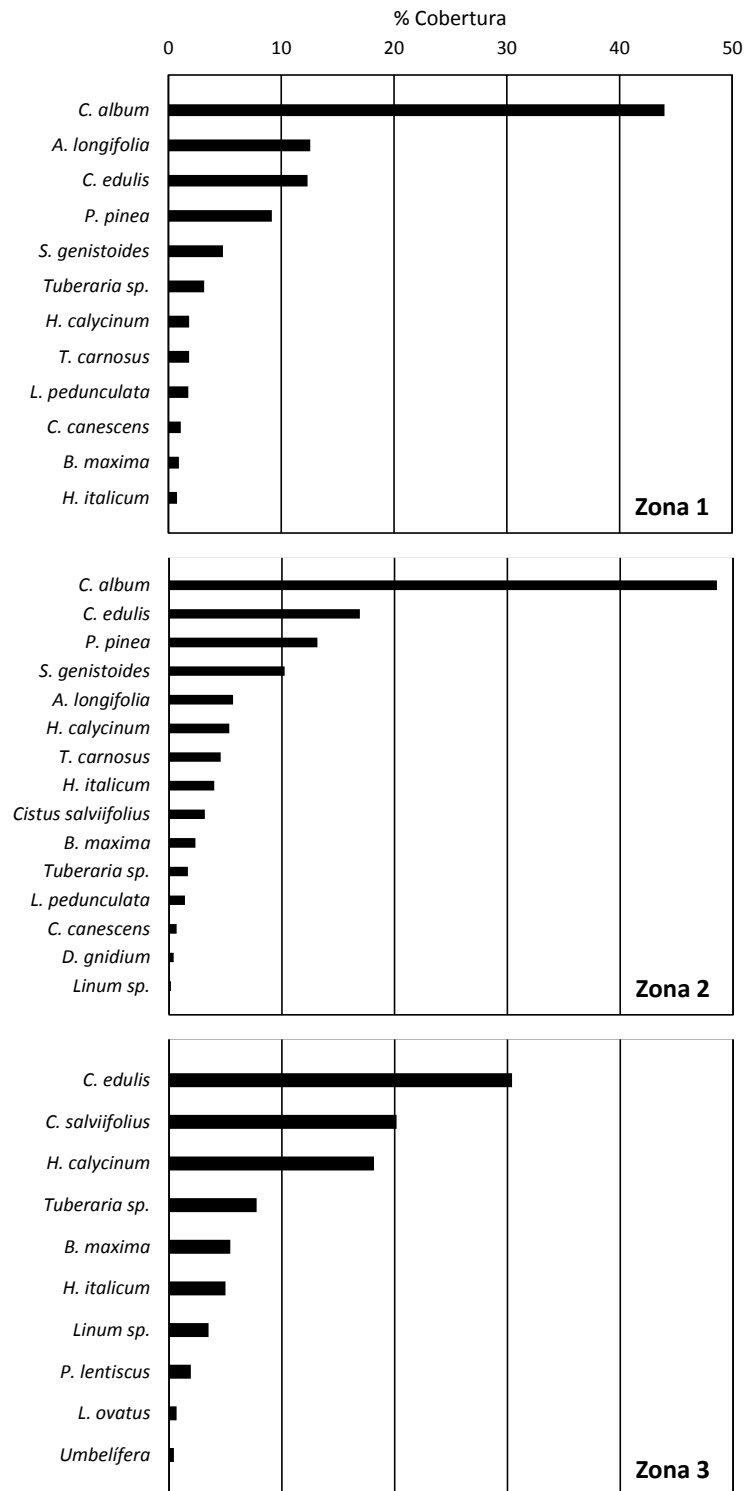


Figura 6. Cobertura das diferentes espécies da comunidade vegetal de cada uma das três zonas de amostragem na Fonte da Telha. As espécies que integram estas comunidades foram ordenadas segundo a sua percentagem de cobertura em cada área de estudo por ordem decrescente. Encontram-se representadas apenas as espécies com cobertura superior a 0,1%.

4.2. Potencial reprodutor das espécies em estudo

4.2.1. Produção de frutos

Considerando que na zona 3 não se verifica a presença de camarinha em número suficiente para o estudo da produção de frutos desta espécie, este foi realizado apenas nas zonas de 1 e 2 (Fig. 6). Na tabela 3 resumem-se as principais características dos arbustos utilizados para o estudo da produção de frutos, assim como o número de frutos produzidos por arbusto e por área de cobertura de copa. Os indivíduos da zona 2 apresentam dimensões mais pequenas que as dos indivíduos da zona 1, produzindo menos frutos.

Tabela 3. Características dos indivíduos de *C. album* amostrados nas zonas 1 e 2 e produção de frutos. Média \pm Desvio Padrão (n=5).

Zona	Altura (m)	Espessura Camada Fotossintética (m)	Diâmetro médio da copa (m)	Área arbusto (m ²)	Nº frutos/armadilha	Nº frutos/m ²	Nº frutos/arbusto
1	1,01 \pm 0,37	0,68 \pm 0,26	1,99 \pm 0,62	3,35 \pm 1,94	156,2 \pm 80,57	1 952 \pm 1 007,14	11 438 \pm 5 328
2	0,57 \pm 0,25	0,36 \pm 0,18	1,02 \pm 0,22	0,85 \pm 0,40	48,2 \pm 56,20	602 \pm 924,22	810 \pm 924

As diferenças entre as duas zonas não são estatisticamente significativas, com excepção do número de frutos por arbusto, onde a zona 1 apresenta maior número de frutos por arbusto ($X^2=2,93$, $p=0,0122$).

Foram colhidos pelas armadilhas de folhada um total de 1022 frutos, o se que traduz num número médio de 1278 frutos/m², sendo que 76% dos frutos dizem respeito à zona 1. O número total de sementes por área foi calculado com base no número médio de sementes por fruto (3) (Valdés *et al.*, 1987; Zunzunegui *et al.*, 2006). O número médio de sementes na área de estudo é cerca de 7665 sementes/ m², sendo que na zona 1 foi de 11715/m² e na zona 2 foi 3 vezes inferior (3615 sementes/m²).

A evolução da produção de frutos e sua maturação (considerada a altura em que os frutos estão maduros e caem da planta) nas duas zonas encontra-se representada na figura 7. Verifica-se que a maturação dos frutos na zona da Fonte da Telha, no ano de estudo, ocorreu de meados de Outubro até ao final do mês de Novembro. A produção máxima de frutos na zona 2 ocorreu a meio de Outubro apresentando um decréscimo acentuado na primeira semana e mantendo valores relativamente reduzidos durante todo o período de frutificação. Na zona 1 verifica-se uma produção de frutos muito superior à observada na zona 2, observando-se valores máximos desde de Outubro até

ao início de Novembro, havendo um decréscimo não muito acentuado a partir dessa data e que se mantem constante até ao final do período da produção (Fig. 7.).

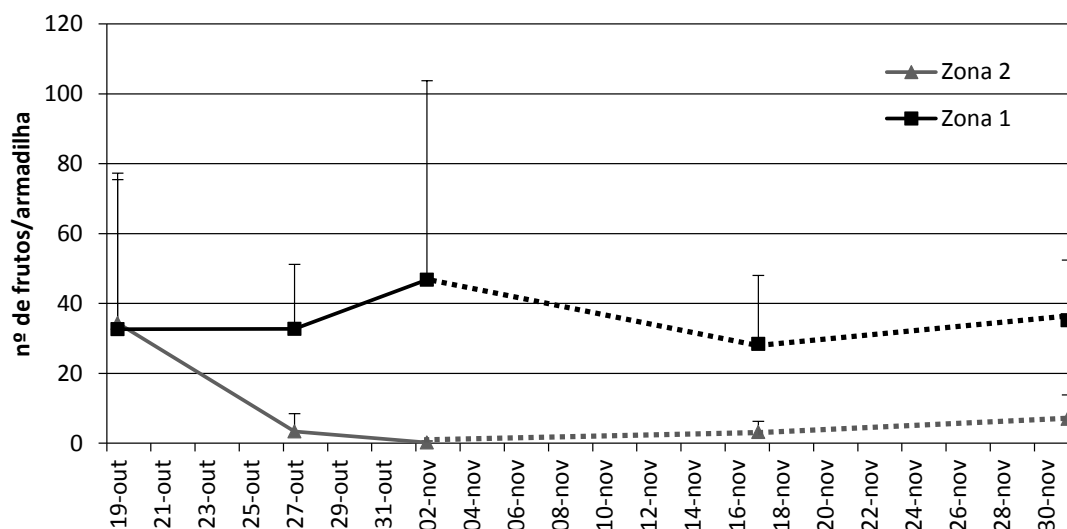


Figura 7. Evolução da maturação dos frutos de *C. album* nas duas zonas de estudo de 19 de Outubro a 30 de Novembro de 2013. Média \pm Desvio Padrão de frutos colhidos (n=1022) em cada zona pelas armadilhas de folhada. Linha a cheio representa períodos de uma semana, linha a tracejado duas semanas.

Considerando esta diferença na produção de frutos entre as duas zonas e que se verificou igualmente uma diferença no tamanho dos arbustos de *C. album*, relacionou-se o tamanho dos indivíduos, através da sua área de cobertura, com a produção de frutos por indivíduo (Fig.8). Observa-se uma relação não linear entre o tamanho do indivíduo e a produção de frutos, com um aumento acentuado na produção de frutos para indivíduos com áreas de cobertura da copa até 3m², atingindo-se uma produção máxima para indivíduos com cerca de 3,5m², diminuindo a produção de frutos para indivíduos com maior porte, ou seja, com maior área de cobertura (Fig.8).

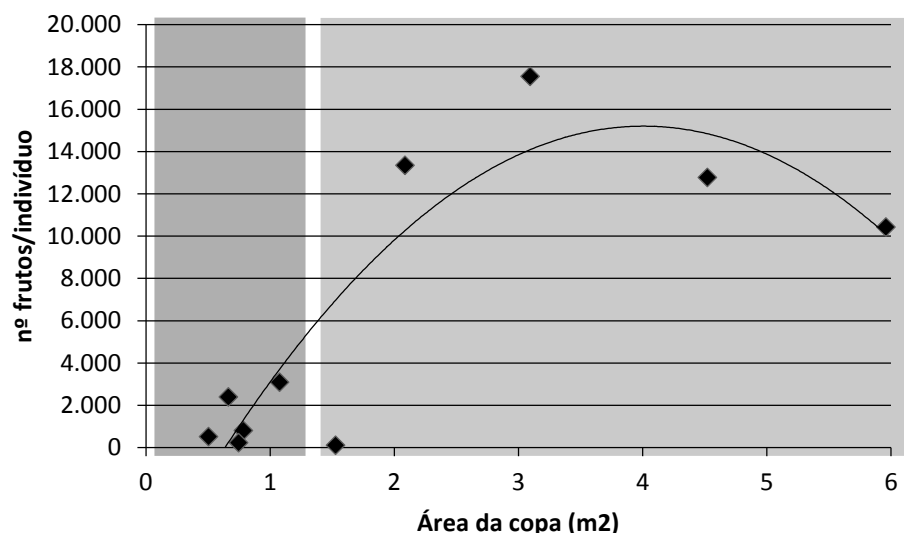


Figura 8. Relação entre o tamanho dos indivíduos, representado pela área de cobertura da copa e a produção de frutos. As áreas a cinzento correspondem aos indivíduos de cada uma das zonas de estudo – cinzento mais claro representa a zona 1, e o mais escuro a zona 2. $Y=-1338,6x^2+10732x-6292,3$, $R=0,89$.

Relativamente a *C. edulis* a produção de frutos e sementes encontra-se resumida na tabela 4 considerando-se uma área amostrada de 1m² por não ser possível diferenciar indivíduos. O número médio estimado de frutos produzidos nas duas zonas foi de 41 frutos/m² ($\pm 19,27$).

Tabela 4. Características das manchas de *C. edulis* amostrados e produção de frutos. Média \pm Desvio Padrão (n=5-10). * A zona amostrada não apresentava indivíduos em 2014.

Zona	Nº frutos/m ²		Nº sementes/ m ²		Nº loculos/ fruto	Nº sementes/ fruto	Nº sementes/ loculo
	out-13	jul-14	out-13	jul-14			
2	23,2 \pm 6,6	*	22 448	*	11,9(3) \pm 1,03	976 \pm 323	81 \pm 22
3	29,2 \pm 5	56 \pm 14,8	28 304	54 656			

No entanto verifica-se uma diferença significativa entre a produção de frutos dos meses de Outubro de 2013 e o mês de Julho do ano seguinte. A média dos dados obtidos em Outubro foi significativamente menor do que a obtida em Julho (26 e 56 frutos/m² respectivamente) ($W=-3,742$, $p=0,0002$). Para o cálculo do número de sementes produzidas, foi contabilizado o número de lóculos de cada fruto e o número de sementes por lóculo. Em média cada fruto tem $11,9 \pm 1,03$ lóculos (10-14) com cerca de $81 \pm 21,7$ sementes cada, contabilizando no total 976 ± 323 sementes por fruto. O número médio de sementes produzidas em Julho de 2014 foi assim estimado em 54656 sementes/m², o dobro do valor produzido em 2013 (25376 sementes/m²).

As sementes de *C. edulis* apresentam dimensão inferior às sementes de *C. album*, apresentando uma forma mais alongada com uma razão de 4,28 entre o comprimento maior e menor ($1,54 \pm 0,16\text{mm}$ por $0,36 \pm 0,18\text{mm}$), enquanto *C. album* apresenta uma razão de 1,30 ($3,93 \pm 0,29\text{mm}$ por $3,03 \pm 0,19\text{mm}$) indicativo de sementes mais arredondadas.

4.2.2. Banco sementes

Nas 90 amostras de solo analisadas não foi encontrada uma única semente de *C. edulis*, o que leva a concluir que esta espécie não cria banco de sementes ao contrário de *C. album* tendo sido encontrado um total de 1474 sementes (número máximo provável).

Na tabela 5 resumem-se as principais características dos arbustos de *C. album* utilizados para o estudo do banco de sementes, assim como o número de sementes encontradas por arbusto e por área de solo. Os indivíduos da zona 2 apresentam dimensões mais pequenas que a dos indivíduos da zona 1, contribuindo com menos sementes para o banco de sementes. O número de sementes “inteiras” corresponde ao número de sementes sem sinal evidente de predação ou quaisquer outros danos ao embrião. Os restantes dados são referentes ao número obtido pelo cálculo do número máximo provável de sementes, utilizando partes de sementes (sementes não-inteiras). De acordo com esta metodologia, duas metades de sementes separadas por um mesmo plano são contabilizadas como uma só semente, obtendo-se assim uma estimativa do número máximo provável de sementes existentes. Na zona 1 77% das sementes produzidas estavam inteiras, enquanto na zona 2 essa percentagem é bastante inferior pois apenas 27% não apresentam sinais de danos.

Tabela 5. Características dos indivíduos de *C. album* onde se recolheu amostras de solo e número de sementes recolhidas das amostras de solo no interior e exterior dos arbustos e na zona de escorrência. Média \pm Desvio Padrão (n=45).

Zona	Altura (m)	Espessura Camada Fotossintética (m)	Diâmetro médio (m)	Área arbusto (m ²)	Nº sementes/ indivíduo	Nº sementes/ m ²	Nº sementes inteiras/ m ²
1	1,17 \pm 0,46	1,02 \pm 0,45	2,59 \pm 0,84	5,78 \pm 3,34	27 157,87 \pm 36 339,33	7 088 \pm 10 513	5 447 \pm 8 676
2	0,98 \pm 0,29	0,76 \pm 0,34	1,8 \pm 0,13	2,54 \pm 0,36	3 442,02 \pm 2 405,2	1279 \pm 690	346 \pm 212

Não existe aparente relação entre o tamanho dos arbustos e o número de sementes presentes no solo (banco de sementes) (Fig. 9).

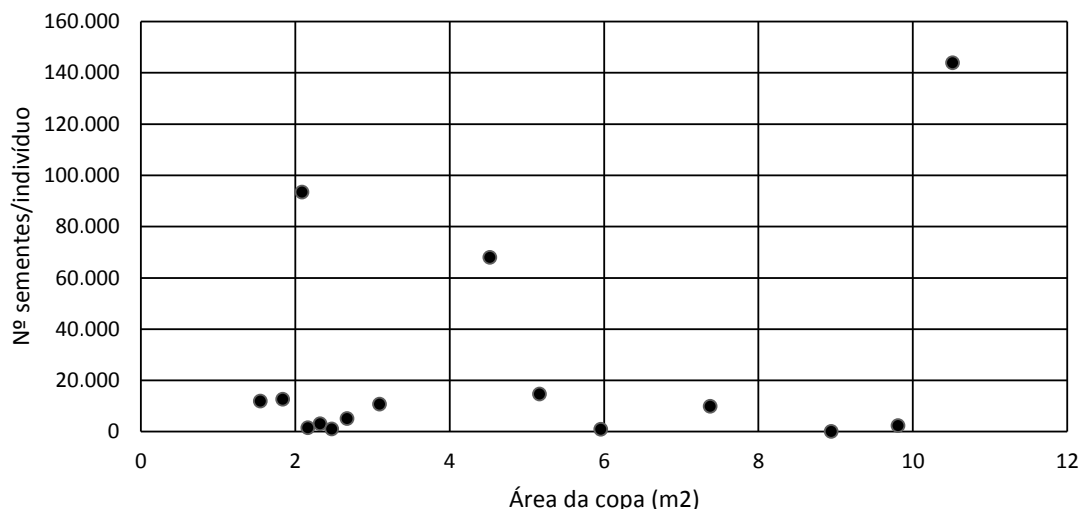


Figura 9. Relação entre o tamanho do indivíduo (área da copa projectada em m²) e número de sementes presentes por indivíduo no banco de sementes (Int+Ext).

O número de sementes contabilizado nas diferentes áreas de contacto com os arbustos é mais elevado na zona 1, apresentando uma maior variância entre amostras como se pode verificar pelo valor elevado do desvio padrão. (Fig. 10). A zona de escorrência é a zona com menos sementes. Na zona 2 o número de sementes é menor, e por isso também a variância é mais pequena, não sendo as diferenças estatisticamente significativas em nenhum dos casos, como se pode ver pelos desvios padrão da figura 11.

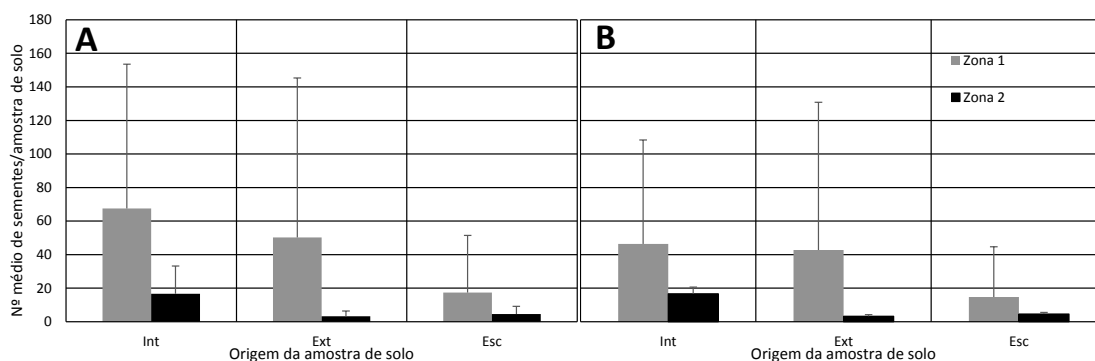


Figura 10. – Comparação entre o número de sementes de *C. album* no solo nas duas zonas de estudo e em diferentes áreas de contacto com os arbustos: Int – no centro dos arbustos; Ext – na margem dos arbusto; Esc – na zona exterior aos arbustos e em zona de escorrência. Número máximo provável médio de sementes de camarinha encontradas por amostra de solo (A). Número médio de sementes de camarinha inteiras encontradas por amostra de solo (B). Média + Desvio Padrão (n=45).

4.3. Potencial de dispersão por *O. cuniculus*

Durante o período de estudo apenas foram encontrados dejectos de coelho na zona de amostragem 3 estando os mesmos dispersos por toda a área. Entre Julho e Novembro de 2013 foi encontrado um total de 1159 dejectos, e em 2014 foram detectados dejectos em muito menor número, e muito secos, não tendo sido considerados. Nos dejectos analisados 55,7% apresentaram sementes de chorão e apenas 1,8% continham sementes de camarinha, verificando-se uma evolução no número de dejectos com sementes com a progressão da estação de amadurecimento dos frutos (Fig. 11). Verifica-se uma diferença muito acentuada entre as duas espécies com valores que chegam quase a 100% no caso do chorão no mês de Novembro, enquanto para a camarinha não se verificaram sementes em nenhum dos dejectos recolhidos nesse mês.

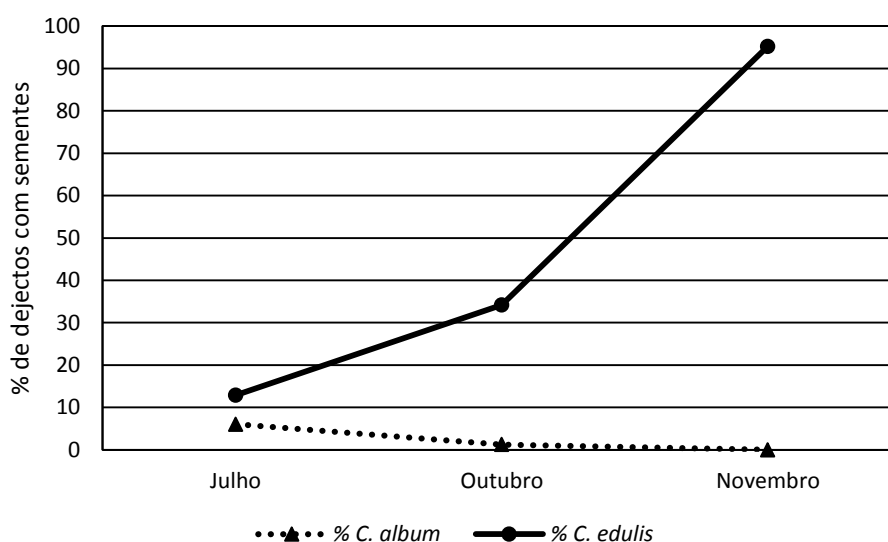


Figura 11. Variação da percentagem de dejectos com presença de sementes das espécies de *C. album* e *C. edulis*, durante o período de amadurecimento dos frutos (de Julho a Novembro 2013).

O número de sementes de *C. album* e *C. edulis* por dejecto foi avaliado apenas nos dejectos com presença de sementes e no caso do chorão, devido ao facto do número de dejectos com sementes ser muito elevado, esta avaliação foi realizada apenas numa pequena amostra de dejectos (n=20) Verificou-se um número médio de sementes de camarinha por dejecto de $1,5 \pm 0,76$ e de $21,4 \pm 9,5$ para o chorão.

4.4. Potencial de germinação das sementes

Para a camarinha a germinação iniciou-se pouco menos de 2 meses após o início da experiência. A percentagem de germinação foi muito reduzida, não atingindo 3% ao fim de cinco meses, enquanto para o chorão a germinação iniciou-se em menos de uma semana após o início da experiência e a percentagem de germinação foi bastante elevada, atingindo 93,6% ao fim de menos de dois meses, altura em que deixou de se verificar germinação (Tab. 6).

Para *C. album* o tratamento que atingiu maior percentagem de germinação foi o do banco de sementes (Bs₂₀₁₃) e o tratamento de escarificação química das sementes do ano 2013 (Q₂₀₁₃), atingindo nos dois casos apenas 2,4%, embora as diferenças entre os tratamentos não sejam significativas. As sementes sujeitas a escarificação térmica, e as sementes de 2013 sem tratamento não germinaram durante o período em que decorreu o estudo.

Tabela 6. Percentagem de germinação máxima, velocidade de germinação (T₅₀; tempo em número de dias necessário para atingir 50% da germinação máxima) e a duração do período de germinação (T₁₀₋₉₀; tempo em número de dias que decorre entre o momento em que se atinge 10% da germinação máxima e o momento em que se atinge 90% da germinação máxima) (Baskin & Baskin, 1998).

Tratamentos	<i>C. album</i>			<i>C. edulis</i>		
	Germinação máxima (%)	T ₅₀	T ₁₀₋₉₀	Germinação máxima	T ₅₀	T ₁₀₋₉₀
Q2012	2,4	84	-	0	-	-
Q2013	0,8	84	28	0	-	-
T2012	0	-	-	93,6	24	13
T2013	0	-	-	84,4	24	15
C2012	1,2	93	-	84	13	16
C2013	0	-	-	72,4	16	22
Bs	2,4	84	31	-	-	-
Dc	-	-	-	28	26	15

Relativamente a *C. edulis* os tratamentos aplicados e que apresentaram maior percentagem de germinação foram a escarificação térmica, com valores de 93,6% e 84,4% para as sementes de 2012 e 2013 respectivamente (Fig. 12). Também o tratamento controlo, sementes de 2012 e 2013 sem tratamento apresentaram taxas de germinação elevadas respectivamente de 84 e 72,4%. Verifica-se no entanto uma diferença significativa entre os tratamentos C₂₀₁₂ e o T₂₀₁₂, com taxas de germinação mais elevadas no tratamento térmico (teste de Tukey p=0,0078). Em 2013 apesar da taxa de germinação ser superior no tratamento térmico em relação ao controlo esta

diferença não é significativa (Anexo 2). As sementes provenientes dos dejectos (D_{2013}) apresentam a menor percentagem de germinação apresentando diferenças significativas relativamente aos outros tratamentos (teste de Tukey $p=0,0001$). O calor e o tempo de armazenamento não parecem afectar a viabilidade das sementes de chorão. No entanto o tratamento químico teve um efeito negativo não se verificando qualquer germinação.

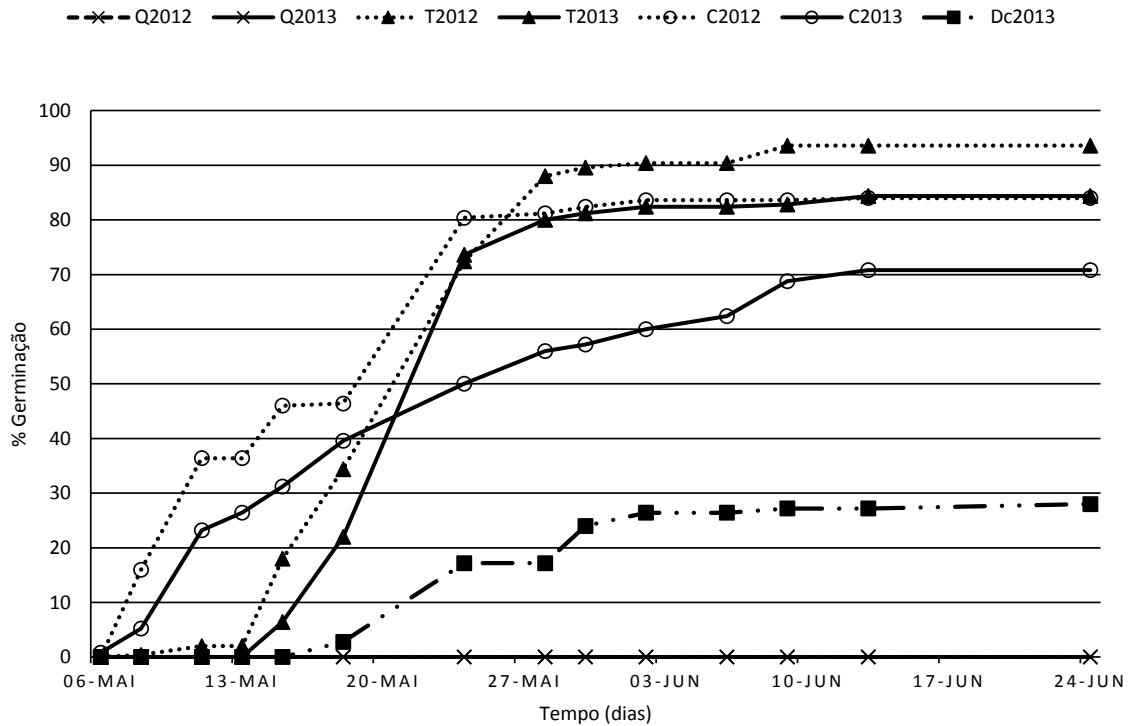


Figura 12. Efeito dos tratamentos na percentagem de germinação cumulativa de sementes de *C. edulis*.

5. Discussão

Foi objectivo deste trabalho investigar o papel do coelho-bravo enquanto facilitador da invasão de *C. edulis* nos sistemas dunares e analisar as implicações para *C. album*, espécie endémica. Relativamente à hipótese proposta de que o coelho desenvolve uma relação mutualista com ambas as espécies no sistema dunar da Arriba Fóssil da Fonte da Telha, contribuindo para a dispersão e reprodução das referidas plantas, verificou-se que o coelho pode comportar-se como dispersor ou predador de sementes, dependendo das espécies vegetais. No sistema em estudo comporta-se como dispersor e facilitador da germinação de *C. album* e predador e dispersor de *C. edulis*, pois embora diminua a viabilidade das sementes, não impede completamente a sua germinação. O facto de também dispersar o chorão poderá comprometer a regeneração das populações da camarinha, por promover também a expansão do chorão para áreas mais vastas. Também a elevada taxa de crescimento desta espécie invasora permite que esta se sobreponha à camarinha, afectando negativamente as espécies nativas. Conser e Connor (2008) comprovaram que em locais invadidos, ou anteriormente cobertos por chorão, a germinação, sobrevivência, crescimento e reprodução de espécies nativas é negativamente afectada, em comparação com locais não invadidos, uma vez que o chorão altera as propriedades do solo, dificultando a germinação das espécies nativas (Santoro *et al.*, 2011; Novoa *et al.*, 2013, 2014). A capacidade que o chorão tem de crescer debaixo dos arbustos de camarinha pode ser mais um factor a afectar o normal desenvolvimento dos mesmos (Costa, 2001). Maron & Vilà (2001) referem também que herbívoros nativos podem facilitar indirectamente a expansão de espécies introduzidas. No sistema em estudo, o coelho parece preferir os frutos da espécie invasora, contribuindo para ajudar na dispersão desta espécie de crescimento rápido, e assim potenciar a sua invasibilidade.

5.1. Potencial reprodutor

O potencial reprodutor duma espécie está directamente relacionado com o seu estabelecimento, uma vez que o número total de sementes produzidas representa o número máximo de sementes que pode ser recrutado num próximo episódio reprodutor.

Verificou-se que a produção de frutos por m² em 2013 foi significativamente mais elevada em *C. album* do que para *C. edulis* (1278 vs 41 frutos por m² respectivamente). No entanto, considerando que o número de sementes por fruto contabilizado foi de 976 por fruto para o chorão, e que cada um dos frutos de camarinha possui apenas três

sementes (Zunzunegui *et al.*, 2006), o número total de sementes produzidas por m² é muito superior para a espécie invasora. Considerando que o *input* de sementes é um dos principais constrangimentos à dispersão e colonização de novos territórios por parte de espécies nativas dos ecossistemas dunares (Dellafiore *et al.*, 2006) no caso das espécies em estudo, não se coloca qualquer constrangimento à produção de frutos e sementes, já que o input é bastante elevado embora proporcionalmente maior na espécie invasora.

Por outro lado a competição por vectores animais para a endozoocoria também é afectada pelo número de sementes disponíveis para consumo. Plantas com produção elevada de frutos apresentam maior consumo por parte dos animais herbívoros, não só por os frutos se tornarem mais conspícuos e fáceis de localizar, mas também porque os frugívoros obtêm uma maior recompensa assim que encontram as plantas com frutos (Sallabanks, 1993), contribuindo também para uma maior dispersão das suas sementes.

Relativamente à maturação dos frutos verifica-se que os indivíduos da zona 2 têm o pico de maturação a meio de Outubro, enquanto que na zona 1 os indivíduos têm o pico de produção no início de Novembro, um mês depois do pico de maturação dos indivíduos da zona 2. Este desfase temporal pode estar relacionado com a idade dos indivíduos, e provavelmente também com a morfologia da área de trabalho. A zona 2 encontra-se mais exposta aos fortes ventos marítimos, situando-se numa das extremidades da arriba, contribuindo para a queda antecipada dos frutos, e para que grande parte caísse fora das armadilhas de folhada.

Tanto a idade dos indivíduos, como a morfologia da área de trabalho podem também influenciar a produção de frutos, que é significativamente maior na zona 1, cerca de três vezes mais que na zona 2. De facto, os indivíduos da zona 1 são também de maior porte, apresentando maior altura, espessura da camada fotossintética e área de cobertura, verificando-se um aumento da produção de frutos com a dimensão dos indivíduos, embora as diferenças não sejam estatisticamente significativas.

O número de frutos produzidos por m² diminuiu relativamente aos dados obtidos por Clavijo *et al.* (2003) (de 6978 frutos/m² em 2002 para 1278 frutos/m² em 2013), o que corrobora a hipótese de que a camarinha tem uma idade óptima de produção, a partir da qual a produção diminui com a idade dos arbustos, que já começam a apresentar um grau de envelhecimento (Clavijo *et al.*, 2002; Silva *et al.* 2004).

No caso de *C. edulis* não houve diferenças na produção de frutos entre as duas zonas, verificando-se um aumento do número de frutos por m² de Outubro de 2013 para Julho de 2014 que pode ser explicado por variações anuais na produção relacionadas

com as condições climáticas, ou pelo efeito da predação dos frutos por animais que é mais acentuada no Verão (Vilà & D'Antonio, 1998). Apenas um estudo de monitorização a médio-longo prazo permitirá avaliar a tendência de produção desta população.

Relativamente ao banco de sementes não foram encontradas sementes de chorão em qualquer das três zonas de estudo. Isto leva a concluir que o chorão não cria banco de sementes na área de estudo. D'Antonio (1990) refere existência de um banco de sementes muito pequeno para esta espécie, no entanto a sua amostragem foi realizada fora das manchas de chorão, e parece estar associado à dispersão por diferentes frugívoros. Neste caso a amostragem foi realizada nas manchas ou próximo destas, não se verificando sementes no solo. De facto verifica-se que os frutos depois de maduros secam, ficando muito duros e levando muito tempo a decompor-se, aprisionando as sementes neste invólucro durante muito tempo, e só com a acção de frugívoros podem as sementes ser libertadas. No entanto, as amostras recolhidas na zona 1 poderiam ser consideradas como “longe das manchas de chorão”, mas também nestas não foram encontradas sementes. Este facto, juntamente com as experiências de germinação efectuadas, que apontam para uma germinação muito elevada sem necessidade de qualquer tipo de escarificação, leva a suportar a hipótese de as sementes não persistem no solo durante muito tempo.

Pelo contrário *C. album* cria um banco de sementes; com valores mais elevados na zona 1. Um maior banco de sementes nesta zona está de acordo com a maior produção de frutos e sementes, originando um maior *input* para o banco de sementes tal como já foi referido por outros autores (Jordano *et al.*, 2006). No entanto, ao contrário do que aconteceu com a produção de frutos, o número de sementes no solo não apresenta qualquer relação com a dimensão dos arbustos. Na zona 3, dominada por chorão, não foram encontradas sementes no solo, indicando que provavelmente não existe dispersão de sementes para este local.

Nem todas as sementes encontradas no solo eram viáveis, tendo-se verificado na zona 1, uma maior percentagem de sementes inteiras (76%) enquanto na zona 2 essa percentagem é mais reduzida, com apenas 27% das sementes contabilizadas inteiras. As sementes danificadas (partidas a meio segundo o plano transversal ou longitudinal antero-posterior) resultam provavelmente de predação e/ou abrasão provocada pela grande mobilidade do substrato arenoso. A diferença da viabilidade das sementes das duas zonas pode ser devida a uma predação diferencial das sementes por parte de formigas como foi observado por Costa (2011), e também devido à abrasão da areia das diferentes zonas. A zona 2 encontra-se mais exposta aos ventos dominantes o que

poderá provocar também maior abrasão devido ao transporte da areia e também à própria mobilidade do substrato do banco de sementes (*sand blasting*) referida por alguns autores (Kim & Bae Yu, 2009; Marcantonio *et al.*, 2014). Deste modo é provável que as sementes estejam expostas a pressões erosivas diferentes nas duas zonas.

O banco de sementes forma-se essencialmente junto dos indivíduos de *C. album* (interior e periferia), apresentando as zonas de escorrência menor número de sementes por m², não se verificando sementes fora das zonas de camarinha, provavelmente devido à ausência de dispersores. Na zona 2 o banco de sementes é muito menor, o que está relacionado com a menor produção de sementes por m².

5.2. O papel do coelho na dispersão e estabelecimento de *C. album* e *C. edulis*

A dispersão das sementes é um processo demográfico chave na vida das plantas por representar a ponte que une a polinização com o recrutamento que levará ao estabelecimento de novas plantas adultas (Harper, 1977 *in* Jordano *et al.*, 2006). O coelho-bravo, como herbívoro com um grande potencial dispersor de sementes (Pakerman *et al.*, 2002; Calviño-Cancela, 2004; Eycott *et al.*, 2007) pode então ter um papel vital no estabelecimento e estruturação das comunidades vegetais.

A prospecção dos dejectos de coelho por toda a área de estudo, permitiu-nos verificar que os dejectos nunca se encontraram em latrinas bem definidas e que se encontravam essencialmente localizados na zona 3 com dominância de chorão. Tendo em conta que o coelho costuma defecar em latrinas, mas quando a densidade populacional é reduzida os dejectos podem ser encontrados dispersos pela área vital dos indivíduos, uma vez que não há necessidade de investimento na marcação de território (Sneddon, 1991), podemos assumir que a sua densidade populacional na área de estudo é reduzida. Nas últimas décadas, o coelho-bravo tem estado em regressão devido a duas epizootias virais que têm causado um grande declínio no efectivo populacional da espécie – mixomatose e doença hemorrágica viral (Moreno & Villafuerte, 1995; Virgós *et al.*, 2007). A este factor há a acrescentar, na nossa área de estudo, a pressão antropogénica e ainda a pressão exercida por duas matilhas de cerca de 40 cães assilvestrados, que muito provavelmente têm vindo a exercer uma pressão predatória sobre a população de coelhos.

Considerando que a área vital do coelho é de cerca de 20000 m² (Devillarda *et al.*, 2007), o que abrange as três zonas de estudo, e que a disponibilidade de frutos das duas espécies é semelhante (ver 4.2.1.), seria de esperar um consumo idêntico por parte do coelho. No entanto, o número de dejectos contendo sementes de *C. album* foi

significativamente diferente dos que continham sementes de *C.edulis* (numa porção de 1:28), e o número de frutos consumidos aparenta também uma diferença significativa (ainda que não testada) sugerindo um comportamento de selecção. No entanto para testar este comportamento de selecção seria necessário avaliar a resposta do coelho às variações temporais na disponibilidade de frutos das duas espécies, valores estes que não foi possível obter no decurso deste trabalho. Contudo observou-se uma variação nos picos de consumo de ambas as espécies.

É também de referir que as sementes de *C. edulis* apresentarem dimensões inferiores às sementes de *C. album*, e que são por isso mais facilmente dispersas por mamíferos como o coelho (Larrinaga, 2010), apresentando também maior probabilidade de sobreviver à digestão (Pakerman *et al.*, 2002; Malo *et al.*, 2010; Mancilla-Leytóna *et al.*, 2013), o que pode justificar o maior número de sementes de chorão detectado dos dejectos.

Na mesma zona, dez anos antes Clavijo *et al.* (2003) verificaram que 90% dos dejectos analisados continham sementes de *C. album*, o que indica uma diminuição drástica no potencial de dispersão de sementes de camarinha pelo coelho na última década. Embora não se tenha estudado de que forma a dispersão por vectores animais contribui para o banco de sementes, estes resultados sugerem que o coelho está a utilizar os frutos suculentos de chorão como alternativa aos frutos da camarinha. A ausência de camarinha na zona onde foram encontrados os dejectos não explica totalmente a ausência de sementes desta espécie nos dejectos, pois o coelho é capaz de dispersar sementes até 270m (Dellafiore *et al.*, 2006).

A semelhante disponibilidade temporal (de Abril a Dezembro) de frutos das duas espécies parece também contribuir para uma diversificação da dieta do coelho. No entanto, a existência de uma preferência alimentar (e eventual selecção) é difícil de explicar sem testes direccionados para esse efeito; no entanto, considerando que os frutos de chorão vão ficando mais secos e duros, e que os frutos da camarinha vão caindo com o evoluir da estação de amadurecimento, seria de esperar uma maior presença de sementes de camarinha no Outono/Inverno uma vez que se encontram mais acessíveis (Larrinaga, 2010).

O estudo sobre frugivoria de Perea *et al.* (2013) refere que 16,5% de dejectos de coelho-bravo continham aproximadamente 40 sementes de diferentes espécies vegetais por dejecto. Destas, cerca de 3 eram de *C. album*, valor superior ao observado na nossa zona de estudo (1,5 sementes/dejecto e apenas em 1,8% do total de dejectos analisados). No chorão para além de se encontrar um maior número de dejectos com sementes observou-se aproximadamente 20 sementes por dejecto, valor muito superior ao observado para a camarinha. De facto o coelho é um excelente dispersor, capaz de

dispersar cerca de uma centena de sementes por dia em zonas dunares (Dellafiore *et al.*, 2010; Mancilla-Leytóna *et al.*, 2013), valores não tão elevados como os referidos para montados, onde chega a atingir cerca de 500 sementes/dia por coelho (Dellafiore *et al.*, 2010). Se considerarmos que um coelho produz entre 276 e 446 (Outono/Inverno e Primavera/Verão) dejectos por dia (Dellafiore *et al.*, 2006), e que cada dejecto pode conter inúmeras sementes, os valores observados neste estudo são muito reduzidos para *C. album*, indicando mais uma vez uma redução no efectivo da população de coelhos; no entanto no caso do chorão estes valores poderão ser bastante elevados.

Pode considerar-se que há uma limitação na dispersão de sementes de *C. album*, uma vez que os animais frugívoros, no caso concreto o coelho, parecem estar a alterar a sua dieta consumindo espécies invasoras com frutos suculentos como os de *C. edulis*, não só reduzindo o consumo de frutos de *C. album* e as sementes dispersadas, como também originando posteriormente uma maior competição por espaço e recursos entre estas espécies após a sua dispersão e germinação.

Face aos reduzidos valores da percentagem de germinação obtidos, conclui-se que a camarinha dificilmente germina em condições experimentais, tal como referido por outros autores (Clavijo *et al.*, 2003; Costa, 2011). Na natureza este processo está associado a dispersão por vectores animais, visto que a germinação de sementes que não passaram por tractos digestivos ser nula ou muito reduzida (Calviño-Cancela, 2004, 2007). Infelizmente não se obteve sementes de camarinha provenientes de dejectos de coelho suficientes para tentar avaliar esse efeito, e o tratamento químico não foi suficiente para estimular maior germinação nas sementes. A percentagem relativamente elevada de germinação para as sementes provenientes das amostras de solo não significa que as sementes não precisem de escarificação por parte dos animais, pois não se pode saber a proveniência das sementes antes de integrarem o banco de sementes.

Embora a reduzida percentagem de germinação fosse expectável para a camarinha, os valores observados foram os mais reduzidos de entre os registados na literatura disponível (14% ao fim de 5 meses - Clavijo *et al.*, 2003; 6,67% - Calviño-Cancela, 2004; 11% ao fim de 11 meses - Costa, 2011).

Ao contrário no chorão a percentagem e a velocidade de germinação foram muito elevadas, com as primeiras plântulas a aparecerem em menos de uma semana para o tratamento térmico e para o controlo. O tratamento químico como uma tentativa de simular a passagem pelo sistema digestivo do coelho, aparentemente foi demasiado intenso, pois sementes tratadas com ácido não germinaram. A percentagem de germinação das sementes provenientes de dejectos foi mais reduzida que a de sementes sujeitas a outros tratamentos ou sem tratamento, o que sugere que a

viabilidade das sementes decresce após passagem pelo tracto digestivo do coelho – ao contrário da camarinha. Tal faz sentido se tivermos em conta que sementes maiores e mais pesadas passam menos tempo no sistema digestivo (Levey & Grajal, 1991), minimizando a probabilidade de ocorrer escarificação excessiva, que pode danificar o embrião (Cosyns *et al.*, 2005), o que é desvantajoso para a viabilidade das sementes e para a germinação (Calviño-Cancela, 2004; Traveset *et al.*, 2008).

Por outro lado, não se pode assumir que esta diminuição de viabilidade seja geral, pois os dejectos não foram recolhidos assim que excretados, podendo ainda verificar-se um efeito da menor viabilidade intrínseca das sementes que será tanto maior quanto o tempo decorrido entre a excreção e a recolha para os testes em laboratório. Dejectos contendo sementes mais viáveis poderão ter sido destruídos devido à germinação das sementes dos frutos consumidos e os recolhidos corresponderem aqueles cujas sementes tinham menor capacidade de germinação. Desta forma, a nossa amostragem poderá não ser representativa das sementes que passam pelo tracto digestivo do coelho, embora se possa assumir que existe um decréscimo na viabilidade das sementes.

A dispersão de propágulos por parte das plantas pode ser bem ou mal sucedida. É bem sucedida quando as sementes são dispersas para locais propícios à sua germinação e estabelecimento, e mal sucedida quando os locais são inóspitos (Zedler & Black, 1992). A dispersão para locais propícios favorece o fluxo genético e a colonização, permite evitar a competição intra-específica, os agentes patogénicos, parasitas, e predadores (Dellafiore *et al.*, 2010). Neste aspecto o coelho é bastante eficiente (Pakerman *et al.*, 2002; Calviño-Cancela, 2004; Eycott *et al.*, 2007), uma vez que deposita os dejectos em áreas abertas, onde as condições microclimáticas favorecem a germinação de camarinha (Clavijo *et al.*, 2003, 2004), embora reduza drasticamente a probabilidade de sobrevivência das plântulas (Clavijo *et al.*, 2003). É também fulcral para o chorão, cujos frutos indeiscentes precisam da acção de frugívoros para dispersão das sementes (D'Antonio, 1990; D'Antonio *et al.*, 1993).

Propõe-se neste trabalho um modelo hipotético para a invasibilidade do chorão nos sistemas dunares, tendo presente que a regeneração vegetativa por enraizamento de caules subterrâneos no chorão não é um mecanismo muito eficiente de propagação no espaço e que só a presença de um mecanismo eficiente na dispersão das sementes poderá contribuir para uma invasibilidade elevada. De acordo com o esquema da figura 13, o coelho desenvolve uma relação mutualista com as espécies de frutos suculentos (*C. album* e *C. edulis*) das dunas através de mecanismos de facilitação que contribuem

para a dispersão e reprodução das duas plantas. Estes mecanismos de facilitação, levam à expansão da população através da dispersão de frutos e sementes, minimizando a limitação espacial associada à dispersão natural destas espécies. Esta relação mutualista irá mais tarde incitar uma relação competitiva entre as duas espécies vegetais cujo desenlace é determinado por uma série de constrangimentos relacionados com as características de cada espécie, propondo-se o modelo de interações apresentado na figura 13.

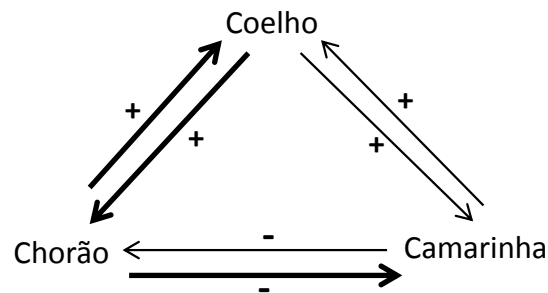


Figura 13. Esquema hipotético das interações entre cada dois pares de espécies nos sistemas dunares. A competição, quando as espécies têm impacto negativo uma sobre a outra (-), entre o chorão e a camarinha é potenciada pela relação mutualista (+) que se estabelece entre os dois pares de espécies (coelho-chorão e coelho-corema). A espessura da linha indica a grandeza dessa interação.

Segundo Howe & Smallwood (1982 *in* D'Antonio, 1990) a endozooecia diminui em importância em habitats secos, e é rara em zonas costeiras e Mediterrâneas (Carlquist 1974; Ellner & Shmida 1981 *in* D'Antonio, 1990). Porém, nos sistemas dunares em estudo o papel do coelho parece ser fundamental na sua composição e estrutura, principalmente a partir do momento em que uma espécie invasora de frutos carnudos como o chorão entra no sistema. Estes resultados mostram que o coelho favorece mais o chorão, dispersando um maior número de sementes, que ocuparão um maior número de nichos ecológicos e que posteriormente promove a competição com a espécie nativa. Serão estes dois efeitos que actuando cumulativamente poderão levar muito rapidamente a uma invasão do espaço por chorão com todas as implicações para as espécies nativas e estrutura das populações dos sistemas dunares. A importância da expansão das invasoras na alteração da estrutura e funcionamento das comunidades invadidas já era reconhecida, e também já se previa que o coelho pode afectar o sistema a favor do invasor (Muñoz-Vallés *et al.*, 2013), o que parece ser corroborado por este estudo.

5.3. Implicações para a gestão e conservação dos sistemas dunares

A produção, viabilidade, dispersão, germinação de sementes, e o estabelecimento das plantas são alguns dos factores associados à estruturação dos sistemas dunares, cujo conhecimento é essencial para tomadas de medida de gestão e de conservação eficientes.

A capacidade de colonização de novas áreas depende da dispersão dos propágulos (Jordano *et al.*, 2006). Na Arriba Fóssil da Fonte da Telha verifica-se que a capacidade de colonizar rapidamente o espaço por parte do chorão é muito superior à da camarinha. Se considerarmos que a camarinha é uma espécie endémica da Península Ibérica e que se encontra em regressão nos seus limites de distribuição, e que as invasões biológicas levam à perda de biodiversidade e, a longo prazo, a mudanças permanentes nos processos de ecossistema (Vitousek & D'Antonio, 1992), será de todo o interesse reverter a actual situação da Arriba Fóssil da Fonte da Telha. Segundo Maltez-Mouro *et al.*, (2010) as espécies endémicas dos sistemas dunares da Península Ibérica são mais resilientes à invasão por chorão do que o seria expectável. No entanto este estudo põe em evidência o papel do coelho na invasibilidade do chorão, conferindo-lhe vantagem competitiva em relação às outras espécies. Principalmente relativamente a *C. album* cujas populações já se encontram envelhecidas e cuja regeneração natural é muito rara nalguns habitats (Clavijo *et al.*, 2002; Silva *et al.*, 2004). Este favorecimento do chorão pelo coelho pode contribuir para agravar ainda mais a situação desta espécie

Uma vez que a camarinha está muito dependente do coelho para a sua dispersão e germinação, o fomento da população de coelho-bravo da Fonte da Telha deve ser considerado como uma medida de gestão essencial para permitir a renovação e subsistência da camarinha. A maior parte de reforços populacionais de coelho são ineficazes e por vezes com efeitos perversos para a própria espécie (Calvete *et al.*, 1997). É então aconselhável optar por remoção dos factores de perturbação ao coelho existentes, como a remoção das matilhas de cães assilvestrados, de modo a permitir a recuperação das populações de coelho, e a limitação da presença humana, com imposição de restrições nos acessos ao local, o que irá evitar a elevada mortalidade dos indivíduos muito jovens de camarinha, favorecendo a sua regeneração (Costa, 2011). Tendo em conta a relação mutualista desenvolvida entre o coelho e o chorão, e a relação de competição por exploração em que se encontram as três espécies envolvidas, aconselha-se primeiro a remoção do chorão para evitar a dispersão de propágulos, e só depois as medidas de estímulo do crescimento populacional do coelho-bravo, para impedir que o coelho tenha o efeito perverso de aumentar a abundância de chorão.

A remoção do chorão deverá ser efectuada nestes sistemas muito precocemente, assim que existirem os primeiros sinais de presença das plantas para evitar a sua dispersão por uma área cada vez maior. O método mais eficiente para remoção de chorão é manual (GEIB, 2006), sendo esse o primeiro passo para a reabilitação da população de camarinha da Fonte da Telha.

6. Bibliografia

Albert, M., 1995. Portrait of an invader II: the ecology and management of *Carpobrotus edulis*. *California Exotic Pest Plant Council*, p. 4–6.

Alcoforado, J., Alegria, M. C., Pereira, A. R. & Sirgado, C., 1982. *Domínios Bioclimáticos em Portugal definidos por comparação dos índices de gaussen e de emberger*, Relatório nº14: Linha de acção de geografia física - Centro de estudos geográficos, I.N.I.C..

Alves, J., Vingada, J. & Rodrigues, P., 2006. The wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus* L.) diet on a sand dune area in Central Portugal: a contribution towards management. *Wildlife Biology in Practice*, 2(2): 63-71.

Bartelheimer, M., Steinlein, T. & Beyschlag, W., 2006. Aggregative root placement: a feature during interspecific competition in inland sand-dune habitats. *Plant and Soil*, 280(1-2): 101–114.

Baskin, C. & Baskin, J., 1998. *Seeds: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination*, San Diego: Academic Press.

Boratynski, A. & Puente, M. L., 1995. The Empetraceae on the Iberian Peninsula. *Willdenowia*, 25: 39-53.

Bourgeois, K., Vidal, E., Suehs, C. M. & Médail, F., 2004. *Extreme invasional meltdown: multi-trophic interactions catalyse Mediterranean island invasions*. Rhodes, Université d'Aix-Marseille III. Documento técnico.

Calvete, C., Villafuerte, R., Lucientes, J. & Osacar, J. J., 1997. Effectiveness of traditional wild rabbit restocking in Spain. *Journal of Zoology*, 241(2): 1-7.

Calviño-Cancela, M., 2004. Ingestion and dispersal: direct and indirect effects of frugivores on seed viability and germination of *Corema album* (Empetraceae). *Acta Oecologica*, 26(1): 55–64.

Calviño-Cancela, M., 2005. Fruit consumers and seed dispersers of the rare shrub *Corema album*, Empetraceae in coastal sand dunes. *Revue d'Ecologie*, 60:97-106.

Calviño-Cancela, M., 2007. Seed and microsite limitations of recruitment and the impacts of post-dispersal seed predation at the within population level. *Plant Ecology*, 192:35-44.

Carter, R. W. G., 1988. *Coastal environments*. London: Academic Press.

Castro, S. A., Bozinovic, F. & Jaksic, F. M., 2008. Ecological efficiency and legitimacy in seed dispersal of an. *Journal of Arid Environments*, 72(7):1164–1173.

Clavijo, A.; Diaz Barradas, M. C.; Ain-Lhout, F.; Zunzunegui, M.; Correia, M., 2002. A fragmentação como causa principal da redução do habitat de *Corema album* na sua área de distribuição. *Revista Biologia*, 20:109-120.

Clavijo, A.; Díaz Barradas, M. C.; Zunzunegui, M.; Ain-Lhout, F.; Alvarez Cansino, L.; Correia, O.; García Novo, F., 2003. Conservação de *Corema album*

no litoral atlântico da Península Ibérica; a influência de dispersores animais na regeneração natural. *Revista Biologia*, 18:43-56.

Conser, C. & Connor, E. F., 2008. Assessing the residual effects of *Carpobrotus edulis* invasion, implications for restoration. *Biological Invasions*, 11:349–358.

Costa, C., 2011. *Factores que condicionam a dispersão e o recrutamento da camarinha em sistemas dunares*. Tese de Mestrado em Biologia da Conservação :Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa.

Costa, J. C., 2001. Tipos de vegetação e adaptações das plantas do litoral de Portugal Continental. in *Albergaria Moreira ME, Casal Moura A, Granja HM & Noronha F (ed) Homenagem (in honorio) Professor Doutor Soares de Carvalho 283-299. Universidade do Minho. Braga*.

Cosyns, E., Delporte, A., Lens, L. & Hoffmann, M., 2005. Germination success of temperate grassland species after passage through ungulate and rabbit guts. *Journal of Ecology*, 93:353–361.

D'Antonio, C. M., 1990. Seed production and dispersal in the non-native invasive succulent *Carpobrotus edulis* (Aizoaceae) in coastal strand communities of Central California. *Journal of Applied Ecology*, 27:693-702.

D'Antonio, C. M., Odion, D. C. & Tyler, C. M., 1993. Invasion of maritime chaparral by the introduced succulent *Carpobrotus edulis*. *Oecologia*, 95:14-21.

D'Antonio, C. M. & Weber, E., 1999. Germination and growth responses of hybridizing *Carpobrotus* species (Aizoaceae) from Coastal California to soil salinity. *American Journal of Botany*, 86(9):1257–1263.

Delbaere & Ben, C. W., 1998. *Facts and Figures on European Biodiversity; State and Trends 1998-1999*, Tilburg: European Centre for Nature Conservation.

Delibes-Mateos, M., Delibes, M., Ferreras, P. & Villafuerte, R., 2008. Key role of European rabbits in the conservation of the Western Mediterranean basin hotspot. *Conservation Biology*, 22(5):1106–1117.

Dellafiore, C. M., Gallego Fernández, J. B. & Muñoz Vallés, S., 2010. The rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) as a seed disperser in a coastal dune system. *Plant Ecology*, 206:251–261.

Dellafiore, C. M., Muñoz Vallés, S. & Gallego Fernández, J. B., 2006. Rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) as dispersers of *Retama monosperma* seeds in a coastal dune system. *Ecoscience*, 13(1):5-10.

Devillarda, S.; Aubineaub, J.; Bergerb, F.; Léonard, Y.; Roobrouck, A.; Marchandea, S., 2007. Home range of the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in three contrasting French populations. *Mammalian Biology*, 73(2):128–137.

Diaz Barradas, M. C.; Correia, O.; Zunzunegui, M.; Ain-Lhout, F.; Clavijo, A.; Silva, P. & Ferreira, S., 2000. Distribuição de sexos na espécie dióica *Corema album* ao longo de um gradiente climático. *Revista Biologia*, 20:7-22.

Everard, M., Jones, L. & Watts, B., 2010. Have we neglected the societal importance of sand dunes? An ecosystem services perspective. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20(4):476–487.

- Eycott, A. E., Watkinson, A. R., Hemami, M. R. & Dolman, P. M., 2007. The dispersal of vascular plants in a forest mosaic by a guild of mammalian herbivores. *Oecologia*, 154:107-118.
- Franco do Amaral, J., 1984. *Nova Flora de Portugal (Continente e Açores)*. Lisboa: Cambridge University Press.
- GEIB, 2006. *TOP 20: Las 20 especies exóticas invasoras más dañinas presentes*. Documento técnico.
- Guitiána, P., Medrano, M. & Rodríguez, M., 1997. Reproductive biology of *Corema album* (L.) D. Don (Empetraceae) in the northwest Iberian Peninsula. *Acta Botanica Gallica*, 144(1):119-128.
- Heslenfeld, P., Jungerius, P. D. & Klijn, J. A., 2004. European policy for coastal dunes. In *Coastal Dunes— Ecology and Conservation*, Martinez ML, Psuty NP (eds). Ecological Studies 171, Springer-Verlag: Berlin; 335–351. Documento técnico.
- Jordano, P., Galetti, M., Pizo, M. A. & Silva, W. R., 2006. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à Biologia da Conservação. In: *Biologia da conservação: essências*. São Paulo: Editorial Rima, 411-436.
- Jorgensen, R. H. & Kollmann, J., 2009. Invasion of coastal dunes by the alien shrub *Rosa rugosa* is associated with roads, tracks and houses. *Flora*, 204(4):289–297.
- Kent, M. & Cooker, P., 1996. *Vegetation Description and Analysis. A practical approach*. New Jersey: John Wiley & Sons.
- Kim, D. & Bae Yu, K., 2009. A conceptual model of coastal dune ecology synthesizing spatial gradients of vegetation, soil, and geomorphology. *Plant Ecology*, 202:135–148.
- Larrinaga, A. R., 2010. Rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) select small seeds when feeding on the fruits of *Corema album*. *Ecological Research*, 24:245–249.
- Levey, D. J. & Grajal, A., 1991. Evolutionary implications of fruit-processing limitations in Cedar Waxwings. *American Naturalist*, 138(1):171–189.
- Malo, J. E., Jiménez, B. & Suárez, F., 2010. Herbivory dunging and endozoochorous seed deposition in a Mediterranean dehesa. *Journal of Range Management*, 53:322–328.
- Maltez-Mouro, S., Maestre, F. T. & Freitas, H., 2010. Weak effects of the exotic invasive *Carpobrotus edulis* on the structure and composition of Portuguese sand-dunecommunities. *Biological Invasions*, 12:2117–2130.
- Mancilla-Leytóna, J. M., González-Redondob, P. & Martín Vicente, A., 2013. Effects of rabbit gut passage on seed retrieval and germination of three shrub species. *Basic and Applied Ecology*, 14(7):585–592.
- Marcantonio, M., Rocchini, D. & Ottaviani, G., 2014. Impact of alien species on dune systems: a multifaceted approach. *Biodiversity Conservation*, 23:2645–2668.

- Marchante, H., Marchante, E. & Freitas, H., 2005. *Invasive plant species in Portugal: an overview*. Mèze, Universidade de Coimbra.
- Maron, J. L. & Vilà, M., 2001. When do herbivores affect plant invasion? Evidence for the natural enemies and biotic resistance hypotheses. *OIKOS*, 95:361–373.
- Marques, E., 2007. *Caracterização das populações de C. album (Corema album L.) no Cabo Carvoeiro*. Universidade de Lisboa: Tese de mestrado em Ciências da Terra e da Vida para o ensino.
- Martine, C. T., Lubertazzi, D. & Dubrul, A., 2005. The biology of *Corema conradii*: natural history, regeneration, and observations of a post-fire seedling recruitment. *Northeastern Naturalist*, 12(3):267-286.
- Moore, P. D.; Chapman, S. B., 1986. *Methods in plant ecology*. Michigan University: Blackwell Scientific.
- Moreno, S. & Villafuerte, R., 1995. Traditional management of scrubland for the conservation of rabbits *Oryctolagus cuniculus* and their predators in Doñana National Park, Spain. *Biological Conservation*, 73:81–85.
- Moreno, S., Villafuerte, R., Cabezas, S. & Lombardi, L., 2004. Wild rabbit restocking for predator conservation in Spain. *Biological Conservation*, 118(2):183–193.
- Muñoz-Vallés, S., Gallego-Fernández, J. B., Dellafiore, C. & Cambrollé, J., 2013. Long-term spatio-temporal expansion of the native-invasive *Retama monosperma* on coastal dunes: importance of land-use and natural dispersal vectors. *Flora*, 208(4):259– 267.
- Novoa, A., González, L., Moravcová, L. & Pyšek, P., 2013. Constraints to native plant species establishment in coastal dune communities invaded by *Carpobrotus edulis*: Implications for restoration. *Biological Conservation*, 164:1-9.
- Novoa, A., Rodríguez, R., Richardson, D. & González, L., 2014. Soil quality: a key factor in understanding plant invasion? The case of *Carpobrotus edulis* (L.) N.E.Br.. *Biological Invasions*, 16:429–443.
- Nowak, R., 1999. *Walker's Mammals of the World, Sixth Edition..* Baltimore and London: The John's Hopkins University Press.
- Pakerman, R. J., Digneffe, G. & Small, J. L., 2002. Ecological correlates of endozoochory by herbivores. *Functional Ecology*, 16:296–304.
- Parker, S., 1990. *Grzimek's Encyclopedia of Mammals*. New York: McGraw-Hill.
- Perea, R. et al., 2013. Context-dependent fruit–frugivore interactions: partner identities. *Oikos*, 122:943–951.
- Salas, M., Fernández-Lugo, S. & Naranjo, A., 2009. Interaction Between Two Exotic Invading Species: Endozoochory of *Acacia farnesiana* Seeds by the European Rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *The Open Forest Science Journal*, 2:86-90.
- Sallabanks, R., 1993. Hierarchical mechanisms of fruit selection by an avian frugivore. *Ecology*, 74:1326–1336.

- Santoro, R., Jucker, T., Carranza, M. L. & Acosta, A. T. R., 2011. Assessing the effects of *Carpobrotus* invasion on coastal dune soils. Does the nature of the invaded habitat matter?. *Community Ecology*, 12(2):234-240.
- Silva, P.; Peyroteo, P.; Correia, A. I.; Branquinho, C.; Correia, O., 2004. Contributo para a caracterização da estrutura e diversidade da vegetação da Paisagem Protegida da Arriba Fóssil da Costa da Caparica. *Revista de Biologia*, 22:153-168.
- Sneddon, I. A., 1991. Latrine use by the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Journal of Mammalogy*, 72(4):769-775.
- Traveset, A., Rodríguez-Pérez, J. & Pías, B., 2008. Seed trait changes in dispersers' guts and consequences for germination and seedling growth. *Ecology*, 89(1):95–106.
- Valdés, B., Talavera, S. & Fernández Galiano, E., 1987. *Flora Vascular de Andalucí'a Occidental Vol. 1.* Barcelona: Ketres Editora.
- van der Putten, W. H., van Dijk, C. & Peters, B. A. M., 1993. Plant specific soil borne diseases contribute to sucession in fore dune vegetation. *Nature*, 362:53-56.
- Verdú, J. R., Crespo, M. B. & Galante, E., 2000. Conservation strategy of a nature reserve in Mediterranean ecosystems: the effects of protection from grazing on biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 9:1707–1721.
- Vilà, M. & D'Antonio, C. M., 1998. Fruit Choice and Seed Dispersal of invasive vs. noninvasive *Carpobrotus* (Aizoaceae) in Coastal California. *Ecology*, 79(3):1053-1060.
- Virgós, E., Cabezas-Díaz, S. & Lozano, J., 2007. Is the wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) a threatened species in Spain? Sociological constraints in the conservation of species. *Biodiversity & Conservation*, 16:3489-3504.
- Vitousek, P. M. & D'Antonio, C. M., 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 23:63-87.
- Zedler, P. H. & Black, C., 1992. Seed dispersal by generalizedherbivore: rabbits as dispersal vectors in a semiarid Californiavernal pool landscape. *American Midland Naturalist*, 128:1-10.
- Zunzunegui, M. et al., 2006. Ecophysiology, growth timing and reproductive effort of three sexual forms of *Corema album* (Empetraceae). *Plant Ecology*, 183:35-46.

7. Anexos

7.1. Anexo 1

Georreferenciação dos quadrados utilizados no Método dos quadrados pontuais, dos indivíduos de *C. album* e *C. edulis* de onde se retiraram amostras de solo, dos indivíduos de *C. album* com armadilhas de folhada, e dos centros geométricos dos dejectos de *O. cuniculus*, tocas de *O. cuniculus* encontradas (desactivadas), de acordo com as 3 zonas de trabalho (Fig. 1).



Zona 1

Zona 2

Zona 3

Cor ponto	Número	Descrição	Latitude	Longitude
Métodos dos quadrados pontuais	36	Zona 1 Quadrado Norte	38°33'31.52"N	9°11'17.46"W
	37	Zona 1 Quadrado Meio	38°33'31.19"N	9°11'17.46"W
	46	Zona 1 Quadrado Sul	38°33'30.58"N	9°11'17.81"W
	23	Zona 2 Quadrado Norte	38°33'37.84"N	9°11'20.76"W
	27	Zona 2 Quadrado Meio	38°33'37.09"N	9°11'20.65"W
	33	Zona 2 Quadrado Sul	38°33'35.85"N	9°11'19.62"W
	7	Zona 3 Quadrado Norte	38°33'42.65"N	9°11'18.93"W
	10	Zona 3 Quadrado Meio	38°33'42.05"N	9°11'18.61"W
	14	Zona 3 Quadrado Sul	38°33'41.27"N	9°11'18.99"W
Indivíduos de C. album amostrados Zona 1	7	Indivíduo C. album 1	38°33'42.65"N	9°11'18.93"W
	40	Indivíduo C. album 2	38°33'30.91"N	9°11'16.84"W
	35	Indivíduo C. album 3	38°33'32.36"N	9°11'17.66"W
	34	Indivíduo C. album 4	38°33'32.55"N	9°11'18.29"W
	39	Indivíduo C. album 5	38°33'31.05"N	9°11'17.29"W
	42	Indivíduo C. album 6	38°33'30.84"N	9°11'17.28"W
	38	Indivíduo C. album 7	38°33'31.14"N	9°11'16.89"W
	43	Indivíduo C. album 8	38°33'30.62"N	9°11'17.04"W
	44	Indivíduo C. album 9	38°33'30.56"N	9°11'17.21"W
	47	Indivíduo C. album 10	38°33'30.11"N	9°11'17.65"W
Indivíduos de C. album amostrados Zona 2	26	Indivíduo C. album 11	38°33'37.11"N	9°11'20.49"W
	25	Indivíduo C. album 12	38°33'37.15"N	9°11'20.37"W
	30	Indivíduo C. album 13	38°33'37.01"N	9°11'19.97"W
	27	Indivíduo C. album 14	38°33'37.09"N	9°11'20.65"W
	32	Indivíduo C. album 15	38°33'36.73"N	9°11'20.59"W
Indivíduos de C. edulis amostrados Zona 2	24	Indivíduo C. edulis 11	38°33'37.38"N	9°11'20.67"W
	28	Indivíduo C. edulis 12	38°33'37.11"N	9°11'20.19"W
	29	Indivíduo C. edulis 13	38°33'37.04"N	9°11'20.13"W
	31	Indivíduo C. edulis 14	38°33'36.86"N	9°11'20.61"W
	32	Indivíduo C. edulis 15	38°33'36.73"N	9°11'20.59"W
	13	Indivíduo C. edulis 1	38°33'41.41"N	9°11'19.50"W
Indivíduos de C. edulis amostrados Zona 3	9	Indivíduo C. edulis 2	38°33'42.49"N	9°11'19.13"W
	16	Indivíduo C. edulis 3	38°33'40.89"N	9°11'19.09"W
	15	Indivíduo C. edulis 4	38°33'41.23"N	9°11'19.38"W
	12	Indivíduo C. edulis 5	38°33'41.65"N	9°11'19.13"W
	11	Indivíduo C. edulis 6	38°33'41.79"N	9°11'18.81"W
	4	Indivíduo C. edulis 7	38°33'43.84"N	9°11'18.05"W
	5	Indivíduo C. edulis 8	38°33'43.49"N	9°11'18.32"W
	6	Indivíduo C. edulis 9	38°33'42.92"N	9°11'18.03"W
	8	Indivíduo C. edulis 10	38°33'42.39"N	9°11'18.41"W
	Indivíduos de C. album com armadilhas de folhada	18	Armadilha de folhada 1	38°33'38.56"N
19		Armadilha de folhada 2	38°33'38.34"N	9°11'19.81"W
21		Armadilha de folhada 3	38°33'38.20"N	9°11'19.96"W
20		Armadilha de folhada 4	38°33'38.28"N	9°11'20.09"W
22		Armadilha de folhada 5	38°33'38.15"N	9°11'20.13"W
26		Armadilha de folhada 6	38°33'37.11"N	9°11'20.49"W
45		Armadilha de folhada 7	38°33'30.59"N	9°11'17.64"W
41		Armadilha de folhada 8	38°33'30.88"N	9°11'17.21"W
7		Armadilha de folhada 9	38°33'42.65"N	9°11'18.93"W
40		Armadilha de folhada 10	38°33'30.91"N	9°11'16.84"W
Outros	17	Toca O. cuniculus desativada 1	38°33'40.78"N	9°11'18.56"W
	48	Toca O. cuniculus desativada 2	38°33'29.56"N	9°11'17.61"W
	1	Agrupamento de dejectos de O. cuniculus 1	38°33'45.58"N	9°11'17.51"W
	2	Agrupamento de dejectos de O. cuniculus 2	38°33'45.55"N	9°11'17.61"W
	3	Agrupamento de dejectos de O. cuniculus 3	38°33'44.99"N	9°11'17.66"W

7.2. Anexo 2

Matriz de valores de probabilidade resultantes da aplicação do Teste de Tukey referente à germinação de *C. edulis*. Valores estatisticamente significativos assinalados a negrito.

(ANOVA de Kruskal-Wallis $X^2=26,94$, $p=0,0001$)

Tratamentos	T2013	T2014	C2013	C2014
T2014	0,469615			
C2013	0,428484	0,999993		
C2014	0,007754	0,224959	0,253016	
Dc	0,000132	0,000132	0,000132	0,000132