



Instituto Politécnico
de Castelo Branco
Escola Superior
Agrária



spea

Sociedade Portuguesa
para o Estudo das Aves



CORVO
e vila franca

Restauração Ecológica do Ilhéu de Vila Franca do Campo, Açores

A recuperação de habitat para as aves marinhas

Mestrado em Tecnologia e Sustentabilidade dos Sistemas Florestais

Carlos Manuel Neves Silva

Orientadores

Luís Toste Rego Vasconcelos Costa

Luísa Fernanda Ribeiro Gomes Ferreira Nunes

Dezembro de 2013



Restauração Ecológica do Ilhéu de Vila Franca do Campo, Açores

A recuperação de habitat para as aves marinhas

Orientadores

Luís Toste Rego Vasconcelos Costa

Luísa Fernanda Ribeiro Gomes Ferreira Nunes

Dissertação apresentada à Escola Superior de Agrária do Instituto Politécnico de Castelo Branco e à Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Tecnologia e Sustentabilidade dos Sistemas Florestais, realizada sob a orientação científica da Doutora Luísa Fernanda Ribeiro Gomes Ferreira Nunes, do Instituto Politécnico de Castelo Branco.

Dezembro de 2013

Documento convertido para o novo acordo ortográfico pelo *software* Lince v.1.2.12.

Composição do júri

Presidente do júri

Doutor João Paulo Batista Carneiro

Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Castelo Branco

Vogais

Doutora Luísa Fernanda Ribeiro Gomes Ferreira Nunes,

Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Castelo Branco

Doutor António Manuel Moitinho Nogueira Rodrigues,

Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Castelo Branco

Doutor Luís Cláudio Brito Brandão Guerreiro Quinta-Nova,

Categoria profissional e o nome da Instituição

Agradecimentos

Este espaço dedico a todas as pessoas e entidades que me ajudaram e contribuíram para que este trabalho fosse possível. Nomeadamente à Dr^a Sílvia Vilar por me ter incentivado a desenvolver este trabalho. A todos eles deixo aqui os meus sinceros agradecimentos por ajudarem a desenvolver um trabalho pioneiro em Portugal, *a restauração de habitats para as aves marinhas em ambientes insulares*.

Em primeiro lugar, quero agradecer a toda a equipa técnica do Projecto LIFE “Ilhas Santuário para as Aves Marinhas”, nomeadamente o Dr. Pedro Geraldès e a Dr^a Sandra Hervías, por todo o conhecimento que adquiri na ecologia das aves marinhas pelágicas.

Em segundo lugar, quero agradecer a toda a equipa de campo do Projeto LIFE “Laurissilva Sustentável”, principalmente ao Sr. José Mendonça, por ser o catalisador dos trabalhos de controlo e de restauração de habitats nos Açores. A ele devo todos resultados obtidos neste trabalho, pelo árduo esforço de controlo de invasoras e da restauração do coberto vegetal.

A dedicação dos orientadores científicos do projeto LIFE, Dr^o Jaime Ramos (Universidade de Coimbra), Dr^o Manuel Nogales (Consejo Superior de Investigaciones Científicas, isla de Tenerife) e Dr. Steffen Opiel (Royal Society for the protection of Birds), foram fundamentais para ajudar a definir a metodologia.

Gostaria também de agradecer aos meus orientadores, o Dr^o Luís Costa e à Dr^a Luísa Nunes, por me ajudarem a estruturar, analisar e a compilar as diferentes fases deste trabalho. Este agradecimento também é pela motivação que me deram para terminar este documento.

E uma última palavra de agradecimento a todos os voluntários, em especial à Ana Catarina Henriques, à Cláudia Furtado e ao Marco Machado, que me ajudaram e que passaram noites a dormir no chão do ilhéu ao som e melodia dos cagarros.



Texto e trabalho com o apoio financeiro da Comissão Europeia ao abrigo do programa LIFE+, no projeto LIFE 07 NAT/P/000649.

Resumo

A introdução de espécies invasoras em ambientes insulares é uma das principais ameaças à nidificação das aves marinhas. Numa tentativa de perceber a dimensão do problema, foram mapeadas, por fotointerpretação, 10 manchas de vegetação invasora com recurso a sistemas de informação geográfica. Cerca de 28% do ilhéu de Vila Franca do Campo, Arquipélago dos Açores, está coberto por canas. A cana *Arundo donax* L. bloqueia a entrada dos ninhos do cagarro *Calonectris diomedea borealis* Cory. e compete e ameaça as espécies e habitats prioritários do ilhéu. A cana é espécie com maior área e densidade do ilhéu, com cerca de 27 canas/m².

Para iniciar o processo de restauração do coberto vegetal, foram testadas 3 metodologias de controlo de cana em 90 parcelas de um metro quadrado. O teste de controlo de canas ocorreu de março de 2009 a março de 2010. O modelo de apoio à decisão (Simple Additive Weighting Model) determinou o melhor método em função do custo-benefício. O método mais eficaz foi o corte manual das canas seguido de duas aplicações foliares de herbicida (uma em maio e outra em outubro, ou seja, antes e depois do ciclo reprodutor do cagarro). O princípio activo do herbicida foi o glifosato. Um ano após o controlo houve uma redução de 92% da densidade de canas com um custo de 0,66 €/m².

Este método foi aplicado a 1,35 ha do ilhéu de Vila Franca do Campo. Um ano após o controlo de cana foi estudada a colonização do coberto vegetal. A monitorização das plantas ocorreu em 19 parcelas de metro quadrado de outubro de 2010 a junho de 2011. Foram estudadas as áreas de cobertura e a altura máxima de cada espécie em 3 épocas distintas (outono, inverno e primavera). Durante esse período, a área foi colonizada por 27 espécies de plantas (6 endémicas/nativas, 4 invasoras e 17 introduzidas). As plantas introduzidas são o grupo de plantas com mais espécies e maior área de cobertura média (0,4094 m²). As plantas endémicas/nativas são o grupo de plantas menos representativas em área e em altura média. As plantas invasoras são segundo grupo com maior área de cobertura média (0,1498 m²) e com os maiores valores de altura máxima média (40,75cm). Das invasoras, a cana é a espécie com diferenças significativas de área de cobertura e altura máxima em relação às demais invasoras. Embora tenham sido detectadas tendências decrescente e crescente da área de cobertura ao longo das monitorizações, respectivamente das plantas invasoras e das plantas endémicas nativas, estas ainda não são estatisticamente significativas. Este dados permitem assim estabelecer um conjunto de propostas que orientem as futuras acções de restauro. A cana continua a ser a espécie alvo de controlo, no entanto, novos objectivos devem ser acautelados de forma a impedir a progressão de outras invasoras extremamente agressivas, como a lantana *Lantana camara* L. e a tintureira *Phytolacca americana* L.

Palavras chave

Cana, Cagarro, Restauração ecológica, Habitat, Açores.

Abstract

The introduction of alien species on the islands is a threat to the breeding seabirds. In some islands in the Azores, the alien flora reduces the potential area of breeding habitat for the Cory's Shearwater *Calonectris diomedea* Cory. In order to understand the problem 10 invasive alien species was mapped with photo-interpretation techniques. The non-native, invasive giant reed *Arundo donax* is the most representative species and covers 28% of Vila Franca do Campo Islet (Azores). It blocks the entrance of Cory's shearwater nest burrows and out-competes threatened the Azorean endemic flora. Three *A. donax* control methods were tested in 90 square meter plots, and a cost-effectiveness was determined using a Simple Additive Weighting Model. The most effective control method was cutting and removal of giant reed stems followed by two glyphosate-based foliar herbicide applications (one in May and another in late October i.e. corresponding to before and after the Cory's shearwater breeding cycle). After one year, 92% of giant reed was controlled at an estimated cost of 0,66€ per square meter.

This most cost-effective method was applied to 1,35 hectares of the islet. One year after the *A. donax* control the colonization of the vegetation on the study site was studied and monitored. A set of 19 square meter plots was deployed randomly and they were monitored three times from October 2010 to June 2011 (Autumn, Winter and Spring). It was recorded the vegetation cover rate and the maximum height of each species. Across the monitored season, 27 species have been identified (6 natives, 4 non-native invasives and 17 non-native). The non-native plants are the most representative group of plants with highest average of cover rate (0.4094 m²) and number of species. The native plants are the group less representative and have the lowest vegetation cover. The non-native invasive plants are the second most representative group of plants with a average of cover area of 0.1498 m² and, at the same time, have the highest records of maximum height (40.75 cm). Comparing all invasive species, statistical differences on vegetation cover and maximum height between the giant reed and the other invasive species were found.

Throughout the monitored season positive and negative trends on the vegetation cover were detected (positive trends for non native and negative trends for non-native invasive). However these trends were not found to be statistically different.

The data collected helps to define strategies and a set of actions required to achieve the goals of the restoration. The giant reed is still the target species, but these goals should be swift in order to prevent the spread of other extremely invasive species. It is recommended that chemical and manual control for these plants is used.

Keywords

Giant Reed, Cory's shearwater, Ecological Restoration, Habitat, Azores.

Índice geral

1.INTRODUÇÃO.....	14
2.0 ILHÉU DE VILA FRANCA DO CAMPO.....	16
2.1 Geomorfologia e climatologia.....	16
2.2 História, usos e instrumentos de regulamentação.....	17
2.3 Habitats e vegetação.....	18
2.4 Ilhas santuário para as aves marinhas.....	20
3.MATERIAL E MÉTODOS.....	21
3.1 Área de estudo.....	21
3.2 Material.....	22
3.3 Delineamento experimental.....	22
3.3.1 Mapeamento das principais manchas invasoras.....	23
3.3.2 Teste de controlo de canas.....	23
3.3.3 Avaliação da colonização de plantas.....	25
3.4 Protocolos de monitorização.....	25
3.4.1 Protocolo – Teste de controlo de canas	25
3.4.2 Protocolo - Avaliação da colonização de plantas.....	27
3.5 Construção da base de dados.....	28
3.6 Tratamentos estatísticos.....	29
3.6.1 Teste de controlo de canas.....	29
3.6.2 Avaliação da colonização de plantas.....	29
4.	
RESULTADOS.....	31
4.1 Mapeamento das principais manchas de vegetação invasora.....	31
4.2 Teste de controlo de canas.....	32
4.3 Avaliação da colonização por plantas.....	34

4.3.1 Área de cobertura.....	34
4.3.2 Altura máxima (H _{máx}).....	37
5.DISSCUSSÃO.....	40
6.CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	42
7.RECOMENDAÇÕES.....	44
8.REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	46
ANEXO I - Listagem de espécies.....	49

Índice de figuras

Figura 1 — Localização do ilhéu de Vila Franca do Campo.....	16
Figura 2 — Ilhéu Pequeno com vegetação de habitat costeiro macaronésico.....	19
Figura 3 — Ilhéu Grande com vegetação vestigial de habitat de charnecas macaronésicas endémicas.....	19
Figura 4 — Área de estudo.....	21
Figura 5 — Parcelas de monitorização do teste de canas.....	26
Figura 6 — Grelha de parcelas dos testes de controlo de canas.....	26
Figura 7 — Monitorização de parcela de avaliação da colonização por plantas.....	27
Figura 8 — Determinação da altura máxima de uma urze (<i>Erica azorica</i>).....	28
Figura 9 — Mapa de vegetação das principais manchas invasoras do ilhéu de Vila Franca do Campo.....	32
Figura 10 — Densidade de canas (n° canas/m ²) depois da aplicação de cada tratamento.....	33
Figura 11 - Densidade de espécies (número de espécies/m ²) endémicas/nativas, introduzidas e invasoras.....	34
Figura 12 - Área de cobertura média (m ²) de plantas endémicas/nativas, introduzidas e invasoras.....	35
Figura 13 - Variação da área de cobertura média (m ²) de plantas endémicas/nativas, introduzidas e invasoras ao longo das monitorizações	36
Figura 14 - Variação da área de cobertura (m ²) das espécies invasoras (cana, <i>B. pilosa</i> , lantana e tintureira).....	36
Figura 15 - Variação das alturas máximas (m ²).....	37
Figura 16 - Variação da média da altura máxima (cm) ao longo das épocas de monitorização.....	38
Figura 17 - Variação da altura máxima (cm) das espécies invasoras (<i>B. pilosa</i> , cana, lantana e tintureira) ao longo das épocas de monitorização.....	39

Lista de tabelas

Tabela 1 — Valores de precipitação e de vento durante o período do estudo da estação meteorológica da Praia.....	17
Tabela 2 — Cronograma das ações de trabalho.....	23
Tabela 3 — Cronograma das ações de controlo de cana.....	24
Tabela 4 — Listagem das principais espécies invasoras do ilhéu de Vila Franca do Campo).....	31
Tabela 5 — Matriz de decisão com dados de eficácia, quantidade de herbicida e tempo consumidos em corte de cana e aplicação de herbicida por tratamento.....	33
Tabela 6 — Resumo das análises estatísticas da área de cobertura.....	37
Tabela 7 — Resumo das análises estatísticas das alturas máximas.....	39

Lista de abreviaturas, siglas e acrónimos

CSV – ficheiro de dados do tipo *comma separated values*

GLM – Generalize Linear Model

GPS – Geographic Position System

IVFC- ilhéu de Vila Franca do Campo

SAW – Simple Additive Weighting

SER – Society of Ecological Restoration

SIG – Sistemas de Informação Geográfica

SPEA – Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves

tp – tempo/época

1. Introdução

O arquipélago dos Açores, constituído por nove ilhas localizadas no Atlântico Norte, é reconhecido como uma área importante para as aves, principalmente as aves marinhas pelágicas, que aí encontram excelentes locais de nidificação e de alimentação. Os Açores, por estarem geograficamente num local de transição entre uma zona temperada e uma zona tropical (Monteiro *et al.*, 1996), com uma baixa amplitude térmica, elevada precipitação e humidade, um marcado clima oceânico (Borges, 1990), constituem uma região caracterizada como um oceano de águas com níveis de produtividade estáveis devido ao *upwelling* dos montes submarinos e de fontes terminais (Raymont, 1980) que fornecem alimento a estas aves pelágicas. As suas extensas escarpas costeiras fornecem abrigo e local de nidificação (Monteiro *et al.*, 1996).

Os registos e crónicas de Gaspar Frutuoso (1591) já referem a existência de numerosas aves marinhas no arquipélago. Com efeito, verifica-se a ocorrência de oito espécies de Procellariiformes distribuídos por todas as ilhas do arquipélago em abundantes colónias, das quais se destacam seis espécies nidificantes: a alma-negra *Bulweria bulwerii* Jardine & Selby., o cagarro, o estapagado *Puffinus puffinus* Brunnich., o frulho *Puffinus assimilis* Gould., o painho-da-madeira *Oceanodroma castro* Harcourt (Monteiro *et al.*, 1996) e o painho-de-monteiro *Oceanodroma monteiroi* (Bolton *et al.*, 2008). Esta última é uma espécie endémica com uma população muito restrita e só descrita recentemente. Os Açores têm cerca de 25% da população europeia de painhos-da-madeira, de cerca de 20% da população europeia de frulhos (Monteiro *et al.*, 1999), 60% de garajau-rosado *Sterna dogallii* Montagu e 5% de garajau-comum *Sterna hirundo* L. (Rodrigues & Nunes, 2002).

Os Açores foram colonizados no século XV, após a sua descoberta em 1433, e as suas populações de aves marinhas têm sofrido graves declínios devido à predação por mamíferos introduzidos, à degradação de habitat (Monteiro *et al.*, 1996) e à exploração humana para alimentação e obtenção de óleos (Frutuoso, 1591). Na ilha do Corvo, por exemplo, ainda hoje os roedores e os gatos são responsáveis por 62% da predação de cagarros no ninho (Hervías *et al.*, 2013). Algumas espécies tornaram-se extintas nas nove ilhas, ou ficaram confinadas em ilhéus e escarpas inacessíveis onde ainda hoje persistem (Monteiro *et al.*, 1996). As espécies mais resilientes, como o cagarro, ainda existem nas nove principais ilhas com uma população estimada em 188.000 casais (BirdLife International, 2004), provavelmente a maior a nível global desta espécie.

O cagarro nidifica em habitats costeiros marítimos e habitats de matos macaronésicos, respetivamente, constituído principalmente por: brasel *Festuca petraea* Guthn. ex Seub. (em habitat costeiros); urze *Erica azorica* Horchst. ex Seub. e faia-da-terra *Morella faya* (Aiton) Wilbur (Rodrigues *et al.*, 2009). Desde a sua colonização, os Açores perderam quase 95% da sua cobertura vegetal original

(Triantis *et al.*, 2010). Dos 4467 *taxa* conhecidos e inventariados, 31% são autóctones e/ou endémicas da região, sendo as restantes introduzidas (Borges *et al.*, 2005b em Triantis *et al.*, 2010). Estas espécies introduzidas podem causar grandes impactos nos habitats e espécies, como por exemplo a cana, que é considerada uma das “100 world's worst invaders” (ISSG, 2013).

A cana é uma erva perene (*Poaceae*) nativa do Este da Ásia mas é cultivada ou invasora no Mediterrâneo e no Médio Oriente (Polunin & Huxley, 1987). É uma espécie de rápido crescimento que pode atingir os 6-8 m de altura e um diâmetro de 6 cm (Spencer *et al.*, 2008). A comunidade de canas, uma vez estabelecida, compete com a vegetação nativa, pode bloquear canais e ribeiras e sobretudo pode causar drásticas mudanças ecológicas (Coffman, 2007; ISSG, 2013). Nos Açores, a invasão de cana tem impactos negativos em pelo menos 11 plantas endémicas/nativas (Silva *et al.*, 2008) e três espécies de aves marinhas (o cagarro, o garajau-comum e o garajau-rosado), todas com elevado estatuto de conservação (Rodrigues *et al.*, 2009; Silva *et al.*, 2009).

No sentido de contrariar estes processos de degradação têm-se implementado em todo o mundo ações de restauro ecológico. O restauro é um processo pelo qual se pretende recuperar um habitat perturbado a um ponto histórico e que este recupere a sua forma, estrutura, diversidade e dinâmica de um ecossistema natural e sustentável (Clewel *et al.*, 2005). Na tentativa de restaurar habitats para aves marinhas surgiu, em 2009, um projeto pioneiro, o LIFE “Ilhas Santuário para as Aves Marinhas” - LIFE NAT/P/000649, com o intuito de avaliar e planear a possibilidade de ações de controlo e de erradicação de plantas e mamíferos introduzidos invasores. O ilhéu de Vila Franca do Campo foi um dos locais de intervenção deste projeto e a cana um dos alvos de controlo, porque foi identificada como uma espécie que bloqueia a entradas dos ninhos de cagarro, impedindo o seu acesso. Suprime as populações de plantas endémicas e nativas do ilhéu, nomeadamente, o brasel, a *Euphorbia azorica* Seub., a faia-da-terra, a *Pericallis malvifolia* L'Hér. & B. Nord., a urze e a vidália *Azorina vidalii* (H. C. Watson) Feer (Silva *et al.*, 2008; Rodrigues *et al.*, 2009).

Este trabalho pretende avaliar, pontualmente, o sucesso de restauração do ilhéu de Vila Franca do Campo e propor medidas de gestão, caso sejam necessárias. Assim, pretendemos:

- conhecer e mapear as principais manchas de vegetação invasora do ilhéu;
- testar e selecionar a melhor metodologia de controlo de cana em função do custo/benefício;
- monitorizar a colonização de plantas (endémicas/nativas, invasoras e introduzidas) através da sua estrutura (densidade de plantas, área de cobertura e altura máxima) ao longo do tempo;
- analisar se há diferenças da taxa de cobertura e de altura máxima da cana, e de outras espécies invasoras, ao longo do tempo;
- e propor, caso seja necessário, novas medidas de gestão a adoptar.

2. O ilhéu de Vila Franca do Campo

2.1 Geomorfologia e climatologia

O ilhéu de Vila Franca do Campo (IVFC) é uma cratera vulcânica afundada e quase circular que está localizada a 400 m de Vila Franca do Campo, na costa sudeste da ilha de São Miguel (37°42'30"N, 25°26'52" W). Sendo constituído por dois ilhéus, o ilhéu Pequeno e o ilhéu Grande, tem uma superfície aproximada de 7 ha. O primeiro é localizado a este do segundo (Figura 1).



Figura 1 – Localização do ilhéu de Vila Franca do Campo.

O ilhéu grande é constituído pela maior estrutura emergente, onde se localiza o ponto mais elevado, de 62,5 m (Rodrigues *et al.*, 2009). O interior do ilhéu é formado por uma lagoa salgada de pouca profundidade (<2 m) que liga ao exterior através de fissuras submarinas inundadas, as golas, e de um canal artificial com um cais que serve de acesso (Morton *et al.*, 1998). O interior da lagoa tem um banco de areia que sofre certamente influência de fatores sazonais, mas parece resultar da força relativa da água que atravessa as fissuras e da direcção predominante dos ventos (Groz & Tempera, 2013).

O clima é marcadamente oceânico, de fraca amplitude térmica, elevada precipitação e humidade (Dias *et al.*, 2007). O relevo age sobre a direcção e velocidade do vento, criando zonas mais soalheiras, nas encostas voltadas a Sul (Pena, 1992), que é o caso do IVFC. A precipitação média dos Açores é de 950 mm, com média anual de

temperatura de 17,7°C. O mês mais quente é agosto, com 22°C, e o mês mais frio é fevereiro com 14°C. A amplitude térmica é de 8,5°C. A humidade relativa do ar e a nebulosidade são elevadas, enquanto os níveis de evaporação são baixos devido à baixa insolação e à saturação da atmosfera por vapor de água (Pena, 1992). Contudo, são frequentes nestas ilhas distúrbios naturais causados por extremos climáticos. Quase todos os anos, os ventos ultrapassam os 100 km/h e são frequentes chuvas torrenciais (Tabela 1) que provocam deslizamentos frequentes de terras (Dias *et al.*, 2007).

Tabela 1 — Valores de precipitação e de vento durante o período do estudo da estação meteorológica da Praia (<http://servicos.sram.azores.gov.pt/morhi/default.asp>).

Data	Praia Precipitação (mm) Acumulado	Praia Vento (Km/h) Máxima
01-12-2009	126,7	3,79
01-01-2010	184,7	4,489
01-02-2010	266,3	4,443
01-03-2010	124,5	5,17
01-06-2010	33,3	3,165
01-07-2010	0,5	1,808
01-08-2010	1,5	2,607
01-09-2010	0,1	3,175
01-10-2010	78,3	3,722
01-11-2010	94	2,289
01-12-2010	215,6	3,786
01-01-2011	96,1	3,832
01-02-2011	167,4	3,745
01-03-2011	170,4	3,079
01-04-2011	89,9	3,549
01-05-2011	44,3	3,142
01-06-2011	39,9	2,709

2.2 História, usos e instrumentos de regulação

Apesar de não ser habitado, o ilhéu tem sido em toda a sua história, posse de numerosos proprietários, tendo funções diferentes como de forte militar, porto de abrigo, vigia de baleia e zona de cultura de vinha e de meloa (Groz & Tempera, 2013). Até que, em 1983, o IVFC foi declarado Reserva Natural pelo Governo Regional dos Açores – Decreto Legislativo Regional nº 3/83 de 3 de março – para a proteção dos seus valores naturais. O seu estatuto de proteção foi revogado pelo Decreto Legislativo Regional 19/2008/A de 8 de junho. Atualmente, o IVFC integra o Parque Natural de Ilha de São Miguel, como Área Protegida para a Gestão de Habitats e Espécies e Área protegida para a Gestão dos Recursos, e tem a sua gestão dedicada à conservação dos valores naturais e conservação da natureza.

O acesso ao ilhéu e à lagoa é possível ao público durante os meses de junho a setembro, quando milhares de visitantes se deslocam para o visitar e usar como área recreativa balnear. A flora e a fauna do ilhéu e da lagoa tem sofrido impactos

significativos devido a estes usos (Morton *et al.*, 1998) e o acesso ao público foi regulado para um máximo de 400 pessoas por dia, alegadamente a capacidade de carga do ecossistema.

Apesar da degradação evidente de muitos dos seus valores, em alguns locais com declives acentuados ainda se preservam alguns espécimes originais (Morton *et al.*, 1998), como por exemplo, o brasel e a vidália. Em 2012 foi criado um Plano de Gestão para a conservação de habitats e espécies, que foi regulado pelo artigo 3º da Portaria nº 1530/2012 de 10 de outubro.

2.3 Habitats e vegetação

Rodrigues *et al.* (2009) classificaram os habitats do ilhéu com base no Manual Interpretativo de Habitats da União Europeia (<http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/#interpretation>). Este distingue dois tipos de habitats prioritários:

- i) os habitats costeiros macaronésicos (Habitat 1250) constituídos por brasel, em consociação com algumas plantas como juncos *Juncus acutus* L. e o funcho-marítimo *Crithmum maritimum* L.;
- ii) as charnecas macaronésicas endémicas (Habitat 4050) dominado por urzes em consociação com algumas plantas de faia-da-terra e de *E. azorica*.

A vegetação do ilhéu Pequeno (Figura 2) está mais bem conservado e é coberta por um manto de herbáceas, especialmente de brasel, alguns tufos de juncos e algumas figueiras *Ficus carica* L.. Este ilhéu é coroado por uma pequena mancha de urzes.



Figura 2 – Ilhéu Pequeno com vegetação de habitat costeiro macaronésico.

O ilhéu Grande (Figura 3) tem uma estrutura de vegetação mais complexa, em que a urze e a faia-da-terra ocupam os locais mais elevados e protegidos, nomeadamente do lado norte. Para além destas espécies é de valorizar uma pequena população de *E. azorica* e de um pequeno número de vidálias (SPEA, 2012).

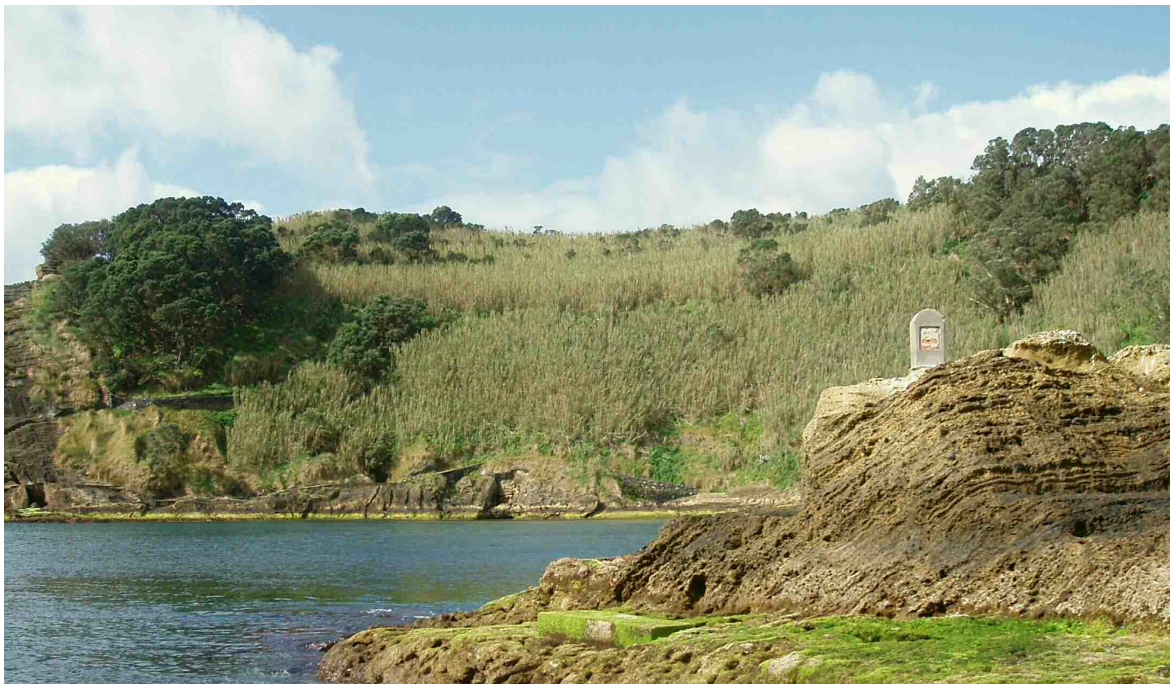


Figura 3 – Ilhéu Grande com vegetação vestigial de habitat de charnecas macaronésicas endémicas.

Após a aquisição pública do ilhéu, em 1983, as atividades agrícolas foram abandonadas e as espécies invasoras, a cana e o metrosidero *Metrosideros tomentosa* A. Rich. que outrora foram plantados para compartimentação agrícola, proteção contra os ventos salinos e a fixação de taludes (Silva *et al.*, 2008), foram alastrando e conquistaram grande parte do ilhéu.

2.4 Ilha santuário para as aves marinhas

Para além dos múltiplos estudos publicados e a degradação dos habitats costeiros marinhos e macaronésicos, o ilhéu não perdeu o seu interesse como área importante para a nidificação de aves marinhas.

A Universidade dos Açores continua a desenvolver, no ilhéu, programas de monitorização da população de garajaus-comuns e garajaus-rosados. Em 2008, Rodrigues *et al.* (2009) registou a nidificação de cagarros e de garajaus-comuns, verificando a destruição de ninho de, respetivamente, 8% e 5%.

Com o intuito de iniciar o processo de restauração ecológica do IVFC, a Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves (SPEA), em parceria com o Governo Regional dos Açores e a Royal Society for the Protection of Birds, tem efectuado algumas acções complementares que visam melhorar as condições de nidificação para as aves marinhas.

Estas acções complementares incluem a monitorização da população de cagarros e dos seus predadores (a construção e manutenção de 150 ninhos para 3 espécies de Procellariiformes e o seguimento do sucesso de reprodução de 400 ninhos de cagarro), bem como, as acções de recuperação de habitat (plantação de 10.000 plantas, sementeira direta de espécies endémicas e trabalhos mensais de controlo de vegetação). O presente trabalho insere-se neste projeto de conservação de aves marinhas.

3. Material e métodos

Para atingir os objetivos propostos, cada capítulo e sub-capítulo está estruturado em três metodologias específicas:

- i. mapeamento das principais manchas de invasoras;
- ii. teste de controlo de canas;
- iii. avaliação da colonização por plantas.

A estrutura deste documento nos próximos capítulos e sub-capítulos seguem o esquema anterior.

3.1 Área de estudo

A área de estudo corresponde à área de intervenção do projeto LIFE, localizado no topo do ilhéu Grande, e tem uma área de 1,35 ha e cotas entre os 50 m e os 62,5 m (ponto de cota mais elevado do ilhéu).

A área (Figura 4) é constituída por uma elevada densidade de canas e pequenas manchas de vegetação arbórea. A Norte domina uma pequena mancha de charnecas macaronésicas endémicas e a Sul, pequenas árvores dispersas junto de taludes e socalcos.



Figura 4 – Área de estudo. Polígono branco: área de corte de cana. Polígono verde: teste de controlo de cana. Pontos amarelos - localização das parcelas de monitorização. Escala: 1:4908.

3.2 Material

i. Mapeamento das principais manchas de invasoras

Ortofotomapas
ArcGIS 10/QuantumGIS
GPS Garmin Explorer

ii. Teste de controlo de canas

Catana
Pulverizador manual
Herbicida glifosato 360g/l
Feros de um metro de altura
Fio de nylon 5 mm
Cronómetro

iii. Avaliação da colonização por plantas

Feros de um metro de altura
Fio de nylon 5 mm
Fio de nylon colorido de 1 mm
Fita métrica
Relógio

3.3 Delineamento experimental

As metodologias e o delineamento experimental foram definidos, em março de 2009, com os contributos dos consultores da Comissão Científica do Projeto LIFE Ilhas Santuário para as Aves Marinhas. Todos os protocolos definidos tomaram em linha de conta a localização do ilhéu, as restrições de acesso ao ilhéu, as condições climáticas e os potenciais impactos nas plantas endémicas/nativas e na nidificação das aves marinhas. A implementação das três ações decorreu de março de 2009 a junho de 2011 (Tabela 2).

Tabela 2 — Cronograma das ações de trabalho.

Ações	2009												2010												2011											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Mapeamento das principais manchas invasoras																																				
Teste do controlo de cana																																				
Avaliação da colonização por plantas																																				

3.3.1 Mapeamento das principais manchas de invasoras

A cartografia das principais manchas de vegetação invasora foi efetuada com base no ortofotomapa do IVFC e que foi cedido pelo Governo Regional dos Açores, parceiro do projecto.

O mapeamento da vegetação seguiu o protocolo de fotointerpretação das manchas de floresta natural de laurissilva utilizado no Projecto LIFE Priolo (Botelho *et al.*, 2008). As principais manchas de vegetação foram definidas através da fotointerpretação em gabinete, em abril de 2009, e posterior validação e identificação da espécie *in situ*. A cartografia base utilizada tinha um sistema de coordenadas Universal Transversal Mercator (UTM) 25N, datum WGS84.

Duas shapefiles foram geradas, uma do limite geográfico do IVFC e outra referente às principais manchas de vegetação. Os polígonos gerados, idênticos entre si, foram classificados na tabela de atributos com o mesmo *gridcode*. A área ocupada por cada invasora foi determinada com a ferramenta do software ArcGIS 10[®]. Em Maio de 2009 validou-se a cartografia produzida, quando os trabalhos de corte de cana abriram clareiras e permitiram o acesso às áreas inacessíveis do ilhéu. As manchas de vegetação das encostas voltadas ao mar, foram validadas de barco.

3.3.2 Teste de controlo de canas

Com base nos constrangimentos identificados anteriormente e nos diferentes tipos de modelos de controlo identificados na literatura (ISSG, 2013) foram testados dois tipos de modelo. O primeiro é o modelo tradicional que consiste no corte de canas e remoção da biomassa. E o segundo é o modelo integrado, que combina o corte de canas e a remoção de biomassa com duas aplicações de herbicida.

O teste de controlo de cana foi efetuado de março de 2009 a março de 2010. Foram testados 3 tratamentos (Tabela 3). A resposta de cana após o corte foi comparada entre tratamentos, nomeadamente o modelo tradicional (corte de cana), designado por tratamento C e os modelos integrados (corte e subsequente aplicação de herbicida a 5%). Para além da primeira aplicação de herbicida, o tratamento A teve uma segunda aplicação de herbicida de 3% e o tratamento B teve uma segunda aplicação de 1,5%.

Tabela 3 — Cronograma das ações de controlo de cana.

Tipo de modelo	Integrado	Integrado	Tradicional
Tratamento	A	B	C
Corte de Cana (Abril 2009)	SIM	SIM	SIM
1ª aplicação de herbicida (Maio de 2009)	SIM (5%)	SIM (5%)	NÃO
2ª aplicação de herbicida (Outubro de 2009)	SIM (3%)	SIM (1,5%)	NÃO
Número de réplicas (n)	30	30	30

As canas foram cortadas com uma catana e a biomassa foi removida à mão. O corte de canas teve o objetivo de desbloquear o acesso aos ninhos de cagarro e a remoção de biomassa permitiu a abertura de espaços de plantação de espécies nativas/endémicas. A remoção de biomassa do ilhéu é difícil e dispendiosa, assim, a biomassa foi utilizada, depois de seca, para estabilização de alguns taludes contra a erosão.

O herbicida foi aplicado 4-5 semanas após o corte e quando a regeneração de canas tinha aproximadamente um metro de altura. O herbicida utilizado foi o Roundup® Ultra com 360g/l de glifosato. Muitos autores recomendam a utilização de concentrações de 1,5% a 6% para a aplicação foliar (Lawson *et al.*, 2005; ISSG, 2013). Segundo Spencer (2008) uma solução de 3-5% de glifosato tem uma boa eficácia e, portanto, a concentração selecionada foi de 5%. O herbicida foi aplicado em condições atmosféricas apropriadas (pouco vento e sem precipitação). A primeira aplicação de herbicida foi em Maio de 2009 de forma a prevenir o crescimento de canas e o bloqueio da entrada dos ninhos de cagarro durante a época de nidificação.

Uma segunda aplicação foi feita em outubro, quando a cana tem uma maior absorção do princípio ativo para os rizomas, depois da floração e antes da dormência invernal (Lawson *et al.*, 2005). Nesta aplicação foram testadas duas concentrações: 1,5% e 3%. A aplicação de concentrações mais baixas de herbicida teve como intuito reduzir os custos de trabalho e diminuir o risco de possíveis impactos na germinação das plantas endémicas e nativas.

O modelo económico de apoio à decisão *Simple Additive Weighting – SAW* (Mysiak *et al.*, 2002) afere a posição de *ranking* de cada tratamento com base no peso dos critérios de decisão (25% para cada uma das variáveis selecionadas), selecionando o tratamento mais eficaz a custo mais baixo. Como critérios de decisão foram utilizadas duas variáveis qualitativas e duas quantitativas. As variáveis qualitativas, eficácia de

controlo (n.º rebentos/m²) e consumo de herbicida (ml), permitem identificar o tratamento mais eficaz com o mínimo de herbicida. As variáveis quantitativas, tempo de corte e tempo de aplicação, permitem determinar os custos dos tratamentos.

3.3.3 Avaliação da colonização por plantas

Para a avaliação da colonização por plantas ou da estrutura da vegetação é normalmente medida a taxa de cobertura, a biomassa ou o perfil da estrutura (Salinas & Guiradom 2002; Kruse & Groninger, 2003; Wilkins *et al.*, 2003 citado em Ruiz-Jaen & Aide, 2005), que ajudam a prever qual a direção sucessional das plantas. Para avaliar a taxa de cobertura e a altura máxima da vegetação foi aplicado o método da parcela quadrada (Sutherland, 2002) em Outubro de 2010, um ano após o controlo de cana. A taxa de cobertura (%) foi determinada por estimativa visual e altura da planta (cm) mais alta foi medida com uma fita métrica.

As plantas foram posteriormente classificadas de acordo com as seguintes tipologias/grupos de plantas:

Endémica/nativa – espécie descrita como endémica ou nativa pela Listagem da Fauna e Flora Terrestre dos Açores (Borges *et al.*, 2005);

Introduzida – espécie descrita como introduzida pela Listagem da Fauna e Flora Terrestre dos Açores (Borges *et al.*, 2005);

Invasora – espécie descrita como invasora no TOP 100 da Macaronésia e na base de dados da *Invasive Species Specialist Group* (Silva *et al.*, 2008a; ISSG, 2013).

As amostragens foram realizadas em três épocas de monitorização: Outono 2010 (**tp0**); Inverno 2010/2011 (**tp1**) e Primavera 2011 (**tp2**).

Durante a época de reprodução das aves marinhas (de maio a setembro) todas as ações de restauro ecológico (controlo de densidade excessiva de vegetação introduzida e invasora, plantação de espécies nativa e endémicas, monitorização de roedores, etc.) e de monitorização de flora foram suspensas, à exceção da monitorização dos ninhos de cagarro e da recolha de sementes.

3.4 Protocolos de monitorização

3.4.1 Protocolo - Teste do controlo de cana

Para avaliar a eficácia de controlo de cana foram estabelecidas 90 parcelas (Figura 5) de 1 m². As parcelas foram dispostas numa grelha de 3 parcelas x 30 parcelas afastadas um metro entre si.



Figura 5 – Parcelas de monitorização do teste de canas. À esquerda a situação antes do corte de cana. À direita localizam-se as parcelas de teste de controlo de cana após o primeiro corte.

A cada linha da grelha aplicou-se um tratamento diferente, como demonstra a Figura 6, de forma a diminuir o efeito de vizinhança de cada parcela.

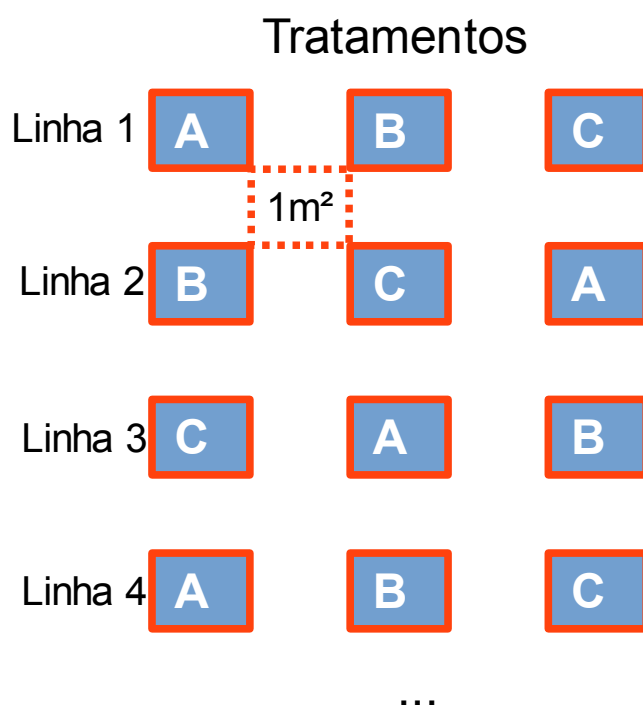


Figura 6 – Grelha de parcelas dos testes de controlo de canas. Sequência de tratamentos da esquerda para a direita: Linha 1 - Tratamento A, B e C; Linha 2 - Tratamento B, C e A; Linha 3 - Tratamento C, A e B. As restantes 27 linhas seguem a mesma sequência da linha 1 à 3 apresentada anteriormente.

Os vértices de cada parcela foram marcados com um ferro e a parcela vedada com um fio de nylon de 5 mm de diâmetro.

A **eficácia de controlo** de cana é medida como o número de rebentos de cana um ano após o controlo. Todos os rebentos foram contabilizados e registados em quatro períodos distintos:

Abril 2009 (tp0) – antes do corte de cana;

Mai 2009 (tp1) – quatro semanas depois do corte, mas antes da aplicação de herbicida;

Outubro de 2009 (tp2) - 5 meses depois da primeira aplicação;

Fevereiro de 2010 (tp3) – 5 meses depois da segunda aplicação.

A **estimativa de custos** foi efetuada para cada um dos tratamentos. As variáveis registadas ao longo do controlo de canas foram: o tempo de corte de cana (min); o tempo de aplicação de herbicida; a quantidade de herbicida utilizada por tratamento (ml); a eficácia de controlo (n.º de rebentos/m²).

3.4.2 Protocolo - Avaliação da colonização por plantas

Foram criados 19 pontos aleatórios através da ferramenta “*generate random points*” da extensão *Hawths analysis* do ArcGIS (ver Figura 4). Os pontos 6 a 17 foram identificados como parcelas testemunha e os restantes como parcelas controlo.

Com o auxílio do GPS localizaram-se as diferentes parcelas. O ponto dado pelo GPS foi considerado um dos vértices da parcela. Os restantes vértices eram identificados de acordo com as linhas de maior declive e perpendiculares às mesmas. Na ausência destes eram considerados os pontos cardeais. Os vértices foram marcados com uma largura de um metro e a parcela vedada com um fio de nylon de 5 mm de diâmetro. A parcela (Figura 7) foi subdividida em 9 subparcelas iguais (33 cm x 33 cm) através de fio de nylon colorido para facilitar a estimativa da taxa de cobertura de vegetação e o registo da altura máxima de cada espécie.

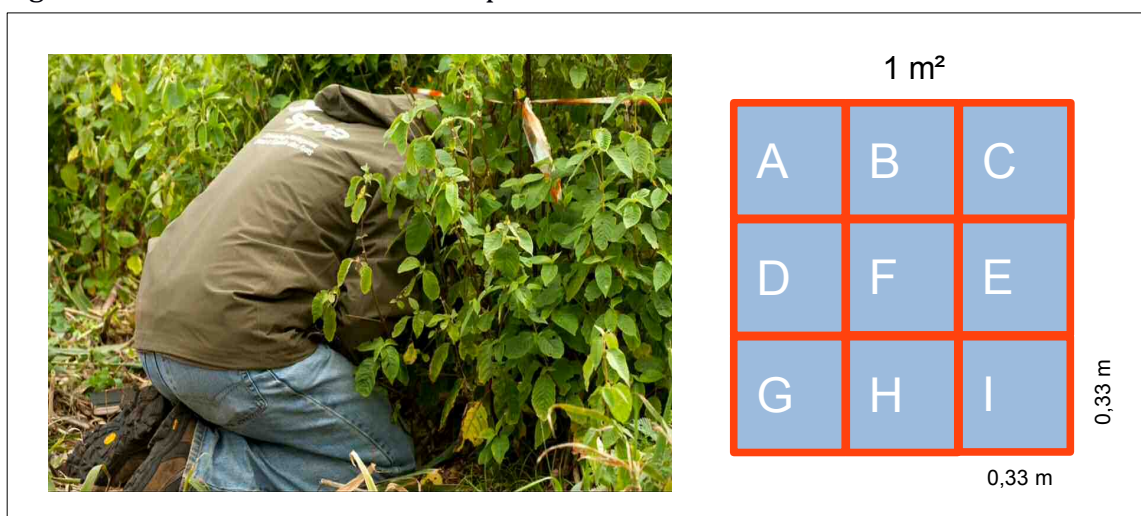


Figura 7 – Monitorização de parcela de avaliação da colonização por plantas. À esquerda parcela de controlo. À direita esquema das subparcelas.

Em cada época de monitorização (ver capítulo 3.3.3) foram registados para cada parcela: o número de parcela; as espécies presentes e a sua classificação; a taxa de cobertura de cada espécie e a altura máxima de cada espécie (Figura 8).

As parcelas controlo foram abandonadas após a primeira monitorização, porque o solo colapsava com a passagem de pessoas destruindo ninhos de cagarro. Duas das parcelas de controlo foram destruídas pela acentuada erosão.



Figura 8 – Determinação da altura máxima de uma urze (*Erica azorica*). Foto: [Luis Ferreira](#)

3.5 Construção da base de dados

No mapeamento da vegetação invasora, os dados geo-espaciais foram construídos em ARCGIS e exportados para a plataforma *ARGIS Online explorer*. A consulta dos mapas pode ser feita na internet, em <http://bit.ly/12ZK0BG>, o que facilita uma rápida consulta da informação espacial.

Os dados dos protocolos de monitorização do controlo de canas e da avaliação da colonização por plantas foram inseridos numa folha de cálculo (LibreOffice 3.5.7.2 – programa tipo *Excel*) com filtros para de pesquisa rápida de dados. O ficheiro foi guardado com a extensão CSV para posterior importação para programas estatísticos. Os cálculos necessários à execução do modelo SAW foram executados na folha de cálculo.

3.6 Tratamentos estatísticos

O tratamento estatístico deste trabalho foi feito com o *software* R com o pacote Kward v.0.5.7, que permite uma utilização *user friendly*. Os ficheiros CSV eram importados e os dados eram analisados.

3.6.1 Teste do controlo de canas

Devido à proximidade das parcelas (1 metro entre elas), a aplicação de herbicida no tratamento A e B poderia potencialmente influenciar as parcelas adjacente de tratamento C (sem herbicida).

De forma a determinar a independência entre parcelas foi utilizado um Generalized Linear Model (GLM, Distribuição Binomial, LOGIT link function) para o conjunto das 90 parcelas, averiguando se o número de rebentos da cana das parcelas de tratamento C poderiam ser influenciados por:

1. o número de parcelas adjacentes de tratamento A;
2. o número de parcelas adjacentes de tratamento B;
3. o número de parcelas adjacente de tratamento C;
4. a interação das variáveis independentes.

Um segundo GLM foi utilizado para selecionar o melhor tratamento. Nesta avaliação foram incluídos no modelo as variáveis:

1. tempo (tp0 a tp3);
2. tratamento (A, B e C);
3. e a interação das variáveis independentes.

O número de rebentos foi identificada como variável dependente.

3.6.2 Avaliação da colonização por plantas

A área de cobertura de cada espécie foi determinada em função da taxa de cobertura (Área de cobertura = taxa de cobertura x área da parcela). As médias da área de cobertura e as médias da altura máxima das plantas foram testadas em função:

- das suas tipologias (plantas endémicas/nativas, introduzidas e invasoras);
- da sua variação ao longo da monitorização (outono de 2010 à primavera de 2011).

A ANOVA (*one way*) foi executada sempre que os dados tivessem variância homogénea e distribuição normal (Levene Test). Quando estes pressupostos não eram

cumpridos, efectuou-se a aplicação do teste não paramétrico Kruskal-Wallis, sem transformação dos dados.

A altura máxima foi analisada com os mesmos métodos estatísticos da área de cobertura. Quando foram identificadas diferenças significativas realizou-se uma análise *post hoc*. O teste F foi usado para comparar as variâncias. Se estas tivessem diferenças significativas ($p < 0,05$) realizava-se o teste-T (Welch Two Sample t-Test). Caso contrário era realizado um teste-T (duas amostras).

4. Resultados

4.1 Mapeamento das principais manchas de vegetação invasora

No ilhéu de Vila Franca do Campo foram mapeadas 10 espécies invasoras com uma área ocupada total de 2,93 ha, que corresponde a 45,38% da área do ilhéu. As manchas detetadas referem-se às espécies dominantes e que podem ser identificadas através do ortofotomapa. Das manchas detetadas não foi identificada consociação entre espécies invasoras.

A espécie mais representativa foi a cana (Tabela 4) com uma área de 1,82 ha (28,31% da área do ilhéu). A segunda espécie de maior dominância foi o metrosidero (0,55 ha), com indivíduos de dimensão arbórea até oito metros de altura e que formam pequenos bosquetes. As restantes oito espécies, no seu conjunto, ocupam uma área aproximadamente igual à área de metrosideros. Estas oito espécies encontravam-se dispersas em todo o ilhéu. Deste último grupo lideram, em termos de área de ocupação, duas espécies muito invasoras nos açores, respectivamente, o incenso *Pittosporum undulatum* Vent. e a lantana.

Tabela 4 — Listagem das principais espécies invasoras do ilhéu de Vila Franca do Campo e respectivas áreas (ha) e taxas de cobertura (%).

Espécie	Área (ha)	Taxa de ocupação (%)
<i>Arundo donax</i> L.	1,286	28,31
<i>Metrosideros tomentosa</i> A. Rich.	0,545	8,45
<i>Pittosporum undulatum</i> Vent.	0,186	2,8
<i>Lantana camara</i> L.	0,122	1,89
<i>Agave americana</i> L.	0,118	1,83
<i>Phormium tenax</i> J.R. Forst & G. Forst	0,053	0,82
<i>Tamarix africana</i> Poir.	0,037	0,57
<i>Aloe arborencens</i> Mill.	0,033	0,52
<i>Opuntia</i> sp.	0,006	0,09
<i>Elaeagnus umbellata</i> Thunb.	0,001	0,01

Na figura 9 está o mapa das principais manchas invasoras que pode ser consultado na plataforma [ArcGIS® Online](#).

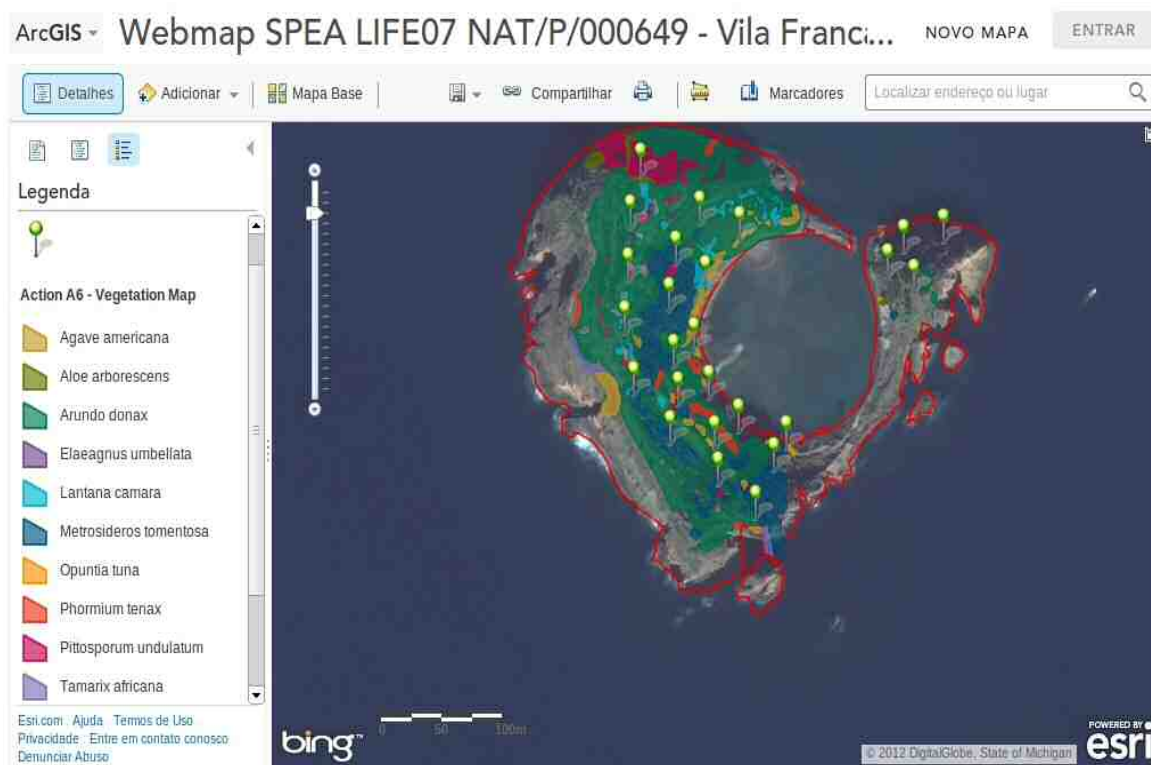


Figura 9 – Mapa de vegetação das principais manchas invasoras do ilhéu de Vila Franca do Campo.

4.2 Teste de controlo de canas

Foram cortadas 2490 canas em 90 parcelas. Cerca de 28% das canas rebentaram 6 semanas (tp1) após o primeiro corte (Figura 10), sendo o herbicida logo aplicado aos tratamentos A e B. Testou-se a interação entre parcelas, e a aplicação de herbicida não influenciou a rebentação de cana do tratamento C (Shapiro-Wilk test, $W > 0,86$, $p = 0,28$ e $\alpha = 0,05$).

Ao longo do tempo (tp0 a tp3) a densidade de canas dos tratamentos A e B diminuiu, com a exceção do tratamento C. O tratamento C, de tp1 a tp3, foi significativamente diferente ($p < 0,0001$, $\alpha = 0,05$) do tratamento A e B.

Para o mesmo período de tempo, tp1 a tp3, a densidade de canas foi reduzida em 92% e 99%, respetivamente, para o tratamento B e A, não existindo diferenças significativas entre os dois tratamentos. A parcela controlo (tratamento C) registou um aumento de densidade dos 7,10 canas/m² para os 15,4 canas/m².

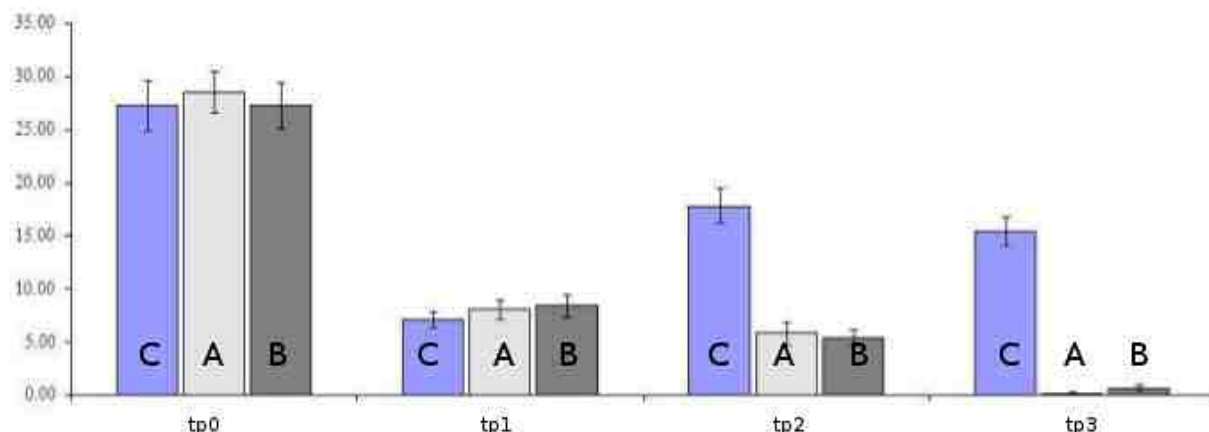


Figura 10 – Densidade de canas (nº canas/m²) depois da aplicação de cada tratamento. Média da densidade de canas no Tratamento A (corte de canas, aplicação de herbicida a 5% seguido de uma segunda a 3%); tratamento B (corte de canas, aplicação de herbicida a 5% seguido de uma segunda a 1,5%); tratamento C (corte de canas) – tratamento controlo. tp0 – antes do corte de cana; tp1 – antes da primeira aplicação de herbicida; tp2 – antes da segunda aplicação de herbicida; tp3 – um ano após o corte de cana. A média (n.º canas/parcela) foi calculada com GLM.

Uma densidade média de 27,6 canas/parcela foram cortadas em 5,24 minutos. Neste teste foram consumidos 315 ml de herbicida em 125 minutos (Tabela 5). O custo total de controlo de cana, de março de 2009 a outubro de 2009, foi de 213€ (soma do custo do herbicida utilizado, da mão-de-obra contratada e do transporte de barco).

Tabela 5 – Matriz de decisão com dados de eficácia, quantidade de herbicida e tempo consumidos em corte de cana e aplicação de herbicida por tratamento.

Tratamento	Eficácia (nº canas/m ²)	Herbicida (ml)	Tempo de corte (min)	Tempo de aplicação (min)	Posição de Ranking
A	0,10	166	162	62	0,497
B	0,67	149	155	63	0,516
C	15,40	0	155	0	0,5
Total	-	315	472	125	-

O tratamento com maior eficácia e menores custo (modelo SAW) é o tratamento B, seguindo-se o tratamento C e A. O tratamento B assume assim uma posição de *ranking* mais elevado com índice 0,516. O tratamento C tem um valor de *ranking* superior ao tratamento A devido aos valores nulos de quantidade de herbicida e tempo de aplicação. É o tratamento menos eficaz no controlo de cana.

O custo total do tratamento B é de 0,66€/m² contra os 0,68€/m² do tratamento A. O custo estimado da implementação do tratamento B com uma equipa de 6 pessoas é de 8.000,72€/ha, dos quais 1.325€ se referem ao transporte de barco.

4.3 Avaliação da colonização por plantas

Durante o período de monitorização foram identificadas 27 espécimes de plantas (6 endémicas/nativas, 4 invasoras e 17 introduzidas).

A densidade de espécies (Figura 11) apresentou crescimentos positivos ao longo do tempo, e que estes crescimentos foram acompanhados pelas plantas introduzidas (de 0,63 para 1,16 espécies/m²) e invasoras (de 0,15 para 0,33 espécies/m²). As plantas endémicas/nativas, embora apresentassem densidades superiores em comparação com as espécies invasoras, sofreram uma ligeira diminuição para os 0,33 espécies/m², na primavera de 2011, após um crescimento no inverno de 0,41 espécies/m². No final da monitorização, as espécies invasoras e endémicas tinham a mesma densidade de espécies.

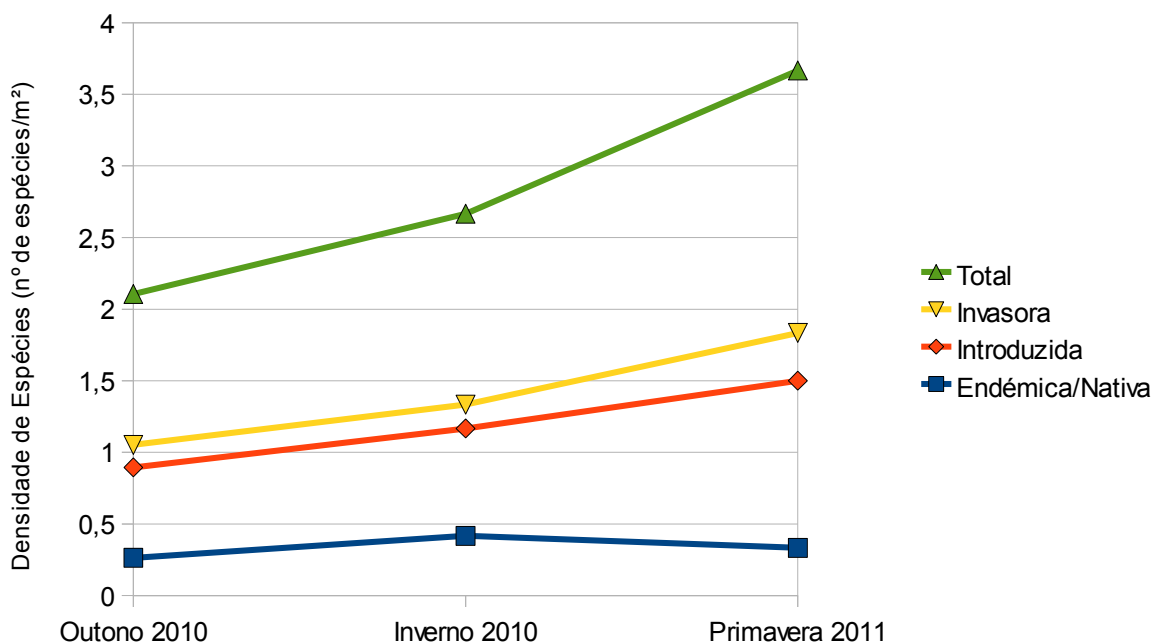


Figura 11 - Densidade de espécies (número de espécies/m²) endémicas/nativas, introduzidas e invasoras.

A listagem completa das espécies pode ser consultada no Anexo I com as respetivas áreas de cobertura e a altura da planta mais alta.

4.3.1 Área de cobertura

O grupo “plantas introduzidas” foi o grupo de plantas mais representativo durante a época de estudo, com uma média de área de cobertura de 0,4094 m² (Figura 12). As

plantas invasoras foram o segundo grupo mais representativo com uma área média de 0,1498 m² e as plantas endémicas/nativas tiveram valores residuais de 0,029 m². Não foram encontrados valores estatisticamente diferentes entre as médias de área das diferentes plantas.

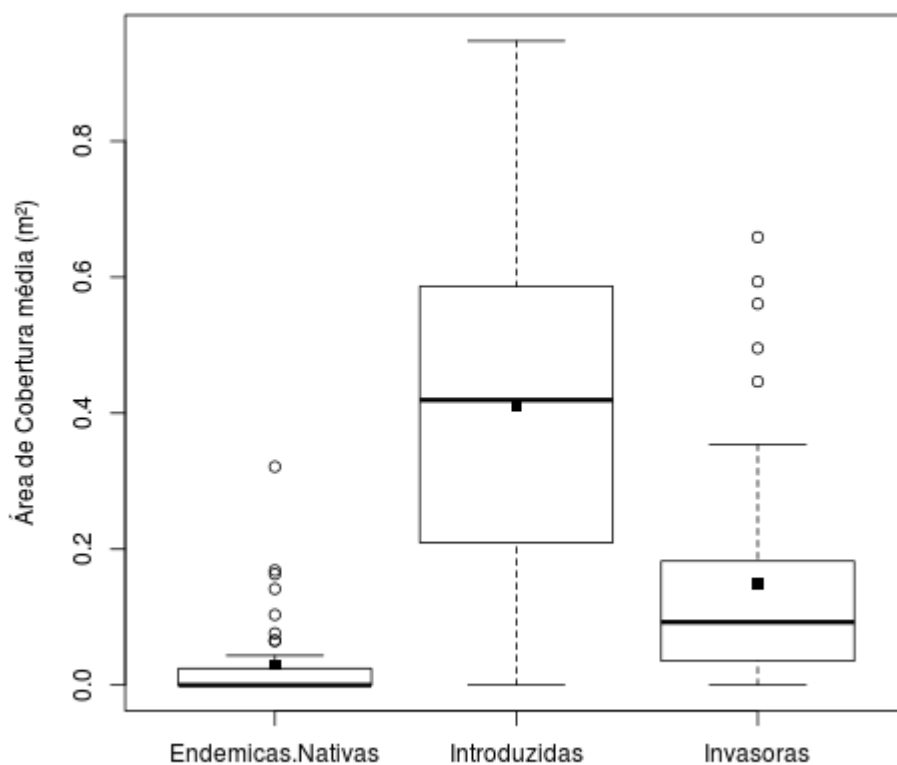


Figura 12 - Área de cobertura média (m²) de plantas endémicas/nativas, introduzidas e invasoras. Os pontos quadrados são as médias da amostragem.

Ao longo das monitorizações (Figura 13) não foram detetadas diferenças significativas na área de cobertura das diferentes plantas em função da época de amostragem. A área de cobertura das:

- i. plantas introduzidas tiveram algumas oscilações;
- ii. plantas invasoras tiveram uma ligeira redução;
- iii. as plantas endémicas tiveram um ligeiro crescimento.

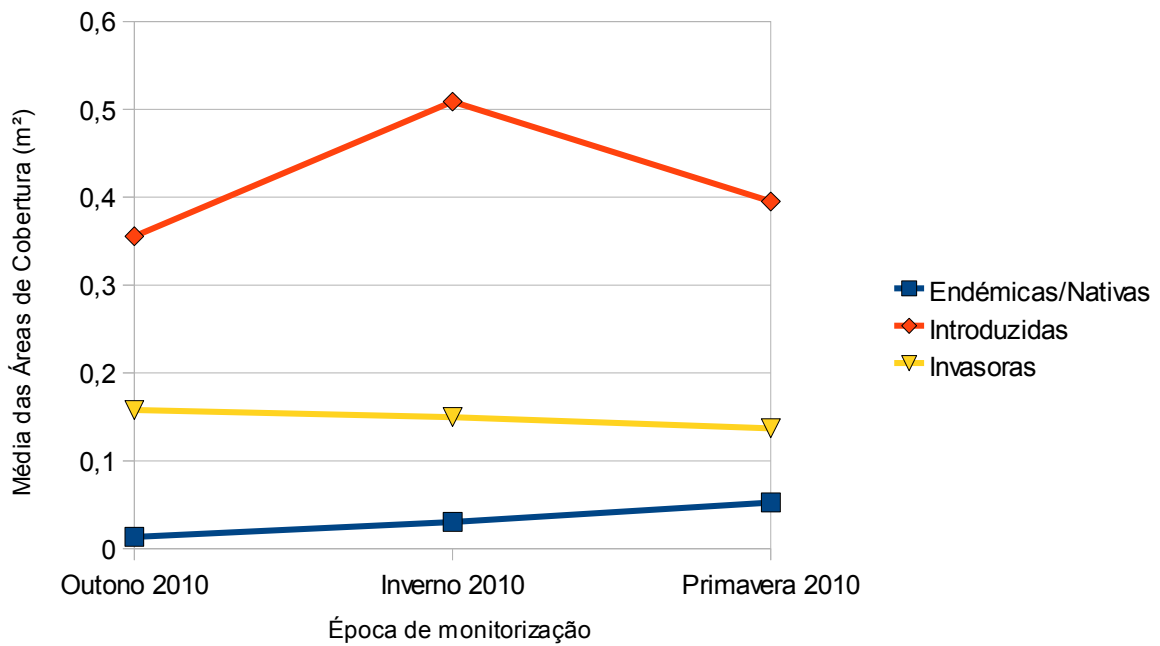


Figura 13 - Variação da área de cobertura média (m²) de plantas endémicas/nativas, introduzidas e invasoras ao longo das monitorizações (de outono de 2010 a primavera de 2011).

A cana, sendo a principal espécie alvo a combater com uma área de cobertura média de 0,1111 m², foi a espécie invasora mais representativa (Figura 14), seguida da lantana (0,0249 m²), da tintureira (0,0122 m²) e da *Bidens pilosa* L. (0,0015 m²).

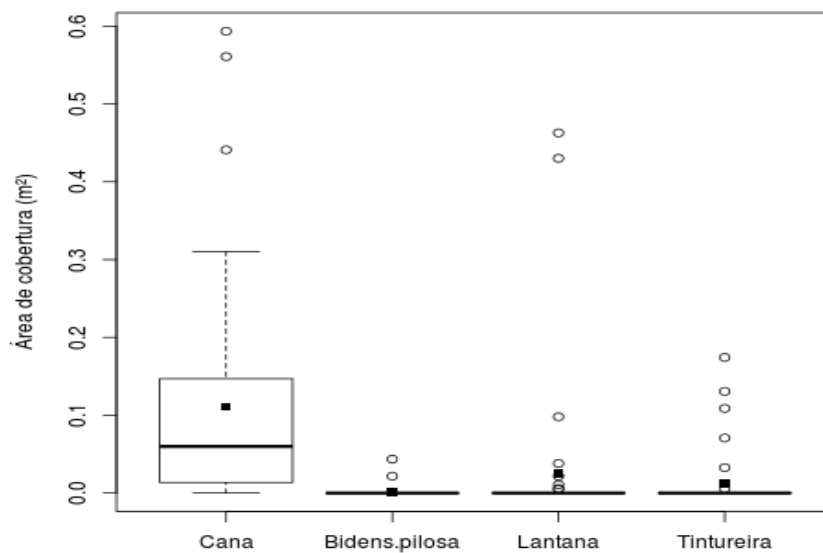


Figura 14 - Variação da área de cobertura (m²) das espécies invasoras (cana, *B. pilosa*, lantana e tintureira). Os pontos quadrados são as médias da amostragem.

Apenas ocorreram diferenças significativas entre as áreas de cobertura das diferentes espécies invasoras (Tabela 6). Uma análise *Post hoc* permitiu detetar que a área de cobertura da cana é significativamente diferente das demais invasoras.

Tabela 6 – Resumo das análises estatísticas da área de cobertura.

Área de Cobertura	LeveneTest		Kruskal-wallis		ANOVA		
	F Value	Pr(>F)***	Chi-squared	p	Mean SQ	F Value	Pr(>F)
Tipologia (Endémicas, Introduzidas, Nativas)	25,695	4,37E-007	62,6488	0,435	-	-	-
Endémicas/nativas*Amostragem	3,972	0,0009742	13,9232	0,3793	-	-	-
Introduzidas*Amostragem	5,00E+030	2,20E-016	38,2417	0,4585	-	-	-
Invasoras*Amostragem	1,9031	0,129	-	-	0,001357	0,045	0,833
Invasoras (B. pilosa, cana, lantana, tintureira)	17,251	2,20E-016	118,7808	0,0007439			

Invasoras (B. pilosa, cana, lantana, tintureira)	POSTHOC		F TEST		Welch Two Sample T test		
	F	P value	Intervalo Confiança	t	p values	Intervalo de confiança	
<i>Bidens pilosa</i> * cana	0,002704	5,70E-043	0,001464607	0,00499219	5,07417	8,26E-006	95%
<i>Bidens pilosa</i> * lantana	0,0059151	6,91E-036	0,003203909	0,01092069	1,601418	0,1166928	95%
<i>Bidens pilosa</i> * tintureira	0,0384858	2,32E-019	0,02084565	0,07105348	1,825409	0,07454682	95%
Cana * lantana	2,1875	0,01275553	1,184879	4,038722	3,309609	0,001447303	95%
Cana * tintureira	14,23293	2,15E-014	7,709199	26,27721	4,434801	5,38E-005	95%

4.3.2 Altura máxima (Hmáx)

As plantas invasoras foram a comunidade de plantas com a média de Hmáx mais elevada, de 40,75 cm, depois as plantas introduzidas e as plantas endémicas/nativas com valores de, respetivamente, 26,81 cm e de 8,64 cm (Figura 15).

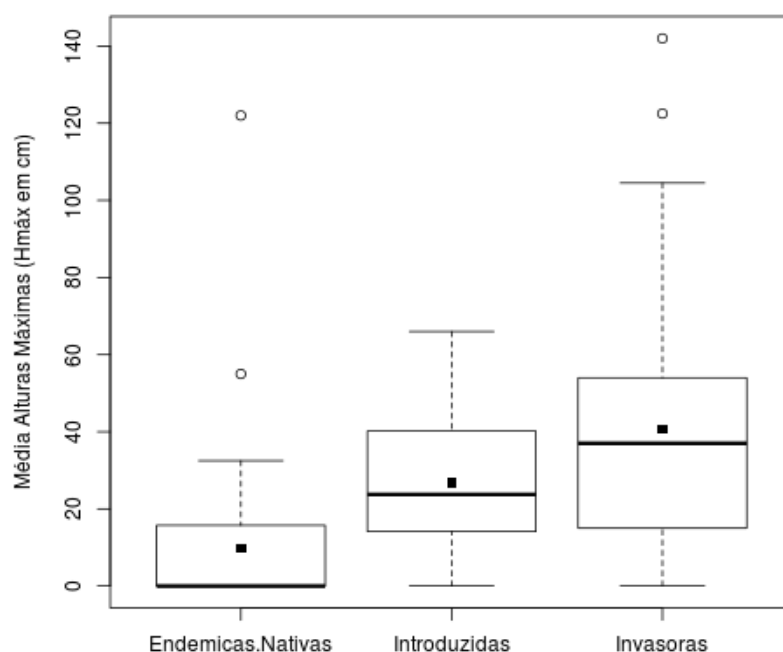


Figura 15 - Variação das alturas máximas (m²). Os pontos quadrados são as médias da amostragem.

Não foram detetadas diferenças significativas entre as médias das plantas invasoras, endémicas/nativas e introduzidas ao longo das épocas de monitorização.

Contudo, a Hmáx de outono de 2010 à primavera 2011 era significativamente diferente (Tabela 7). Esta diferença foi evidente entre a amostragem de outono e a de inverno ($p=0,098587$) – Figura 16.

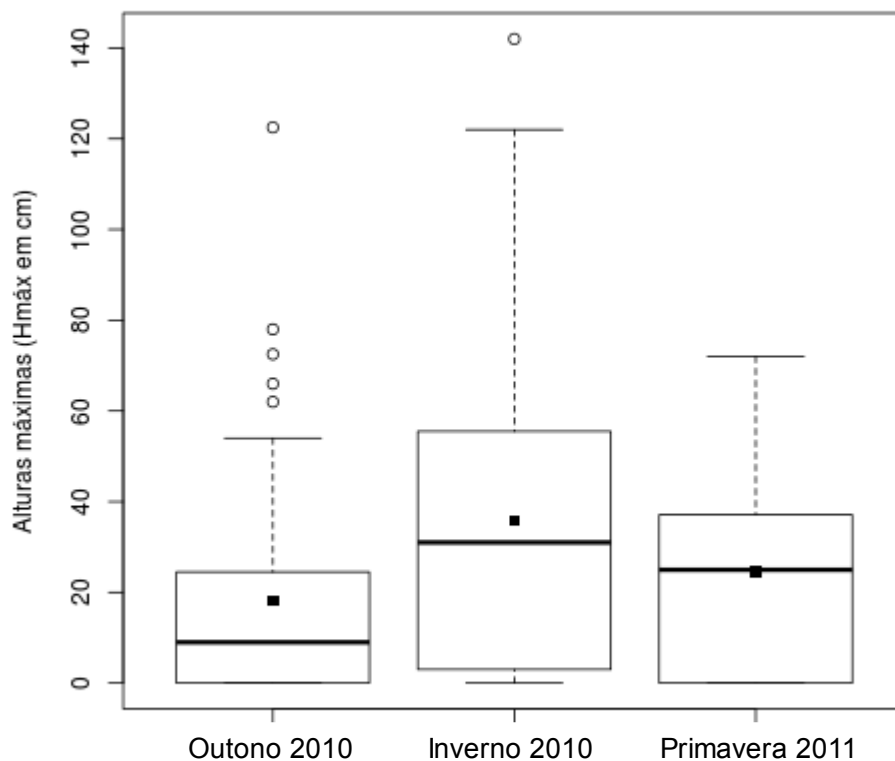


Figura 16 - Variação da média da altura máxima (cm) ao longo das épocas de monitorização. Os pontos quadrados são as médias da amostragem.

Dentro das plantas invasoras foram encontradas diferenças significativas ($p=0,000147$) entre as alturas máximas entre as diferentes invasoras (Tabela 7). A cana é significativamente mais alta que as restantes invasoras

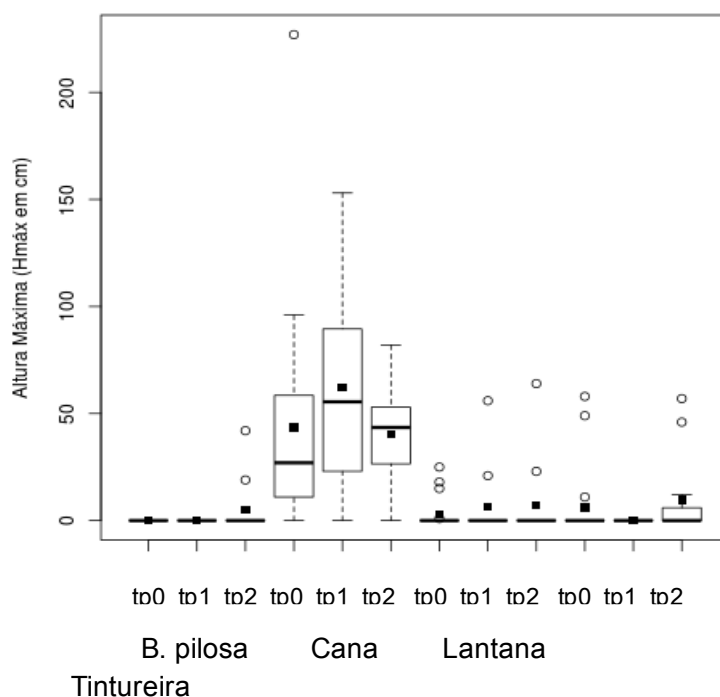


Figura 17 - Variação da altura máxima (cm) das espécies invasoras (*B. pilosa*, cana, lantana e tintureira) ao longo das épocas de monitorização. Os pontos quadrados são as médias da amostragem. tp0 - outono 2010, tp1 - inverno 2010 e tp2 - primavera 2011.

Tabela 7 – Resumo das análises estatísticas das alturas máximas.

Altura máxima (Hmáx)	LeveneTest		Kruskal-wallis		ANOVA		
	F Value	Pr(>F)***	Chi-squared	p	Mean SQ	F Value	Pr(>F)
Tipologia (Endémicas, Introduzidas, Nativas)	7,059	1,22E-003	93,8668	0,09279	-	-	-
Endémicas/nativas*Amostragem	2,8786	0,06792	-	-	455,1	0,968	0,388
Introduzidas*Amostragem	1,29E+000	2,88E-001	-	-	830,7	2,937	0,0646
Invasoras*Amostragem	1,9093	0,1615	-	-	1733	1,671	0,201
Amostragem (Outono, Inverno, Primavera)	4,4888	0,01299	8,4902	0,01433			
Invasoras (B. pilosa, cana, lantana, tintureira)	23,122	1,40E-012	82,049	0,000147			

Altura máxima (Hmáx)	POSTHOC		F Test		Welch Two Sample T test		
	F	P value	Intervalo	Confiança	t	p values	Intervalo de confiança
Outono 2010 * Inverno 2010	0,458	0,006924635	0,2469893	0,8074427	2,676523	0,009858792	95%
Inverno 2010 * Primavera 2011	3,154711	0,00100742	1,608652	6,186671	1,458972	0,1482962	95%
<i>Bidens pilosa</i> * cana	0,02277293	7,00E-024	0,0123485	0,04204398	6,441181	7,63E-008	95%
<i>Bidens pilosa</i> * lantana	0,247973	1,50E-005	0,1343134	0,4578143	1,580714	0,119063	95%
<i>Bidens pilosa</i> * tintureira	0,2011816	8,48E-007	0,1054838	0,3714267	1,540838	0,1287723	95%
Cana * lantana	10,88894	2,68E-012	5,897944	20,10345	5,722002	6,02E-007	95%
Cana * tintureira	8,834242	9,97E-011	9,97E-011	4,785026	5,635532	7,44E-007	95%

5. Discussão

Cerca de 45% do ilhéu está coberto por dez espécies invasoras. A consociação de quatro destas espécies (a cana, o metrosidero, o incenso e o salgueiro *T. africana*) reduzem o potencial de nidificação do cagarro para 13,5% (Immler, 2009). A monitorização de plantas introduzidas e o seu mapeamento são necessários para definir objetivos e estratégias de gestão (Firbank *et al.*, 1998 citado Moniz & Silva, 2003). A cana é uma das espécie alvo que maior preocupação desperta em investigadores de habitats costeiros e em conjunto com o metrosidero ocupa aproximadamente 1/3 da área total do ilhéu.

A recuperação de habitat de aves marinhas através do controlo da cana é uma ação pioneira dos Açores. A utilização do modelo integrado, com o uso de glifosato, permitiu reduzir a densidade de canas de 27 canas/m² para mínimos de 0,1 canas/m² e de 0,67 canas/m² (tratamento A e tratamento B). A pouca diferença nas concentrações utilizadas não permitiu distinguir qual o melhor tratamento químico a adoptar. Lawson *et al.* (2005) obteve uma densidade de 0,04 canas/m² ao fim de um ano de controlo, para uma única aplicação de herbicida.

Para fomentar a escolha os gestores de projetos utilizam modelos económicos, que cada vez mais são uma realidade crescente e necessária para avaliar metodologias de erradicação e definir planos de ação. A aplicação do modelo SAW permitiu escolher o melhor modelo integrado, ou seja, com maior eficácia e custo mais baixo. É um modelo que se baseia em critérios de decisão definidos pelo gestor, por isso, mais subjetivo. Embora para os tratamentos testados os índices de *ranking* ou de prioridades fossem muito próximos, o modelo selecionou o tratamento B, com uma eficácia de controlo de 92% e um custo de 0,66€/m². Deltoro *et al.* (2011), com um eficácia de controlo de cana de 95%, após o corte e três aplicações de herbicida, obteve custos de controlo de 1,28€/m². Estas diferenças poderão não ser significativas considerando que os custos de material e de recursos humanos variam entre regiões. O corte e aplicação de herbicida (modelo integrado) é sem dúvida o melhor método a adoptar. Este permite reduzir a quantidade de herbicida utilizada e, conseqüentemente, redução do risco de aplicação em espécies não alvo (ISSG, 2013).

Após a escolha do melhor tratamento foram controlados 1,35 ha com a metodologia do tratamento B.

Um ano após o controlo de cana, a área foi colonizada por 27 espécies de plantas, das quais 77% são plantas introduzidas e invasoras. A proporção de plantas invasoras do ilhéu é 8% mais elevada em comparação à proporção do arquipélago dos Açores (Silva & Smith, 2004). É evidente que o controlo de cana permitiu o aumento da densidade total de espécies (de 1,1 sp/m² para 1,8 sp/m²). As espécies introduzidas e invasoras foram as que mais beneficiaram (Figura 11). Heleno *et al.* (2010) verificaram que o controlo de invasoras aumenta a sobrevivência e crescimento de

plantas invasoras e identificou a dispersão de sementes de espécies invasoras por aves.

A taxa de cobertura das plantas introduzidas é superior às restantes plantas. Muitas das espécies agrícolas foram introduzidas, bem como pragas e espécies que colonizam terrenos perturbados (Silva & Smith, 2001). Mais de 50% das plantas introduzidas estão associados a terrenos agrícolas perturbados, tais como, *Achyranthes sicula* (L.) All., as silvas *Rubus ulmifolius* Schott, as beldroegas *Portulaca olearacea* L., as urtigas *Urtica sp.* e *Solanum nigrum* L.. A videira *Vitis vinifera* L. e a salsa *Petroselinum crispum* (Mill.) Hill apareceram recentemente e são espécies associadas à exploração agrícola do ilhéu.

As plantas invasoras e introduzidas poderão ter comprometido a regeneração de sementes das plantas endémicas/nativas que foram adicionadas ao local, por sementeira direta. Embora haja oscilações das áreas de cobertura ao longo do tempo, não existem diferenças significativas, o que poderá ser explicado por acções homogéneas de controlo de vegetação excessiva (gestão ativa da área). No entanto, verifica-se que ao longo das monitorizações há uma tendência: de crescimento para as plantas endémicas/nativas e de decréscimo das plantas invasoras. Este crescimento das plantas endémicas/nativas é derivado do aumento da área de cobertura do feto-das-pastagens *Pteridium aquifolium* (L.) Kuhn. O feto-das-pastagens é uma praga agrícola considerada, nos Açores, como nativa. Das invasoras, a cana é a espécie mais representativa e com maior área de cobertura.

As plantas invasoras têm alturas máximas que dominam as plantas introduzidas e invasoras. As plantas invasoras toleram uma maior variedade de ecossistemas, crescem e reproduzem-se mais rápido que as plantas nativas, competem agressivamente por água, luz e solo e têm menos predadores nos novos ecossistemas (USFS, 2013). Foram encontradas diferenças nas alturas das plantas de outono para o inverno. Esta poderá ser explicada pela diminuição da frequência dos trabalhos de controlo de vegetação excessiva, devido às condições climatéricas e marítimas. A cana, dentro das plantas invasoras, continua a ser a espécie com maior altura máxima e significativamente diferente das restantes invasoras.

6. Considerações finais

As invasões biológicas derivadas da atividade humana provocam grandes impactos em ilhas e arquipélagos isolados (Loope & Muller-Dombois, 1989 citado em Moniz & Silva, 2003). No ilhéu de Vila Franca do Campo a cana é sem dúvida a espécie de maior destaque. Esta é a mais abundante, a que apresenta maior área e altura e provoca graves alterações de habitat. As perturbações mais evidentes e directas são a supressão das comunidades de plantas nativas e a destruição de habitat de nidificação do cagarro (SPEA, 2011).

Para além da cana, foram identificadas e mapeadas nove outras invasoras no ilhéu de Vila Franca do Campo. O mapeamento da vegetação é necessário para definir objetivos e a estratégia de gestão (Firbank *et al.*, 1998, citado em Moniz & Silva, 2003) ou de restauração ecológica. O mapeamento só por si é limitante porque não identifica todas as espécies com elevado potencial invasor e que possam ocorrer no subcoberto. Foram identificadas a *Aptenia cordifolia* (L. f.) Schwantes, e a *Zantedeschia aethiopica* (L.) Spreng. como espécies de elevado potencial invasor e que poderão comprometer a restauração da vegetação nativa/endémica.

O controlo químico de cana foi fundamental para restabelecer a colónia de cagarros. Dos 309 ninhos que se encontravam bloqueados, cerca de 101 foram ocupados. O número de ninhos tem aumentado ao longo dos anos e atingiu em 2012, cerca de 410 contra 309 do ano anterior. A restauração ecológica, embora tenha tido um efeito surpreendente e imediato na população de cagarros, teve um custo de controlo de cana de 8.000€/ha com uma eficácia de controlo de 92%. A remoção de cana levou ao aparecimento de outras plantas invasoras e introduzidas, e que têm sido controladas, 8 a 10 vezes ao ano, com custos na ordem dos 2.000€/ha/ano. Um valor reduzido em comparação com o investimento inicial de controlo. Estas operações de controlo de vegetação excessiva têm sido homogéneas ao longo do ano, mas as condições climáticas e marítimas no inverno não permitem uma frequência constante das mesmas, o que resulta no aumento da altura da vegetação colonizadora.

A elevada colonização da área, 77% de plantas invasoras e introduzidas, é uma barreira ao restabelecimento do coberto vegetal. Estas, plantas introduzidas e invasoras, têm maior taxa de cobertura e de altura máxima. Destas, destacam-se *A. sicula*, a tintureira, a *B. pilosa* e a lantana. Estas, em consociação com a cana, não permitem a regeneração das plantas endémicas e nativas (tanto das plantações como da sementeira direta efetuada ao longo dos anos).

É crucial continuar a executar ações que visem atingir os objetivos de restauro, erradicação da cana e aumento da área de cobertura das plantas endémicas, e reestruturar os objetivos da restauração tendo em conta as novas ameaças de invasão de outras espécies que estão presentes no ilhéu. Para tal, é necessário continuar com o sistema de monitorização de vegetação que permita avaliar a evolução da vegetação.

São sinais evidentes de que há uma recuperação dos valores ecológicos do ilhéu e estes traduzem-se: no aumento da população de cagarros; no rebentamento de faias-da-terra que estavam aparentemente secas; no aparecimento de pequenas populações isoladas de *E. azorica*, vidália e de *P. malviflora*. O impacto do restauro de habitat e do controlo de exóticas sobre a nidificação de cagarro e no surgimento de outras espécies de aves marinhas não foi estatisticamente estudado e analisado, mas apesar deste facto, a recuperação da população de cagarro foi conseguida, ultrapassando largamente as expectativas iniciais. O controlo de cana teve resultados positivos e foram dados passos importantes no conhecimento do seu controlo. Agora é necessário estabelecer medidas e ações de gestão que incidam sobre as barreiras que impedem o estabelecimento da vegetação natural do ilhéu de Vila Franca do Campo, ilha santuário para as aves marinhas.

7. Recomendações

A Sociedade Ecológica de Restauração (SER, 2004 citado em Ruiz-Jaen & Aide, 2005) define nove atributos que devem ser estudados nas acções de restauração ecológica. A estrutura da vegetação é o atributo mais usado e é determinada pela taxa de cobertura da vegetação, da biomassa ou do perfil da estrutura (Salinas & Guirado, 2002; Kruse & Groninger, 2003; Wilkins *et al.*, 2003 citado em Ruiz-Jaen & Aide, 2005). Estes ajudam, normalmente, a prever qual a direcção sucessional das plantas.

A definição de objetivos na restauração ecológica tem como referência uma época histórica (Clewel *et al.*, 2005). No caso dos Açores, esta época seria a era pré-colonial, onde as aves marinhas eram abundantes (Frutuoso, 1591). Contudo, num mundo em constante alteração o sucesso de restauração não é fácil de medir. Muitos autores, afirmam que o sucesso de restauração é a aproximação dos habitats recuperados aos habitats de referência (aumento da riqueza específica e/ou das funções ecológicas). Os objetivos de restauração são sempre definidos tendo em conta diversos fatores, entre os quais: a prioridade de conservação, as espécies e habitats prioritários presentes, a escala do problema, os fundos disponíveis e do tempo necessário para a execução da restauração.

As acções que aqui se propõem visam a recuperação do habitat charnecas macaronésicas endémicas (Habitat 4050) que é dominado por urzes em consociação com algumas plantas de faia-da-terra e de *E. azorica*. E refere-se apenas à área intervencionada ao abrigo do projecto LIFE “Ilhas Santuário para as Aves Marinhas”.

As barreiras e dificuldades identificadas são:

- Rebentamento de 8% de cana;
- 77% de colonização de plantas introduzidas e invasoras;
- Área de cobertura dominada por plantas introduzidas e invasoras;
- Altura máxima dominada por plantas invasoras e introduzidas;
- A cana é a espécie de maior crescimento.
- A *Achyranthes sicula* é a espécie introduzida com maior taxa de dominância.

De forma a restaurar a estrutura arbórea deste habitat foram plantadas cerca de 10.000 plantas de urze e de faia-da-terra. As plantas tinham, em 2010, dimensões aproximadas de 30 cm e em 2012 muitas delas tinham dimensões superiores a um metro. Os trabalhos de controlo de densidade são necessários para garantir a sobrevivência da plantação. A plantação ainda não teve o efeito pretendido: de contribuir para o aumento do banco de sementes, aumentar a área de cobertura das plantas endémicas/nativas e diminuir a densidade das plantas introduzidas e invasoras pelo efeito de competição e ensombramento.

Os trabalhos de controlo de densidade excessiva deverão continuar até que esse efeito desejado seja significativo e que influencie as taxas de cobertura das plantas introduzidas e invasoras. É de notar que o aumento significativo do número de intervenções poderá ter alguns impactos nas plantas nativas/endémicas (Silva, 2007; Heleno *et al.*, 2010).

Assim, para o controlo de invasoras e de densidade excessiva deverão ser implementadas:

- ações de controlo químico para a cana (corte e aplicação localizada) seguindo tratamento B;
- ações de arranque manual de lantana, tintureira e *B.pilosa*;
- ações de arranque manual de *A. sicula*.

A aplicação e intervenção química deve ser pontual para evitar a contaminação de plantas não alvo, nomeadamente das espécies plantadas. As ações de controlo manual e arranque do sistema radicular visam contrariar o efeito das ações de controlo da densidade vegetação excessiva (alterações não significativas das plantas introduzidas e invasoras ao longo das monitorizações).

Assim, com estas pequenas ações esperamos garantir e estabelecer o coberto vegetal, bem como, promover a germinação do banco de sementes das plantas endémicas e nativas do solo.

Alvário (2009), na sua dissertação de mestrado definiu o plano de monitorização e de referência da Área Protegida para a Gestão de Habitats ou Espécies do Ilhéu de Vila Franca do Campo. A SPEA ao longo dos anos tem monitorizado alguns destes atributos (comunidade de invertebrados, vegetação, aves marinhas e roedores) que permitem definir objetivos para a restauração do habitat para aves marinhas, neste caso particular, do *anel da princesa* - ilhéu de Vila Franca do Campo.

8. Referências Bibliográficas

- Álvaro, N. M. S. A. V. 2009. Situação de Referência e Proposta de Plano de Monitorização da Área Protegida para a Gestão de Habitats ou Espécies do Ilhéu de Vila Franca do Campo. Tese de Dissertação para a obtenção do Grau de Mestre em Ordenamento do Território e Planeamento Ambiental. Universidade dos Açores, Ponta Delgada.
- BirdLife International. 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. In BirdLife Conservation Series No. 12. BirdLife International. Cambridge, UK.
- Bolton, M., A. L. Smith, E. Gomez-Diaz, V. L. Friesen, R. Medeiros, J. Bried, J. L. Roscales, R. W. Furness 2008. Monteiro's Storm-petrel *Oceanodroma monteiroi*: a new species from the Azores. Biological Sciences. IBIS 150: 717-727.
- Borges, P.A.V. 1990. A checklist of the Coleoptera from the Azores with some systematic and biogeographic comments. Boletim do Museu Municipal do Funchal 42: 87-136.
- Borges, P. A. V., R. Cunha, R. Gabriel, A. F. Martins, L. Silva & V. Vieira. 2005. A list of the terrestrial fauna (Molusca and Arthropoda) and Flora (Bryophyta, Pteridophyta and Spermatophyta) from the Azores. Direcção Regional do Ambiente & Universidade dos Açores, Horta, Angra do Heroísmo e Ponta Delgada.
- Botelho, R.; A. Gil, A. de la Cruz, C. Silva. 2008. Mapeamento do coberto vegetal na ZPE Pico da Vara/Ribeira do Guilherme. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa (relatório interno não publicado).
- Clewell, A., J. Rieger and J. Munro. 2005. Directizes para desenvolver e gerenciar projectos de restauração ecológica. Society for Ecological Restoration International. <http://www.ser.org> (Acedido em: 26 de Junho de 2013)
- Coffman G.C. 2007. Factors influencing invasion of giant reed (*Arundo donax*) in riparian ecosystems of Mediterranean-type climate regions. PhD Thesis. University of California. Los Angeles, USA.
- Deltoro, V., C. P. Bréton, A. S. Cruz, R. D. Rotea, L. T. Castellano, A. E. Egea & J. J. Pérez. 2010. Restauración de las riberas del Riu Verd (Benimodo y Massalaves). Evaluación de los métodos de controlo de *Arundo donax*. Conselleria de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente. Dirección General Medio Natural. Servicio Biodiversidad. Valencia. Pp.14.
- Dias, E., E. B. Elia, C. Melo & C. Mendes. 2007. O elemento insular na estrutura das florestas da Macaronésia. In: Açores e Madeira. A floresta das ilhas. Público Comunicação Social S.A. & Fundação Luso-Americana para o Desenvolvimento. Lisboa.
- Fructuoso, G. 1591. Saudades da Terra VI. Instituto Cultural de Ponta Delgada, Ponta Delgada.
- Groz, M. P. & F. Tempera (sem data). Ilhéu de Vila Franca do Campo. <http://www.cmvfc.pt/Default.aspx?Module=ArtigoForm&ID=68>. (Acedido a 26 de Junho de 2013).

- Heleno, R., I. Lacerda, I., J. A. Ramos & J. Memmott. 2010. Evaluating of restoration effectiveness: community response to the removal of alien plants. *Ecological applications*. 20: 1191-1203. <http://dx.doi.org/10.1890/09-1384.1>
- Hervías, S., A. Henriques, N. Oliveira, T. Pipa, H. Cowen, J. A. Ramos, M. Nogales, P. Galdes, R. R. Ybanez & S. Opiel. 2013. Studying the effects of multiple invasive mammals on Cory's shearwater nest survival. *Biological Invasions*. 15: 143-155. DOI:10.1007/s10530-012-0274-1.
- Immler, E. 2009. Inventory of Cliff Habitat of Corvo Island for Cory's Shearwater Conservation. Master thesis on Animal Management. Van Hall Larenstein. University of Applied Sciences. Leuwarden, Netherlands. Pp34.
- ISSG - Invasive Species Specialist Group (2013). Global Invasive Species Database – *Arundo donax*. <http://www.issg.org/> (Acedido a 25 de Junho de 2013).
- Lawson, M. L., J. A. Guinessow & J. Giessow. 2005. The Santa Margarita River *Arundo donax* Control Project: Development of methods and Plant Community Response. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW- GTR. 195: 229-244. http://www.fs.fed.us/psw/publications/documents/psw_gtr195/psw_gtr195_2_14_Lawson.pdf
- Moniz, J & L. Silva. 2003. Impact of *Clethra arborea* Aiton (Clethraceae) in a Special protected Area of São Miguel Island, Azores. *Arquipélago*. Life and Marine Sciences. 20A: 37-46. <http://hdl.handle.net/10400.3/175>
- Monteiro, L., J. A. Ramos & R. Furness. 1996. Past and present status and conservation of the seabirds breeding in the Azores archipelago. *Biological Conservation*. 78: 319-328. [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(96\)00037-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(96)00037-7)
- Monteiro, L.R., J. A. Ramos, J. C. Pereira, P. R. Monteiro, R. S. Feio, D.R. Thompson, S. Bearhop, R. W. Furness, M. Laranjo, G. Hilton, V. C. Neves, M. P. Groz and K.R. Thompson. 1999. Status and distribution of Fea Petrel, Bulwer Petrel, Manx Shearwater, Little Shearwater and Band Rumped Storm-petrel in the Azores Archipelago. *Waterbirds*. 22: 358—366.
- Mysiak, J., C. Guipponi & A. Fassio. 2002. Decision support for water resource management: An application example of the Mulino DSS. *IEMSS*, 64: 138-143.
- Morton, B., J. C. Briton & A. M. Frias-Martins. 1998. Coastal Ecology of the Açores. Sociedade Afonso Chaves. Ponta Delgada.
- Pena, A. 1992. Região Autónoma dos Açores. Ed. Círculo de Leitores. Portugal.
- Polunin, O. & A. Huxley. 1987. *Flowers of the Mediterranean*. Hogarth Press. London, UK.
- Raymont, J.E.G. 1980. Plankton and productivity in the Oceans. *Phytoplankton v1*. 2ª Edição, PERGAMON. Press, Oxford.
- Rede Hidrometeorológica dos Açores. Em: <http://servicos.sram.azores.gov.pt/morhi/default.asp> (Acedido em: 20 de Novembro de 2013).
- Rodrigues, P. & M. Nunes 2002. Characterization of most appropriate territories for bird population in Azores archipelago. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa.

- Rodrigues, P., J. Micael, K. R. Roshan & R. T. Cunha. 2009. A conservational approach on the seabird populations of ilheu de Vila Franca do campo, Azores, Portugal. *Açoreana*. 6: 217-225.
- Ruiz-Jaen, M. C. & T. M. Aide. 2005. Restoration Success: How is it being measured? *Society for Ecological Restoration. Restoration Ecology*. V13.3:569-577. DOI: 10.1111/j.1526-100X.2005.00072.x
- Silva, C. M. N. 2007. Utilização do Herbicida Ally no Controlo da Invasão da Floresta de Laurissilva dos Açores por *Clethra arborea*. Relatório do Trabalho de Fim de Curso. Engenharia Florestal. Escola Superior Agrário do Instituto Politécnico de Castelo Branco, Castelo Branco. Pp56.
- Silva, L. & C. W. Smith. 2004. A characterization of the non-indigenous flora of the Azores Archipelago. *Biological Invasions*. 6:163-204.
- Silva, L. & C. W. Smith. 2006. A quantitative approach to the study of non-indigenous plants: an example from the Azores Archipelago. *Biodiversity and Conservation*. 15:1661-1679.
- Silva, L., R. Corveto, M. Moura, E. Land & F. M. Fernandes. 2008. *Arundo donax* L. in: Silva, L., Land, E. O., & J. L. Rodríguez Luengo (eds.). *Flora e fauna terrestre invasora na Macaronésia. Top 100 nos Açores, Madeira e Canárias*. Pp214. ARENA. Ponta Delgada.
- Silva, L., E. Land & J. L. Rodríguez Luengo. 2008a. *Flora e fauna terrestre invasora na Macaronésia. Top 100 nos Açores, Madeira e Canárias*. Pp214. ARENA. Ponta Delgada.
- Silva, L., M. Martins, G. Maciel & M. Moura. 2009. *Azorean vascular flora - priorities in conservation*. Amigos dos Açores & CCPA. Ponta Delgada.
- SPEA. 2011. LIFE+ Safe Islands for Seabirds. [Relatório Intercalar](#). Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa. Unpublish report.
- SPEA. 2012. LIFE+ Safe Islands for Seabirds. Relatório de progresso. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa. Unpublish report.
- SPEA. 2013. LIFE+ Safe Islands for Seabirds. [Relatório final de projecto](#). Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa. Unpublish report.
- Spencer, D. F., W. Tan, P. Liow, G. Ksander, L. C. Whitehand, S. Weaver, J. Olson & M. Newhouser. 2008. Evaluation of glyphosate for managing giant reed (*Arundo donax*). *Invasive Plant Science and Management*. 1:248-254. doi: <http://dx.doi.org/10.1614/IPSM-07-051.1>
- Sutherland, W. J. 2002. *Ecological Census Techniques. A handbook*. University Press. Cambridge, UK.
- Triantis, K. A., P. A. V. Borges, R. J. Ladle, J. Hortal, P. Cardoso, C. Gaspar, F. Dinis, E. Mendonça, L. M. A. Silveira, R. Gabriel, C. Melo, A. M. C. Santos, I. R. Amorim, S. P. Ribeiro, A. R. M. Serrano, J. A. Quartau & R. J. Whittaker. (2010) Extinction debt on oceanic islands. *Ecography*. 33: 285-294.
- USFS - United States Forestry Service (2013). *Invasive species*. doi: <http://dx.doi.org/10.1614/IPSM-07-051.1> (Acedido em: 27 de Junho de 2013).

ANEXO I

Listagem de Espécies (Áreas médias e Alturas Máximas)

Área de cobertura (médias - m²)

Tipologia	Espécie	Outono 2010	Inverno 2010	Primavera 2011
Endémicas/Nativas	<i>Euphorbia azorica</i>	0,0000	0,0032	0,0118
	<i>Festuca petraea</i>	0,0029	0,0054	0,0204
	<i>Lotus</i> sp.	0,0006	0,0000	0,0064
	<i>Morella faya</i>	0,0003	0,0005	0,0000
	<i>Pteridium aquifolium</i>	0,0086	0,0191	0,0141
	<i>Umbilicus rupestris</i>	0,0011	0,0023	0,0000
Introduzidas	<i>Achyranthes sicula</i>	0,1365	0,1606	0,0322
	<i>Anagallis arvensis</i>	0,0000	0,0000	0,0054
	<i>Bromus catharticus</i>	0,0000	0,0000	0,0240
	<i>Emex spinosa</i>	0,0015	0,0000	0,0980
	<i>Foeniculum vulgare</i>	0,0000	0,0000	0,0009
	<i>Fumaria muralis</i>	0,0264	0,0785	0,0427
	<i>Lolium perenne</i>	0,0433	0,0703	0,1016
	<i>Parietaria judaica</i>	0,0486	0,0000	0,0372
	<i>Petroselinum crispum</i>	0,0040	0,0086	0,0227
	<i>Portulaca oleracea</i>	0,0433	0,0000	0,0005
	<i>Rubus ulmifolius</i>	0,0095	0,0041	0,0059
	<i>Solanum nigrum</i>	0,0313	0,0000	0,0000
	<i>Sonchus</i> sp.	0,0000	0,0071	0,0000
	<i>Trifolium</i> sp.	0,0006	0,0249	0,0000
	<i>Urtica</i> sp.	0,0079	0,1529	0,0023
<i>Vicia benghalensis</i>	0,0026	0,0018	0,0213	
<i>Vitis vinifera</i>	0,0000	0,0000	0,0005	
Invasoras	<i>Arundo donax</i>	0,1369	0,1107	0,0708
	<i>Bidens pilosa</i>	0,0000	0,0000	0,0054
	<i>Lantana camara</i>	0,0023	0,0390	0,0467
	<i>Phytolacca americana</i>	0,0186	0,0000	0,0141

Altura máximas (médias - cm)

Tipologia	Espécie	Outono 2010	Inverno 2010	Primavera 2011
Endémicas/Nativas	<i>Erica azorica</i>	0,00	23,00	29,00
	<i>Festuca petrae</i>	27,50	27,00	26,50
	<i>Lotus sp.</i>	7,00	0,00	26,00
	<i>Morella faya</i>	3,00	5,00	0,00
	<i>Pteridium aquifolium</i>	37,50	77,00	55,00
	<i>Umbilicus rupestris</i>	7,50	9,00	0,00
Introduzidas	<i>Achyranthes sicula</i>	46,11	60,33	26,20
	<i>Anagallis arvensis</i>	0,00	0,00	11,00
	<i>Bromus catharticus</i>	0,00	0,00	11,00
	<i>Emex spinosa</i>	15,00	0,00	35,67
	<i>Foeniculum vulgare</i>	0,00	0,00	33,00
	<i>Fumaria muralis</i>	7,42	31,20	12,50
	<i>Lolium perenne</i>	13,87	38,20	27,43
	<i>Parietaria judaica</i>	30,25	0,00	27,33
	<i>Petroselinum crispum</i>	21,00	17,67	27,25
	<i>Portulaca oleracea</i>	23,50	0,00	2,00
	<i>Rubus ulmifolius</i>	19,50	35,00	38,00
	<i>Solanum nigrum</i>	11,75	0,00	0,00
	<i>Sonchus sp.</i>	0,00	34,00	0,00
	<i>Trifolium sp.</i>	7,00	9,50	0,00
	<i>Urtica sp.</i>	8,50	31,64	20,50
<i>Vicia benghalensis</i>	4,50	41,00	15,00	
<i>Vitis vinifera</i>	0,00	0,00	18,00	
Invasoras	<i>Arundo donax</i>	48,76	67,82	48,30
	<i>Bidens pilosa</i>	0,00	0,00	30,50
	<i>Lantana camara</i>	14,75	38,50	43,50
	<i>Phytolacca americana</i>	39,33	0,00	38,33