



Universidade dos Açores

Mestrado de Gestão e Conservação  
da Natureza

# **Avaliação de métodos de controlo mecânicos e químicos da espécie invasora *Hedychium gardnerianum* Sheppard ex Ker Gawl. na ilha de São Miguel - Açores**

**Rui César Almeida Andrade**

Orientadores: Prof. Doutor Rui Miguel Pires Bento da Silva  
Elias

Prof. Doutora Rosalina Maria de Almeida Gabriel

**Outubro de 2014**

## Resumo

Nos Açores, a planta invasora *Hedychium gardnerianum* Sheppard ex Ker Gawl. é considerada um dos maiores perigos para a floresta nativa, provocando um enorme impacto nos habitats e nas espécies nela presentes.

Havendo uma necessidade de um controlo desta planta invasora cada vez mais eficaz e económico, esta tese pretende avaliar a eficácia de cinco métodos diferentes de controlo (corte do caule, remoção total, herbicida, queima controlada e a cobertura com plástico negro). Os critérios principais utilizados para estimar o sucesso de cada método são: o custo dos materiais utilizados; número de horas de trabalho necessárias para a aplicação de cada método; avaliação dos efeitos de cada método na planta invasora e na biodiversidade vegetal local.

Os métodos foram aplicados em dois locais diferentes na ilha de São Miguel, localizados nos concelhos da Lagoa e Nordeste tentando-se manter constantes as condições edafo-climáticas e de declive de solo. Além de um conjunto de cinco parcelas de 5 m x 3 m, que serviu de controlo a todos os métodos, cada tratamento foi ensaiado também em cinco parcelas de 5 m x 3 m. As parcelas onde se aplicou o método da cobertura com o plástico negro foram monitorizadas por um período de doze meses, tendo sido as restantes parcelas monitorizadas por um período de seis meses. Durante este período de tempo foram registados os valores dos indicadores indicados acima.

O método do corte do caule é o menos dispendioso e mais rápido na sua aplicação, incentivando a riqueza de espécies. No entanto, tem uma baixa eficácia a longo prazo no controlo do *Hedychium gardnerianum*. O método da remoção total também implica custos reduzidos, promove a riqueza de espécies e é muito eficaz a longo prazo, no entanto a duração de aplicação é muito elevada. O método do herbicida tem custos moderados e algumas restrições ao nível dos locais de aplicação, incentiva a riqueza de espécies, e demonstrou ser muito eficaz na redução da quantidade de caules. O método da queima controlada tem uma duração de aplicação e custos reduzidos, possuindo também restrições quanto ao tipo de local a aplicar. Não demonstrou ser particularmente eficaz no controlo da planta invasora, tendo resultados semelhantes ao método do corte do caule. Finalmente, o método da cobertura do plástico negro é o que tem uma duração de aplicação e custos mais elevados, também tem limitações relativamente ao local de aplicação, mas demonstrou ter um efeito benéfico na riqueza

de espécies alguns meses após a retirada do plástico. Demonstrou ser eficaz na redução do surgimento de caules e no tamanho destes.

Concluiu-se que cada método apenas deverá ser aplicado de acordo com as características biogeofísicas de cada local e os objectivos da intervenção de controlo, incentivando-se a aplicação de mais do que um método de controlo, se necessário.

**Palavras-chave:** Métodos de controlo, Conteira, Açores, planta invasora, *Hedychium gardnerianum*.

## **Abstract**

In the Azores, the invasive plant *Hedychium gardnerianum* Sheppard ex Ker Gawl. it's considered as one of the greatest dangers to the native forest, making an huge impact in the habitats and the species that live in it.

Because there's a big necessity of a more effective and economic control of this invasive plant, this thesis pretends to evaluate the effectiveness of five different control methods (stem cutting, total removal, herbicide, controlled burning and plastic mulching). The main criteria used to estimate the success of each method are: the cost of material used; number of labor hours needed for the application of each method, evaluation of the effects of each method in the invasive plant and the local vegetal biodiversity.

The methods were applied in two different sites in the island of São Miguel, located in the counties of Lagoa and Nordeste, trying to maintain the edafo-climatic conditions and slope. Besides a group of five plots of 5 m x 3 m, which were used as a control to all methods, each treatment was applied also in five plots of 5 m x 3 m. The plots used for the method of the plastic mulching were monitored for a period of twelve months, and the rest of the plots were monitored for a six months period. During this period of monitoring, the previously mentioned indicators values were registered.

The stem cutting method it's the least expensive and quickest method in its application, improving the richness of species. However, it has only a short-term effectiveness in the control of this invasive plant. The method of total removal also has low expenses, promotes the richness of species and it's very effective in long-term, however it's one of the methods that requires more hours of labour. The herbicide method has moderate costs and some restrictions about the sites of application, but it shows the most benefic richness of species effect and also reduces the most quantity of stems per plot and their size. The method of controlled burning requires a moderate labour time and low expenses, also having restrictions about the type of site application. It showed to have a low effectiveness in the control of the invasive plant, having similar results of the stem cutting method. Finally, the plastic mulching method it's the most expensive and the one that requires more labour time, also has site application restrictions, but it showed a benefic effect in the richness of species a few months after

the removal of the plastic cover. It was also effective in reducing the emergence of stems and their size.

It was concluded that each method should only be applied accordingly with the biogeophysical characteristics of each site and the objectives of the invasive plant control intervention, using more than one control method if necessary.

**KeyWords:** Control methods, ginger lily, Azores, invasive plant, *Hedychium gardnerianum*.

## **Agradecimentos**

Quero agradecer aos meus orientadores Dr. Rui Miguel Pires Bento da Silva Elias e Dra. Rosalina Maria de Almeida Gabriel, sem os quais a realização desta tese seria impossível.

Agradeço também ao coordenador do projecto LIFE Priolo Joaquim Teodósio e ao técnico de Engenharia Florestal Carlos Silva por fornecerem-me o herbicida necessário para a aplicação nas parcelas situadas na Boca da Ribeira (Nordeste) e aconselharem-me na escolha deste local.

Agradeço ao Técnico Superior João Pacheco da Direcção Regional dos Recursos Florestais, por indicar-me os melhores locais onde pudesse recolher ramada seca de *Cryptomeria japonica* (L. f.) D. Don. para a aplicação do método da queima controlada.

Agradeço a todos os professores e técnicos do Departamento de Ciências Agrárias a quem pedi conselhos e esclareci dúvidas relacionadas com a elaboração desta tese.

Por último, mas com maior importância, quero agradecer profundamente ao apoio financeiro e emocional que a minha mãe me providenciou desde o início da minha vida académica, ao meu irmão mais e à minha avó pela força que me deram para continuar o meu trabalho, e claro, à minha noiva Joana Dutra pela sua constante preocupação para que eu finalizasse a minha tese de mestrado e dedicasse mais tempo a ela.

## Índice Geral

Resumo .....	II
Abstract.....	IV
Agradecimentos .....	VI
<b>Introdução</b> .....	1
<b>Capítulo 1. Processos de invasão por plantas no contexto dos Açores</b> .....	6
1.1. Processo de invasão: definições.....	7
1.2. Factores que determinam o sucesso da invasão .....	9
1.3. Gestão .....	11
1.4. Prevenção.....	13
1.5. Deteção precoce e erradicação .....	14
1.6. Contenção e controlo .....	14
1.7. Manutenção, restauro e monitorização .....	15
<b>Capítulo 2. Enquadramento da área de estudo e da espécie</b> .....	18
2.1. Enquadramento geomorfológico e climático do arquipélago .....	18
2.2. Enquadramento socioeconómico .....	20
2.3. São Miguel.....	22
2.4. <i>Hedychium gardnerianum</i> Sheppard ex Ker Gawl.....	22
<b>Capítulo 3. Metodologia</b> .....	25
3.1. Locais de estudo.....	25
3.2. Delineamento experimental .....	27
3.3. Métodos de controlo de espécies invasoras e indicadores de sucesso .....	29
3.3.1. Método do corte do caule.....	30
3.3.2. Método da remoção total .....	31
3.3.3. Método do herbicida .....	32
3.3.4. Método da queima controlada.....	33
3.3.5. Método da cobertura com o plástico negro.....	35
3.4. Análise estatística dos dados.....	37
<b>Capítulo 4. Resultados e discussão individual de cada método</b> .....	39
4.1. Método do corte do caule.....	39
4.1.1. Duração da intervenção .....	39

4.1.2. Custos de material.....	39
4.1.3. Riqueza de espécies de plantas vasculares .....	39
4.1.4. Ocupação do solo por rizomas.....	40
4.1.5. Ocupação do solo por rizomas com e sem caule .....	41
4.1.6. Altura de caules .....	43
4.2 – Método da remoção total .....	45
4.2.1. Duração da intervenção .....	45
4.2.2. Custos de material.....	45
4.2.3. Pesagem de rizomas.....	45
4.2.4. Riqueza de espécies de plantas vasculares .....	45
4.2.5. Ocupação do solo por rizomas.....	46
4.2.6. Ocupação do solo por rizomas com e sem caule .....	47
4.2.7. Altura de caules .....	49
4.3. Método do herbicida .....	50
4.3.1. Duração da intervenção .....	50
4.3.3. Riqueza de espécies de plantas vasculares .....	51
4.3.4. Ocupação do solo por rizomas.....	52
4.3.5. Ocupação do solo por rizomas com e sem caule .....	53
4.3.6. Altura de caules .....	54
4.4. Método da queima controlada.....	56
4.4.1. Duração da intervenção .....	56
4.4.2. Custos de material.....	56
4.4.3. Quantidade de <i>Cryptomeria japonica</i> (L. f.) D. Don. utilizada.....	56
4.4.4. Temperatura da queima e dos rizomas .....	56
4.4.5. Riqueza de espécies de plantas vasculares .....	57
4.4.6. Ocupação do solo por rizomas.....	58
4.4.7. Ocupação do solo por rizomas com e sem caule .....	59
4.4.8. Altura de caules .....	60
4.5. Método da cobertura com plástico negro .....	62
4.5.1. Duração da intervenção .....	62
4.5.2. Custos de material.....	62
4.5.3. Riqueza de espécies de plantas vasculares .....	62
4.5.4. Ocupação do solo por rizomas.....	64

4.5.5. Ocupação do solo por rizomas com e sem caule .....	65
4.5.6. Altura de caules .....	66
<b>Capítulo 5. Discussão geral</b> .....	<b>68</b>
5.1. Duração da intervenção.....	68
5.2. Custos de material.....	69
5.3. Riqueza e composição de espécies de plantas vasculares.....	70
5.4. Ocupação do solo por rizomas .....	71
5.5. Ocupação do solo por rizomas com e sem caule .....	72
5.6. Altura de caules.....	74
<b>Capítulo 6 – Conclusões e recomendações</b> .....	<b>76</b>
<b>Bibliografia</b> .....	<b>79</b>

## Índice de Figuras

<b>Figura 1</b> – Classificação dada pela QualityCoast aos Açores, as barras à esquerda do zero indicam a pontuação relativa à política de sustentabilidade e as barras à direita indicam a pontuação relativa à sustentabilidade visível .....	2
<b>Figura 2</b> – Aspecto de <i>Hedychium gardnerianum</i> em flor, numa paisagem açoriana ....	3
<b>Figura 3</b> – Representação dos vários estádios e transições no processo de invasão, no caso das invasões biológicas de origem antropogénica .....	7
<b>Figura 4</b> – Diagrama dos componentes de uma invasão bem-sucedida e dos seus factores de influência.....	10
<b>Figura 5</b> – Relação entre as diferentes etapas da invasão e das estratégias possíveis utilizadas para lidar com as invasões biológicas .....	12
<b>Figura 9</b> – Localização dos dois locais de estudo na ilha de São Miguel, representadas pelas circunferências vermelhas .....	25
<b>Figura 10</b> – Coroa da Furna, Lagoa.....	26
<b>Figura 11</b> – Boca da Ribeira, Nordeste .....	27
<b>Figura 12</b> – Diagrama representativo da distribuição das parcelas de controlo e onde se aplicaram os métodos no local de estudo da Coroa da Furna.....	28
<b>Figura 13</b> – Diagrama representativo da distribuição das parcelas onde se aplicou o método do herbicida no local de estudo da Boca da Ribeira.....	28
<b>Figura 14</b> – Aspecto das parcelas após o corte dos caules .....	31
<b>Figura 15</b> – Aspecto das parcelas após a remoção dos rizomas do solo (esquerda) e pilha de rizomas removidos de uma parcela (direita) utilizando uma catana de dezasseis polegadas como escala visual .....	32
<b>Figura 16</b> – Aspecto das parcelas após o corte dos caules e aplicação do herbicida ....	33
<b>Figura 17</b> – Aspecto das parcelas após a queima .....	35
<b>Figura 18</b> – Aspecto das parcelas antes e durante a cobertura com o plástico negro....	36
<b>Figura 19</b> – Média da riqueza de espécies das parcelas de controlo e onde se aplicou o método do corte do caule, de Outubro de 2013 a Março de 2014.....	40
<b>Figura 20</b> – Média das percentagens de ocupação do solo por rizomas de <i>Hedychium gardnerianum</i> nas parcelas de controlo e nas que foram aplicadas o método do corte, ao longo de 6 meses de monitorização.....	41
<b>Figura 21</b> – Média das percentagens de ocupação do solo por rizomas com caule de <i>Hedychium gardnerianum</i> nas parcelas de controlo e nas que se cortaram os caules, desde Outubro de 2013 até Março de 2014 .....	42
<b>Figura 22</b> – Média das percentagens de ocupação do solo por rizomas sem caule de <i>Hedychium gardnerianum</i> nas parcelas de controlo e nas que se cortaram os caules, desde Outubro de 2013 até Março de 2014 .....	43
<b>Figura 23</b> – Média das alturas de caules numa escala de alturas, nas parcelas de controlo e nas que se cortaram os caules, ao longo de seis meses de monitorização. Os valores iguais a zero não foram representados .....	44

<b>Figura 24</b> – Média da riqueza de espécies das parcelas de controlo e onde se aplicou o método da remoção total, de Outubro de 2013 a Março de 2014.....	46
<b>Figura 25</b> – Média das percentagens de ocupação do solo por rizomas de <i>Hedychium gardnerianum</i> nas parcelas de controlo e nas que se removeram os rizomas, ao longo de 6 meses de monitorização.....	47
<b>Figura 26</b> – Média das percentagens de ocupação do solo por rizomas com caule de <i>Hedychium gardnerianum</i> nas parcelas de controlo e nas que se removeram os rizomas, desde Outubro de 2013 até Março de 2014 .....	48
<b>Figura 27</b> – Média das percentagens de ocupação do solo por rizomas sem caule de <i>Hedychium gardnerianum</i> nas parcelas de controlo e nas que se removeram os rizomas, desde Outubro de 2013 até Março de 2014 .....	48
<b>Figura 28</b> – Média das alturas de caules numa escala de alturas, nas parcelas de controlo e nas que se removeram os rizomas, ao longo de seis meses de monitorização. Os valores iguais a zero não foram representados.....	49
<b>Figura 29</b> – Média da riqueza de espécies das parcelas de controlo e onde se aplicou o método do herbicida, de Dezembro de 2013 a Maio de 2014 .....	51
<b>Figura 30</b> – Média das percentagens de ocupação do solo por rizomas de <i>Hedychium gardnerianum</i> ex Ker Gawl. nas parcelas de controlo e nas que se aplicou o herbicida, ao longo de 6 meses de monitorização .....	52
<b>Figura 31</b> – Média das percentagens de ocupação do solo por rizomas com caule de <i>Hedychium gardnerianum</i> nas parcelas de controlo e nas que se aplicou o herbicida, desde Outubro de 2013 até Maio de 2014 .....	53
<b>Figura 32</b> – Média das percentagens de ocupação do solo por rizomas sem caule de <i>Hedychium gardnerianum</i> nas parcelas de controlo e nas que se aplicou o herbicida, desde Outubro de 2013 até Maio de 2014 .....	54
<b>Figura 33</b> – Média das alturas de caules numa escala de alturas, nas parcelas de controlo e nas que se aplicou o herbicida, ao longo de seis meses de monitorização. Os valores iguais a zero não foram representados .....	55
<b>Figura 34</b> – Média da riqueza de espécies das parcelas de controlo e onde se aplicou o método da queima controlada, de Novembro de 2013 a Abril de 2014 .....	57
<b>Figura 35</b> – Média das percentagens de ocupação do solo por rizomas de <i>Hedychium gardnerianum</i> nas parcelas de controlo e nas que se fez a queima controlada, ao longo de 6 meses de monitorização .....	58
<b>Figura 36</b> – Média das percentagens de ocupação do solo por rizomas com caule de <i>Hedychium gardnerianum</i> nas parcelas de controlo e nas que fez a queima, desde Novembro de 2013 até Abril de 2014 .....	59
<b>Figura 37</b> – Média das percentagens de ocupação do solo por rizomas sem caule de <i>Hedychium gardnerianum</i> nas parcelas de controlo e nas que fez a queima, desde Novembro de 2013 até Abril de 2014 .....	60
<b>Figura 38</b> – Média das alturas de caules numa escala de alturas, nas parcelas de controlo e nas que se fez a queima, ao longo de seis meses de monitorização. Os valores iguais a zero não foram representados.....	61

<b>Figura 39</b> – Média da riqueza de espécies das parcelas de controlo e onde se aplicou o método da cobertura com o plástico negro, de Outubro de 2013 a Setembro de 2014..	63
<b>Figura 40</b> – Média das percentagens de ocupação do solo por rizomas de <i>Hedychium gardnerianum</i> nas parcelas de controlo e nas que se cobriram com o plástico negro, ao longo de 6 meses de monitorização. O plástico negro apenas cobriu as parcelas no período de Outubro de 2013 a Março de 2014, sendo retirado de seguida .....	64
<b>Figura 41</b> – Média das percentagens de ocupação do solo por rizomas com caule de <i>Hedychium gardnerianum</i> nas parcelas de controlo e nas que foram cobertas com o plástico negro, desde Outubro de 2013 até Setembro de 2014.....	65
<b>Figura 42</b> – Média das percentagens de ocupação do solo por rizomas sem caule de <i>Hedychium gardnerianum</i> nas parcelas de controlo e nas que foram cobertas com o plástico negro, desde Outubro de 2013 até Setembro de 2014.....	66
<b>Figura 43</b> – Média das alturas de caules numa escala de alturas, nas parcelas de controlo e nas que se cobriram com o plástico negro, ao longo de seis meses de monitorização. Os valores iguais a zero não foram representados.....	67
<b>Figura 44</b> – Representação da duração média da intervenção de cada um dos métodos em minutos numa parcela de 15 m <sup>2</sup> .....	68
<b>Figura 45</b> – Totais de custos de materiais associados a cada método aplicado numa parcela de 15 m <sup>2</sup> .....	69
<b>Figura 46</b> – Médias da riqueza de espécies de plantas vasculares em todos os métodos ao longo do período de monitorização. A linha cor de laranja indica a média registada nas parcelas de controlo, que é constante (5 espécies).....	70
<b>Figura 47</b> – Médias da percentagem da ocupação do solo por rizomas de <i>Hedychium gardnerianum</i> Sheppard ex Ker Gawl. de todos os métodos ao longo do período de monitorização. A linha cor de laranja indica a média registada nas parcelas de controlo, que é constante (71 %)......	72
<b>Figura 48</b> – Médias das percentagens de ocupação do solo por rizomas com caule de <i>Hedychium gardnerianum</i> nas parcelas de todos os métodos e das parcelas de controlo ao longo do período de monitorização .....	73
<b>Figura 49</b> – Médias das percentagens de ocupação do solo por rizomas sem caule de <i>Hedychium gardnerianum</i> nas parcelas de todos os métodos e das parcelas de controlo ao longo do período de monitorização .....	73
<b>Figura 50</b> – Médias das alturas de caules numa escala de alturas, nas parcelas de controlo e restantes métodos ao longo do período de monitorização. Os valores iguais a zero não foram representados .....	74

## Índice de Quadros

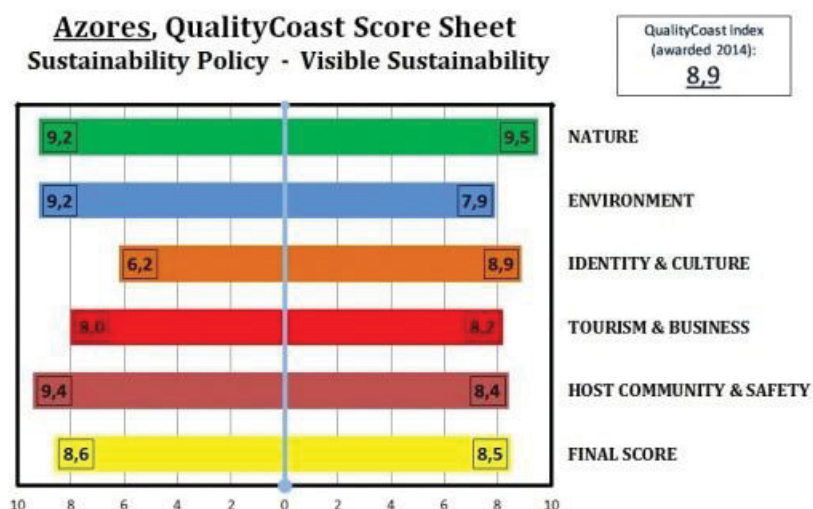
<b>Quadro 1</b> – Meses cujos dados foram utilizados na análise estatística .....	37
<b>Quadro 2</b> – Resultados da análise estatística das alturas de caules do método do corte do caule.....	44
<b>Quadro 3</b> – Resultados da análise estatística das alturas de caules do método da remoção total. ....	50
<b>Quadro 4</b> – Resultados da análise estatística das alturas de caules do método do herbicida. ....	55
<b>Quadro 5</b> – Resultados da análise estatística das alturas de caules do método da queima .....	61
<b>Quadro 6</b> – Resultados da análise estatística das alturas de caules da cobertura com o plástico negro.....	67

## Introdução

O arquipélago dos Açores situa-se no Nordeste do Oceano Atlântico entre os 36° e os 43° de latitude Norte e os 25° e dos 31° de longitude Oeste. Pertence à região biogeográfica da Macaronésia, que inclui também os arquipélagos da Madeira, Canárias e (conforme os autores) Cabo Verde.

Os Açores foram descobertos por volta do ano de 1427, pelo navegador português Diogo de Silves, tendo depois as ilhas sido povoadas por pessoas de diversas etnias e países. Estes primeiros colonos tinham como actividades predominantes o cultivo de cereais e a criação de gado. No século XVII, iniciaram-se as culturas da laranja e do milho, sendo introduzida mais tarde, no século XVIII a cultura da batata. Em 1976, o arquipélago foi declarado como uma região autónoma na Constituição Portuguesa.

Actualmente, os Açores abrigam uma importante colecção de espécies autóctones com relevância a nível internacional, estando a Macaronésia incluída no hotspot de biodiversidade do Mediterrâneo (Myers *et al.* 2000b), o que muito contribui para tornar o arquipélago um destino turístico único e incomparável a nível mundial. Em Setembro de 2014 foi galardoado com a classificação de QualityCoast Platina, de entre vinte e dois locais, dispersos pelos cinco continentes. Segundo a QualityCoast (2014) “As ilhas são muito conhecidas pelo seu carácter sustentável [...] Têm uma vida marinha vasta e protegida, áreas naturais protegidas com trilhos pedestres bem regularizados [...] e utilizam as energias renováveis”. É de realçar que os Açores se candidatam a este galardão desde 2009, tendo conquistado o primeiro lugar nos últimos três anos, sendo presentemente considerado o melhor destino da Europa (QualityCoast 2014), com um índice de “QualityCoast” de 8,9 num máximo de 10 pontos (Figura 1).



**Figura 1** – Classificação dada pela QualityCoast aos Açores, as barras à esquerda do zero indicam a pontuação relativa à política de sustentabilidade e as barras à direita indicam a pontuação relativa à sustentabilidade visível. (QualityCoast 2014)

Para manter esta qualidade ambiental, dever-se-ão incentivar esforços de combate às plantas invasoras, pois elas contribuem para o perigo de extinção de espécies nativas e endémicas (Wilcove *et al.* 1998), para a degradação de ambientes terrestres e aquáticos (Carlton 2001; D’Antonio & Kark 2002) e para a alteração de ciclos biogeoquímicos (D’Antonio & Vitousek 1992; Mack & D’Antonio 1998), com efeitos difíceis de prever nos serviços dos ecossistemas. Podem também contribuir para a instabilidade socioeconómica, ao aplicarem restrições na conservação da biodiversidade, desenvolvimento sustentável e o crescimento económico (McNeely 2001; Pimentel *et al.* 2001; MEA 2005; GISP 2006).

Entre as 53 espécies de plantas reconhecidas como invasoras dos Açores (DLR n.º15/2012/A, anexo IX-G) destaca-se a roca-de-velha *Hedychium gardnerianum* Sheppard ex Ker Gawl., uma planta nativa do Nepal e da Índia, onde cresce nas encostas mais baixas dos Himalaias (Wood *et al.* 2000). É muito utilizada para ornamentação em jardins (inclusivamente nos jardins de Belém, em frente ao Mosteiro dos Jerónimos) e é normalmente disponibilizada em viveiros de plantas, em vários países. No entanto, é uma planta invasora em diversos estados e países, como o Hawaii, Nova Zelândia, África do Sul e Portugal (Açores), onde está declarada como espécie

com prioridade para controlo e erradicação, para além de ter um risco ecológico conhecido (DLR n.º 15/2012/A, anexo IX).

Esta espécie é conhecida por habitar florestas tropicais, florestas de montanha, áreas destinadas à agricultura e silvicultura, zonas costeiras, pastagens, corredores ripários, matagais, áreas urbanas e zonas húmidas (PIER 2004). Nos Açores afecta especificamente a floresta nativa, margens das águas correntes, valas e sistemas de drenagem, plantações de *Cryptomeria japonica* (L. fil.) D. Don., turfeiras, margens das lagoas oligotróficas, ravinas, crateras, quedas de água, matos costeiros, matos de montanha, pastagens permanentes e semi-naturais e matos de *Pittosporum undulatum* Vent. (Silva *et al.* 2008). A sua ampla distribuição por todas as ilhas dos Açores e mais especificamente em São Miguel (Schäfer 2005) é um dos maiores perigos para a floresta nativa da ilha (Silva & Smith 2004), representando uma ameaça significativa, com enorme impacte nos habitats, e nas espécies e na paisagem (Figura 2).



**Figura 2** – Aspecto de *Hedychium gardnerianum* em flor, numa paisagem açoriana (Direcção Regional dos Recursos Florestais)

Já têm sido utilizados diversos métodos de controlo desta planta invasora em diversos países, dos quais se destacam a remoção física e a aplicação do herbicida metsulfurão-metilo na Nova Zelândia (Auckland Regional Council 2002). Nos Açores, os métodos mais utilizados para o seu controle são os do corte do caule e a aplicação do mesmo herbicida aplicado na Nova Zelândia (vendido em Portugal sob o nome comercial “Ally SX”), sendo este último bastante eficaz e económico no controlo do *Hedychium gardnerianum* (Penacho *et al.* 2009), mas com efeitos prejudiciais na vida aquática, não podendo ser utilizado na proximidade de linhas de água (Information Ventures, 2003).

No Hawaii tem sido feita investigação de controlo biológico com uma bactéria (*Ralstonia solanacearum*) que ataca o *Hedychium gardnerianum*, reduzindo o número de frutos, limita o crescimento no meristema apical e degrada os seus rizomas (Anderson & Gardner 1999).

## **Objectivos**

Havendo uma necessidade urgente de um controlo desta planta invasora, *Hedychium gardnerianum* Sheppard ex Ker Gawl., cada vez mais eficiente e económico, esta tese pretende avaliar a eficácia de cinco métodos diferentes de controlo (herbicida, queima controlada, remoção total, corte do caule e cobertura com plástico negro) que possam ser utilizados imediatamente nos Açores. Os critérios de avaliação utilizados para estimar o sucesso de cada método são: o custo dos materiais utilizados; número de horas de trabalho necessárias para a aplicação de cada método; avaliação dos efeitos de cada método na planta invasora e na biodiversidade vegetal local, ao longo de seis meses.

## **Roteiro da tese**

Esta tese apresenta seis capítulos estruturados da seguinte forma:

- capítulo um; descrição de processos de invasão por plantas no contexto dos Açores;
- capítulo dois, enquadramento da área de estudo;
- capítulo três, descrição detalhada da metodologia utilizada, com vários subcapítulos em que se descreve cada um dos cinco métodos;
- capítulo quatro, apresentação dos resultados e discussão individual dos efeitos obtidos com a utilização de cada método;
- capítulo cinco, discussão geral; e finalmente
- capítulo seis com conclusões e recomendações.

## Capítulo 1. Processos de invasão por plantas no contexto dos Açores

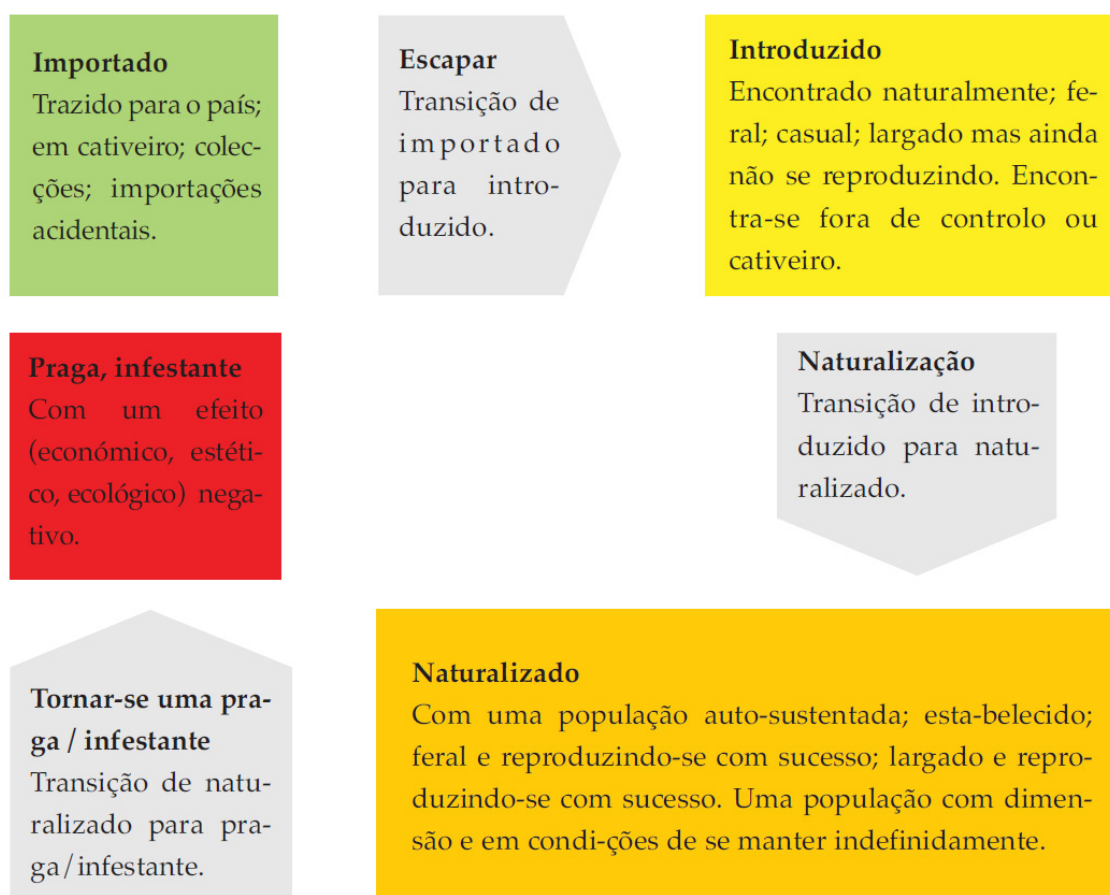
A alteração dos ecossistemas através da transformação do solo é considerada o impacto principal do Homem no nosso planeta (Vitousek *et al.* 1987). A alteração do solo a partir de fenómenos de invasão biológica é considerada uma ameaça particularmente grave para a integridade dos ecossistemas e a conservação das espécies (Park 2004). Com as alterações globais, estes fenómenos de invasão terão tendência a acentuar-se (Park 2004). As ilhas oceânicas são mais susceptíveis às invasões biológicas, porque a maioria destas evoluíram num isolamento biogeográfico total (Office of Technology Assessment 1993). Aqui, as espécies invasoras podem alterar a estrutura do ecossistema, a sua função, biodiversidade, e a composição das espécies numa extensão muito maior do que nas zonas continentais (Cross 1982; Vitousek 1986; Vitousek e Walker 1989).

A introdução de espécies invasoras gera não apenas impactes ecológicos, mas também consequências económicas e no bem-estar humano (Soulé 1992; Born *et al.* 2005; Pimentel *et al.* 2005, Lowell *et al.* 2006; Olson 2006; Kettunen *et al.* 2009). Os custos associados às espécies invasoras e o seu controlo têm sido estimados em 120 biliões de dólares anuais nos Estados Unidos (Pimentel *et al.* 2005), na Europa estima-se que estes valores chegam até aos 12,5 biliões de Euros anuais (Kettunen *et al.* 2009) e os danos estimados a nível mundial são mais de 1.4 triliões de dólares por ano – o que corresponde a 5% da economia global (Pimentel *et al.* 2001). Nestes custos não estão incluídos a perda de biodiversidade e a extinção de espécies, danos estéticos e culturais das paisagens e perda de serviços ambientais, afectando o Homem e a natureza ao ameaçar a estabilidade política das nações, o seu crescimento económico e o desenvolvimento de um futuro sustentável e equitativo para todas as espécies (The Convention on Biological Diversity 2003; Cook e Lonsdale 2006).

Todos estes impactes estão a ganhar bastante visibilidade e muitos países estão a adoptar cada vez mais medidas de gestão para minimizar as consequências negativas das espécies invasoras.

### 1.1. Processo de invasão: definições

O processo de invasão é o resultado de uma sequência de etapas sucessivas (Kolar & Lodge 2001; Leung *et al.* 2002). As diferentes etapas deste processo não ocorrem em todos os casos necessariamente, pois apenas algumas espécies são capazes de atingir a etapa seguinte (Kolar & Lodge 2001). Estima-se que do número total de espécies que são transportadas para uma nova região, apenas 10 % irá ser capaz de se tornar invasora (Smith *et al.*; Parker & Reichard 1998; Williamson 1996; Leach 1995). Na Figura 3, podemos ver uma representação do processo de invasão.



**Figura 3** – Representação dos vários estádios e transições no processo de invasão, no caso das invasões biológicas de origem antropogénica (retirado de Silva *et al.* 2008).

Abaixo encontra-se uma descrição mais detalhada de cada uma das etapas do processo de invasão:

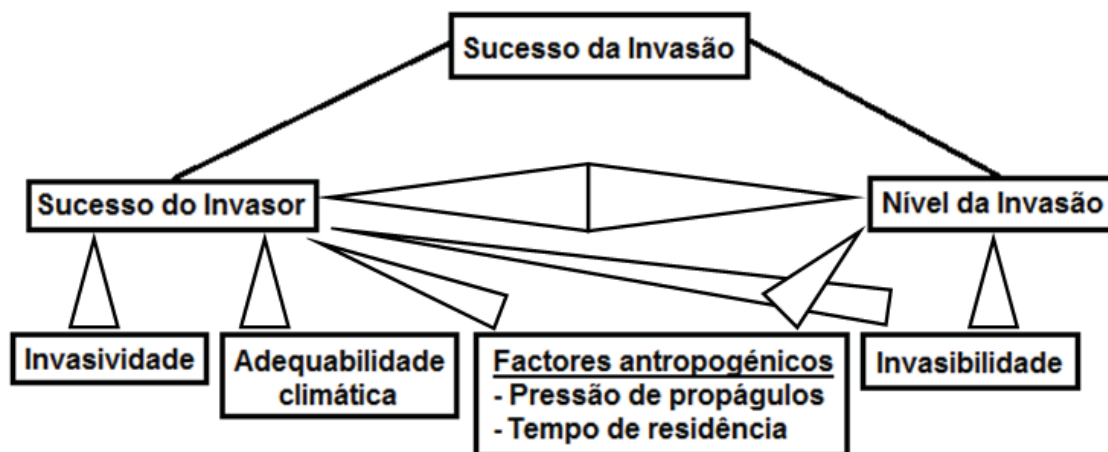
- **Transporte / Inportação:** As espécies têm de ser transportadas da sua área nativa para uma nova região. Nesta região, estas espécies passam a ser espécies exóticas. Uma espécie exótica é uma espécie presente numa determinada região devido à intervenção humana (Pyšek *et al.* 2004), ou que chegou sem o auxílio de pessoas habitantes da área em que a espécie é considerada invasora (Hulme *et al.* 2008). As vias de introdução destas espécies são diversas mas podem ser divididas em 2 partes, intencional ou não-intencional:
  - **Introdução intencional:** as espécies são introduzidas com um propósito particular, legal ou não, para uso em agricultura, florestas, como espécies ornamentais, proteção do solo, indústrias, etc.;
  - **Introdução não-intencional:** as espécies são introduzidas involuntariamente por pessoas, por exemplo, através do transporte de mercadorias ou como um contaminante de produtos agrícolas (Hulme 2005; Hulme *et al.* 2008).
  
- **Introdução:** As espécies devem ser introduzidas no ambiente natural da nova região. Se tem origem numa libertação não-intencional, a diferença entre transporte e introdução é virtualmente impossível. No entanto, se tem origem numa libertação intencional, a via de introdução para um ambiente natural pode ser deliberada (ex. o despejo de resíduos verdes) ou acidental (ex. dispersão de sementes de plantas em jardins) (Hulme *et al.* 2008). Após a introdução das espécies no ambiente natural, estas são chamadas de **espécies casuais**. Espécies casuais são espécies exóticas que podem reproduzir-se ocasionalmente fora da zona de cultivo ou da área em que foram introduzidas, mas que eventualmente morrem porque não são capazes de formar populações sustentáveis, e dependem de

introduções repetitivas para continuarem a persistir no ambiente (Pyšek *et al.* 2004).

- **Estabelecimento:** Após a introdução, as espécies podem estabelecer-se, tornando-se **naturalizadas** ou **espécies estabelecidas**, que são espécies exóticas que suportam populações sustentáveis por um período mínimo de 10 anos sem intervenção direta humana (Pyšek *et al.* 2004).
- **Dispersão:** As espécies que estabelecem-se com sucesso, podem aumentar em abundância e dispersão para além do seu ponto de libertação. Estas são consideradas **espécies invasoras**. A definição mais utilizada pelos ecologistas, é que as espécies invasoras são espécies naturalizadas que produzem descendentes férteis, frequentemente em grandes quantidades, ao longo de distâncias consideráveis dos indivíduos progenitores, logo têm o potencial de dispersar-se sobre grandes áreas (Pyšek *et al.* 2004).

## 1.2. Factores que determinam o sucesso da invasão

Prever o sucesso das espécies exóticas consiste em determinar o **risco de invasão**. Este tem sido um grande objectivo da investigação em ecologia desde que as invasões foram reconhecidas como uma matéria importante em conservação (Elton 1958; Reichard & Hamilton 1997; Lonsdale 1999). O sucesso da invasão depende do sucesso de uma espécie invasora em particular e do nível da invasão (ex. abundância da espécie exótica e riqueza na região de introdução). Muitos factores não-exclusivos têm sido sugeridos por estarem relacionados com o sucesso da invasão (ver Figura 4).



**Figura 4** – Diagrama dos componentes de uma invasão bem-sucedida e dos seus factores de influência. Adaptado de Gassó (2008).

Por outro lado, o sucesso dos invasores é influenciado principalmente pela **invasividade** e a **adequabilidade climática**. São estes factores que determinam até um determinado ponto, se a espécie é capaz de ultrapassar várias barreiras bióticas ou abióticas e tornarem-se invasoras (di Castri 1989). Muitos estudos concluíram que identificar características associadas com a invasividade é difícil (Pyšek & Richardson 2007). Algumas das características das espécies invasoras identificadas até ao momento são: alta competitividade, crescimento rápido, alta fecundidade, dispersão eficiente, genoma pequeno, e uma grande área foliar específica, entre outros (Rejmánek 1996; Rejmánek & Richardson 1996; Lake & Leishman 2003).

O outro factor ambiental principal que influencia o sucesso de uma espécie invasora em particular é a adequabilidade climática. Este factor determina que as espécies devem ter uma melhor hipótese de se estabelecerem, se o clima no local de introdução e no alcance natural das espécies forem adequados (Brown 1989; Panetta & Mitchell 1991; Scott & Panetta 1993; Williamson 1996). Logo, espécies de latitudes ou regiões biogeográficas similares serão invasores mais bem-sucedidos (Sol *et al.* 2005).

Por outro lado, as variações ao nível da invasão entre locais são também dependentes de diferenças na **invasibilidade** (resistência que o ecossistema receptor oferece à invasão). Para determinar se um ecossistema é mais ou menos propenso à invasão, temos de determinar quais os factores bióticos e abióticos que regulam a

germinação das sementes e estabelecimento das plântulas (Lonsdale 1999). A biodiversidade, interações interespecíficas (mutualismo, herbivoria, competição) e distúrbios na disponibilidade dos nutrientes do solo, têm sido os factores principais examinados para detectar diferenças na invasibilidade. Tem sido sugerido que a eutrofização e a disponibilidade de solo nu são condições que oferecem grande invasibilidade a um ecossistema (Kowarik 1990; Burke & Grime 1996; Lonsdale 1999; Hobbs 2000).

Finalmente, a **pressão de propágulos** e **tempo de residência** são outros dois factores que também determinam o sucesso da invasão (Blackburn & Duncan 2001; Duncan *et al.* 2003). A pressão de propágulos é uma medida composta pelo número de indivíduos libertados numa região de onde não são nativos (Carlton 1996). Tempo de residência (ou tempo após a introdução) integra aspectos relacionados com o *timing* da invasão, ou seja, quanto mais tempo a espécie está presente na região, maior será o tamanho do banco de propágulos e maior será a probabilidade de dispersão e o estabelecimento de novas populações (Rejmánek *et al.* 2005). O impacte ecológico das espécies introduzidas pode também aumentar com o tempo de residência (Collier *et al.* 2002).

### 1.3. Gestão

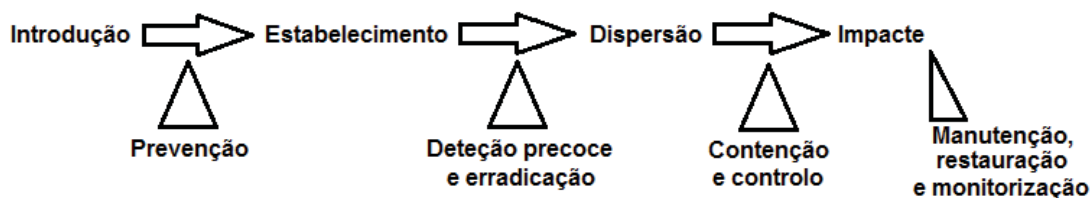
O controlo das plantas invasoras é um desafio significativo na gestão dos recursos naturais. No entanto, como Hulme (2006: pp. 836) constatou, “muita investigação realizada até agora é focada principalmente na quantificação da escala do problema em vez de chegarem a soluções robustas”. Os restauros dos ecossistemas são particularmente sensíveis à invasão, pois os processos de restauro resultam em distúrbios e no aumento da disponibilidade de recursos (D’Antonio & Meyerson 2002; DeMeester & Richter 2009). Apesar dos esforços para entender as características das plantas invasoras e o que faz com que algumas áreas sejam mais invadidas do que outras, os esforços de controlo das plantas no contexto do restauro têm tido resultados variados.

Uma função crítica de uma investigação de controlo de plantas invasoras deverá ser a apresentação de informação que guie o gestor nas suas decisões. Informação específica do ecossistema e do invasor, gerada pela investigação científica, é prática mas surpreendentemente deficiente (Flory 2010).

Tomar decisões sobre medidas de controlo eficazes de espécies invasoras requerem informações em duas áreas: métodos e abordagens (Epanchin-Niell & Hastings 2010). Informação em relação aos métodos é focada em ferramentas úteis para controlar uma invasão e promover uma espécie desejável. Após o estabelecimento dos métodos, as questões sobre as abordagens devem ser consideradas, por exemplo, a melhor abordagem espacial para o controlo, o nível, a duração do esforço necessário para o controlo da invasora e a monitorização adequada.

As abordagens possíveis para a gestão de plantas invasoras incluem três etapas complementares: 1) prevenção; 2) deteção precoce; 3) contenção e medidas de controlo, acompanhadas por medidas de mitigação de impactes (Rejmánek 2000; Hulme 2006; NISC 2008). A manutenção, restauro e monitorização da integridade ecológica do ecossistema gerido, apesar de não serem considerados métodos de gestão por si só, são obviamente necessárias após a aplicação das medidas para a erradicação, contenção ou controlo de uma espécie invasora em particular (ver Figura 5).

A adopção de uma determinada estratégia de gestão irá depender da etapa do processo de invasão e das possibilidades reais de uma gestão bem-sucedida, de acordo com as características da espécie e do habitat gerido, os recursos disponíveis o apoio institucional e a distribuição dos esforços de gestão ao longo do tempo (Hulme 2006).



**Figura 5** – Relação entre as diferentes etapas da invasão e das estratégias possíveis utilizadas para lidar com as invasões biológicas. Diagrama adaptado de Hulme (2006).

#### 1.4. Prevenção

As medidas de prevenção têm o objectivo de evitar a entrada de espécies potencialmente invasoras numa nova região. Visto que geralmente as estratégias de controlo ou erradicação são complexas ou muito dispendiosas, a prevenção deverá ser a primeira estratégia para lidar com as invasões biológicas (Hulme 2006). A prevenção é considerada a estratégia mais efectiva e desejada a nível ambiental, com melhores resultados a longo termo do que quaisquer outras medidas de gestão (Hobbs & Humphries 1995; Lodge *et al.* 2006, Hulme 2006).

A prevenção inclui todas as políticas e medidas que uma região deverá implementar para prevenir a entrada de uma espécie invasora ou controlá-la imediatamente após a sua entrada. Acções para reduzir o risco de invasão podem ser feitas antes da sua chegada (no país de origem ou na via de introdução), após a sua chegada (na zona de intercepção) ou como uma acção de emergência assim que for detectada (Ureta 2011).

Um aspeto importante da prevenção é a identificação da espécie potencialmente invasora. Isto frequentemente torna-se difícil por diversas razões. Primeiro, é difícil prever qual das espécies introduzidas irá estabelecer populações viáveis e propagar-se sem uma metodologia efectiva. E segundo, os impactes das espécies potencialmente invasoras não são sempre conhecidos e poderão ser variados de acordo com os diferentes ecossistemas e regiões (Erhenfeld 2010). Logo, é necessário estabelecer protocolos exatos para se poder prever o potencial invasivo da espécie introduzida (Verbrugge *et al.* 2010).

Todo este conhecimento acumulado tem sido a base para o desenvolvimento de planos de avaliação de risco que constituem actualmente uma das ferramentas mais importantes para a previsão e prevenção (Gordon *et al.* 2008). Estes planos tentam identificar a fração das espécies introduzidas com uma grande probabilidade de se tornarem invasivas e prevenir a sua dispersão e os seus efeitos prejudiciais (Andersen *et al.* 2004). O uso destes planos como ferramentas de gestão podem auxiliar os gestores ambientais a justificar a entrada de plantas potencialmente invasoras e estabelecer

prioridades de gestão quando várias destas plantas estão presentes na região (Ureta 2011).

### **1.5. Detecção precoce e erradicação**

A erradicação completa da espécie invasora é apenas viável durante as etapas iniciais de introdução ou em populações isoladas (Myers *et al.* 2000a; Zavaleta *et al.* 2001; Groves & Panetta 2002). A detecção precoce e a resposta rápida implicam investimentos para identificar e lidar com populações recentemente introduzidas de espécies invasoras (Hulme *et al.* 2009). A detecção passiva de espécies invasoras pode resultar num atraso significativo entre a introdução e a descoberta (Costello & Solow 2003), e é durante este tempo que o invasor pode fortalecer a sua posição e dispersar-se para várias áreas. No entanto, pode ser difícil e dispendioso procurar e descobrir uma espécie invasora recentemente introduzida (Horan & Lupi 2010). Logo, a disponibilidade dos recursos económicos para uma gestão a longo termo e o apoio social e político nas medidas de detecção precoce e erradicação são essenciais (Mack *et al.* 2000).

### **1.6. Contenção e controlo**

Após uma espécie invasora estar estabelecida numa nova região, as opções mais apropriadas e eficazes para controlar a sua dispersão são a contenção e o controlo de população. A contenção limita o alcance de distribuição da espécie e o controlo reduz a sua densidade sem necessariamente reduzir o seu alcance de expansão (Mack *et al.* 2000; Rejmánek 2000; Genovesi & Shine 2004; Hulme 2006; Clout & Williams 2009). Os métodos usados variam de acordo com as características da área invadida e os objectivos da gestão (Genovesi & Shine 2004; Dana & Rodríguez-Luengo 2008).

Os métodos principais de controlo de plantas invasoras envolvem o controlo manual, mecânico, químico, biológico e integrado, sendo que cada um destes métodos tem os seus custos económicos, mão-de-obra e requisitos especializados que têm de ser comparados uns com os outros e com os custos da “inação” do controlo. Estes custos de

“inação” poderão compreender os serviços e recursos prestados ao Homem pelos ecossistemas, como o provisionamento (exs. alimento, água, madeira, combustível), a regulação (exs. clima, cheias, prevenção de doenças, purificação de água) e a cultura (exs. estética, espiritual, educacional) (Emerton & Howard 2008).

Os métodos manuais são tipicamente aplicados em áreas pequenas ou em áreas que poderiam ser danificadas por métodos mecânicos ou químicos. Apesar dos métodos mecânicos serem bastante eficazes, podem não ser viáveis em áreas muito grandes, para além de poderem perturbar gravemente o habitat gerido. Os métodos químicos são provavelmente a ferramenta principal no combate às espécies invasoras na agricultura, por exemplo. No entanto, envolvem riscos para a saúde humana e para muitas espécies não – alvo nativas. E ainda, muitas das espécies invasoras mais problemáticas invadem habitats aquáticos ou ripários, onde o uso de químicos pode ter efeitos devastadores. Os altos custos destas medidas e a necessidade de aplicações repetitivas podem inviabilizar a longo prazo o uso destes métodos de controlo (Ureta 2011). O controlo biológico utiliza organismos vivos, que atacam a espécie – alvo. Este método implica o uso de inimigos naturais da espécie invasora que podem ser fitófagos, predadores ou patogénicos. É uma estratégia de longo termo que visa a redução da densidade das populações estabelecidas nos casos em que a espécie é impossível de erradicar (Sheppard *et al.* 2006). O controlo biológico tem sido altamente criticado porque por vezes os agentes de controlo introduzidos podem ter efeitos prejudiciais nas espécies nativas e também tornarem-se em novas espécies invasoras nas regiões onde forem introduzidas. Logo, todos estes métodos têm as suas vantagens e desvantagens, e devem ser avaliados cuidadosamente para se poder identificar o mais apropriado em cada situação e também avaliar os seus efeitos combinados (Ureta 2011).

### **1.7. Manutenção, restauro e monitorização**

A manutenção e restauro dos ecossistemas onde uma espécie invasora em particular foi removida, e a sua monitorização subsequente têm uma influência considerável no sucesso das medidas de gestão a longo termo. Enquanto as actividades de manutenção previnem o restabelecimento das espécies invasoras geridas e de outras

espécies exóticas, as medidas de restauro tentam restaurar a estrutura da comunidade e o funcionamento do ecossistema, para além de facilitar a recuperação das espécies nativas. A necessidade destas medidas depende das características das espécies invasoras, da etapa do processo de invasão e dos impactes que a espécie pode já ter causado (Ureta 2011).

A erradicação ou controlo de uma espécie exótica estabelecida num território é raramente alcançada através de medidas pontuais ou de curto – prazo, porque muitas espécies têm bancos de sementes extensos ou rizomas persistentes que requerem tratamentos repetitivos, por vezes por anos consecutivos, para eliminá-los (D’Antonio & Meyerson 2002). E ainda, uma das consequências da remoção de espécies invasoras poderá ser a facilitação da proliferação de outras espécies exóticas (Alvarez & Cushman 2002; Ogden & Rejmánek 2005; Hulme & Bremner 2006; Truscott *et al.* 2008), e causar perturbações no solo e na vegetação (D’Antonio *et al.* 1998; Zavaleta *et al.* 2001).

Aliás, muitos estudos sugerem que na ausência de actividades de manutenção de longo prazo, as medidas de gestão irão falhar provavelmente (Briggs & Cornelius 1998; Dana & Rodríguez-Luengo 2008; Shafroth *et al.* 2008). E a remoção das espécies invasoras apenas, nem sempre conduzem ao restabelecimento das comunidades nativas desejáveis (Simberloff 2003). Diversos factores podem influenciar fortemente o resultado do restauro, que pode não atingir o nível desejado de recuperação para as características originais da comunidade nativa (Partel *et al.* 1998; Zavaleta *et al.* 2001). Estes factores podem ser, entre outros, histórico do uso do solo, disponibilidade dos bancos de sementes nativas, regime de distúrbios e a proliferação de outras espécies invasoras.

A pós-monitorização das espécies invasoras na comunidade invadida é extremamente valiosa para garantir o sucesso das medidas de gestão. A monitorização pode controlar efeitos secundários indesejados, determinar a duração das actividades de manutenção e também avaliar se mais medidas de restauro são necessárias ou não (Zavaleta *et al.* 2001; Wotton *et al.* 2004, Dana & Rodríguez-Luengo 2008). O uso de indicadores de performance durante a pós-monitorização e a identificação de locais não invadidos de referência são essenciais para assegurar a gestão adequada e para

providenciar os gestores com ferramentas para documentar o resultado da gestão (Chapman & Underwood 2000; D'Antonio *et al.* 2004; James *et al.* 2010). Comparações entre locais onde uma espécie invasora foi removida e áreas de referência intactas, permitem a avaliação da comunidade de plantas nativas nos locais de remoção e se está a tornar semelhante à vegetação nativa na diversidade de espécies e sua composição (Chapman & Underwood 2000; Mason & French 2007).

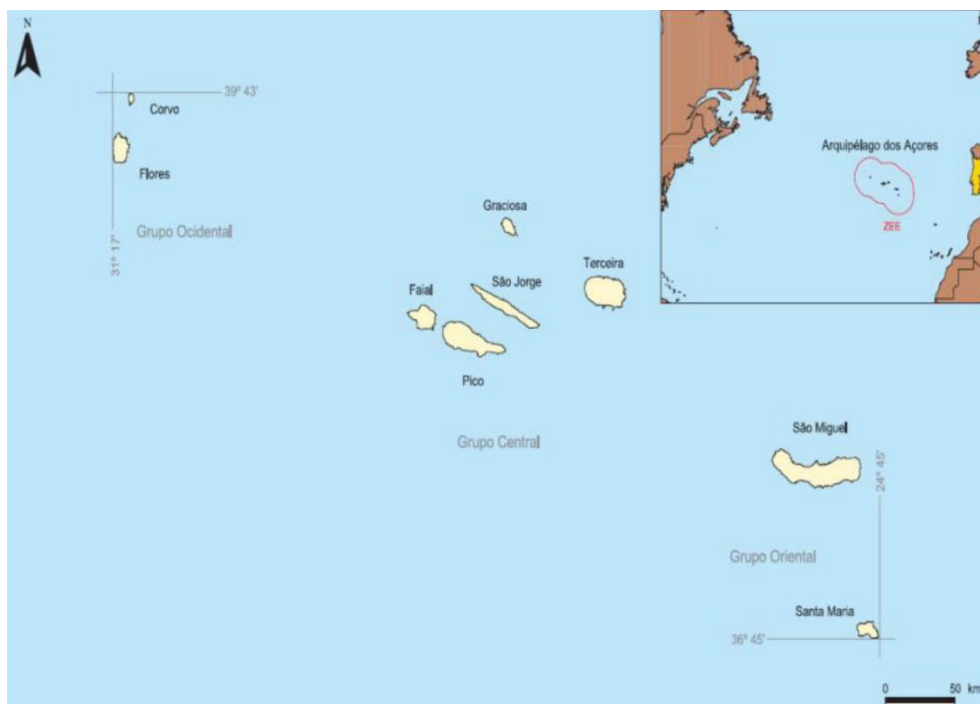
Apesar da importância das medidas de manutenção, restauro e monitorização, elas são regularmente esquecidas porque os programas de controlo são normalmente feitos para atingir objectivos de curto prazo (Hobbs & Humphries 1995). No entanto, visto que as medidas de gestão são extremamente dispendiosas em termos de recursos humanos, técnicos e económicos (Pimentel *et al.* 2005), é muito importante garantir a eficácia.

## Capítulo 2. Enquadramento da área de estudo e da espécie

### 2.1. Enquadramento geomorfológico e climático do arquipélago

O Arquipélago dos Açores, assim como os arquipélagos da Madeira, Canárias e Cabo Verde, encontra-se na região geográfica da Macaronésia (Schäfer 2003). Localiza-se em pleno Oceano Atlântico entre as coordenadas 36° 55' e 39° 45' de latitude Norte e entre 25° 00' e 31° 15' de longitude Oeste (Forjaz 2004). De origem vulcânica, emerge com uma área de forma grosseiramente triangular, denominada de Plataforma dos Açores, definida pela batimétrica dos 2000 metros (Needham & Francheteau 1974). A dinâmica geoestrutural do arquipélago é fortemente condicionada pelo facto de se encontrar na zona de confluência de três placas litosféricas (Africana, Americana e Euroasiática), o que constitui um quadro tectónico complexo (Borges 2003).

O arquipélago é constituído por 9 ilhas, divididas em três grupos: o grupo Oriental, com as ilhas de Santa Maria e São Miguel; o grupo Central, com as ilhas da Terceira, São Jorge, Faial, Pico e Graciosa; e o grupo Ocidental, com as ilhas das Flores e do Corvo. A maior distância entre as ilhas é de cerca de 620 quilómetros ao longo de uma recta com direcção Noroeste-Sueste (Forjaz 2004) (ver Figura 6). Estas têm áreas e dimensões bastante díspares, tendo uma área total de 2344 quilómetros quadrados (Neto 1997) e uma linha de costa de aproximadamente 844 quilómetros (Borges 2003).



**Figura 6** – Enquadramento geográfico do arquipélago dos Açores. (S. R. do Ambiente & Instituto da Água 2001)

O clima dos Açores é considerado como temperado oceânico, com uma fraca amplitude térmica e uma elevada precipitação e humidade. Sendo moderada pela corrente quente do Golfo, a temperatura média anual ronda os 17,5°C. O macroclima regional parece ser fortemente marcado pela sua localização na zona subtropical de anticlones do hemisfério Norte, mais concretamente sob a influência directa do anticiclone dos Açores (Borges 2003).

No arquipélago não existem grandes diferenças de temperatura do ar de ilha para ilha, conforme os dados de temperatura média anual disponibilizados pelo Centro de Clima, Meteorologia e Mudanças globais da Universidade dos Açores (2008). Estes dados revelam que as temperaturas médias anuais são: Vila Nova do Corvo em 2006 (no grupo Ocidental) é de 19,4°C; em Angra do Heroísmo no ano de 2007 é de 18,91°C (grupo Central); em Ponta Delgada, no ano de 2006, é de 19,52°C (grupo Oriental). Mas o que determina a temperatura à escala local é a natureza do coberto vegetal e do substrato geológico (Agostinho 1942). Agostinho (1938) também menciona que a variação de temperatura do ar com a altitude varia para todo o arquipélago a uma taxa aproximada de 0,6° C por cada 100 m.

A distribuição da pluviosidade no arquipélago é decrescente de Oeste para Este, tendo a ilha de São Jorge os valores mais elevados (na mesma altitude) e a ilha de Santa Maria os valores mais baixos. Esta pluviosidade é heterogénea durante todo o ano, sendo a sua percentagem, de Outubro a Fevereiro (inclusive), em relação ao total anual, superior a 50%, enquanto de Junho a Agosto (inclusive) é de apenas 14% (Agostinho 1941). Os dados de pluviosidade disponibilizados pelo Centro de Clima, Meteorologia e Mudanças globais da Universidade dos Açores (2008) mostram que os valores da precipitação média mensal são: Vila Nova do Corvo em 2006, é de 119 mm; em Angra do Heroísmo no ano de 2007, é igual a 71 mm (grupo Central); em Ponta Delgada, no ano de 2006, é de 109 mm.

A humidade relativa do ar nos Açores é caracterizada por ser elevada durante todo o ano, cujos valores médios mensais rondam os 80%. A humidade do ar tende a ser inferior nas costas a Norte quando comparada com a humidade observada nas costas viradas a Sul. Isto é devido às massas de ar de origem tropical que chegam às ilhas pelo Sul, em oposição ao ar mais seco que provém da circulação atmosférica que chega do lado Norte (Azevedo 2002).

## **2.2. Enquadramento socioeconómico**

O arquipélago dos Açores é uma Região Autónoma da República Portuguesa, dotada de poderes legislativos e executivos. Os órgãos constituintes do governo da região são a Assembleia Legislativa Regional, localizada na cidade da Horta (ilha do Faial) e o Governo Regional, com sedes departamentais nas ilhas de São Miguel, Terceira e Faial. Os Açores têm uma população residente de 246 772 habitantes, distribuídas por 19 concelhos e 154 freguesias, tendo uma densidade populacional de 106,22 hab/km<sup>2</sup> (Censos 2011, SREA). No ano de 2008, a densidade populacional era de 105,4 hab/km<sup>2</sup> e a população total do arquipélago era de 244 780 (SREA 2008), portanto pode-se observar um aumento da população de cerca de 2000 habitantes nos últimos três anos. Relativamente ao mercado de trabalho na Região, no segundo trimestre de 2014 a população empregada apresentou um valor de 102 157 trabalhadores, superior em 3 % à estimada no trimestre homólogo. No entanto, a taxa de

desemprego manteve o mesmo valor de 16 %, verificada no segundo trimestre de 2013 (SREA 2014).

No arquipélago, a produção animal representava 86 % do total da produção agrícola no ano 2000. O leite e a carne de bovino são os sectores mais representativos, com 54 % e 19 % respectivamente, relativamente ao total da produção agrícola (SRAF 2007). A actividade industrial tem pouco impacte na economia das regiões insulares de pequena dimensão, devido à pouca procura interna e uma alta dependência do mercado exterior, que origina custos elevados devido à disposição geográfica das ilhas. Um sector importante que tem vindo a prosperar é o turismo, devido aos esforços realizados para aumentar a sua qualidade, sem prejudicar os recursos naturais, culturais e ecológicos das ilhas (Programa de Iniciativa Comunitária INTERREG III B – 2000/2006 2001). Em termos gerais, a economia açoriana apresenta-se fortemente terciarizada, tendo a expansão do sector público um papel determinante e a especialização em produções onde se dispõe de vantagens comparativas pela proximidade e/ou abundância da matéria-prima (ex. agricultura e pesca) (SRAF 2007). Resumindo, os motores económicos da Região Autónoma dos Açores são o sector público e os sectores de especialização tradicional, particularmente a produção pecuária e indústrias interligadas, destacando-se também o sector do turismo.

Após a descoberta destas ilhas no séc. XV, os primeiros povoadores provocaram alterações extensas no coberto vegetal original. O historiador Gaspar Frutuoso (1522-1591) escreve que no início do povoamento as ilhas estavam cobertas por florestas densas, que hoje assumimos que seriam de Laurissilva. O processo de desflorestamento aplicado nas ilhas após o séc. XV pelos primeiros povoadores foi tão intenso que o coberto vegetal original está reduzido a menos de 10% do total da área da maior parte das ilhas. Dessa desflorestação resultou o desaparecimento de grandes florestas de baixa e média altitude, constituídas por árvores como o *Juniperus brevifolia* (Seub.) Antoine, *Ilex perado* Aiton subsp. *azorica* (Loes.) Tutin, *Prunus lusitanica* L. subsp. *azorica* (Mouillef.) Franco, *Picconia azorica* (Tutin) Knobl. e *Laurus azorica* (Seub.) Franco (Martins 1993; Dias 1996; Silva, 2001). Actualmente, a maior parte dos ecossistemas existentes nas ilhas incluem pastagens permanentes ou semi-permanentes, terrenos agrícolas para diversos fins, pomares, vinhas e matas de espécies exóticas.

Várias espécies exóticas foram introduzidas nos Açores para fins de extracção de madeira (*Cryptomeria japonica* (L. fil.)), como ornamentais (*Hydrangea macrophylla* (Thunb.) Ser., *Hedychium gardnerianum*), alimentação (ex. cereais, batata, laranja, beterraba) e exportação (chá, tabaco).

### **2.3. São Miguel**

A ilha de São Miguel é a maior do arquipélago, com uma área de 747 km<sup>2</sup>, sendo o seu comprimento e largura máximos 66 e 16 quilómetros, respectivamente. Possui a faixa costeira mais extensa do arquipélago, com cerca de 213 quilómetros, o que corresponde a cerca de 25,3% do litoral açoriano (Borges 2003). Tem uma população de 137 699 habitantes (Censos 2011, SREA), distribuída em seis concelhos. Actualmente, é um dos centros político-administrativos mais dinâmicos do arquipélago e abriga a sede do Governo Regional dos Açores.

As costas da ilha de São Miguel são variadas, desde plataformas basálticas baixas a praias arenosas e elevadas falésias (Morton *et al.* 1998). A ilha apresenta uma orientação Leste – Oeste, resultante dos condicionalismos tectónicos e vulcânicos existentes nesta região do Atlântico e a sua formação ocorreu ao longo de mais de quatro milhões de anos (Forjaz 2004). Em termos geomorfológicos, é formada por duas áreas montanhosas de volumetria diferente, separadas por uma plataforma baixa (Região dos Picos). A mais pequena das regiões montanhosas situa-se no extremo Ocidental da ilha, sendo formada pelo Maciço das Sete Cidades. A maior e mais complexa região montanhosa ocupa os três quartos Orientais da ilha e engloba os Maciços do Fogo, das Furnas e da Povoação/Nordeste, onde se situa o ponto mais elevado da ilha (Borges 2003).

### **2.4. *Hedychium gardnerianum* Sheppard ex Ker Gawl.**

A família Zingiberaceae apresenta uma ampla distribuição em áreas tropicais e semitropicais, incluindo cerca de 50 géneros e 1100 espécies.

A planta *Hedychium gardnerianum* é uma Zingiberácea que foi introduzida no arquipélago dos Açores como planta ornamental em meados do século XIX (Palhinha *et al.* 1966). É conhecida popularmente nas ilhas como “Conteira”, “Roca-do-vento”, “Roca-de-velha”, “Rubim”, “Flor-de-besouro” e “Choupa” (Palhinha *et al.* 1966; Silva *et al.* 2008).

Esta espécie é uma planta invasora importante nas ilhas dos Açores, Hawaii, Nova Zelândia e também na África do Sul. Apresenta-se como uma planta invasora emergente na Jamaica (Grubb & Tamer 1976), Madeira (Cronk & Fuller 1995), Ilhas Cook, Micronésia e Polinésia Francesa (Pacífico), Ilhas de Reunião (Oceano Índico) (Pier 2004). Na Figura 7 pode-se verificar um local em São Miguel invadido por esta planta.



**Figura 7** – Talude invadido pelo *Hedychium gardnerianum* em São Miguel, Açores (Rui Andrade, Coroa da Furna 2013).

O *Hedychium gardnerianum* é uma herbácea perene com altura até 1,5 – 2 metros e rizomas grandes e ramificados. Possui folhas oblongas e lanceoladas, sésseis, com 20 – 60 x 5 – 12,5 cm, superfície superior glabra, superfície inferior esparsamente pubescente e ápice acuminado. Tem flores aromáticas, inflorescências erectas, ovóides, de 15 – 20 x 8 cm, cálice cilíndrico, 4 – 5 cm, corola amarela, com tubo estreito, 8 – 9 cm, lobos linear a linear – lanceolados, 4 – 5 cm, labelum com uma mancha amarela escura no centro, amplamente ovado, tão longo quanto os estaminóides (Franco 2003). Na Figura 8 pode ver-se pormenores da sua morfologia.



**Figura 8** – Pormenores da morfologia do *Hedychium gardnerianum* (ecologicstation.com, Forest and Kim Starr (USGS) e Sheldon Navie, respectivamente)

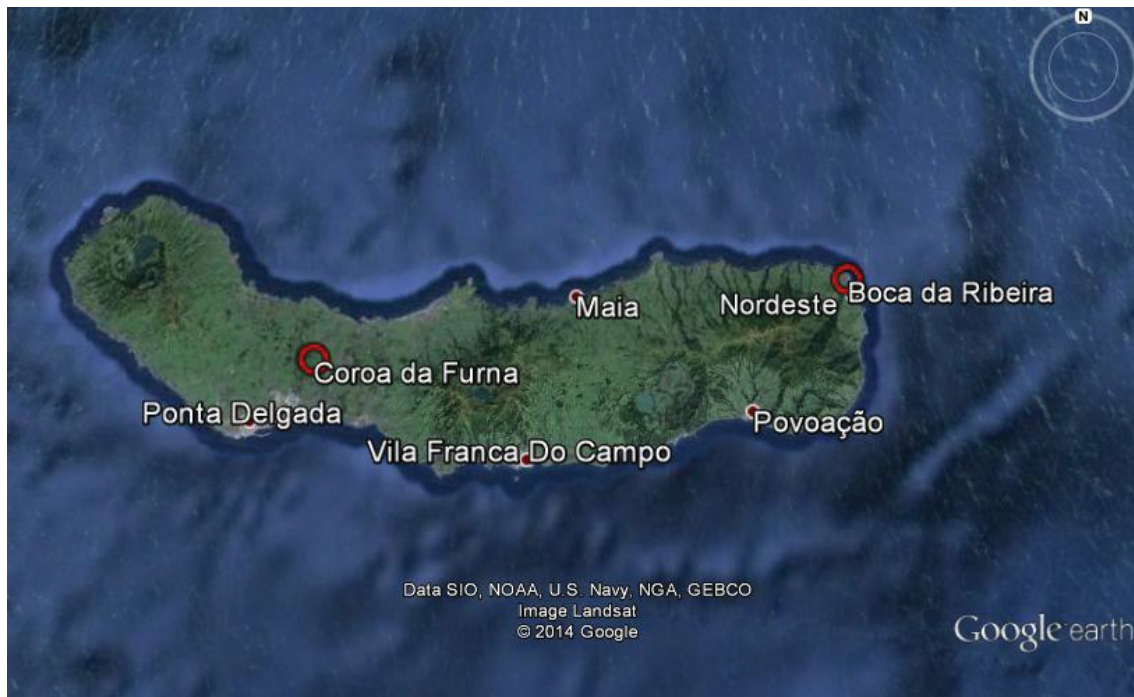
Pode reproduzir-se por via assexuada (cormos) e sexuada (centenas de sementes/planta/ano), tendo como dispersão a hidrocoria, a endozoocoria e o transporte accidental de cormos e sementes (Silva 2008). A espécie apresenta elevada capacidade de propagação, tanto assexuadamente (ex. fragmentação de rizomas) como por sementes. Estas características permitem-lhe persistir em locais invadidos e rapidamente invadir novas áreas (Cordeiro & Silva 2003).

De notar que as plantas com rizomas ou outros caules subterrâneos, como por exemplo *Pteridium aquilinum*, são espécies particularmente difíceis de controlar, uma vez que ao lavrar-se o terreno, se permite a fragmentação dos rizomas, que são assim origem a novas plantas.

## Capítulo 3. Metodologia

### 3.1. Locais de estudo

Os métodos de controlo foram aplicados em dois locais distintos, na ilha de São Miguel, Açores (ver Figura 9).



**Figura 6** – Localização dos dois locais de estudo na ilha de São Miguel, representadas pelas circunferências vermelhas. (Google Earth)

O primeiro local situa-se numa elevação rodeada por uma pastagem, chamado Coroa da Furna, localizado no concelho da Lagoa, onde era realizada a extracção de cascalho. O terreno tem um declive de 50 %, com o seu ponto mais elevado nos 255 m de altitude e o seu ponto mais baixo situa-se nos 230 m, estando exposto a Noroeste. A planta predominante no local é a espécie invasora *Hedychium gardnerianum*. (ver Figura 10).



**Figura 7** – Coroa da Furna, Lagoa. (Rui Andrade, Coroa da Furna 2014)

O segundo local seleccionado encontra-se no concelho do Nordeste, num talude próximo da estrada de acesso à zona balnear da Foz da Ribeira do Guilherme, num local denominado de Boca da Ribeira. O ponto mais elevado deste local situa-se nos 100 m de altitude, e o seu ponto mais baixo encontra-se aos 30 m, estando exposto a Noroeste. Este terreno tem um declive de 75 % e a espécie vegetal predominante também é o *Hedychium gardnerianum*, para além de ter sebes de *Arundo donax* L. (ver Figura 11).



**Figura 8** – Boca da Ribeira, Nordeste (Rui Andrade, Boca da Ribeira 2014)

### **3.2. Delineamento experimental**

Foram seleccionadas cinco parcelas com as dimensões de 5 m x 3 m para se aplicarem os cinco métodos previamente seleccionados para controlar a espécie invasora e outras cinco parcelas para servirem de controlo.

As parcelas de controlo e os métodos da queima controlada, cobertura com plástico negro, corte do caule e remoção total foram aplicados no local da Coroa da Furna enquanto o método do herbicida foi aplicado no local da Boca da Ribeira (Figuras 12 e 13). Este segundo local foi escolhido devido ao facto de a aplicação do herbicida não ter sido autorizada no local da Coroa da Furna pelo lavrador que explorava a pastagem que rodeava o local. Todas as parcelas estão separadas umas das outras a uma distância mínima de 10 metros no sentido horizontal e 6 metros no sentido vertical, ou seja, o dobro das dimensões das parcelas, para evitar que o método aplicado numa parcela eventualmente influencie outra parcela. As parcelas foram delineadas com um fio de *nylon* e com caules cortados e secos de *Arundo donax* L.. Todos os métodos foram aplicados pelo autor da tese.

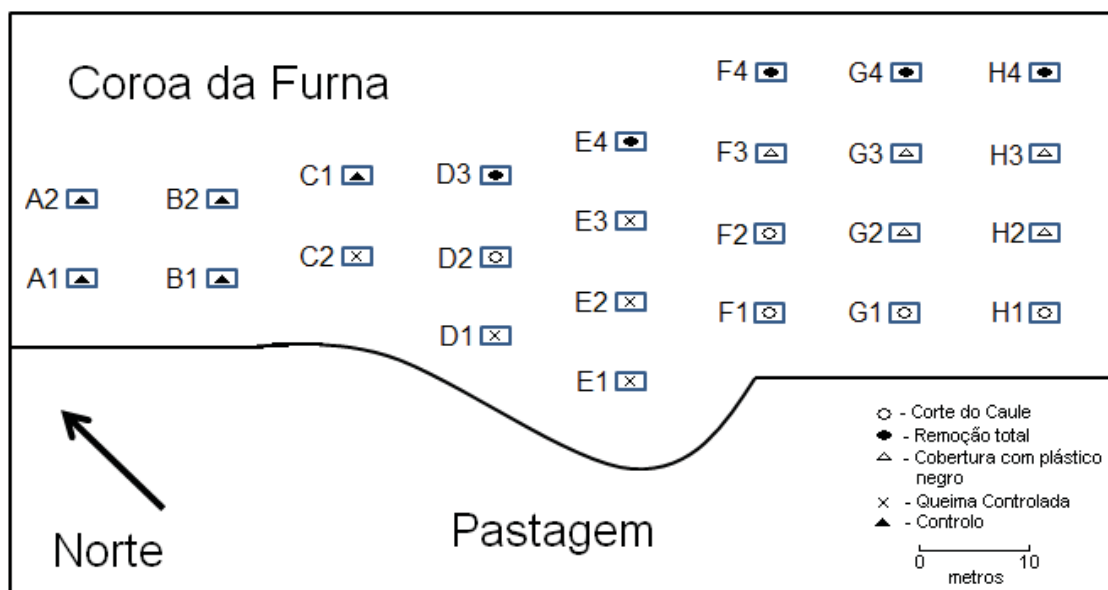


Figura 9 – Diagrama representativo da distribuição das parcelas de controlo e onde se aplicaram os métodos no local de estudo da Coroa da Furna.

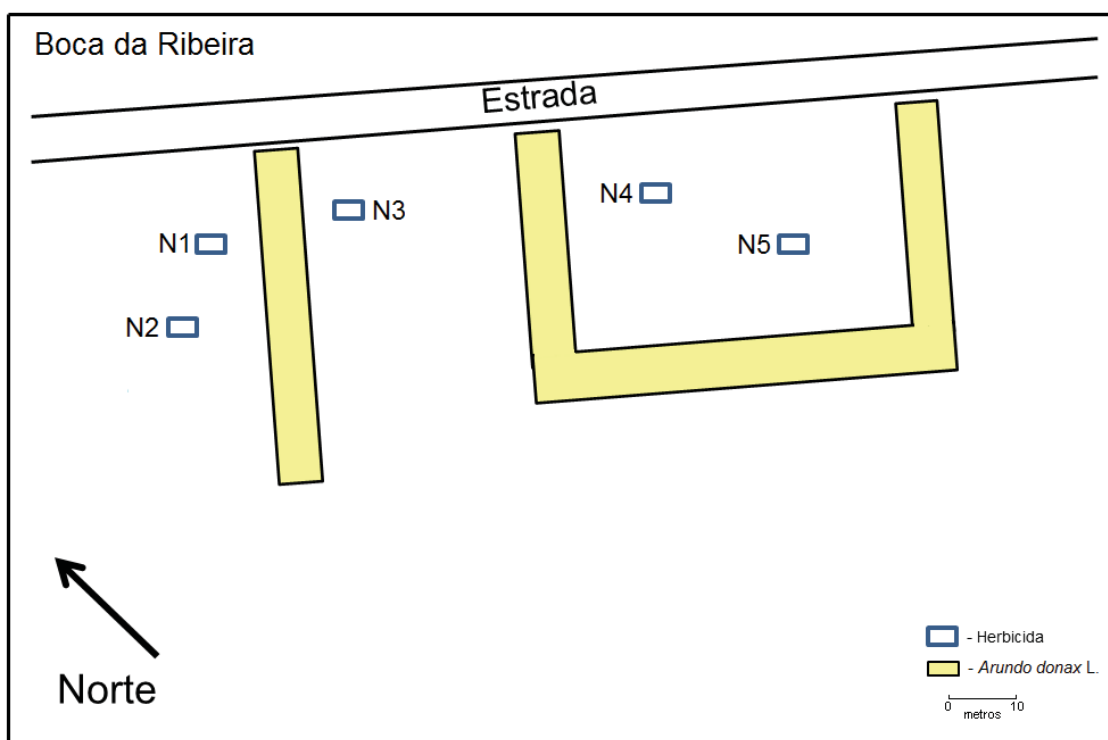


Figura 10 – Diagrama representativo da distribuição das parcelas onde se aplicou o método do herbicida no local de estudo da Boca da Ribeira.

### 3.3. Métodos de controlo de espécies invasoras e indicadores de sucesso

As parcelas de controlo e dos métodos da queima controlada, herbicida, corte do caule e remoção total foram monitorizadas por um período de seis meses e o método da cobertura com o plástico negro foi monitorizado por doze meses (seis meses durante a cobertura do plástico nas parcelas, seguidos por mais seis meses após a retirada do plástico). Os dados resultantes da monitorização das parcelas de controlo serão comparados com os resultados de cada um dos métodos. As parcelas de controlo foram monitorizadas a partir de Outubro de 2013, mas os métodos da queima controlada e do herbicida tiveram início em Novembro e Dezembro de 2013, respectivamente.

Durante a aplicação dos métodos, foram anotados os materiais utilizados e a duração de aplicação de cada um, que foram utilizados como indicadores de eficácia.

Os restantes indicadores que foram monitorizados mensalmente (durante um período de doze meses no caso do método da cobertura com o plástico negro e seis meses nos métodos restantes) em todas as parcelas (incluindo as que se utilizaram como controlo) foram os seguintes:

1. Riqueza de espécies de plantas vasculares;
2. Percentagem de ocupação do solo pelos rizomas da planta invasora;
3. Percentagem de ocupação do solo por rizomas sem caule *vs.* rizomas com caules emergindo (“resprouting”);
4. Altura dos caules presentes nos rizomas, utilizando uma escala de alturas predefinida (1, de 0-4,9 cm; 2, de 5-49,9 cm; 3, de 50-99,9 cm; 4, de 100-149,9 cm; e 5,  $\geq 150$  cm). Esta escala foi inspirada noutros trabalhos efectuados com espécies invasoras na região (SPEA 2010).

A riqueza de plantas vasculares nas parcelas dar-nos-á informação acerca da influência do método na biodiversidade vegetal existente no local, após a sua aplicação. A percentagem de ocupação do solo pelos rizomas servirá para determinar o grau de extensão da planta invasora nas parcelas. O terceiro indicador permitirá saber se o método tem alguma influência no re-surgimento de caules. Finalmente, o último indicador determinará a taxa de crescimento dos caules ao longo do tempo de estudo,

isto para saber se o método influencia seu crescimento. Os caules foram medidos na zona do caule imediatamente acima do rizoma até ao ápice.

Estes indicadores foram seleccionados para estimar a eficácia dos cinco métodos no controlo do *Hedychium gardnerianum*, mas outros indicadores foram utilizados em métodos específicos. No caso da **remoção total**, os rizomas removidos do solo foram pesados e esse indicador servirá para saber a quantidade de biomassa de rizomas presente no solo, o que é um factor importante a ter em conta ao efectuar o transporte dos rizomas para fora do local onde se aplicar este método. O método da **queima controlada** tem como indicadores adicionais o peso da ramada seca de *Cryptomeria japonica* (L. f.) D. Don. (para determinar a quantidade de biomassa necessária para aplicar o método), e ainda a temperatura da queima e da superfície externa e interna dos rizomas, para determinar se as temperaturas atingidas são suficientemente altas para destruir as células vegetais presentes nos rizomas.

### 3.3.1. Método do corte do caule

O método do corte pode reduzir a produção de sementes e restringir o crescimento da planta invasora, especialmente em plantas anuais cortadas antes da sua floração, e conseqüentemente antes da produção e dispersão de sementes (Hanson 1996). Algumas espécies, no entanto, podem rebrotar quando cortadas, restituindo um ou mais caules que podem rapidamente ainda florescer e produzir sementes. Esta técnica é mais indicada para locais pequenos e de fácil acesso e o seu sucesso depende da frequência da sua aplicação, pois com o tempo as raízes das plantas começam a exaurir as suas reservas de energia até, eventualmente, morrerem.

Nas parcelas onde se aplicou este método, os caules da planta invasora foram cortados com uma catana na zona imediatamente acima dos rizomas e depositados no exterior da área das parcelas (ver Figura 14). Estas parcelas foram monitorizadas a partir de Outubro de 2013.



**Figura 11** – Aspecto das parcelas após o corte dos caules. (Foto de Rui Andrade, Outubro 2013)

### **3.3.2. Método da remoção total**

A remoção total implica a eliminação da população de uma planta invasora em qualquer fase fenológica. Frequentemente, a remoção total é a solução para um controlo eficaz de plantas invasoras, quando esta é detectada precocemente. A análise cuidadosa dos custos e da probabilidade de sucesso deve ser feita antes de qualquer tentativa de remoção total ser realizada (FAO 2014).

Os melhores cenários de sucesso são com populações isoladas e pequenas, com taxas de reprodução reduzidas e sem estágios de vida latentes. Deve-se evitar a remoção total de populações bem estabelecidas em áreas grandes, pois isto pode implicar grandes custos e a exposição do solo a sementes de outras espécies invasoras. De acordo com o COMTF (2011), considera-se que os programas de remoção total bem-sucedidos têm quatro elementos em comum:

- 1) um compromisso para completar o programa;
- 2) a capacidade de pôr a população inteira da espécie-alvo em risco (ex., removê-la mais depressa do que consegue-se reproduzir);
- 3) a capacidade de prevenir a reinvasão;

#### 4) apoio das comunidades locais afectadas.

Nas parcelas onde se aplicou o método da remoção total, os caules de *Hedychium gardnerianum* foram cortados da mesma forma que no método anterior, sendo depois os rizomas removidos com o auxílio de uma enxada (ver Figura 15).

Os rizomas foram introduzidos em sacos de plástico (semelhantes aos normalmente utilizados para transportar ração de gado), transportados para a pastagem mais próxima e de seguida, foram pesados com uma balança. O peso total dos rizomas retirados das parcelas será um indicador de eficácia exclusivo deste método. As parcelas onde se aplicaram este método foram monitorizadas a partir de Outubro de 2013.



**Figura 12** – Aspecto das parcelas após a remoção dos rizomas do solo (esquerda) e pilha de rizomas removidos de uma parcela (direita) utilizando uma catana de dezasseis polegadas como escala visual. (Foto de Rui Andrade, Outubro 2013)

### 3.3.3. Método do herbicida

No controle de plantas invasoras em áreas de recuperação, tem-se adoptado técnicas mais práticas como a utilização de herbicidas. O metsulfurão de metilo (ALLY SX) é um herbicida sulfonilureico sistémico e selectivo com actividade pós-emergente e pré-emergente. Este herbicida é geralmente mais eficaz quando aplicado sobre as folhas em crescimento, após a emergência ou período de dormência (DuPont 2006). A selectividade do metsulfurão de metilo por algumas plantas é devida ao catabolismo provocado pelo herbicida (Brown 1990; Boutin *et al.* 2000). A persistência no solo é de

uma a seis semanas, e a degradação ocorre através da hidrólise e degradação microbiana (Blair & Martin 1988; Vencill 2002). A divisão celular pára pouco tempo depois da aplicação do herbicida e a morte da planta ocorre em uma a três semanas após a aplicação. No caso do *Hedychium gardnerianum*, o metsulfurão de metilo demonstra uma eficácia durante um período de 2 anos, sendo importante especialmente no controlo dos rizomas (Penacho *et al.* 2009).

Nas parcelas onde se aplicou o herbicida, os caules da planta invasora foram cortados da mesma forma que os métodos anteriores, sendo aplicado de seguida sobre os rizomas, com um borrifador manual, 10 L de uma solução de herbicida metsulfurão de metilo (ALLY SX), diluído com água com uma concentração de 10 g/L (ver Figura 16). Estas parcelas foram monitorizadas a partir de Dezembro de 2013.



**Figura 13** – Aspecto das parcelas após o corte dos caules e aplicação do herbicida. (Foto de Rui Andrade, Dezembro 2013)

#### **3.3.4. Método da queima controlada**

O método da queima controlada tem sido utilizado reduzir biomassa combustível (ex. para evitar incêndios em florestas), restaurar regimes de distúrbios, melhorar

habitats e promover a biodiversidade. O fogo também tem sido utilizado para gerir plantas invasoras, directamente ou como parte de uma abordagem integrada. A maior parte do conhecimento adquirido actualmente sobre o uso do fogo para gerir a vegetação é derivado de estudos de gestão de matagais e sistemas de cultivo (Pyne 1997; Wright & Bailey 1982).

O controlo a longo termo de espécies invasoras requer a exaustão das estruturas reprodutivas. Para controlar espécies anuais com o fogo, é necessário eliminar as plantas antes das suas sementes se tornarem viáveis (Ditomaso *et al.* 1999) ou destruir as sementes antes da sua dispersão (Allen 1995; Menke 1992). As sementes de muitas espécies podem ser mais susceptíveis ao calor antes da sua maturação (Brooks 2001). Idealmente, a queima deverá ser feita quando as sementes da planta invasora ainda estão na copa, e após as sementes das espécies nativas desejadas terem dispersado as suas sementes no solo, pois este geralmente não está exposto a temperaturas letais para as sementes (Daubenmire 1968).

Nas parcelas onde se efectuou a queima controlada, os caules do *Hedychium gardnerianum* foram cortados da mesma forma que os métodos anteriores, sendo retirados das parcelas, depois os rizomas foram cobertos com ramada seca de *Cryptomeria japonica* que foi recolhida anteriormente em florestas da mesma, sendo incendiada de seguida (ver Figura 17). Durante a queima, foi anotada a temperatura máxima e mínima atingida pela mesma com um termómetro de infravermelhos SmartSensor, modelo AR320 (com um alcance térmico dos -32°C~320°C). Logo após a queima foram também registadas, com o mesmo termómetro, as temperaturas exteriores e interiores (através de um corte) de 10 rizomas, cujas médias de temperatura serão indicadores exclusivos deste método, assim como os valores de temperaturas atingidos durante a queima. O tempo de duração da queima também foi incluído nos valores do indicador de duração de aplicação deste método. Estas parcelas foram monitorizadas a partir de Novembro de 2013.



**Figura 14** – Aspecto das parcelas após a queima. (Foto de Rui Andrade, Novembro 2013)

### 3.3.5. Método da cobertura com o plástico negro

A utilização do plástico negro na cobertura do solo é a alternativa de controlo de espécies invasoras mais utilizada nas culturas de diversos vegetais, como tomates, pimentas, pepinos, morangos ou mesmo flores. O filme opaco reduz a germinação de sementes de plantas invasoras sensíveis à falta de luz, provoca o ensombramento, bloqueia fisicamente a emergência da maioria das plantas e acelera a mineralização dos nutrientes da matéria orgânica do solo (Schonbeck 2012). Existem diversos benefícios na utilização da cobertura com plástico negro, como o controlo de espécies invasoras, evitar a perda de nutrientes e conservar a humidade do solo (Ashworth & Harrison 1983). A compactação do solo é reduzida e os níveis de CO<sub>2</sub> à volta das plantas aumentam com o uso do plástico negro (Bonanno & Lament 1987; Clarkson & Frazier 1960).

Nas parcelas que foram cobertas pelo plástico negro, os caules do *Hedychium gardnerianum* foram cortados da mesma forma que os métodos anteriores. Os caules cortados foram distribuídos sobre a área da parcela de forma que estes atingissem uma altura próxima da dos rizomas, deixando a superfície da parcela com o mínimo de

relevo possível. Isto foi feito para que depois da cobertura com o plástico negro (com uma espessura de 180 microns), este não cobrisse espaços vazios que podem vir a contribuir para a degradação antecipada do plástico através do vento. O plástico negro foi depois coberto nas suas extremidades com terra retirada no local.

Estas parcelas foram monitorizadas a partir de Outubro de 2013. No segundo mês após a cobertura com o plástico negro, este foi deslocado das parcelas devido ao crescimento dos caules de *Hedychium gardnerianum* que estavam cobertos. Efectuou-se de seguida o corte dos novos caules e cobriu-se novamente com o plástico negro (ver Figura 18). Isto aconteceu com todas as parcelas onde se aplicaram este método.



Cobertura da parcela com caules de *Hedychium gardnerianum*.



Aspecto da parcela após a cobertura com o plástico negro.



Aspecto dos caules no segundo mês após a cobertura com o plástico negro.

**Figura 15** – Aspecto das parcelas antes e durante a cobertura com o plástico negro.

### 3.4. Análise estatística dos dados

Foi realizada a análise estatística aos resultados dos indicadores de riqueza de espécies de plantas vasculares, cobertura do solo por rizomas (apenas) e rizomas com e sem caule, e a altura dos caules de *Hedychium gardnerianum*.

Visto que a monitorização das parcelas de controlo e de alguns dos métodos estudados se iniciaram em meses diferentes, optou-se por analisar os dados do primeiro mês após a aplicação de cada método comparados com os dados do mesmo mês nas parcelas de controlo. Chamou-se este mês de “Tempo Inicial”. O último mês de monitorização (utilizado nesta análise estatística) das parcelas de controlo e de todos os métodos foi o mesmo (aqui chamado de “Tempo Final”). Os dados relativos a estes dois pontos no tempo foram utilizados em todos os testes estatísticos. No Quadro 1 pode-se ver uma representação dos meses cujos dados foram utilizados na análise estatística.

**Quadro 1** – Meses cujos dados foram utilizados na análise estatística.

<b>Tempo</b>	<b>Corte do Caule</b>	<b>Cobertura com Plástico</b>	<b>Remoção Total</b>	<b>Queima Controlada</b>	<b>Herbicida</b>
<b>Inicial</b>	Outubro 2013	Outubro 2013	Outubro 2013	Novembro 2013	Dezembro 2013
<b>Final</b>	Março 2014	Março 2014	Março 2014	Março 2014	Março 2014

Nos indicadores da riqueza de espécies de plantas vasculares e da cobertura do solo por rizomas (apenas) e rizomas com e sem caule, os dados foram tratados no *software* Microsoft Excel utilizando a ferramenta de análise de dados “ANOVA: factor único”. Este teste é utilizado para determinar se existem diferenças significativas entre as médias de três ou mais grupos independentes, ao comparar as médias destes grupos e determina se alguma destas médias são significativamente diferentes entre si. Ou seja, testa a hipótese nula:

$$H_0: \mu_1 = \mu_2 = \mu_3 = \dots = \mu_k$$

Onde  $\mu$  = média do grupo e  $k$  = número de grupos. No entanto, se este teste revelar um resultado significativo, aceita-se a hipótese alternativa ( $H_A$ ), que é quando existe pelo menos dois grupos de médias que são significativamente diferentes entre si.

Os dados resultantes do indicador da altura de caules foram tratados no software IBM SPSS Statistics 20, utilizou-se o teste “Two Way ANOVA Repeated Measures”, comparando os efeitos do tempo em cada método. Este testa as hipóteses nulas dos efeitos de ambos os factores “entre grupos” e “dentro de grupos”, assim como os efeitos das interacções entre estes. É normalmente utilizado em estudos onde se mediu uma variável dependente em duas ou mais alturas diferentes no tempo (neste caso, os dois factores são o “tempo” e “método”). O objectivo deste teste é determinar se existe uma interacção entre estes dois factores na variável dependente. Para facilitar a interpretação dos resultados, a escala de alturas foi reduzida de cinco para três classes (1, 0-4,9 cm; 2, 5-150 cm; 3, > 150 cm).

Nesta análise estatística, assumiu-se que a riqueza de espécies de plantas vasculares, cobertura do solo por rizomas (apenas) e rizomas com e sem caule, e a altura dos caules de *Hedychium gardnerianum* eram homogéneas nos dois locais de estudo.

## **Capítulo 4. Resultados e discussão individual de cada método**

### **4.1. Método do corte do caule**

#### **4.1.1. Duração da intervenção**

Em cada uma das cinco parcelas onde foi aplicado o método do corte, foi cronometrada a sua duração e calculada sua duração média do corte dos caules. O resultado foi de 26,8 minutos (desvio padrão de 8,76 minutos) por parcela de 5 m x 3 m. O facto de o terreno ter um declive de 50 % não impediu a aplicação do método.

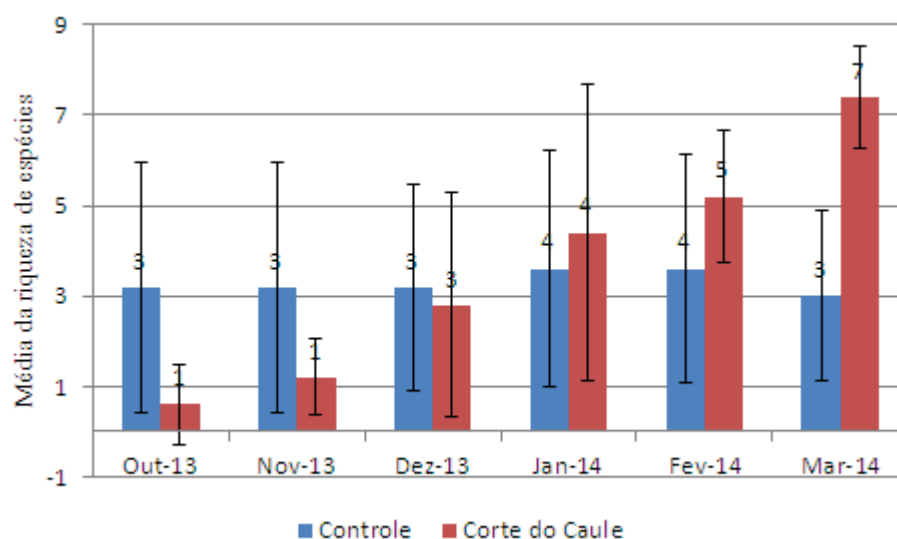
#### **4.1.2. Custos de material**

Neste método, o único material indispensável para fazer o corte dos caules é uma catana com dezasseis polegadas com o custo de 7,50 €.

#### **4.1.3. Riqueza de espécies de plantas vasculares**

Foi monitorizada, mensalmente, a riqueza de espécies de plantas vasculares nas parcelas onde se cortaram os caules de *Hedychium gardnerianum*, a partir de Outubro de 2013.

Como se pode observar na Figura 19, as médias de riqueza de espécies nas parcelas onde foram aplicadas o método do corte aumentam gradualmente ao longo dos meses, em contraste com as parcelas de controlo, em que as médias mantêm-se constantes. Nestas últimas, as espécies de plantas vasculares mais frequentes eram o *Cyrtomium falcatum* (L. fil.) C. Presl e o *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn. Nas parcelas onde se efectuou o corte, as espécies mais frequentes eram o *Pteridium aquilinum*, *Solanum mauritianum* Scop., e o *Conyza bonariensis* (L.) Cronquist..



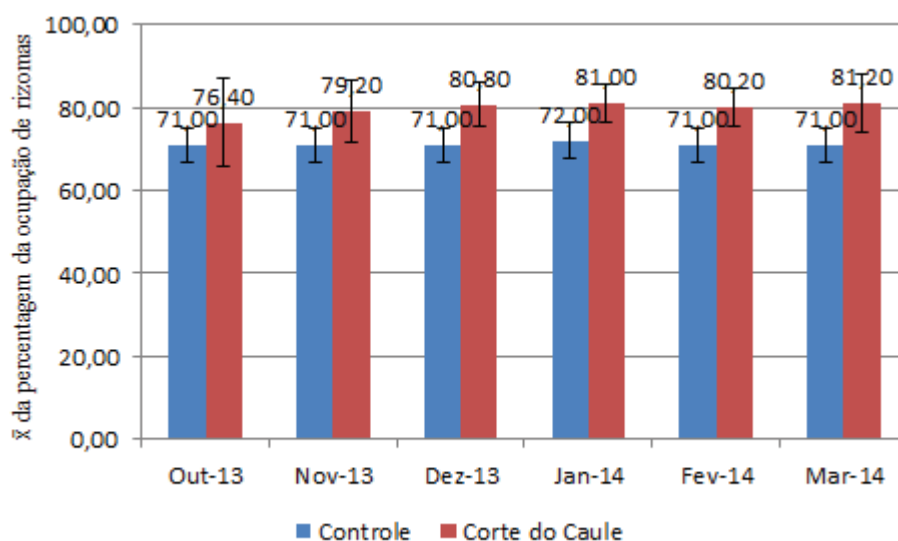
**Figura 16** – Média da riqueza de espécies das parcelas de controlo e onde se aplicou o método do corte do caule, de Outubro de 2013 a Março de 2014.

No primeiro mês após a aplicação do método do corte (Outubro de 2013) verificou-se que não havia diferenças estatisticamente significativas entre o controlo e este método ( $F=3,97$ ;  $gl=1$ ;  $P>0,05$ ). No último mês (Março de 2014), verificou-se a existência de diferenças estatisticamente significativas ( $F=20,16$ ;  $gl=1$ ;  $P<0,01$ ), tendo as parcelas onde os caules tinham sido cortados maior número de espécies do que as parcelas de controlo.

#### 4.1.4. Ocupação do solo por rizomas

A percentagem de ocupação do solo dá-nos uma estimativa da ocupação real dos rizomas da espécie *Hedychium gardnerianum* em relação ao solo nas parcelas monitorizadas. Tanto no caso das parcelas onde foi efectuado o corte como nas parcelas de controlo, a estimativa é dada pela cobertura de rizomas.

Na Figura 20 verifica-se que a ocupação do solo pela espécie invasora ronda os 80 % nas parcelas onde foi aplicado o método do corte e 70 % nas parcelas de controlo. Existe apenas uma disparidade de apenas 10% entre os dois grupos de parcelas. O restante das parcelas é ocupado por solo nu, folhada ou rochas.



**Figura 17** – Média das percentagens de ocupação do solo por rizomas de *Hedychium gardnerianum* nas parcelas de controlo e nas que foram aplicadas o método do corte, ao longo de 6 meses de monitorização.

No primeiro mês após a aplicação do método do corte (Outubro de 2013) verificou-se que não havia diferenças estatisticamente significativas entre o controlo e este método ( $F=1,11$ ;  $gl=1$ ;  $P>0,05$ ). No último mês (Março de 2014), verificou-se a existência de diferenças estatisticamente significativas ( $F=7,74$ ,  $gl=1$ ;  $P<0,05$ ), tendo as parcelas onde os caules tinham sido cortados maior ocupação do solo do que as parcelas de controlo.

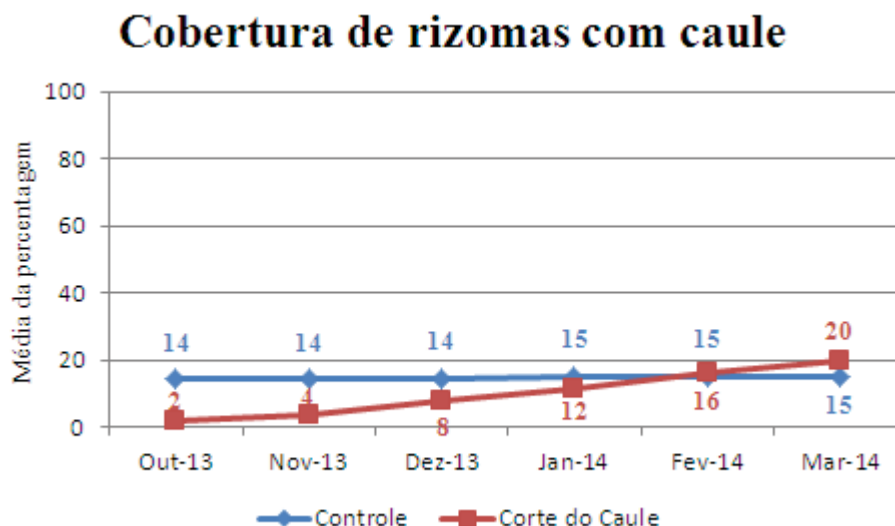
#### 4.1.5. Ocupação do solo por rizomas com e sem caule

A análise da ocupação do solo desta espécie invasora por rizomas com e sem caule permite a avaliação da capacidade de armazenamento de nutrientes nos rizomas após o corte dos caules.

Como se pode observar na Figura 21, a média das percentagens de ocupação do solo por rizomas com caule aumenta gradualmente até aos 20 % após 6 meses, nas parcelas onde os caules foram cortados. Nas parcelas de controlo, esta média mantém-se nos 14 %. No primeiro mês após a aplicação do método do corte (Outubro de 2013) verificou-se que havia diferenças estatisticamente significativas entre o controlo e este método ( $F=40,28$ ;  $gl=1$ ;  $P<0,001$ ), tendo as parcelas onde os caules tinham sido

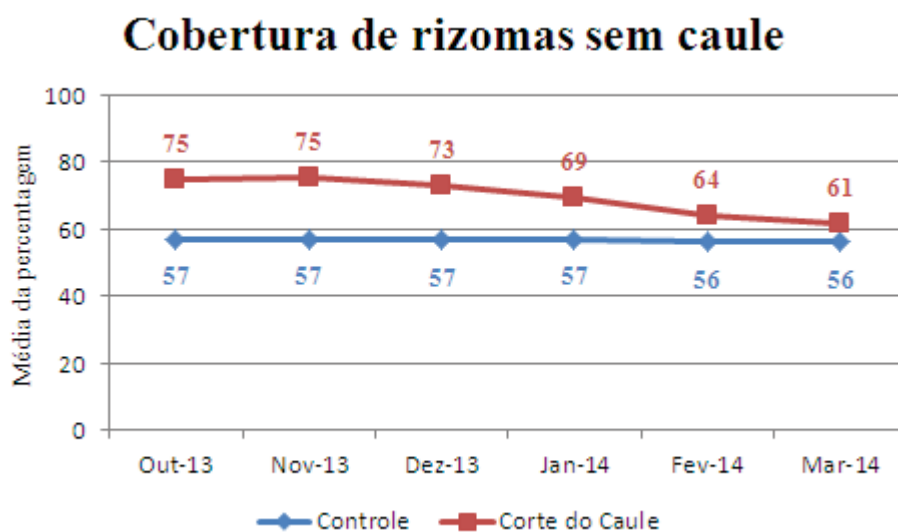
---

cortados menor ocupação do solo por rizomas com caule do que as parcelas de controlo. No último mês (Março de 2014), verificou a inexistência de diferenças estatisticamente significativas ( $F=1,83$ ,  $gl=1$ ;  $P>0,05$ ).



**Figura 18** – Média das percentagens de ocupação do solo por rizomas com caule de *Hedychium gardnerianum* nas parcelas de controlo e nas que se cortaram os caules, desde Outubro de 2013 até Março de 2014.

Na Figura 22, verifica-se que nas parcelas do corte as médias de ocupação do solo por rizomas sem caule decrescem 15% ao fim de seis meses, enquanto nas parcelas de controlo houve uma pequena redução de 1 %. Nas parcelas de controlo, esta média mantém-se nos 14 %. No primeiro mês após a aplicação do método do corte (Outubro de 2013) verificou-se que houve diferenças estatisticamente significativas entre o controlo e este método ( $F=40,28$ ;  $gl=1$ ;  $P<0,001$ ), tendo as parcelas onde os caules tinham sido cortados maior ocupação do solo por rizomas sem caule do que as parcelas de controlo. No último mês (Março de 2014), verificou a inexistência de diferenças estatisticamente significativas ( $F=0,04$ ,  $gl=1$ ;  $P>0,05$ ).

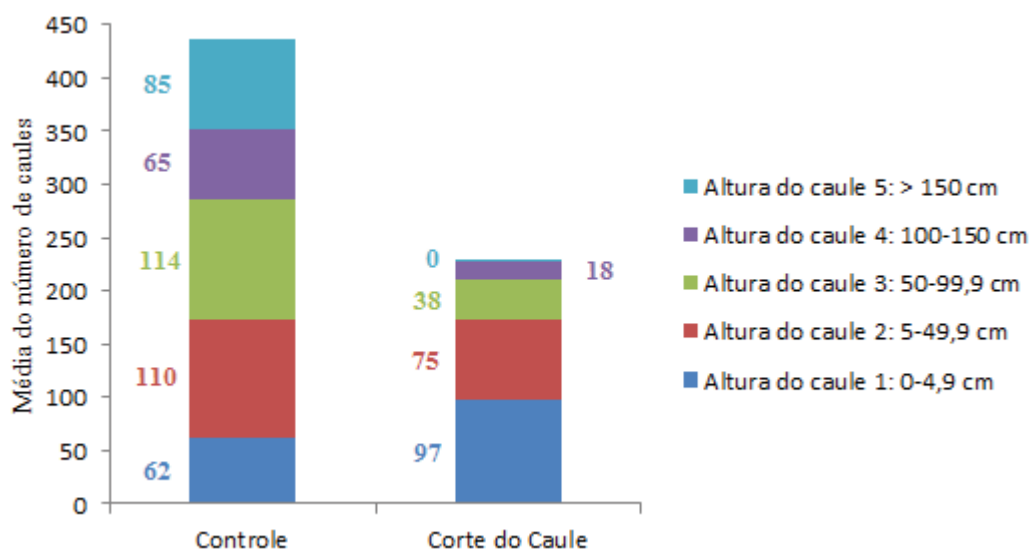


**Figura 19** – Média das percentagens de ocupação do solo por rizomas sem caule de *Hedychium gardnerianum* nas parcelas de controlo e nas que se cortaram os caules, desde Outubro de 2013 até Março de 2014.

#### 4.1.6. Altura de caules

Este indicador foi estruturado segundo uma escala de alturas para melhor visualização da evolução do crescimento dos caules de *Hedychium gardnerianum* ao longo dos seis meses de monitorização. A escala de alturas utilizada foi a seguinte: 1, de 0-4,9 cm; 2, de 5-49,9 cm; 3, de 50-99,9 cm; 4, de 100-149,9 cm; e 5,  $\geq 150$  cm.

Como se pode observar na Figura 23, verifica-se que ao comparar os valores das médias do número de caules das parcelas de controlo com as do corte, estas últimas apresentam valores reduzidos em quase todas as classes de alturas, com a única excepção dos caules de 0 a 4,9 cm, que aumentaram.



**Figura 20** – Média das alturas de caules numa escala de alturas, nas parcelas de controlo e nas que se cortaram os caules, ao longo de seis meses de monitorização. Os valores iguais a zero não foram representados.

Na análise estatística das alturas de caules do método do corte (segundo as classes de alturas 1, 0-4,9 cm; 2, 5-150 cm; 3, > 150 cm) verificou-se que apenas houve diferenças estatisticamente significativas nas classes de altura dois e três, ao longo do tempo (ver Quadro 2).

**Quadro 2** – Resultados da análise estatística das alturas de caules do método do corte do caule. (Classe de alturas: 1, 0-4,9 cm; 2, 5-150 cm; 3, > 150 cm; F = valor de F; gl = graus de liberdade; P = valor de P;  $\eta^2$  = indica o tamanho do efeito da amostra)

Alturas	F	gl	p	$\eta^2$
1	1,07	8	> 0.05	0.118
2	22,86	8	< 0.001	0.741
3	5.88	8	< 0.05	0.424

## **4.2 – Método da remoção total**

### **4.2.1. Duração da intervenção**

Em cada uma das cinco parcelas onde foi aplicado o método da remoção total, foi cronometrada e calculada a sua duração média da remoção dos rizomas. O resultado foi de 138,2 minutos (desvio padrão de 40,11 minutos) por parcela de 5 m x 3 m. O facto de o terreno ter um declive de 50 % não impediu a aplicação do método.

### **4.2.2. Custos de material**

Neste método, o material necessário para aplicá-lo foi uma catana com dezasseis polegadas e uma enxada, tendo um custo total de 22,00 €.

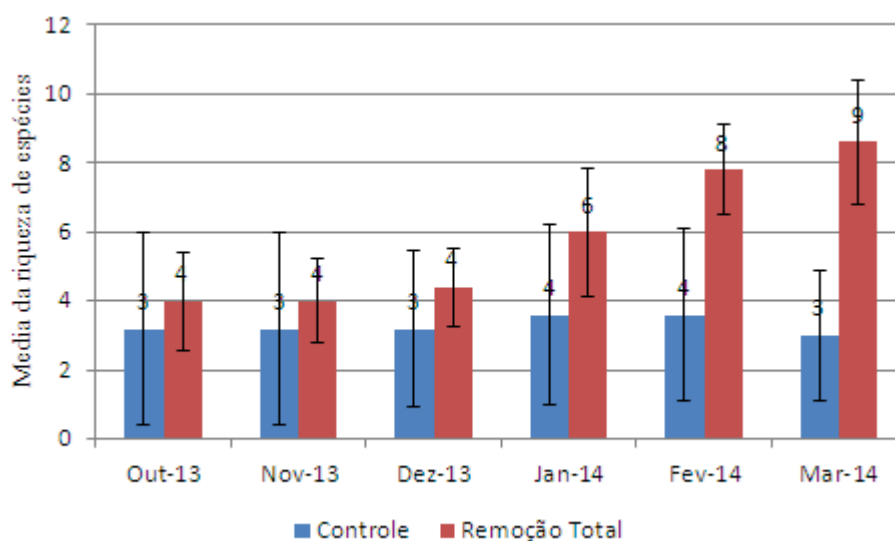
### **4.2.3. Pesagem de rizomas**

Após a pesagem dos rizomas removidos das cinco parcelas e calculada a sua média por parcela de 5 m x 3 m, chegou-se a um valor de 206,92 kg de rizomas (com um desvio padrão de 96,92 kg).

### **4.2.4. Riqueza de espécies de plantas vasculares**

Foi monitorizada, mensalmente, a riqueza de espécies de plantas vasculares nas parcelas onde se removeram os caules e rizomas de *Hedychium gardnerianum*, a partir de Outubro de 2013.

Como se pode verificar na Figura 24, a média de riqueza de espécies onde foi removido o *Hedychium gardnerianum* aumenta a partir de Dezembro de 2013, enquanto os valores das parcelas de controlo mantêm-se constantes durante o período de monitorização. As espécies de plantas vasculares mais frequentes nas parcelas onde se aplicou o método da remoção total eram o *Rubus ulmifolius* Schott, o *Cyrtomium falcatum* (L. fil.) C. Presl, *Pteridium aquilinum*, *Laurus nobilis* L. e o *Zantedeschia aethiopica* (L.) Spreng..



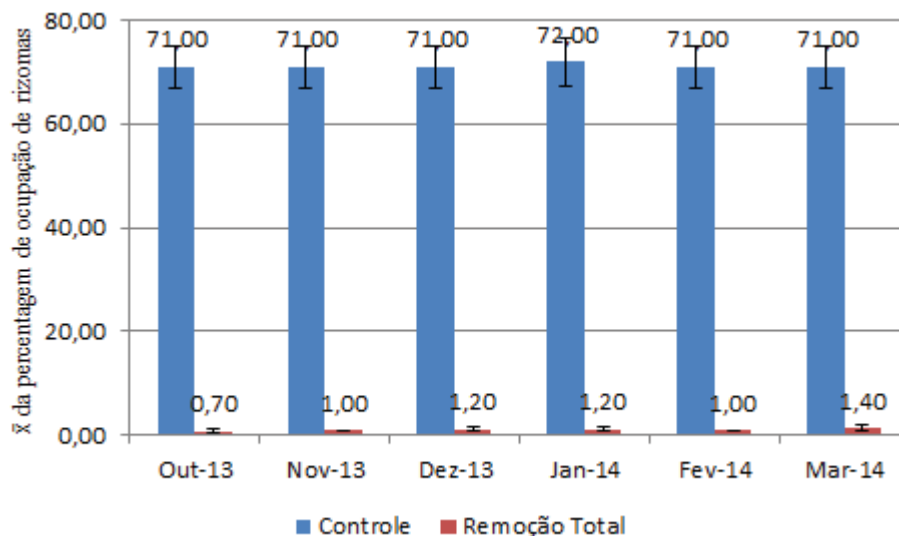
**Figura 21** – Média da riqueza de espécies das parcelas de controlo e onde se aplicou o método da remoção total, de Outubro de 2013 a Março de 2014.

No primeiro mês após a remoção dos rizomas (Outubro de 2013) verificou-se que não havia diferenças estatisticamente significativas entre o controlo e este método ( $F=0,53$ ;  $gl=1$ ;  $P>0,05$ ). No último mês (Março de 2014), verificou-se a existência de diferenças estatisticamente significativas ( $F=23,05$ ,  $gl=1$ ;  $P<0,01$ ), tendo as parcelas onde os rizomas tinham sido removidos uma riqueza de espécies maior do que as parcelas de controlo.

#### 4.2.5. Ocupação do solo por rizomas

A percentagem de ocupação do solo dá-nos uma estimativa da ocupação real dos rizomas da espécie *Hedychium gardnerianum* em relação ao solo nas parcelas monitorizadas. Tanto no caso das parcelas onde se removeram os rizomas como nas parcelas de controlo, a estimativa é dada pela cobertura de rizomas.

Como seria de esperar, observa-se na Figura 25 que existe uma grande diferença entre as médias de percentagem de ocupação do solo pela planta invasora das parcelas de controlo e naquelas onde se aplicou o método da remoção total, havendo um aumento mínimo nestas últimas. O restante das parcelas é ocupado por solo nu, folhada ou rochas.



**Figura 22** – Média das percentagens de ocupação do solo por rizomas de *Hedychium gardnerianum* nas parcelas de controlo e nas que se removeram os rizomas, ao longo de 6 meses de monitorização.

No primeiro mês após a remoção dos rizomas (Outubro de 2013) verificou-se que havia diferenças estatisticamente significativas entre o controlo e este método ( $F=1398,53$ ,  $gl=1$ ;  $P<0,001$ ). No último mês (Março de 2014), também se verificou a existência de diferenças estatisticamente significativas ( $F=1360,72$ ,  $gl=1$ ;  $P<0,001$ ), tendo as parcelas onde os rizomas tinham sido removidos uma ocupação do solo menor do que as parcelas de controlo, tanto no mês inicial como no mês final.

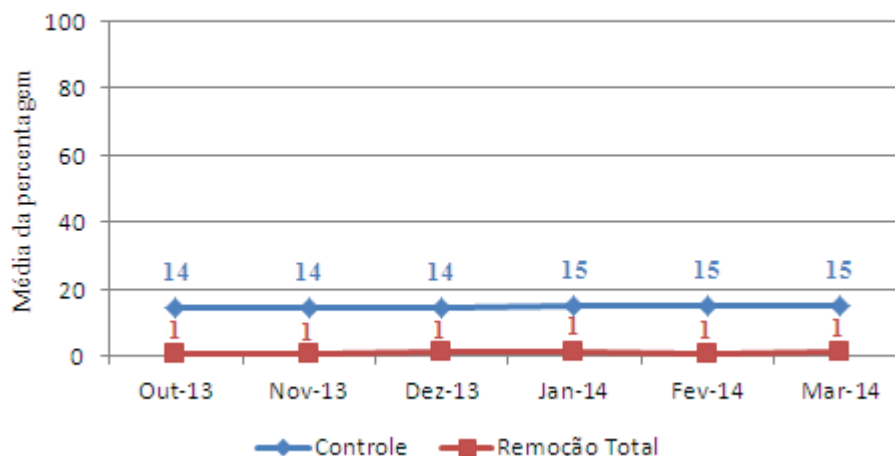
#### 4.2.6. Ocupação do solo por rizomas com e sem caule

A análise da ocupação do solo desta espécie invasora por rizomas com e sem caule permite a avaliação da capacidade de armazenamento de nutrientes nos rizomas após o corte dos caules.

Nas Figuras 26 e 27 observamos que as médias das percentagens de ocupação do solo por rizomas nas parcelas de controlo e nas que se aplicou o método da remoção total mantêm-se constantes ao longo dos seis meses de monitorização. No entanto, estas últimas apresentam sempre valores próximos do zero, enquanto as parcelas de controlo

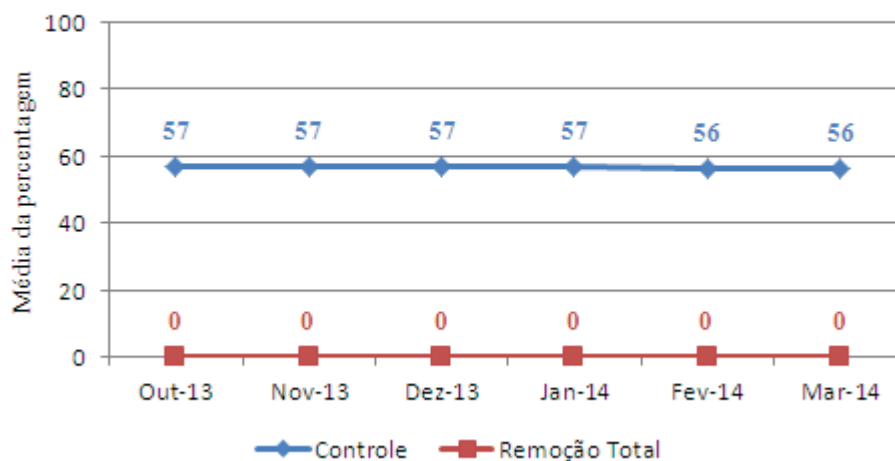
apresentam valores próximos dos 15 % (rizomas com caule) e 60 % (rizomas sem caule).

### Cobertura de rizomas com caule



**Figura 23** – Média das percentagens de ocupação do solo por rizomas com caule de *Hedychium gardnerianum* nas parcelas de controle e nas que se removeram os rizomas, desde Outubro de 2013 até Março de 2014.

### Cobertura de rizomas sem caule



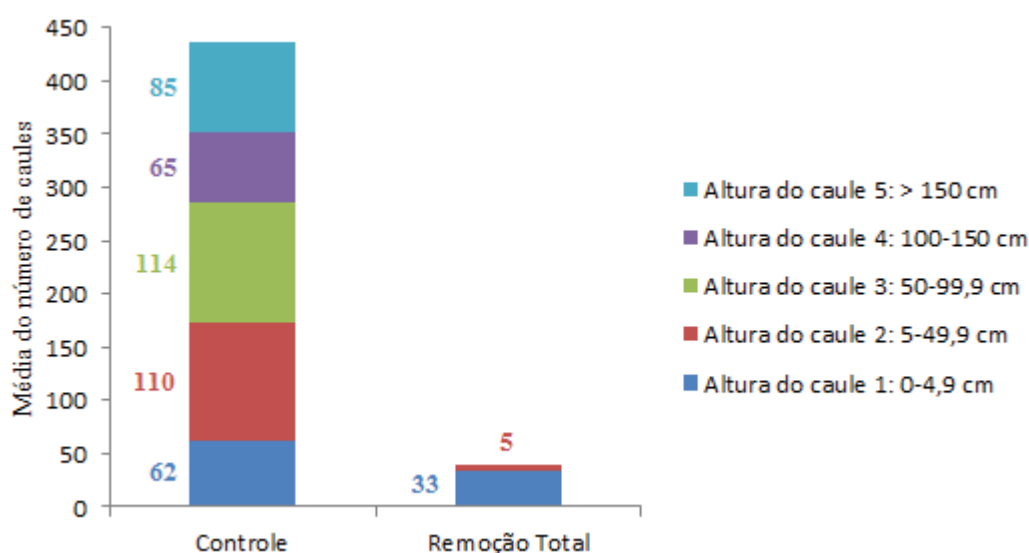
**Figura 24** – Média das percentagens de ocupação do solo por rizomas sem caule de *Hedychium gardnerianum* nas parcelas de controle e nas que se removeram os rizomas, desde Outubro de 2013 até Março de 2014.

Em ambos os resultados da cobertura de rizomas com e sem caule, no primeiro mês após a remoção dos rizomas (Outubro de 2013) verificaram-se que haviam diferenças estatisticamente significativas entre o controlo e este método (rizomas com e sem caule –  $F=853,33$ ,  $gl=1$ ;  $P<0,001$ ). No último mês (Março de 2014), também se verificaram a existência de diferenças estatisticamente significativas ( $F=853,33$ ,  $gl=1$ ;  $P<0,001$ ; rizomas sem caule –  $F=750$   $gl=1$ ;  $P<0,001$ ), tendo as parcelas onde os rizomas tinham sido removidos uma ocupação do solo por rizomas com e sem caule menor do que as parcelas de controlo, tanto no mês inicial como no mês final.

#### 4.2.7. Altura de caules

Este indicador foi estruturado segundo uma escala de alturas para melhor visualização da evolução do crescimento dos caules de *Hedychium gardnerianum* ao longo dos seis meses de monitorização. A escala de alturas utilizada foi a seguinte: 1, de 0-4,9 cm; 2, de 5-49,9 cm; 3, de 50-99,9 cm; 4, de 100-149,9 cm; e 5,  $\geq 150$  cm.

Na Figura 28 verificamos que nas parcelas em que se removeram os rizomas, o crescimento dos caules foi muito reduzido, em comparação com os valores das parcelas de controlo, para além de apenas haver registo de caules dos 0 aos 49,9 cm.



**Figura 25** – Média das alturas de caules numa escala de alturas, nas parcelas de controlo e nas que se removeram os rizomas, ao longo de seis meses de monitorização. Os valores iguais a zero não foram representados.

---

Na análise estatística das alturas de caules do método da remoção total (seguindo as classes de alturas 1, 0-4,9 cm; 2, 5-150 cm; 3, > 150 cm) verificou-se que houve diferenças estatisticamente significativas em todas as classes de alturas, ao longo do tempo (ver Quadro 3).

**Quadro 3** – Resultados da análise estatística das alturas de caules do método da remoção total. (Classe de alturas: 1, 0-4,9 cm; 2, 5-150 cm; 3, > 150 cm; F = valor de F; gl = graus de liberdade; P = valor de P;  $\eta^2$  = indica o tamanho do efeito da amostra)

Alturas	F	gl	p	$\eta^2$
1	11,66	8	< 0.01	0.593
2	44,82	8	< 0.01	0.849
3	12,36	8	< 0.01	0.607

### 4.3. Método do herbicida

#### 4.3.1. Duração da intervenção

Em cada uma das cinco parcelas onde foi aplicado o herbicida, foi cronometrada e calculada a sua duração média de aplicação. O resultado foi de 79,4 minutos (desvio padrão de 11,59 minutos) por parcela de 5 m x 3 m. O facto de o terreno ter um declive de 75 % não impediu a aplicação do método.

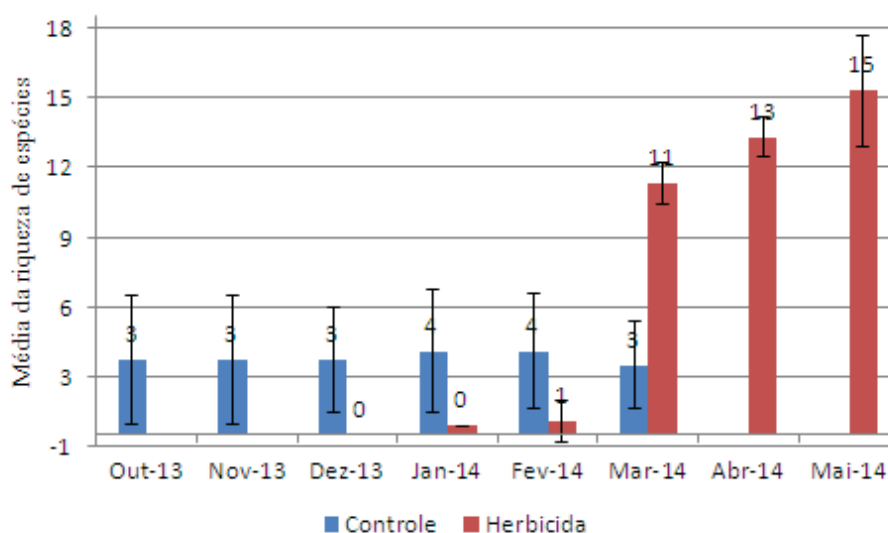
#### 4.3.2. Custos de material

Neste método, os materiais necessários para aplicar o herbicida foram uma catana com dezasseis polegadas, 10 g de herbicida metsulfurão de metilo (ALLY SX) diluídos em 10 L de água, equipamento de protecção individual (luvas, óculos e máscara) e um borrifador manual, com o custo total de 24,82 €.

### 4.3.3. Riqueza de espécies de plantas vasculares

Foi monitorizada, mensalmente, a riqueza de espécies de plantas vasculares nas parcelas onde se aplicou herbicida sobre os rizomas de *Hedychium gardnerianum*, a partir de Dezembro de 2014.

Como se verifica na Figura 29, nas parcelas onde foi aplicado o herbicida a média de riqueza de espécies aumenta drasticamente a partir de Março de 2014, enquanto a média das parcelas de controlo se mantêm constantes. É de notar que as monitorizações dos dois tipos de parcelas foram realizadas em alturas diferentes. As espécies mais frequentes nas parcelas onde se aplicou o herbicida foram o *Pteridium aquilinum*, *Conyza bonariensis* (L.) Cronquist e o *Sonchus asper* (L.) Hill subsp. *asper*.



**Figura 26** – Média da riqueza de espécies das parcelas de controlo e onde se aplicou o método do herbicida, de Dezembro de 2013 a Maio de 2014.

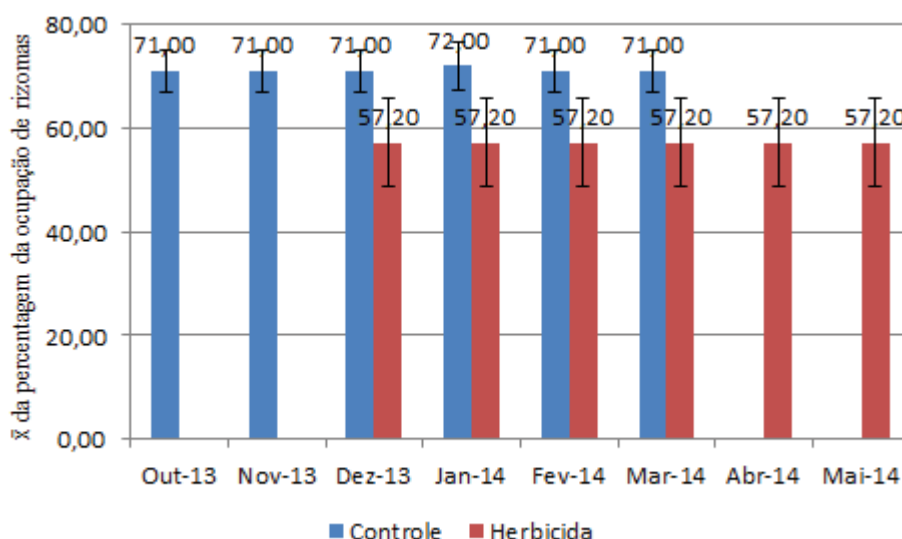
No primeiro mês após a aplicação do herbicida (Dezembro de 2013) verificou-se que havia diferenças estatisticamente significativas entre o controlo e este método ( $F=9,84$ ,  $gl=1$ ;  $P<0,05$ ), tendo as parcelas onde se aplicou o herbicida uma riqueza de espécies menor do que as parcelas de controlo. No último mês observado nesta análise estatística (Março de 2014), também se verificou a existência de diferenças

estatisticamente significativas ( $F=72,42$ ,  $gl=1$ ;  $P<0,001$ ), tendo as parcelas onde se aplicou o herbicida uma riqueza de espécies maior do que as parcelas de controlo.

#### 4.3.4. Ocupação do solo por rizomas

A percentagem de ocupação do solo dá-nos uma estimativa da ocupação real dos rizomas da espécie *Hedychium gardnerianum* em relação ao solo nas parcelas monitorizadas. Tanto no caso das parcelas onde se aplicou o herbicida como nas parcelas de controlo, a estimativa é dada pela cobertura de rizomas.

Na Figura 30 observa-se que em ambas as parcelas de controlo e nas onde se aplicou o herbicida, os valores se mantêm constantes ao longo do tempo, nos 71 % e 57,20 % respectivamente.



**Figura 27** – Média das percentagens de ocupação do solo por rizomas de *Hedychium gardnerianum* ex Ker Gawl. nas parcelas de controlo e nas que se aplicou o herbicida, ao longo de 6 meses de monitorização.

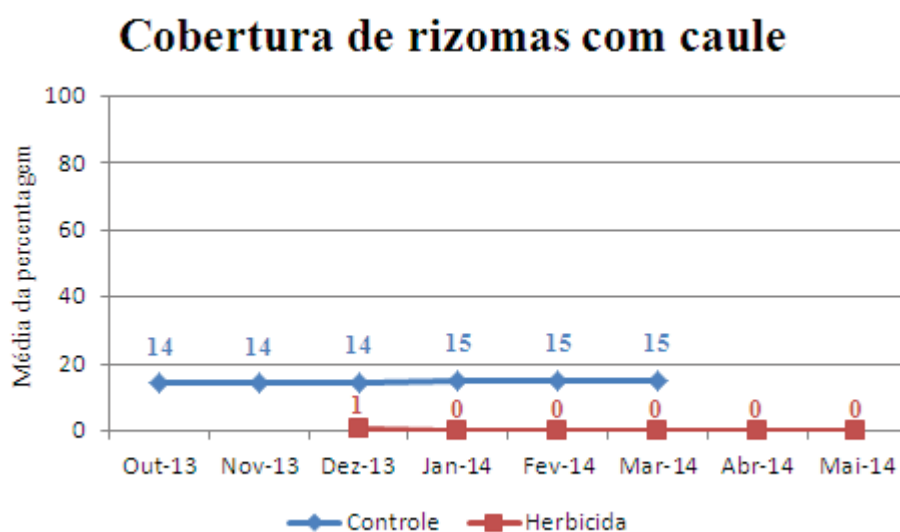
No primeiro mês após a aplicação do herbicida (Dezembro de 2013) verificou-se que havia diferenças estatisticamente significativas entre o controlo e este método ( $F=10,61$ ,  $gl=1$ ;  $P<0,05$ ), tendo as parcelas onde se aplicou o herbicida uma ocupação do solo menor do que as parcelas de controlo. Uma vez que os valores não se alteraram,

as análises estatísticas efectuadas no último mês (Março de 2014), têm resultados idênticos.

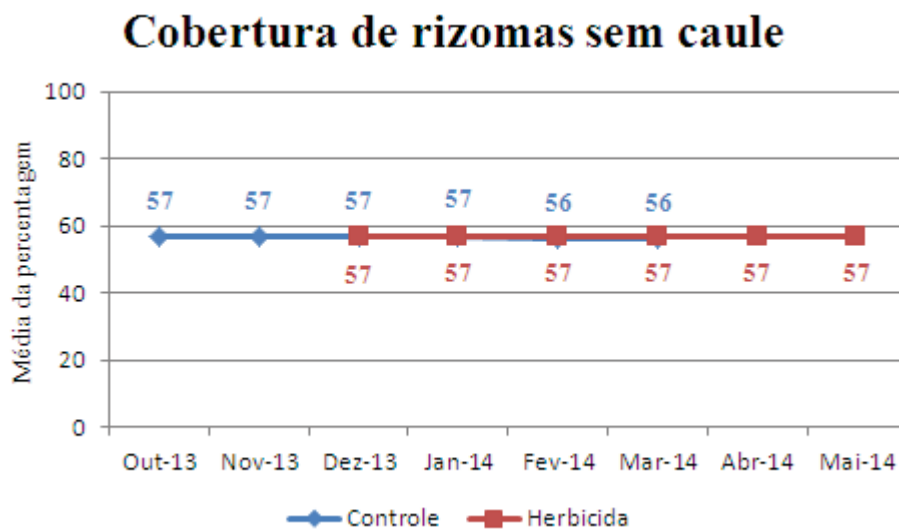
#### 4.3.5. Ocupação do solo por rizomas com e sem caule

A análise da ocupação do solo desta espécie invasora por rizomas com e sem caule permite a avaliação da capacidade de armazenamento de nutrientes nos rizomas após o corte dos caules.

Como se observa nas Figuras 31 e 32, as médias de percentagem de ocupação do solo por rizomas com e sem caule da planta invasora mantiveram-se constantes ao longo dos seis meses de monitorização, em todas as parcelas. No entanto, os valores da cobertura de rizomas sem caule são iguais nas parcelas de controlo e nas que se aplicou o herbicida (57 %). Os valores da cobertura de rizomas com caule mantêm-se nos 0 a 1 % (herbicida) e 14 a 15 % (controlo).



**Figura 28** – Média das percentagens de ocupação do solo por rizomas com caule de *Hedychium gardnerianum* nas parcelas de controlo e nas que se aplicou o herbicida, desde Outubro de 2013 até Maio de 2014.



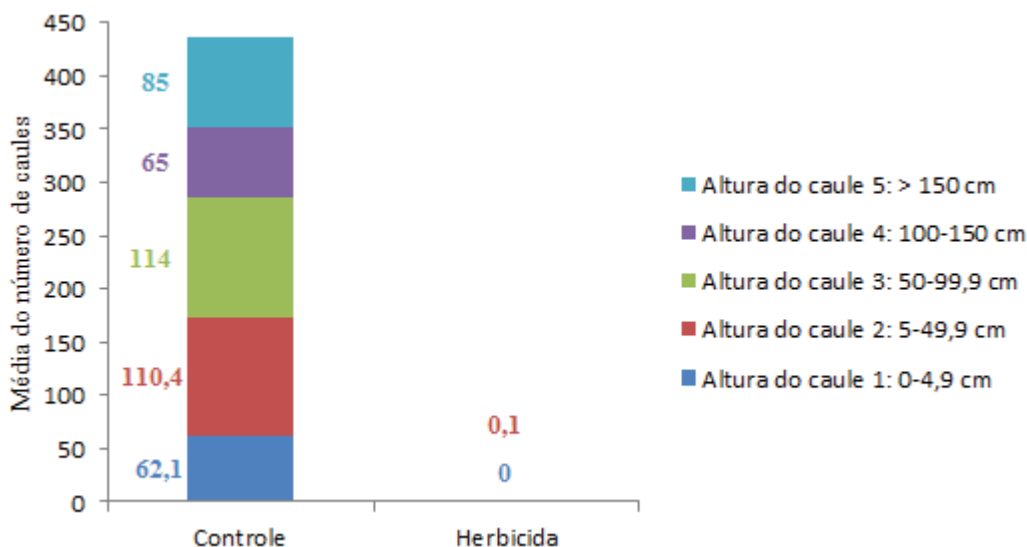
**Figura 29** – Média das percentagens de ocupação do solo por rizomas sem caule de *Hedychium gardnerianum* nas parcelas de controlo e nas que se aplicou o herbicida, desde Outubro de 2013 até Maio de 2014.

Em ambos os resultados da cobertura de rizomas com e sem caule, no primeiro mês após a aplicação do herbicida (Dezembro de 2013) verificaram-se que haviam diferenças estatisticamente significativas entre o controlo e este método (rizomas com caule –  $F=48,13$ ,  $gl=1$ ;  $P<0,001$ ; rizomas sem caule –  $F=66,66$ ,  $gl=1$ ;  $P<0,001$ ), tendo as parcelas onde se aplicou o herbicida uma ocupação do solo por rizomas com caule menor do que as parcelas de controlo. No último mês observado nesta análise estatística (Março de 2014), também se verificaram a existência de diferenças estatisticamente significativas (rizomas com caule –  $F=51,99$ ,  $gl=1$ ;  $P<0,001$ ; rizomas sem caule –  $F=80,04$ ,  $gl=1$ ;  $P<0,001$ ), tendo as parcelas onde se aplicou o herbicida uma ocupação do solo por rizomas sem caule aproximadamente iguais do que as parcelas de controlo.

#### 4.3.6. Altura de caules

Este indicador foi estruturado segundo uma escala de alturas para melhor visualização da evolução do crescimento dos caules de *Hedychium gardnerianum* ao longo dos seis meses de monitorização. A escala de alturas utilizada foi a seguinte: 1, de 0-4,9 cm; 2, de 5-49,9 cm; 3, de 50-99,9 cm; 4, de 100-149,9 cm; e 5,  $\geq 150$  cm.

Na Figura 33 observa-se que nas parcelas onde se aplicou o herbicida, houve um crescimento insignificante de caules, em comparação com as parcelas de controlo.



**Figura 30** – Média das alturas de caules numa escala de alturas, nas parcelas de controlo e nas que se aplicou o herbicida, ao longo de seis meses de monitorização. Os valores iguais a zero não foram representados.

Na análise estatística das alturas de caules do método do herbicida (segundo as classes de alturas 1, 0-4,9 cm; 2, 5-150 cm; 3, > 150 cm) verificou-se que apenas houve diferenças estatisticamente significativas nas classes de alturas dois e três, ao longo do tempo (ver Quadro 4).

**Quadro 4** – Resultados da análise estatística das alturas de caules do método do herbicida. (Classe de alturas: 1, 0-4,9 cm; 2, 5-150 cm; 3, > 150 cm; F = valor de F; gl = graus de liberdade; P = valor de P;  $\eta^2$  = indica o tamanho do efeito da amostra)

Alturas	F	gl	p	$\eta^2$
1	1,07	8	> 0,05	0,118
2	22,86	8	< 0,01	0,741
3	5,88	8	< 0,05	0,424

#### **4.4. Método da queima controlada**

##### **4.4.1. Duração da intervenção**

Em cada uma das cinco parcelas onde foi efectuada a queima controlada, foi cronometrada a duração do corte dos caules, a cobertura com a ramada seca de *Cryptomeria japonica* sobre os rizomas e a duração da queima em si. Após a soma destes valores e feita a sua média, o resultado foi de 72,8 minutos (desvio padrão de 10,99 minutos) por parcela de 5 m x 3 m. Observou-se que a duração da queima numa parcela pode demorar entre 5 a 15 minutos, devido à direcção do vento ou o grau de humidade da ramada. O facto de o terreno ter um declive de 50 % não impediu a aplicação do método.

##### **4.4.2. Custos de material**

Neste método, o material necessário para fazer a queima foi uma catana de dezasseis polegadas com o custo de 37,50 € e a ramada seca de *Cryptomeria japonica*, sendo contabilizados os custos de transporte da mesma até ao local de estudo.

##### **4.4.3. Quantidade de *Cryptomeria japonica* (L. f.) D. Don. utilizada**

Após registada a quantidade de ramada seca de *Cryptomeria japonica* utilizada em todas as parcelas, a sua média aritmética resulta em 29,4 kg por parcela de 15 m<sup>2</sup> (com um desvio padrão de 7,04 kg).

##### **4.4.4. Temperatura da queima e dos rizomas**

A temperatura da queimada em si, atingiu valores dos 200°C aos 550°C, registada durante o período de queima da ramada seca.

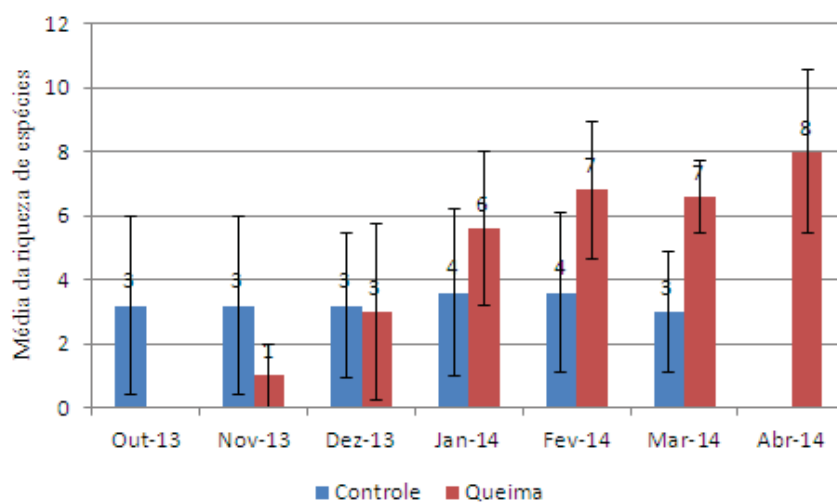
Após a medição da temperatura interior e exterior de dez rizomas escolhidos aleatoriamente imediatamente após a queima, as médias aritméticas de temperaturas

registadas foram as seguintes: Interior – 51,68 °C (desvio padrão de 11,11 °C); Exterior – 59,98°C (desvio padrão de 13,83 °C).

#### 4.4.5. Riqueza de espécies de plantas vasculares

Foi monitorizada, mensalmente, a riqueza de espécies de plantas vasculares nas parcelas onde se aplicou herbicida sobre os rizomas de *Hedychium gardnerianum*, a partir de Novembro de 2013.

Como se pode observar na Figura 34, verificamos que a média da riqueza de espécies onde se aplicou o método da queima controlada aumenta gradualmente com o passar dos meses, ao contrário da média das parcelas de controlo, que mantém-se constante. As espécies de plantas vasculares mais frequentes nas parcelas onde se efectuou a queima controlada foram o *Pteridium aquilinum*, *Conyza bonariensis* (L.) Cronquist, *Rubus ulmifolius* Schott, *Sonchus asper* (L.) Hill subsp. *asper*, *Cyrtomium falcatum* (L. fil.) C. Presl, *Galactites tomentosa* Moench, *Solanum mauritianum* Scop. e o *Fragaria vesca* L..



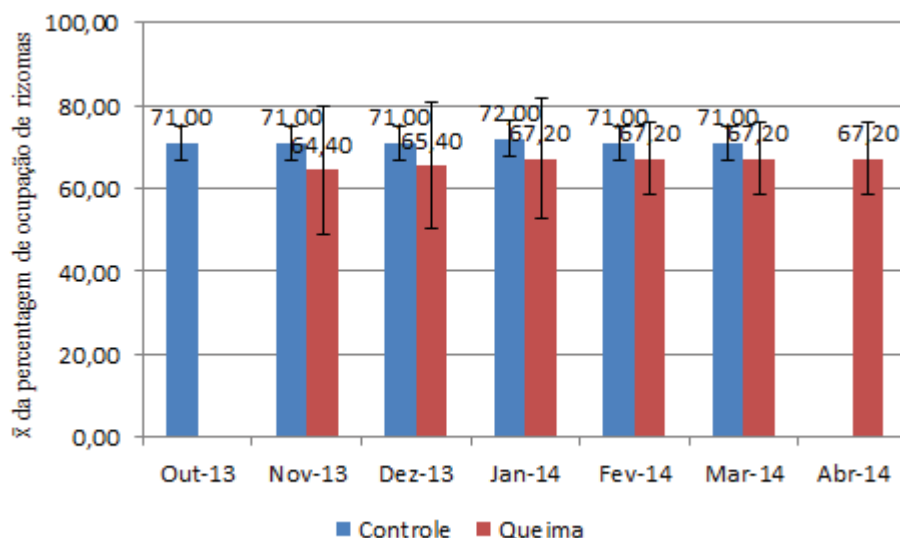
**Figura 31** – Média da riqueza de espécies das parcelas de controlo e onde se aplicou o método da queima controlada, de Novembro de 2013 a Abril de 2014.

No primeiro mês após a queima (Novembro de 2013) verificou-se que não havia diferenças estatisticamente significativas entre o controlo e este método ( $F=2,78$ ,  $gl=1$ ;  $P>0,05$ ). No último mês observado nesta análise estatística (Março de 2014), verificou-se a existência de diferenças estatisticamente significativas ( $F=13,5$ ,  $gl=1$ ;  $P<0,01$ ), tendo as parcelas onde se fez a queima uma riqueza de espécies maior do que as parcelas de controlo.

#### 4.4.6. Ocupação do solo por rizomas

A percentagem de ocupação do solo dá-nos uma estimativa da ocupação real dos rizomas da espécie *Hedychium gardnerianum* em relação ao solo nas parcelas monitorizadas. Tanto no caso das parcelas onde se fez a queima controlada como nas parcelas de controlo, a estimativa é dada pela cobertura de rizomas.

Como se observa na Figura 35, a média da percentagem de ocupação do solo pela planta invasora nas parcelas onde se fez a queima aumenta 6,8 % no período de Outubro de 2013 a Janeiro de 2014, mantendo-se constante nos meses seguintes. Nas parcelas de controlo, os valores variam entre os 71 % e 72 %.



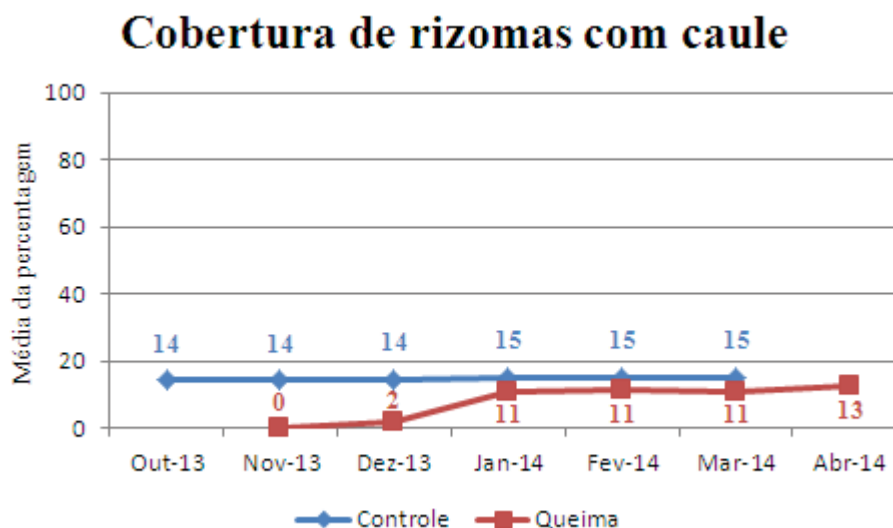
**Figura 32** – Média das percentagens de ocupação do solo por rizomas de *Hedychium gardnerianum* nas parcelas de controlo e nas que se fez a queima controlada, ao longo de 6 meses de monitorização.

No primeiro mês após a queima (Novembro de 2013) verificou-se que não havia diferenças estatisticamente significativas entre o controlo e este método ( $F=0,84$ ,  $gl=1$ ;  $P>0,05$ ). No último mês observado nesta análise estatística (Março de 2014), também não se verificou a existência de diferenças estatisticamente significativas ( $F=0,77$ ,  $gl=1$ ;  $P>0,05$ ).

#### 4.4.7. Ocupação do solo por rizomas com e sem caule

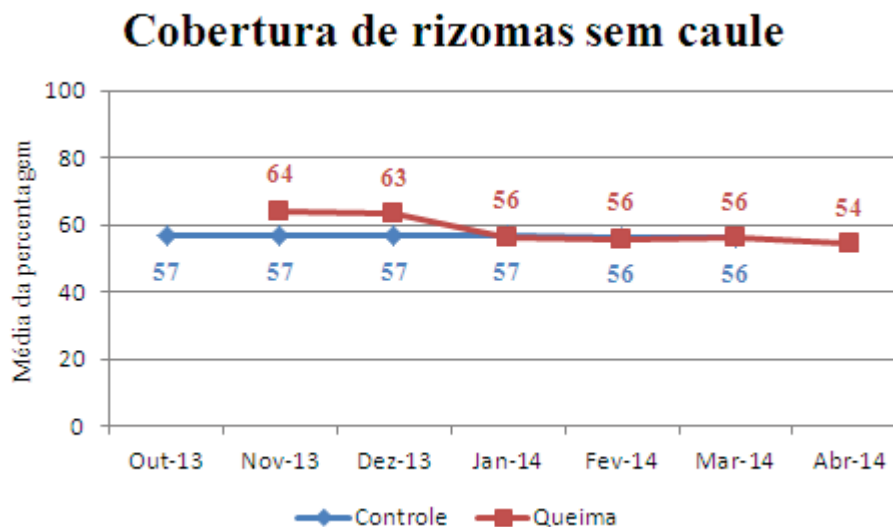
A análise da ocupação do solo desta espécie invasora por rizomas com e sem caule permite a avaliação da capacidade de armazenamento de nutrientes nos rizomas após o corte dos caules.

Nas Figuras 36 e 37 observamos que as médias da percentagem de cobertura de rizomas com e sem caule das parcelas de controlo mantêm-se constantes ao longo do tempo, nos 14 % e 57 % respectivamente. Nas parcelas onde se fez a queima, em Janeiro de 2014 a média de cobertura de rizomas com caule aumenta (para os 11 %), mantendo-se depois praticamente constante nos restantes meses. Os valores da cobertura dos rizomas sem caule diminuem no mesmo mês (para os 56 %), mantendo-se também praticamente constantes nos restantes meses.



**Figura 33** – Média das percentagens de ocupação do solo por rizomas com caule de *Hedychium gardnerianum* nas parcelas de controlo e nas que fez a queima, desde Novembro de 2013 até Abril de 2014.

---



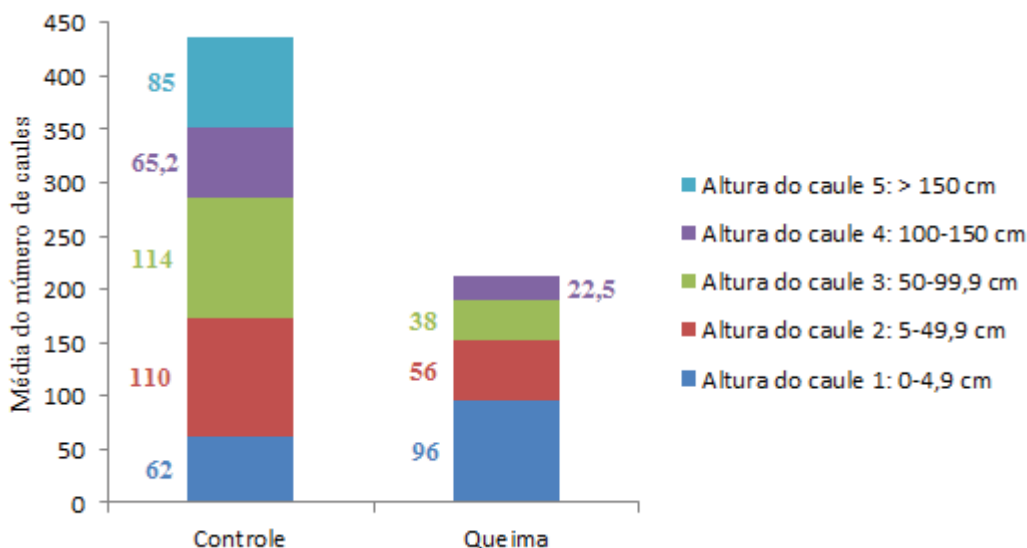
**Figura 34** – Média das percentagens de ocupação do solo por rizomas sem caule de *Hedychium gardnerianum* nas parcelas de controlo e nas que fez a queima, desde Novembro de 2013 até Abril de 2014.

Em ambos os resultados da cobertura de rizomas com e sem caule, no primeiro mês após a queima (Novembro de 2013) verificou-se que haviam diferenças estatisticamente significativas entre o controlo e este método (rizomas com caule –  $F=49,78$ ,  $gl=1$ ;  $P<0,001$ ; rizomas sem caule –  $F=49,78$ ,  $gl=1$ ;  $P<0,001$ ), tendo as parcelas onde se fez a queima uma ocupação do solo por rizomas com caule menor do que as parcelas de controlo. No último mês observado nesta análise estatística (Março de 2014), não se verificou a existência de diferenças estatisticamente significativas (rizomas com caule –  $F=0,24$ ,  $gl=1$ ;  $P>0,05$ ; rizomas sem caule –  $F=1,59$ ,  $gl=1$ ;  $P>0,05$ ).

#### 4.4.8. Altura de caules

Este indicador foi estruturado segundo uma escala de alturas para melhor visualização da evolução do crescimento dos caules de *Hedychium gardnerianum* ao longo dos seis meses de monitorização. A escala de alturas utilizada foi a seguinte: 1, de 0-4,9 cm; 2, de 5-49,9 cm; 3, de 50-99,9 cm; 4, de 100-149,9 cm; e 5,  $\geq 150$  cm.

Na Figura 38 podemos observar que o método da queima reduziu o número de caules das classes de altura dois a quatro, enquanto na classe um os valores aumentaram, quando comparados com os valores das parcelas de controlo. Não houve registo de caules da classe cinco nas parcelas onde se efectuou a queima.



**Figura 35** – Média das alturas de caules numa escala de alturas, nas parcelas de controlo e nas que se fez a queima, ao longo de seis meses de monitorização. Os valores iguais a zero não foram representados.

Na análise estatística das alturas de caules do método da queima (seguindo as classes de alturas 1, 0-4,9 cm; 2, 5-150 cm; 3, > 150 cm) verificou-se que houve diferenças estatisticamente significativas em todas as classes de alturas, ao longo do tempo (ver Quadro 5).

**Quadro 5** – Resultados da análise estatística das alturas de caules do método da queima. (Classe de alturas: 1, 0-4,9 cm; 2, 5-150 cm; 3, > 150 cm; F = valor de F; gl = graus de liberdade; P = valor de P;  $\eta^2$  = indica o tamanho do efeito da amostra)

Alturas	F	gl	p	$\eta^2$
1	20,33	8	< 0,01	0,718
2	16,45	8	< 0,01	0,673
3	10,87	8	< 0,05	0,576

#### **4.5. Método da cobertura com plástico negro**

##### **4.5.1. Duração da intervenção**

Em cada uma das cinco parcelas que foram cobertas pelo plástico negro, foi cronometrada a duração do corte dos caules e a cobertura dos rizomas com o plástico. Após feita a média dos valores obtidos, o resultado foi de 156 minutos (desvio padrão de 29,24 minutos) por parcela de 5 m x 3 m. O facto de o terreno ter um declive de 50 % dificultou a aplicação do método, pois ocasionalmente ocorria o deslizamento do plástico negro.

Após dois meses do início da cobertura das parcelas com o plástico negro, os caules de *Hedychium gardnerianum* cresceram ao ponto de removerem os plásticos nas parcelas. Efectuou-se o corte dos caules e cobriu-se novamente os rizomas com o plástico negro. A duração desta operação também foi contabilizada na duração total da aplicação deste método.

##### **4.5.2. Custos de material**

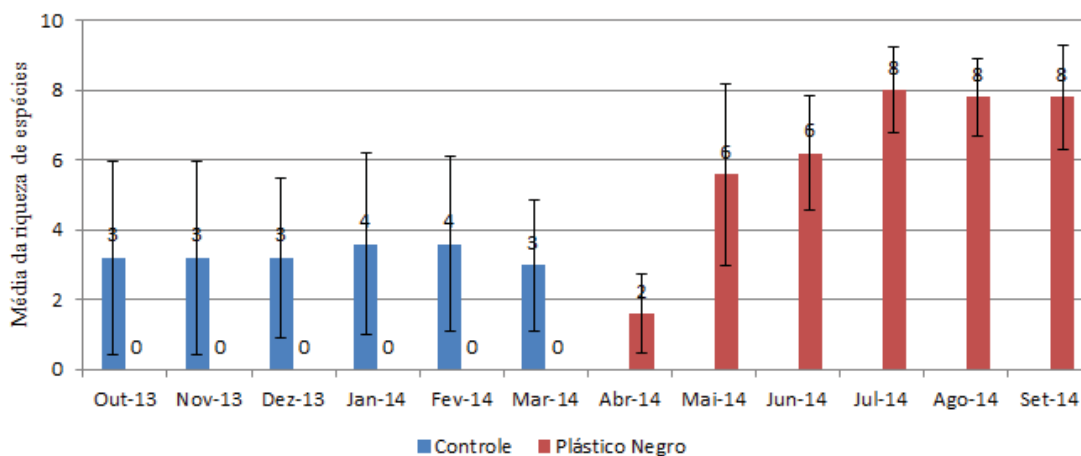
Neste método, os materiais necessários para aplicar o método da cobertura com o plástico negro foram uma catana com dezasseis polegadas e o plástico de 180 microns, com o custo total de 44,20 €.

##### **4.5.3. Riqueza de espécies de plantas vasculares**

Foi monitorizada, mensalmente, a riqueza de espécies de plantas vasculares nas parcelas onde se aplicou o plástico negro sobre os rizomas de *Hedychium gardnerianum*, a partir de Novembro de 2013.

Como se pode observar na Figura 39, durante os primeiros seis meses em que o plástico negro cobria os rizomas (de Outubro de 2013 a Março de 2014) a riqueza de espécies é zero, mas nos seis meses seguintes depois da retirada do plástico, as médias aumentam drasticamente. Nas parcelas de controlo, que foram monitorizadas durante o mesmo período em que o plástico negro cobria os rizomas, a média de riqueza de

espécies manteve-se constante. As espécies mais observadas nas parcelas onde se aplicou o plástico negro foram o *Pteridium aquilinum*, *Conyza bonariensis* (L.) Cronquist, *Rubus ulmifolius* Schott, *Sonchus asper* (L.) Hill subsp. *asper* e o *Solanum mauritianum* Scop..



**Figura 36** – Média da riqueza de espécies das parcelas de controlo e onde se aplicou o método da cobertura com o plástico negro, de Outubro de 2013 a Setembro de 2014.

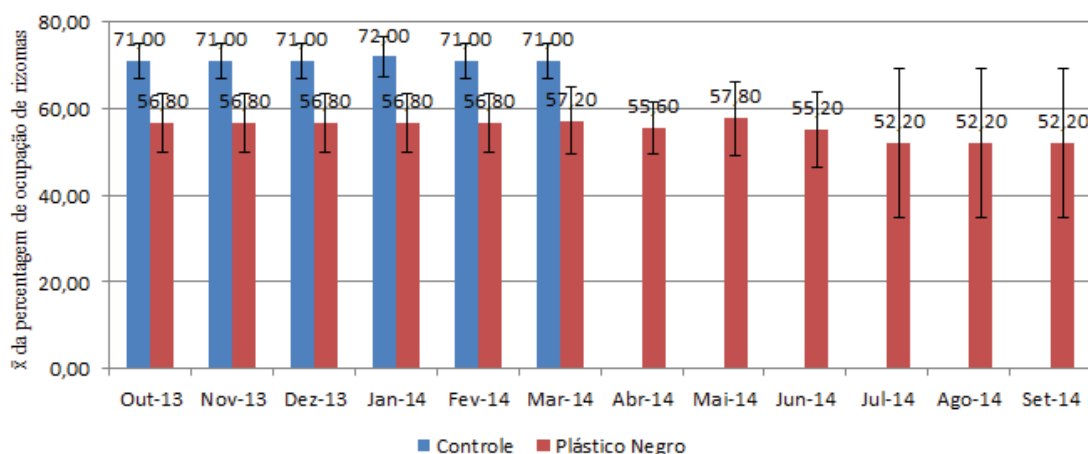
No primeiro mês após a cobertura com o plástico negro (Outubro de 2013) verificou-se que havia diferenças estatisticamente significativas entre o controlo e este método ( $F=6,64$ ;  $gl=1$ ;  $P<0,05$ ). No último mês observado nesta análise estatística (Março de 2014), também se verificou a existência de diferenças estatisticamente significativas ( $F=12,85$ ,  $gl=1$ ;  $P<0,01$ ), tendo as parcelas que foram cobertas com o plástico uma riqueza de espécies menor que as parcelas de controlo, tanto no mês de Outubro, como em Março.

Nos seis meses seguintes, prosseguiu-se com a observação das parcelas de tratamento e a riqueza de espécies diferentes de *Hedychium gardnerianum* aumentou durante a Primavera, mantendo-se relativamente elevada e estável durante os meses de Verão (Figura 39).

#### 4.5.4. Ocupação do solo por rizomas

A percentagem de ocupação do solo dá-nos uma estimativa da ocupação real dos rizomas da espécie *Hedychium gardnerianum* em relação ao solo nas parcelas monitorizadas. Tanto no caso das parcelas que foram cobertas pelo plástico negro como nas parcelas de controlo, a estimativa é dada pela cobertura de rizomas.

Como se pode observar na Figura 40, a média da percentagem da ocupação do solo por rizomas da planta invasora nas parcelas que foram cobertas pelo plástico negro diminui a partir do mês de Abril de 2014 (um mês após a retirada do plástico negro). Os valores das parcelas de controlo mantiveram-se constantes nos 71 % a 72 %, no entanto estes valores só foram registados durante o mesmo período em que as parcelas onde se aplicou o método estavam cobertas pelo plástico.



**Figura 37** – Média das percentagens de ocupação do solo por rizomas de *Hedychium gardnerianum* nas parcelas de controlo e nas que se cobriram com o plástico negro, ao longo de 6 meses de monitorização. O plástico negro apenas cobriu as parcelas no período de Outubro de 2013 a Março de 2014, sendo retirado de seguida.

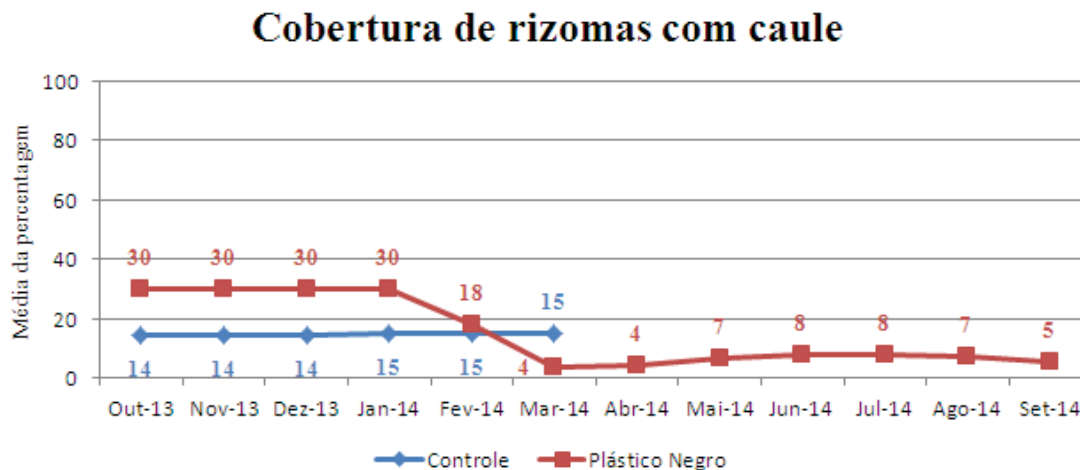
No primeiro mês após a cobertura com o plástico negro (Outubro de 2013) verificou-se que havia diferenças estatisticamente significativas entre o controlo e este método ( $F=16,20$ ;  $gl=1$ ;  $P<0,01$ ). No último mês observado nesta análise estatística (Março de 2014), também se verificou a existência de diferenças estatisticamente significativas ( $F=12,25$ ,  $gl=1$ ;  $P<0,01$ ), tendo as parcelas que se cobriram com o plástico uma ocupação do solo menor que as parcelas de controlo, tendo as parcelas que foram

cobertas com o plástico uma riqueza de espécies menor que as parcelas de controlo, tanto no mês de Outubro, como em Março. Nos seis meses seguintes, a ocupação do solo por rizomas diminuiu durante os meses de Verão (Figura 40).

#### 4.5.5. Ocupação do solo por rizomas com e sem caule

A análise da ocupação do solo desta espécie invasora por rizomas com e sem caule permite a avaliação da capacidade de armazenamento de nutrientes nos rizomas após o corte dos caules.

Na Figura 41 pode-se observar que nas parcelas que foram cobertas pelo plástico negro, a média da cobertura de rizomas com caule diminuiu a partir de Janeiro de 2014 até aos 4 % (Março de 2014), mantendo-se praticamente constante nos restantes meses. Na cobertura de rizomas sem caule (Figura 42), a média aumentou também em Janeiro de 2014 até aos 53 % (Março de 2014), diminuindo uma pequena percentagem nos meses restantes (atingindo 47 % em Setembro de 2014).



**Figura 38** – Média das percentagens de ocupação do solo por rizomas com caule de *Hedychium gardnerianum* nas parcelas de controlo e nas que foram cobertas com o plástico negro, desde Outubro de 2013 até Setembro de 2014.

### Cobertura de rizomas sem caule

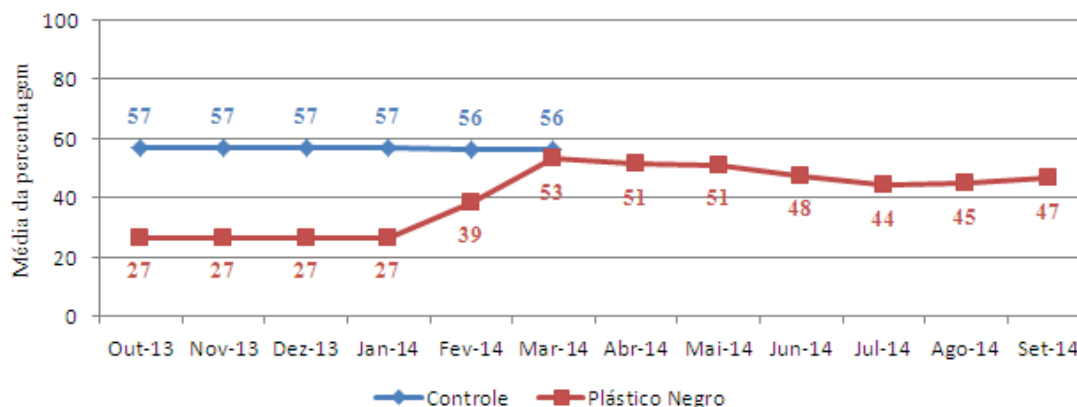


Figura 39 – Média das percentagens de ocupação do solo por rizomas sem caule de *Hedychium gardnerianum* nas parcelas de controlo e nas que foram cobertas com o plástico negro, desde Outubro de 2013 até Setembro de 2014.

Os valores das médias nas parcelas de controlo mantiveram-se praticamente constantes tanto na ocupação por rizomas com e sem caule.

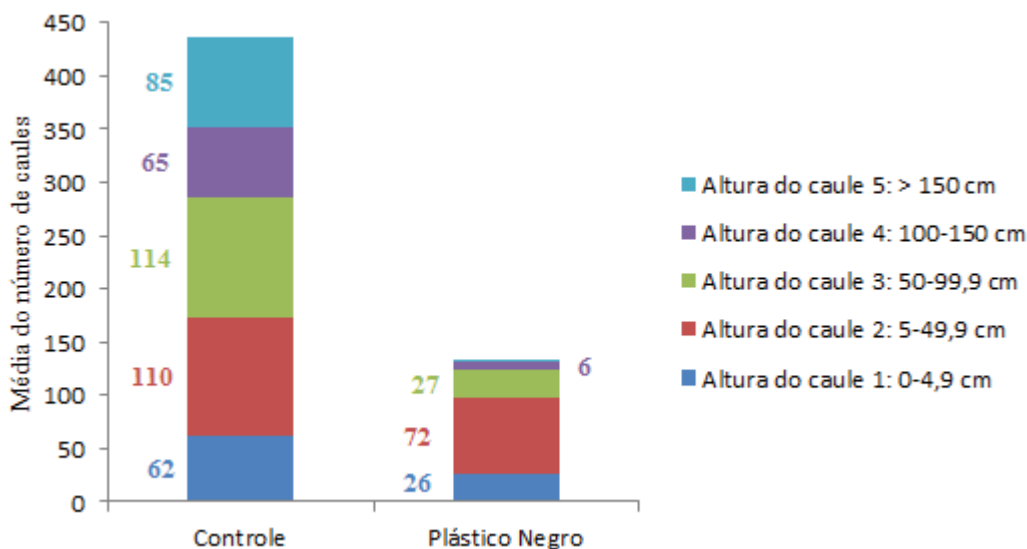
Em ambos os resultados da cobertura de rizomas com e sem caule, no primeiro mês após a cobertura com o plástico negro (Outubro de 2013) verificou-se que haviam diferenças estatisticamente significativas entre o controlo e este método (rizomas com caule –  $F=94,69$ ,  $gl=1$ ;  $P<0,001$ ; rizomas sem caule –  $F=94,69$ ,  $gl=1$ ;  $P<0,001$ ), tendo as parcelas que se cobriram com o plástico uma ocupação do solo por rizomas com caule menor que as parcelas de controlo. No último mês observado nesta análise estatística (Março de 2014), também verificou-se a existência de diferenças estatisticamente significativas (rizomas com caule –  $F=21,14$ ,  $gl=1$ ;  $P<0,01$ ; rizomas sem caule –  $F=37,05$ ,  $gl=1$ ;  $P<0,001$ ), tendo as parcelas que se cobriram com o plástico uma ocupação do solo por rizomas sem caule menor que as parcelas de controlo. Nos seis meses seguintes a ocupação do solo por rizomas com e sem caule manteve-se abaixo da de controlo.

#### 4.5.6. Altura de caules

Este indicador foi estruturado segundo uma escala de alturas para melhor visualização da evolução do crescimento dos caules de *Hedychium gardnerianum* ao

longo dos seis meses de monitorização. A escala de alturas utilizada foi a seguinte: 1, de 0-4,9 cm; 2, de 5-49,9 cm; 3, de 50-99,9 cm; 4, de 100-149,9 cm; e 5,  $\geq 150$  cm.

Na Figura 43 podemos observar que o número de caules diminui em todas as classes de alturas nas parcelas que foram cobertas pelo plástico negro, quando comparado com os valores das parcelas de controlo. No entanto, os caules com alturas dos 5 aos 49,9 cm foram os que apresentaram os menores valores de redução.



**Figura 40** – Média das alturas de caules numa escala de alturas, nas parcelas de controlo e nas que se cobriram com o plástico negro, ao longo de seis meses de monitorização. Os valores iguais a zero não foram representados.

Na análise estatística das alturas de caules do método da cobertura com o plástico negro (segundo as classes de alturas 1, 0-4,9 cm; 2, 5-150 cm; 3, > 150 cm) verificou-se que apenas houve diferenças estatisticamente significativas nas todas as classes de alturas dois e três, ao longo do tempo (ver Quadro 6).

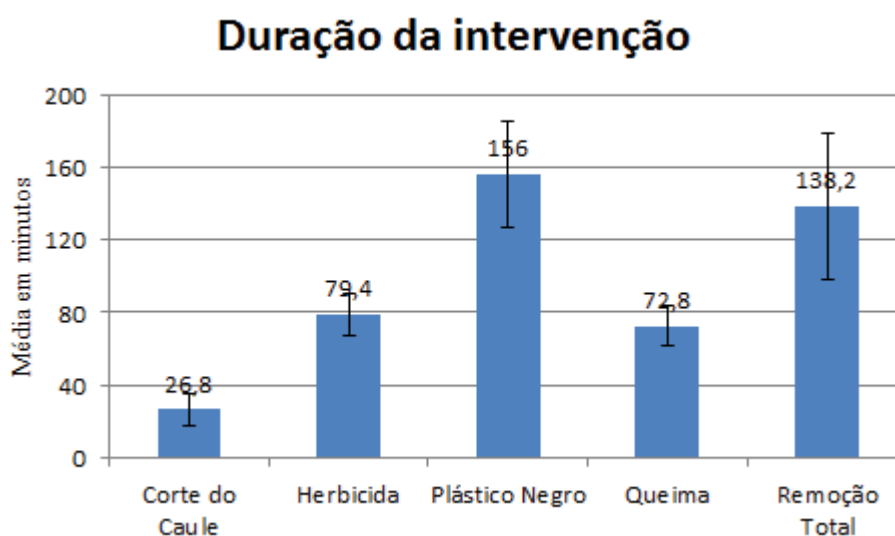
**Quadro 6** – Resultados da análise estatística das alturas de caules da cobertura com o plástico negro. (Classe de alturas: 1, 0-4,9 cm; 2, 5-150 cm; 3, > 150 cm; F = valor de F; gl = graus de liberdade; P = valor de P;  $\eta^2$  = indica o tamanho do efeito da amostra)

Alturas	F	gl	p	$\eta^2$
1	0,39	8	> 0,05	0,047
2	68,31	8	< 0,01	0,895
3	12,36	8	< 0,01	0,607

## Capítulo 5. Discussão geral

### 5.1. Duração da intervenção

Na figura 44 podemos ver uma comparação da duração da intervenção de todos os métodos de erradicação de *Hedychium gardnerianum*, considerando as cinco parcelas.



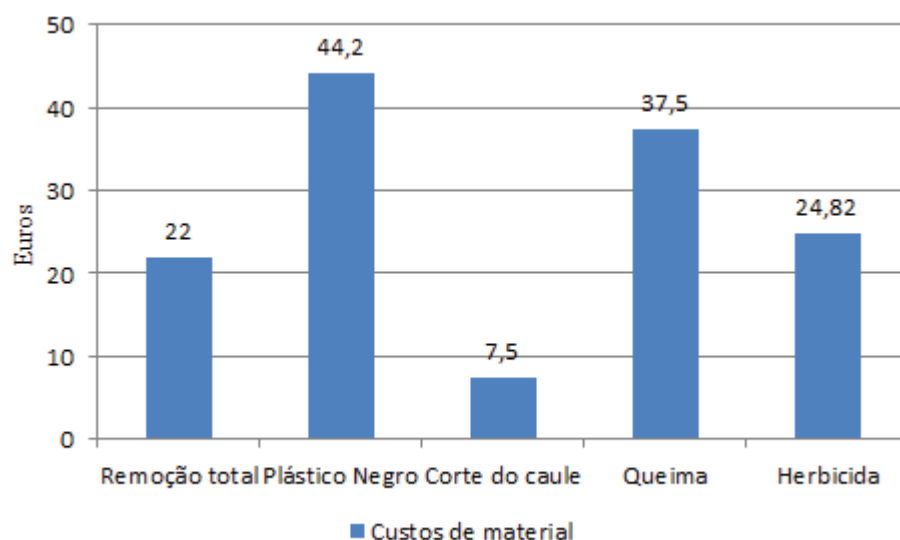
**Figura 41** – Representação da duração média da intervenção de cada um dos métodos em minutos numa parcela de 15 m<sup>2</sup>.

Como se pode verificar no gráfico acima, o método do corte do caule é o mais rápido de se aplicar, devido à sua facilidade de aplicação. O método do herbicida e da queima já implicam um corte dos caules e uma acção adicional, a aplicação do herbicida e a cobertura com ramada seca de *Cryptomeria japonica* (para além da sua recolha prévia, que pode demorar até 90 minutos a recolher a ramada suficiente para cobrir uma parcela) respectivamente, logo a sua duração média é maior. Como seria de esperar, a remoção total é um dos mais demorados na sua aplicação, pois implica um grande esforço na retirada dos rizomas do solo, como acontece no controlo de outras plantas invasoras com rizomas (Natural Lands Trust 2013). É de notar que este valor se

encontra sub-estimado, uma vez que se refere apenas à retirada dos rizomas no solo e não foi contabilizada a duração de retirada dos rizomas do local, que também deverá ser tido em conta. Finalmente, o método da cobertura com plástico negro é o método mais demorado, pois implica o corte dos caules, a cobertura dos rizomas com o plástico e a sua fixação no solo, para além de se ter realizado um segundo corte dos caules. Isto foi indispensável, uma vez que estes cresceram de tal modo que soltaram o plástico da parcela, havendo necessidade de recolocá-lo, o que também contribuiu para aumentar a média de duração deste método.

## 5.2. Custos de material

Na figura 45 pode-se verificar os totais de custos de materiais associados a cada método.



**Figura 42** – Totais de custos de materiais associados a cada método aplicado numa parcela de 15 m<sup>2</sup>.

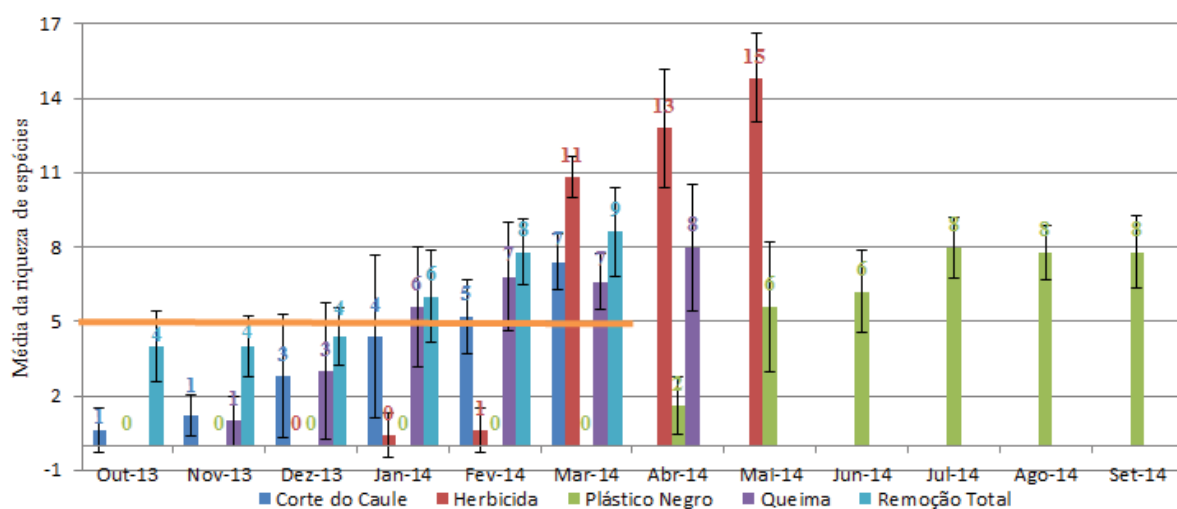
O método do corte do caule é o menos dispendioso, como seria de esperar. Os custos dos materiais dos métodos da remoção total e do herbicida são aproximados, no entanto o custo deste último pode aumentar de acordo com o tamanho da área de aplicação, pois é necessário mais quantidade de herbicida. No caso do método da

remoção total, o material necessário é sempre o mesmo, independentemente do tamanho da área de aplicação. O método da queima implica a recolha de ramada seca de *Cryptomeria japonica*, que pode ser recolhida gratuitamente das florestas com a devida autorização dos seus proprietários, mas o seu custo de transporte aumenta em grande parte o custo total.

Finalmente, o método da cobertura com o plástico negro é o mais dispendioso de todos, cujo custo aumenta conforme o tamanho da área de aplicação, pois a quantidade de plástico negro necessária é maior (Schonbeck 1998).

### 5.3. Riqueza e composição de espécies de plantas vasculares

Na figura 46 podemos comparar os efeitos de cada método na riqueza de plantas vasculares ao longo do tempo.



**Figura 43** – Médias da riqueza de espécies de plantas vasculares em todos os métodos ao longo do período de monitorização. A linha cor de laranja indica a média registada nas parcelas de controlo, que é constante (5 espécies).

Verifica-se que todos os métodos eventualmente tiveram um efeito positivo na riqueza de espécies, atingindo médias superiores que nas parcelas de controlo, em particular o método do herbicida. No entanto, deve-se ter em conta que este método foi aplicado num local diferente (Boca da Ribeira, Nordeste) e com altitude menor que todos os restantes métodos e as parcelas de controlo (Coroa da Furna, Lagoa), o que

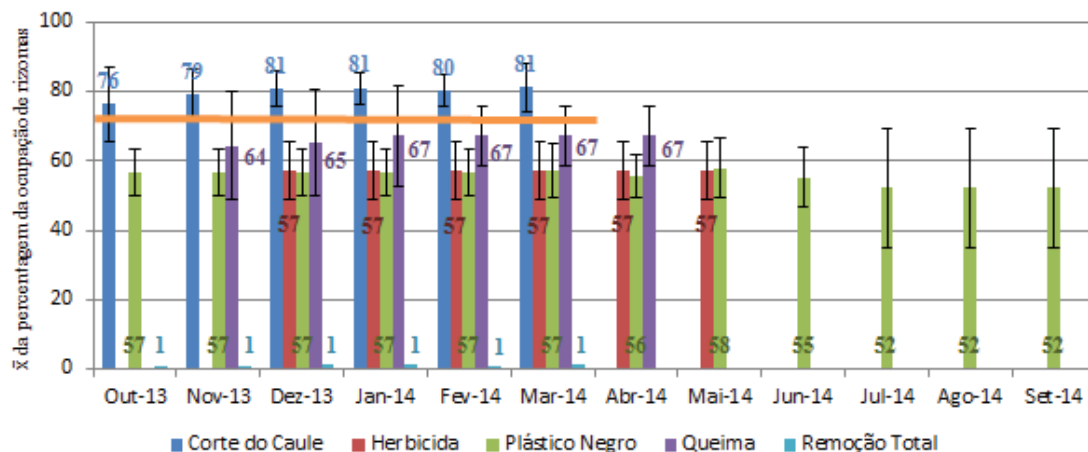
pode influenciar a sua média de riqueza de espécies. Os métodos da queima, corte do caule e da remoção total atingiram médias aproximadas.

A composição de espécies obtidas incluiu sempre *Pteridium aquilinum*, *Rubus ulmifolius*, *Cyrtomium falcatum*, *Conyza bonariensis* e *Solanum mauritianum*. É de notar que a maioria destas espécies são invasoras ou infestantes, observando-se que após a aplicação de qualquer destes métodos, se não se tomar medidas de restauro como a plantação de espécies endémicas ou nativas, rapidamente outras espécies invasoras substituirão a espécie invasora removida (Thompson *et al.* 2001; Minchinton & Bertness 2003).

Visto que o *Hedychium gardnerianum* é uma espécie que pode atingir os 2 metros de altura e com folhas oblongas de 20 cm – 60 cm x 5 cm – 12,5 cm (Franco 2003), esta provoca ensombramento na superfície do solo, o que pode levar à redução da abundância de espécies nativas (Pagès *et al.* 2003; Reinhart *et al.* 2006). Como todos os métodos implicam o corte dos caules da espécie invasora, o aumento da exposição solar na superfície do solo promove o aumento da riqueza de espécies vegetais (Merino *et al.* 1998; Wright *et al.* 2003) em todas as parcelas, exceptuando nas parcelas de controlo.

#### **5.4. Ocupação do solo por rizomas**

Na figura 47 podemos comparar as médias de percentagem de ocupação do solo por rizomas de *Hedychium gardnerianum* entre os todos os métodos e as parcelas de controlo.



**Figura 44** – Médias da percentagem da ocupação do solo por rizomas de *Hedychium gardnerianum* Sheppard ex Ker Gawl. de todos os métodos ao longo do período de monitorização. A linha cor de laranja indica a média registada nas parcelas de controlo, que é constante (71 %).

Na figura acima observa-se que apenas o método do corte do caule é que manteve uma percentagem de cobertura do solo por rizomas superior às parcelas de controlo, enquanto todos os outros métodos tiveram médias inferiores. No entanto, o método da remoção total é o que apresenta os valores menores, próximos do zero. Isto demonstra que este método é o mais eficaz na redução da ocupação do solo por rizomas de *Hedychium gardnerianum*, o que também se verifica no controlo de outras espécies de plantas invasoras (Natural Lands Trust 2013). No entanto, se a remoção total dos rizomas for realizada em taludes com grandes declives, isto pode provocar a erosão do solo (Bell *et al.* 2007). O método da cobertura do plástico negro apresenta uma pequena redução da cobertura do solo por rizomas a partir de Maio de 2014, isto será devido à degradação dos rizomas pela sua exposição de bactérias associadas à decomposição de matéria orgânica (Schonbeck 1998).

### 5.5. Ocupação do solo por rizomas com e sem caule

Nas figuras 48 e 49 podem-se observar as médias de ocupação do solo por rizomas com e sem caule de *Hedychium gardnerianum* de todos os métodos e das parcelas de controlo.

### Cobertura de rizomas com caule

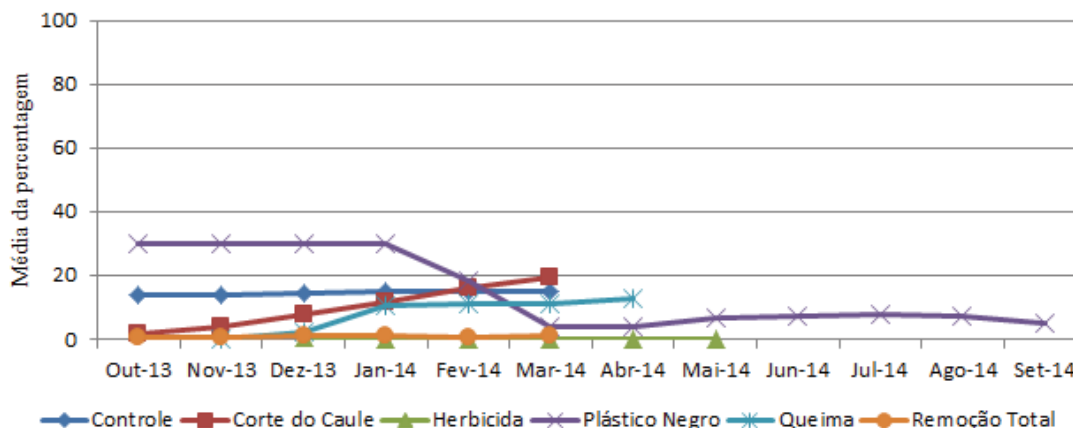


Figura 45 – Médias das percentagens de ocupação do solo por rizomas com caule de *Hedychium gardnerianum* nas parcelas de todos os métodos e das parcelas de controlo ao longo do período de monitorização.

### Cobertura de rizomas sem caule

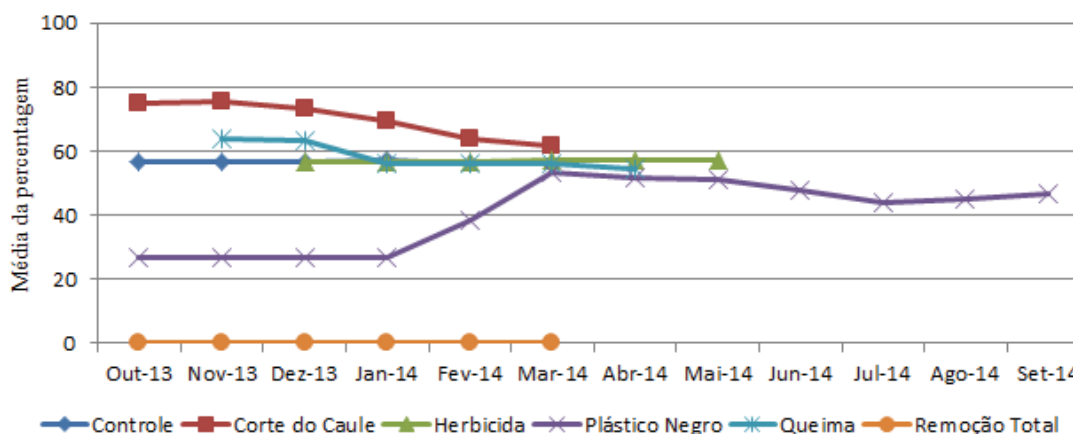


Figura 46 – Médias das percentagens de ocupação do solo por rizomas sem caule de *Hedychium gardnerianum* nas parcelas de todos os métodos e das parcelas de controlo ao longo do período de monitorização.

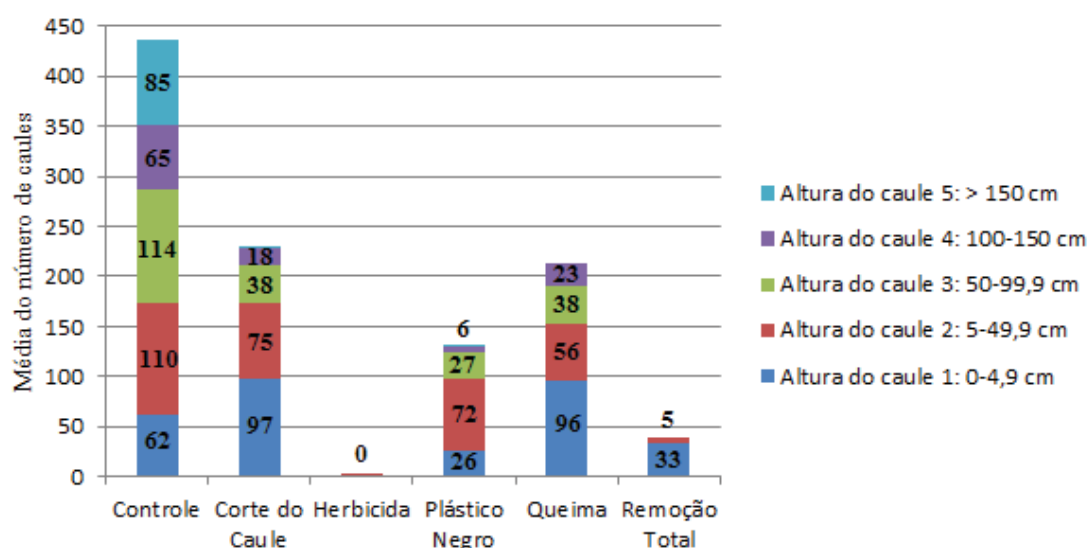
Os métodos que mostram serem mais eficazes na redução de rizomas com caule são os da cobertura com plástico negro, remoção total e o do herbicida, sendo estes dois últimos os que atingem valores mais próximos do zero (Figura 48), sendo também eficazes no controlo de outras plantas invasoras (Natural Lands Trust 2013). Os valores dos métodos do corte do caule e da queima aumentam gradualmente a partir de Novembro e Dezembro de 2013, respectivamente. Esta ineficácia destes métodos na

redução da percentagem de rizomas com caules também já foi observada no controlo de outras espécies (Caffrey 1994; Tiley & Philp 2000; D'Antonio 2000).

Relativamente à cobertura de rizomas sem caule (Figura 49), e tal como seria de esperar, o método mais eficaz é de longe o da remoção total, atingindo valores próximos do zero.

## 5.6. Altura de caules

Na Figura 50 pode-se comparar os resultados das médias do número de caules presentes nas parcelas de todos os métodos e nas de controlo.



**Figura 47** – Médias das alturas de caules numa escala de alturas, nas parcelas de controlo e restantes métodos ao longo do período de monitorização. Os valores iguais a zero não foram representados.

Ao comparar os valores das médias das alturas de caules das parcelas com os restantes métodos, verificamos que todos os métodos demonstraram ter efeito na redução da altura de caules de *Hedychium gardnerianum*. No entanto, foi o método do herbicida que se revelou ser o mais eficaz, atingindo valores mínimos nas primeiras duas classes de alturas, dos 0 aos 49,9 cm, sendo também eficaz no controlo de várias plantas invasoras (Matarczyk *et al.* 2002; Wooton *et al.* 2005; MacDonald *et al.* 2007).

O método da remoção total foi o segundo mais eficaz, tendo registo de caules só nas primeiras duas classes de alturas também. O método da cobertura com o plástico negro demonstra ser o terceiro mais eficaz, havendo já o registo de caules dos 0 aos 150 cm de altura. Os métodos da queima e do corte do caule apresentam valores aproximados, tendo os menores níveis de eficácia de todos os métodos avaliados. E como o método do corte do caule é o único que apresenta registos em todas as classes de alturas de caules, pode-se considerar que este é o menos eficaz de todos na redução da altura de caules de *Hedychium gardnerianum*, como é normal na aplicação deste método com outras plantas invasoras com rizomas (Borland *et al.* 2009).

## Capítulo 6 – Conclusões e recomendações

Uma das maiores ameaças para os ecossistemas e a conservação das espécies é a invasão biológica, especialmente pelas plantas. As ilhas oceânicas são mais susceptíveis a estas invasões, porque a maioria destas evoluíram num isolamento biogeográfico total, podendo as espécies invasoras alterar a estrutura dos ecossistemas, as suas funções, a biodiversidade e a composição das espécies numa extensão muito maior do que nas zonas continentais.

Na ilha de São Miguel, no arquipélago dos Açores, existem diversas espécies invasoras que causam grandes impactes na floresta nativa e colocando em risco espécies endémicas vegetais e animais. Uma das plantas invasoras mais preocupantes é o *Hedychium gardnerianum*, que causa um enorme impacte nos habitats e nas espécies.

Devido à grande necessidade de haver uma gestão mais eficaz do controlo desta espécie invasora, decidiu-se fazer este estudo que avalia a eficácia dos métodos mais utilizados actualmente e alguns inovadores, pelo menos com esta espécie.

O método do corte é de longe o menos dispendioso e mais rápido na sua aplicação, podendo ser aplicado em praticamente quase qualquer tipo de terreno e tem efeitos benéficos na riqueza de espécies. No entanto, tem uma baixa eficácia no controlo desta planta invasora, incentivando a emergência de novos caules mais rapidamente, como é normal em plantas com rizomas.

O método da remoção total também é pouco dispendioso e promove o surgimento de novas espécies, mas tem uma duração de intervenção elevada, sem contar com o tempo necessário para transportar os rizomas de *Hedychium gardnerianum* para fora do local de remoção, pois estes não podem lá permanecer, existindo o risco de recomeçarem o processo de reinvasão. E estes rizomas também possuem um peso considerável, se removidos em grande quantidade, o que é também um factor a ter-se em conta no transporte dos mesmos. No entanto, demonstrou ser o método mais eficaz no controlo desta planta invasora durante este ensaio. Há no entanto a considerar que deve ser evitada a sua aplicação em grandes áreas pois exige muitas horas de trabalho na remoção e transporte dos rizomas, especialmente se for aplicado em locais de difícil acesso. Também deve-se evitar a sua remoção em taludes com grandes declives, pois

---

pode promover a erosão do solo ou o deslizamento de terras devido à precipitação intensa.

O método do herbicida também exige pouco material, requer um trabalhador formado em aplicação de produtos fitofarmacêuticos, é benéfico para a riqueza de espécies após alguns meses e tem a restrição de não poder ser aplicado na proximidade de zonas com aquíferos, corpos ou linhas de água, mas fora esses locais, pode ser aplicado em quase qualquer tipo de zona. Comprova-se como o método mais eficaz na redução do surgimento de caules a curto e a longo prazo (dentro dos limites temporais deste ensaio), podendo ser aplicado em grandes áreas com custos reduzidos.

O método da queima controlada já implica o uso de um combustível, neste caso foi utilizada a ramada seca de *Cryptomeria japonica*, visto que é de origem natural e encontra-se em grandes quantidades no solo de diversas florestas na ilha de São Miguel, podendo ser recolhida gratuitamente, com a autorização prévia dos proprietários das florestas. É necessário fazer a sua recolha e secagem (por métodos naturais ou artificiais) e aplicá-la sobre os rizomas já cortados da planta invasora. Tem algumas limitações no tipo de local a aplicar, pois o declive acentuado pode influenciar a eficácia da queima, assim como também a humidade da ramada coletada de *Cryptomeria japonica* pode reduzir as temperaturas resultantes da queima. Não deverá ser aplicado em locais onde existam espécies endémicas ou com níveis de conservação elevados, pois é difícil controlar o alcance da temperatura da queima, podendo esta também deflagrar fora dos locais intencionados. Demonstra benefícios na riqueza de espécies e uma eficácia pouco significativa na redução da emergência de novos caules do *Hedychium gardnerianum* e no crescimento destes. Recomenda-se que este método seja aplicado em florestas de *Cryptomeria japonica* após o corte das árvores das mesmas, deixando a ramada resultante do corte secar naturalmente no local e depois recolhê-la e cobrir os rizomas da planta invasora com ela, queimando de seguida, evitando a necessidade de transporte da ramada e os seus custos associados. Este método teria de ser testado de forma mais aprofundada neste tipo de locais pois não é possível prever possíveis impactes deste método nas florestas de *Cryptomeria japonica*.

O método da cobertura com o plástico negro tem um tempo de aplicação e custos elevados, para além de ter algumas limitações nos locais onde pode ser aplicado,

não devendo existir objectos que impeçam a cobertura com o plástico (rochas, árvores), nem espécies vegetais endémicas ou com níveis de conservação elevados, pois este método implica a ausência de luz sobre o solo, podendo provocar a morte das espécies. No entanto, promove o surgimento de novas espécies, devido à degradação da matéria orgânica e enriquecimento de nutrientes no solo, que ocorre debaixo do plástico negro. Apesar de ter sido necessário realizar um corte dos caules com sintomas de estiolamento da planta invasora no segundo mês de cobertura do plástico negro, o método provou ser eficaz na redução do surgimento de caules e no tamanho destes. Resumindo, conclui-se que este método apenas deverá ser aplicado em locais com características muito específicas já mencionadas anteriormente e de dimensões reduzidas.

Analisando as vantagens de cada método, conclui-se que nenhum destes métodos demonstra ser eficaz em vários locais diferentes em simultâneo, sendo que cada um deles tem as suas restrições, vantagens e desvantagens. No entanto, recomenda-se que antes de utilizar qualquer um destes métodos, dever-se-à primeiro analisar as características biogeofísicas do local onde se irá efectuar a acção de controlo do *Hedychium gardnerianum* e escolher o método mais adequado ao mesmo e de acordo com os objectivos definidos da intervenção de controlo. E provavelmente no mesmo local será necessário aplicar mais do que um método diferente, para se obter o máximo de eficácia no controlo desta planta invasora.

Concluindo, recomenda-se no futuro o estudo aprofundado dos métodos aqui mencionados de uma forma integrada, em diversos tipos de habitat, de forma a descobrir combinações de métodos de controlo do *Hedychium gardnerianum* com eficácias cada vez maiores.

## Bibliografia

- Agostinho, J. (1938).** Clima dos Açores – Parte I – Generalidades, temperatura e humidade do ar. *Açoreana* 2(1):35-65;
- Agostinho, J. (1941).** Clima dos Açores – Parte IV – Clima dos Açores, pluviosidade. *Açoreana* 2(4):224-267;
- Agostinho, J. (1942).** Clima dos Açores – Parte V – O clima dos Açores no quadro dos climas mundiais. *Açoreana* 3(1):49-73;
- Allen, E. B. (1995).** Restoration ecology: limits and possibilities in arid and semiarid lands. In: Roundy B. A., McArthur E. D., Haley J. S., Man D. K. (eds.) *Proceedings, Wildland Shrub and Arid Land Restoration Symposium*, Las Vegas, N. V., Ogden. UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, General Technical Rep. INT-GTR-315, Pp. 7-15;
- Alvarez, M. E.; Cushman, J. H. (2002).** Community – level consequences of a plant invasion: Effects on three habitats in coastal California. *Ecological Applications* 12:1434-1444;
- Andersen, M. C.; Adams, H.; Hope, B.; Powell, M. (2004).** Risk assessment for invasive species. *Risk Analysis* 24:787-793;
- Anderson, RC and Gardner, DE (1999).** An Evaluation of the Wilt-Causing Bacterium *Ralstonia solanacearum* as a Potential Biological Control Agent for the Alien Kahili Ginger (*Hedychium gardnerianum*) in Hawaiian Forests. *Biological Control*, 15: 89–96;
- Ashwort, S; Harrison, H. (1983).** Evaluation of mulches for use in the home garden. *HortScience* 18(2):180-182;
- Azevedo, E. (2001).** *Projecto de remodelação da Central Geotérmica do Pico Vermelho; Estudo de Impacte Ambiental; Factores Climáticos*. Departamento de Ciências Agrárias, Universidade dos Açores;
- Bell, C. E.; DiTomaso, J. M.; Wilen, C. A. (2007).** Invasive Plants, Integrated Pest Mangement Arund the Home and Landscape. *Pest Notes*, Publication 74139;
- Blackburn, T. M. e Duncan, R. P. (2001).** Determinants of establishment success in introduced birds. *Nature* 414:195-197;
- Blair, A. M.; Martin, T. C. (1988).** A review of the activity, fate, and mode of action of sulfonylurea herbicides. *Pestic. Sci.* 22:195-219;
- Bonanno, A. R.; Lament, W. J. (1987).** Effect of polyethylene mulches, irrigation metho and row covers on soil and air temperature and yield of muskmelon. *J. Amer. Soc. Hort. Sci.* 112(5):735-738;
- Borges, P. J. A. (2003).** *Ambientes litorais nos Grupos Central e Oriental do Arquipélago dos Açores – Conteúdos e Dinâmica de Microescala*. Dissertação (Doutoramento) – Universidade dos Açores, Ponta Delgada;
- Borland, K; Campbell, S.; Schillo, R.; Higman, P. (2009).** *A Field Identification Guide to Invasive Plants in Michigan's Natural Communities*. Michigan State University Extension;

- Born, W.; Rauschmayer, F.; Bräuer, I. (2005).** Economic evaluation of biological invasions – a survey. *Ecological Economics* 55:321-36;
- Boutin, C.; Lee, H.; Peart, E. T.; Batchelor, P. S.; Maguire, R. J. (2000).** Effects of the sulfonylurea herbicide metsulfuron methyl on growth and reproduction of five wetland and terrestrial plant species. *Environ. Toxicol. Chem.* 19:2532-2541;
- Briggs, M. K.; Cornelius, S. (1998).** Opportunities for ecological improvement along the lower Colorado River and delta. *Wetland* 18:513-529;
- Brooks, M. (2001).** Fire and invasive plants in the wildlands of California. *Nox. Times* 3(4):4-5;
- Brown, J. H. (1989).** Patterns, modes and extents of invasions by vertebrates. In: Drake J. A., Mooney H. A., di Castri F, Groves R. H., Kruger F. J., Rejmánek M, Williams M (eds.) *Biological invasions: a global perspective*. John Wiley & Sons, Chichester, UK, pp. 1-30;
- Brown, H. M. (1990).** Mode of action, crop selectivity, and oil relations of the sulfonylurea herbicides. *Pestic. Sci.* 29:263-281;
- Burke, M. J. K. & Grime, J. P. (1996).** An experimental study of plant community invasibility. *Ecology* 77:776-790;
- Caffrey, J. M. (1994).** Spread and management of *Heracleum mantegazzianum* (Giant hogweed) along Irish river corridors. In: L. C. de Waal, Child, L. E., Wade, P. M, Brock, J. H. (eds.), *Ecology and management of invasive riverside plants*. Wiley, Chichester, pp. 67-76;
- Carlton, J. T. (1996).** Pattern, process, and prediction in marine invasion ecology. *Biological Conservation* 78:97-106;
- Carlton, J.T. (2001).** *Introduced Species in US Coastal Waters: Environmental Impacts and Management Priorities*. Arlington, VA, USA: Pew Oceans Commission;
- Censos (2011).** *Censos 2011 – Principais Resultados Definitivos dos Censos 2011 – Açores*. SREA;
- Chapman; M. G.; Underwood, A. J. (2000).** The need for a practical scientific protocol to measure successful restoration. *Wetlands* 19:28-49;
- Clarkson, V. A.; Frazier, B. (1960).** Effect of black polyethylene mulch on soil and microclimate temperature and nitrate level. *Agron J.* 52:307-309;
- Centro de Clima, Meteorologia e Mudanças Globais da Universidade dos Açores.** *Evolução Climática*. <<http://www.climaat.angra.uac.pt>>. Consultado em 20 de Setembro de 2014;
- Clout, M. N.; Williams, P. A. (2009).** *Invasive species management: a handbook of principles and techniques*. Oxford University Press, Oxford, UK;
- Collier, M. H.; Vankat, J. L.; Hughes, M. R. (2002).** Diminished plant richness and abundance below *Lonicera maackii*, an invasive shrub. *American Midland Naturalist* 147:60-71;
- COMTF (2011).** *Final draft – A decision making Guide for Invasive Species Program Managers*, <<http://www.suddenoakdeath.org/wp-content/uploads/2011/04/DM-Guide-for-Invasive-Species-Program-Managers-Final-May-2011.pdf>>. Último acesso em 15 de Agosto de 2014;

- Cook, D. C. & Lonsdale, M. (2006).** A strategic protection approach to biosecurity: Policy implications of an ‘immune system’ model for addressing the risks and consequences of invasive species. In: *50th Annual Conference of the Australian Agricultural and Resource Economics Society*. Sydney;
- Cordeiro, N. & Silva, L (2003).** Seed production and vegetative growth of *Hedychium gardnerianum* Ker-Gawler (Zingiberaceae) in São Miguel Island (Azores). *Arquipélago. Life and Marine Sciences*. 20A:31-36;
- Costello, C. & Solow, A. (2003).** On the pattern of discovery on introduced species. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100:3321-3323;
- Cronk, C. B. & Fuller, J. L. (1995).** *Plant invaders: the threat to natural ecosystems*. Chapman Hall, London. Reino Unido;
- Cross J. R. (1982).** The invasion and impact of *Rhododendron* in native Irish vegetation. In: Whitte J. (ed.) *Studies on Irish Vegetation*. Royal Dublin Society, Dublin, pp 209-220;
- Dana, E. & Rodríguez-Luengo, J. L. (2008).** Gestión del control de las especies exóticas invasoras. In: Vilà M., Valladares F., Traveset A., Santamaría L., Casto P. (Coord.) *Invasiones Biológicas*. Colección Divulgación. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), pp129-139;
- D’Antonio, C. M. (2000).** Fire, plant invasions, and global changes. In: Mooney, H. A. & Hobbs, R. J. (eds.), *Invasive Species in a Changing World*, Island Press, Washington DC, pp. 65-93;
- D’Antonio, C. M. & Meyerson, L. A. (2002).** Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. *Restoration Ecology* 10:703-713;
- D’Antonio, C. M.; Jackson, N. E.; Horvitz, C. C.; Hedberg, R. (2004).** Invasive plants in wildland ecosystems: merging the study of invasion processes with management needs. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2:513-521;
- D’Antonio, C. M. & Kark, S. (2002).** Impacts and extent of biotic invasions in terrestrial ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 17:202–204.
- D’Antonio, C. M.; Hughes, H. R.; Mack, M.; Hitchcock, D.; Vitousek, P. M. (1998).** The response of native species to removal of invasive exotic grasses in a seasonally dry Hawaiian woodland. *Journal of Vegetation Science* 9:699-712;
- D’Antonio, C.M. & Vitousek, P.M. (1992)** Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 63–87.
- Daubenmire, R. (1968).** Ecology of fire in grasslands. *Adv. Ecol. Res.* 5:209-266;
- DeMeester, J. E. & Richter, D. (2009).** Restoring restoration: removal of the invasive plant *Microstegium vimineum* from a North Carolina wetland. *Biological Invasions* 12:781-793;
- Dias, E (1996).** *Vegetação Natural dos Açores: Ecologia e Sintaxonomia das Florestas Naturais*. Tese de Doutoramento, Universidade dos Açores, Angra do Heroísmo;
- Di Castri (1989).** History of biological invasions with special emphasis on the old world. In: Drake J. A., Mooney H. A., di Castri F., Groves R. H., Kruger F. J., Rejmánek M., Williams M (eds.) *Biological invasions: a global perspective*. John Wiley & Sons, Chichester, UK, pp. 1-30;

- DiTomaso, J. M.; Kyser, G. B.; Hastings, M. S. (1999).** Prescribed burning for control of yellow starthistle (*Centaurea solstitialis*) and enhanced native plant diversity. *Weed Sci.* 47:233-242;
- Duncan, R. P.; Blackburn, T. M.; Sol, D. (2003).** The ecology of bird introductions. Annual review of Ecology. *Evolution and Systematics* 34:71-98;
- Dupont (2006).** Escort XP Herbicide Label. <http://www.dupont.com/ag/us/prodinfo/prodsearch/information/H65216.pdf>. Último acesso em 2 de Julho de 2014;
- Elton, C. S. (1958).** *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Methuen, London;
- Emerton, L. & Howard, G. (2008).** *A Toolkit for the Economic Analysis of Invasive Species*. Global Invasive Species Programme, Nairobi;
- Epanchin-Niell, R. S. & Hastings, A. (2010).** Controlling established invaders: integrating economics and spread dynamics to determine optimal management. *Ecology Letters* 13:528-541;
- FAO (2014).** *Invasive Species: Impacts on forests and forestry*, <<http://www.fao.org/forestry/aliens/55399/en/>>. Último acesso em 15 de Agosto de 2014;
- Flory, S. L. (2010).** Management of *Microstegium vimineum* invasions and recovery of resident plant communities. *Restoration Ecology* 18:103-112;
- Forjaz, V. H. (2004).** *Atlas básico dos Açores*. OVGA – Observatório Vulcanológico e Geotérmico dos Açores, Ponta Delgada
- Franco, J. A. & Afonso, M. L. R. (2003).** *Nova Flora de Portugal (Continente e Açores)*. Vol. 3, Fasc. III, *Juncaceae – Orchidaceae*. Instituto Superior de Agronomia. Escolar Editora, Lisboa;
- Gassó, N. (2008).** *Plant Invasion success in Spain: A macroecological approach*. PhD thesis. Universitat Autònoma de Barcelona, Bellaterra;
- Genovesi, P. & Shine, C. I. (2004).** *European Strategy on Invasive Alien Species. Nature and Environment*, nº 137. Council of Europe Publishing, Estrasburg, France;
- GISP (2006).** *Invasive Species and Poverty: Exploring the Links*. Capetown, South Africa: The Global Invasive Species Programme.
- Gordon, D. R.; Onderdonk, D. A.; Fox, A. M.; Stocker, R. K. (2008).** Consistent accuracy of the Australian weed risk assessment system across varies geographies. *Diversity and Distributions* 14:234-242;
- Groves, R. H. & Panetta, F. D. (2002).** Some principles for weed eradication programs. In: Spafford J. H., Dodd J., Moore J. H. (eds.) *13<sup>th</sup> Australian Weeds Conference proceedings: weeds 'threats now and forever'*. Plant protection society of western Australia, Victoria Park, W. A., Australia;
- Grubb, P. J. & Tanner, E. V. J. (1976).** The montane forests and soils of Jamaica: a reassessment. *Journal of Arnold Arboretum* 57:313-368;
- Hanson (1996).** Tools and techniques. Chapter 3. In: J. M. Randal & M. Marianelli (eds.) *Invasive Plants Handbook #149*. Brooklyn Botanical Garden, Inc., Brooklyn, New York, 111 pgs.;
- Hobbs, R. J. & Humphries S. E. (1995).** An integrated approach to the ecology and management of plant invasions. *Conservation Biology* 9:761-770;

- Hobbs, R. J. (2000).** Land-use changes and invasion. In: Mooney H. A., Hobbs R. J. (eds.) *Invasive species in a changing world*. Island Press, Washington, pp.31-54;
- Horan, R. D. & Lupi, F. (2010).** The Economics of Invasive Species Control and Management: The Complex Road Ahead. *Resource and Energy Economics* 101:553-564;
- Hulme, P. E. (2005).** Nursery crimes: agriculture as victim and perpetrator in the spread of invasive species. In: *Crop Science and Technology*. British Crop Protection Council, Alton, UK. pp.733-740;
- Hulme, P. E. (2006).** Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. *Journal of Applied Ecology* 43: 835-847;
- Hulme, P. E. & Bremner, E. T. (2006).** Assessing the impact of *Impatiens glandulifera* on riparian habitats: partitioning diversity components following species removal. *Journal of Applied Ecology* 43:43-50;
- Hulme, P. E.; Bacher, S.; Kenis, M.; Kühn, I.; Minchin, D.; Nentwig, W.; Olenin, S.; Panov, V.; Pergl, J.; Pyšek, P.; Roques, A.; Sol, D.; Solarz, W.; Vilà, M. (2008).** Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. *Journal of Applied Ecology* 45:403-414;
- Hulme, P. E.; Nentwig, W.; Pyšek, P.; Vilà, M. (2009).** Common market, shared problems: time for a coordinated response to biological invasions in Europe? *Neobiota* 8:3-19;
- Information Ventures (2003).** *Metsulfuron, Pesticide Fact Sheet*. U. S. Department of Agriculture, Forest Service by Information Ventures, Inc.;
- Invasive Plants (2007).**
- James, J. J.; Smith, B. S.; Vasquez, E. A.; Sheley R. L. (2010).** Principles for ecologically based invasive plant management. *Invasive Plant Science and Management* 3:229-239;
- Kettunen, M.; Genovesi, P.; Gollsch, S.; Pagad, S.; Starfinger, U.; ten Brink, P.; Shine, C. (2009).** *Technical support to EU strategy on invasive species (IS) – Assessment of the impacts of IS in Europe and the EU (Final module report for the European Commission)*. Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium;
- Kolar, C. S. & Lodge, D. M. (2001).** Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology and Evolution* 16:199-204;
- Kowarik, I (1990).** Some responses of flora and vegetation to urbanization in Central Europe. In: Sukopp H., Hejný S., Kowarik I. (eds.) *Urban Ecology*. SPB, The Hague, The Netherlands, pp. 45-74;
- Lake, J. C. & Leishman, M. R. (2003).** Invasion success of exotic plants in natural ecosystems: the role of disturbance, plant attributes and freedom from herbivores. *Biological Conservation* 117:215-226;
- Leach, J. H. (1995).** Non-indigenous species in the Great Lakes: were colonization and damage to ecosystem health predictable? *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 4:117-128;
- Leung, B.; Lodge, D. M.; Finnoff, D.; Shogren, J. F.; Lewis, M. A.; Lamberti, G. (2002).** An ounce of prevention or a pound of cure: bioeconomic risk analysis of invasive species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 269: 2407-2413;

- Lodge, D. M.; Williams, S.; MacIsaac, H. J.; Hayes, K. R.; Leung, B.; Reichard, S.; Mack, R. N.; Moyle, P. B.; Smith, M.; Andow, D. A.; Carlton, J. T.; McMichael, A. (2006).** Biological invasions: Recommendation for US policy and management. *Ecological Applications* 16:2035-2054;
- Lonsdale, W. M. (1999).** Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology* 80:1522-1536;
- Lowell, S. J.; Stone, S. F.; Fernandez, L. (2006).** The economic impact of aquatic invasive species: a review of the literature. *Agricultural and Resource Economics Review* 35: 195-208;
- MacDonald, N. W.; Scull, B. T.; Abella, S. R. (2007).** Mid-spring burning reduces spotted knapweed and increases native grasses during a Michigan experimental grassland establishment. *Restoration Ecology* 15:118-128;
- Mack, M. & D'Antonio, C.M. (1998).** Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *Trends in Ecology and Evolution* 13: 195– 198.
- Mack, R. N.; Simberloff, D.; Lonsdale, W. M.; Evans, H.; Clout, M.; Bazzaz, F. A. (2000).** Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. *Ecological Applications* 10:689-710;
- Martins, A. M. F. (1993).** The Azores – Westernmost Europe: Where evolution can be caught red-handed. *Boletim do Museu Municipal do Funchal*, Sup.2, pp.181-198;
- Mason, T. J. & Franch, K. (2007).** Management regimes for a plant invader differentially impact resident communities. *Biological Conservation* 136:246-259;
- Mataarczyk, J. A.; Willis, A. J.; Vranjic, J. A.; Ash, J. E. (2002).** Herbicides, weeds and endangered species: management of bitou bush (*Chrysantemoides monilifera* ssp. *rotundata*) with glyphosate and impacts on the endangered shrub, *Pimelea spicata*. *Biological Conservation* 108:133-141;
- McNeely, J. (2001).** *The Great Reshuffling: Human Dimensions of Invasive Alien Species*. Gland, Switzerland: IUCN;
- MEA (2005).** *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. Washington, DC, USA: World Resources Institute;
- Merino, A.; Edeso, J. M.; González, M. J.; Marauri, P. (1998).** Soil properties in a hilly area following different logging management practices. *Forest Ecology and Management* 103:235-246;
- Menke, J. W. (1992).** Grazing and fire management for native perennial grass restoration in California grasslands. *Fremontia* 20(2):22-25;
- Minchinton, T. E. & Bertness, M. D. (2003).** Disturbance-mediated competition and the spread of *Phragmites australis* in a coastal marsh. *Ecological Applications* 13:1400-1426;
- Morton, B.; Britton, J. C.; Martins, A. M. F. (1998).** *Ecologia Costeira dos Açores*. Sociedade de Estudos Açorianos Afonso de Chaves. Ponta Delgada, Açores;
- Myers, J. H.; Simberloff, D.; Kuris, A. M.; Carey, J. R. (2000a).** Eradication revisited: dealing with exotic species. *Trends in Ecology and Evolution* 15:316-320;

- Myers N.; Mittermeier R. A.; Mittermeier C. G.; Fonseca G. A. B.; Kent, J. (2000b).** Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-585;
- Natural Lands Trust (2013).** *Ingram's Mill nature area, East Bradford Township, Natural Areas Stewardship Report*. Natural Lands Trust, Hildacy Farm;
- Needham, H. D. & Francheteau, J. (1974).** Some characteristics of the rift valley in the Atlantic Ocean near 36° 48' north. *Earth & Planet Sci. Lett.* 22:29-43;
- Neto, A. (1997).** *Studies on algal communities of São Miguel, Azores*. Dissertação (Doutoramento). – Universidade dos Açores, Ponta Delgada;
- Office of Technology Assessment U.S.C. (1993).** *Harmful nonindigenous species in the United States*. US Congress – US Government Printing Office, Washington, DC;
- Ogden, J. A. E. & Rejmánek, M. (2005).** Recovery of native plant communities after the control of a dominant invasive plant species, *Foeniculum vulgare*: Implications for management. *Biological Conservation* 125:427-439;
- Olson, L. J. (2006).** The economics of terrestrial invasive species: a review of the literature. *Agricultural and Resource Economics Review* 35:178-94;
- Pagès, J. P.; Pache, G.; Joud, D.; Magnan, N.; Michalet, R. (2003).** Direct and indirect effects of shade on four forest tree seedlings in the French Alps. *Ecology* 84:2741-2750;
- Palhinha, R. T. (1966).** *Catálogo das plantas vasculares dos Açores*. Sociedade de estudos açorianos Afonso Chaves, Lisboa;
- Park, K (2004).** Assessment and management of invasive alien predators. *Ecology and Society* 9(2): 12;
- Parker, I. M & Reichard, S. H. (1998).** Critical issues in Invasion biology for conservation Science. In: Fiedler P. & Kareiva, P. (Eds.) *Conservation Biology*, pp. 283-305, Chapman & Hall, New York;
- Partel, M.; Kalamees, E.; Zobel, M.; Rosen, E. (1998).** Restoration of species – rich limestone grassland communities from overgrown land: the importance of propagule availability.
- Panetta, F. D. & Mitchell, N. D. (1991).** Homoclimate analysis and the prediction of weediness. *Weed Research* 31:273-284;
- Penacho M.L.T.; Amaral R.S.; Malveiro A.; Machado C.A.S. e Aranha J.T.M. (2009).** Controlo de Invasoras *Hedychium gardnerianum* e *Gunnera tinctoria* em Áreas Florestais na Ilha de S. Miguel – Açores. In: *6º Congresso Florestal Nacional*. Ponta Delgada;
- Pier (2004).** *Pacific island ecosystems at risk database*, [www.hear.org/pier/species/hedychium\\_gardnerianum.htm](http://www.hear.org/pier/species/hedychium_gardnerianum.htm). Último acesso em 12 de Agosto de 2014;
- Pimentel D.; McNair S.; Janecka J.; Wightman J.; Simmonds C.; O'Connell C.; Wong E.; Russel L.; Zern J.; Aquino T.; Tsomondo T. (2001).** Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 84, 1-20;
- Pimentel D.; Zuniga R.; Morrison D. (2005).** Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics* 52, 273-288;

- Programa de Iniciativa Comunitária INTERREG III B 2000-2006 Azores-Madeira-Canárias (2001).** Governo de Canárias, Governo Regional da Madeira, Governo Regional dos Açores;
- Pyne, S. J. (1997).** *America's Fires: Management on Wildlands and Forests*. Durham, NC. Forest History Society, 54p.;
- Pyšek, P.; Richardson, D. M.; Rejmánek, M.; Webster, G. L.; Williamson, M.; Kirschner, J. (2004).** Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* 53:131-143;
- Pyšek, P. & Richardson, D. M. (2007).** Traits associated with invasiveness in alien plants: where do we stand? In: Nentwig W. (ed.) *Ecological Studies: Biological invasions*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, pp. 97-125;
- QualityCoast (2014).** *Azores (PT)*, < [http://www.qualitycoast.info/?page\\_id=583](http://www.qualitycoast.info/?page_id=583)>. Último acesso em 25 de Outubro de 2014;
- Reichard, S. H. & Hamilton, C. W. (1997).** Predicting invasions of woody plants introduced into North America. *Conservation Biology* 11:193-203;
- Reinhart, K. O.; Gurnee, J.; Tirado, R.; Callaway, R. M. (2006).** Invasion through quantitative effects: intense shade drives native decline and invasive success. *Ecological Applications* 16(5):1821-1831;
- Rejmánek, M. (1996).** A theory of seed plant invasiveness: the first sketch. *Biological Conservation* 78:171-81;
- Rejmánek, M. & Richardson, D. M. (1996).** What attributes make some plant species more invasive? *Ecology* 77:1655-1661;
- Rejmánek, M. (2000).** Invasive plants: approaches and predictions. *Austral Ecology* 25:497-506;
- Rejmánek, M.; Richardson, D. M.; Pyšek, P. (2005).** Plant invasion and invasibility of plant communities. In: Van der Marel E. (ed.) *Vegetation ecology*. Blackwell Publishing, Oxford, pp. 332-355;
- Schäfer, H. (2003).** *Chorology and Diversity of the Azorean Flora Part II Commented Checklist of the Azorean Flora Distribution Atlas of Flores, Faial and Santa Maria*. Dissertação (Doutoramento). Universidade de Regensburg, Alemanha;
- Schäfer, H. (2005).** *Flora of the Azores*. 2nd. ed. Margraf Publishers (Ed.). Weikersheim, Alemanha;
- Schonbeck, M. (2012).** *Synthetic Mulching Materials for Weed Management*. <[http://www.extension.org/pages/65191/synthetic-mulching-materials-for-weed-management#.VANolvk\\_sYI](http://www.extension.org/pages/65191/synthetic-mulching-materials-for-weed-management#.VANolvk_sYI)>. Último acesso em 21 de Maio de 2014;
- Scott, J. K. & Panetta, F. D. (1993).** Predicting the Australian weed status of southern African plants. *Journal of Biogeography* 20:87-93;
- Shafroth, P. B.; Beauchamp, V. B.; Briggs, M. K.; Lair, K.; Scott, M. L.; Sher, A. A. (2008).** Planning Riparian Restoration in the Context of Tamarix Control in Western North America. *Restoration Ecology* 16:97-112;

- Sheppard, A. W.; Shaw, R. H.; Sforza, R. (2006).** Top 20 environmental weeds for classical biological control in Europe: a review of opportunities, regulations and other barriers to adoption. *Weed research* 46:1-25;
- Schonbeck, M (1998).** Weed suppression and labour costs associated with organic, plastic, and paper mulches in small-scale vegetable production. *Journal of Sustainable Agriculture*, 13:13-33;
- Silva, L (2001).** *Plantas vasculares invasoras no arquipélago dos Açores*. Tese de Doutoramento, Universidade dos Açores, Ponta Delgada;
- Silva, L. & Smith, C. W. (2004).** A characterization of the non-indigenous flora of the Azores Archipelago. *Biological Invasions*, 6: 193-204;
- Silva, L.; Ojeda, E. L.; Rodriguez, J. L. L. (2008).** *Invasive Terrestrial Flora and Fauna of Macaronesia. Top 100 in Azores, Madeira and Canaries*. ARENA, Ponta Delgada, 546 pp.;
- Simberloff, D. (2003).** Eradication – preventing invasions at the outset. *Weed Science* 51:247-53;
- Sol. D.; Blackburn, T.; Cassey, P.; Duncan, R.; Clavell, J. (2005).** The ecology and impact of nonindigenous birds. In: Del Hoyo J, Elliot A., Christie D. (eds.) *Handbook of the birds of the world*, volume 10. Lynx Editions, Barcelona;
- Soulé, M. E. (1992).** The social and public health implication of global warming and the onslaught of alien species. *Journal of Wilderness Medicine* 3:118-127;
- SPEA (2010).** *Life + Laurissilva Sustentável – Acção EI, Monitorização das acções de controlo de exóticas na Floresta Laurissilva – Ano 2010*. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Povoação;
- SRAF (2007).** *PRORURAL 2007-2013 – Programa de Desenvolvimento Regional da Região Autónoma dos Açores*. Segunda alteração. Angra do Heroísmo: Direcção Regional dos Assuntos Comunitários da Agricultura;
- SREA (2014).** *Boletim Trimestral de Estatística, 2º trimestre de 2014*. Serviço Regional de Estatística dos Açores, Angra do Heroísmo;
- The Convention on Biological Diversity (2003).** *Pilot Assessment: the ecological and socio-economic impact of invasive alien species on island ecosystems*. UNEP;
- Thompson, M. B. & Reid, A. M. (2007).** Are exotic natural enemies an effective way of controlling invasive plants? *Trends in Ecology and Evolution* 22:447-453;
- Tiley, G. E. D. & Philp, B. (1997).** Observations on flowering and seed production in *Heracleum mantegazzianum* in relation to control. In: Brock, J. H., Wade, M., Pysek, P., Green, D. (eds.) *Plant Invasions: Studies from North America and Europe*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 123-137;
- Truscott, A. M.; Palmer, S. C.; Soulsby, C.; Westaway, S.; Hulme, P. E. (2008).** Consequences of invasion by the alien plant *Mimosa guttatus* on the species composition and soil properties of riparian plant communities in Scotland. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 10:231-240;

- Ureta, J. A. (2011).** *Management of alien plants in Spain: from preservation to restoration*. Ph.d. Thesis, Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals, Universitat Autònoma de Barcelona;
- Vencill, W. K. (2002).** *Herbicide Handbook, 8<sup>th</sup> Edition*. Weed Science Society of America, Lawrence, KS, 352 pp.;
- Verbrugge, L. N. H. (2010).** *Evaluation of international risk assessment protocols for exotic species*. Department of Environmental Science, Faculty of Science, Radboud University Nijmegen, Nijmegen, The Netherlands;
- Vitousek, P. M. (1986).** Biological invasions and ecosystem properties: can species make a difference? In: Mooney H. A., Drake J. A. (eds.) *Ecology of biological invasions of North America and Hawaii*. Springer, New York, pp 163-178;
- Vitousek P. M. & Walker L. R. (1989).** Biological invasion by *Myrica faya* in Hawai'i: plant demography, nitrogen fixation, and ecosystem effects. *Ecol Monogr* 59:247-265;
- Vitousek, P. M.; Walker L. R.; Whiteaker L. D.; Mueller-Dombois D.; Matson P. A. (1987).** Biological invasion of *Myrica faya* alters ecosystem development in Hawai'i. *Science* 238:802-804;
- Wilcove, D.S., Rothstien, D., Dubow, J., Phillips, A. & Losos, E. (1998).** Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience* 48: 607–615.
- Williamson, M. (1996).** *Biological Invasions*. Chapman and Hall, London;
- Wood, TH Whitten, WM and Williams, NH (2000).** 'Phylogeny of *Hedychium* and related genera (*Zingiberaceae*) based on ITS sequence data', *Edinburgh Journal of Botany*, 57(2): 261–270;
- Wotton, D. M.; O'Brien, C.; Stuart, M. D.; Fergus, D. J. (2004).** Eradication success down under: heat treatment of sunken trawler to kill the invasion seaweed *Undaria pinnatifida*. *Marine Pollution Bulletin* 49:844-849;
- Wootton, L. S.; Halsey, S. D.; Bevaart, K.; McGough, A; Ondreicka, J; Patel, P. (2005).** When invasive species have benefits as well as costs: managing *Carex kobomugi* (Asiatic sand sedge) in New Jersey's coastal dunes. *Biological Invasions* 7:1387-3547;
- Wright, H. A. & Bailey, A. W. (1982).** *Fire Ecology: United States and Southern Canada*. New York: J. Wiley, 501p. ;
- Wright, J. P.; Flecker, A. S.; Jones, C. G. (2003).** Local vs. landscape controls on plant species richness in beaver meadows. *Ecology* 84:3162-3173;
- Zavaleta, E. S.; Hobbs, R. J.; Mooney, H. A. (2001).** Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends in Ecology and Evolution* 16:454-459.