

**Universidade de São Paulo  
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Controle mecânico da herbácea exótica invasora lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium* Koenig) no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira - PETAR, SP**

**Luísa Almeida Maciel**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba  
2011**

Luísa Almeida Maciel  
Bacharel e licenciada em Ciências Biológicas

**Controle mecânico da herbácea exótica invasora lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium* Koenig) no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira, SP**

Orientadora:  
Profa. Dra. **TERESA CRISTINA MAGRO**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba  
2011**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - ESALQ/USP**

Maciel, Luísa Almeida

Controle mecânico da herbácea exótica invasora lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium* Koenig) no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira - PETAR, SP / Luísa Almeida  
Maciel. - - Piracicaba, 2011.

97 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2011.

1. Áreas de conservação 2. Controle mecânico 3. Invasão biológica 4. Mata Atlântica  
5. Parques Estaduais 6. Plantas exóticas 7. Plantas invasoras 8. Lírio-do-brejo I. Título

CDD 634.9658  
M152c

**“Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor”**

## AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Violeta Marien e Luiz Maciel, pelo amor, carinho e apoio incondicional.

Aos meus três queridos irmãos, Mariana, Arthur e Marina, pelo carinho e ótimas risadas.

Ao Marcel, meu amor e grande amigo, por me ajudar em campo, faça chuva faça sol, sempre com um lindo sorriso no rosto.

À minha orientadora, Teresa, sempre compreensiva e atenciosa, por me ajudar a trilhar meu caminho por essa jornada.

À Yukie, não apenas pela assistência de campo e amizade, mas também pelos muffins, jantares, fotografias e todas suas aptidões que tornaram o campo numa tarefa sempre prazerosa.

À Ana Mengardo e à Caroline Coguetto por colocarem em prática “pra que servem os amigos” e me ajudarem em campo mesmo na presença de pernilongos e temíveis parasitas!!

Aos meus amigos biólogos que moram no meu coração: Ana, Bia, Carochinha, Ceará, Débora, Juju, Karina, Laura, Mingau, Nada Mal e Otite pela amizade, carinho e ótimos momentos juntos.

Aos amigos não biólogos: Fernando Rabello, Ive, Inaê, Luísa Barros, Maju, Maria Laura e Octávio pela amizade tão antiga e preciosa pra mim.

À Luciana Yukie pela ajuda e companhia durante o campo.

À Fundação Florestal, em especial Tadeu Gonçalves, Sr. Anésio, Sr. Narciso e Chita por tornarem possível o meu campo e mostrarem que o PETAR tem muito mais do que plantas e animais, tem história!

A todos da Pousada Rancho da Serra, em especial ao Jura pela cortesia de nos receber sempre de braços abertos e à D. Ercília por cozinhar com tanto amor as nossas deliciosas refeições.

Ao Marcelo Corrêa por ser tão atencioso e prestativo na ajuda com os números;

À Paki pela amizade e ajuda na parte da revisão final.

Ao meu primo Hugo, pela amizade e por estar de olho no meu português na fase final da dissertação.

À CAPES pela bolsa concedida.

Ao Programa de Pós Graduação em Recursos Florestais.

Aos meu professores de pós-graduação: Maria Victoria, Demóstenes, Edson Vidal, Roberto Shimizu, Sérgio Rosso, Paulo Kageyama, Weber Amaral, por contribuírem com o meu preparo teórico e prático durante o mestrado.

Ao Laboratório de Ecologia Aplicada pelo empréstimo do luxímetro.

Aos colegas de pós graduação.

A todos aqueles que, de alguma forma, auxiliaram indiretamente na realização desta pesquisa.

*Vivendo, se aprende;  
mas o que se aprende, mais,  
é só a fazer outras maiores perguntas.*

Guimarães Rosa - Grande Sertão Veredas



## SUMÁRIO

<b>RESUMO.....</b>	<b>09</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>11</b>
<b>LISTA DE FIGURAS.....</b>	<b>13</b>
<b>LISTA DE TABELAS.....</b>	<b>17</b>
<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>19</b>
<b>2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>21</b>
2.1 Invasões biológicas.....	21
2.2 Impactos das invasões biológicas à natureza.....	25
2.3 Espécies exóticas no Brasil .....	28
2.4 Invasão biológica em Unidades de Conservação.....	33
2.5 Formas de combate e prevenção às invasões biológicas.....	38
2.6 <i>Hedychium coronarium</i> Koenig.....	43
<b>3 MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>49</b>
3.1 O bioma Mata Atlântica.....	49
3.2 Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira – PETAR.....	51
3.3 Área de estudo.....	54
3.4 Instalação do experimento.....	55
3.5 Métodos estatísticos.....	60
<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>63</b>
4.1 Acompanhamento da população de <i>Hedychium coronarium</i> .....	64
4.2 Acompanhamento da população vegetal nativa .....	74
4.3 Parâmetros abióticos.....	74
4.4 Discussão.....	79
<b>6 CONCLUSÕES .....</b>	<b>83</b>
<b>7 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>85</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>87</b>
<b>ANEXO.....</b>	<b>95</b>





## RESUMO

### **Controle mecânico da herbácea exótica invasora lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium* Koenig) no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira – PETAR, SP**

Invasões biológicas consistem em uma séria ameaça à biodiversidade. Apesar de sua presença já antiga entre os processos naturais, atividades humanas agravaram o problema das invasões nas últimas décadas e levaram essa ameaça às áreas naturais. A maioria das Unidades de Conservação brasileiras já enfrenta as consequências de introduções arbitrárias de espécies. O Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira – PETAR convive com a herbácea invasora lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*) e seus impactos há décadas. Sem predadores naturais, o lírio-do-brejo se desenvolve mais rapidamente que espécies nativas e é capaz de invadir florestas de dossel fechado, limitando a sobrevivência de plântulas e brotos nativos. O objetivo deste estudo é compreender as condições físicas favoráveis ao desenvolvimento da espécie, investigar possíveis impactos microclimáticos e testar diferentes métodos mecânicos de controle e erradicação. Foram instalados oito blocos randomizados em cada uma das duas áreas de estudo. Cada bloco constituiu-se de uma parcela de 1m<sup>2</sup> de cada um dos três tratamentos. Cinco hipóteses foram testadas: 1) uma resposta melhor de controle é obtida ao remover a planta por inteiro; 2) uma resposta melhor de controle é obtida ao remover a planta por inteiro repetidamente; 3) grande quantidade de biomassa de *H. coronarium* provoca diferentes condições de umidade e temperatura na região sob suas folhas; 4) quanto maior a oferta luminosa, maior o desenvolvimento de biomassa de *H. coronarium*; 5) arranquio favorece a recuperação da vegetação das nativas. As técnicas de manejo foram: corte raso (R), arranquio (U) e arranquio repetido (M). Subsequentemente visitas mensais registraram a resposta da comunidade herbácea por meio de parâmetros individuais de *H. coronarium* como altura, diâmetro basal, área basal, volume e número de folhas assim como parâmetros de toda a parcela, como número de indivíduos, cobertura vegetal relativa de *H. coronarium*, número de indivíduos mortos e cobertura vegetal de demais espécies. Parâmetros abióticos também foram levantados: umidade, temperatura, intensidade luminosa e cobertura de copa. Temperatura e umidade foram medidas a 0,1m (altura próxima ao solo) e a 1,5m (altura acima da vegetação herbácea), obtendo-se os índices  $\Delta U$  e  $\Delta T$  respectivamente. A análise estatística compreendeu a técnica de análise de variância com medidas repetidas e regressão linear. Os melhores resultados de controle da população de *H. coronarium* vieram dos tratamentos de arranquio, tanto M quanto U, e não foi diagnosticada qualquer diferença estatística entre ambos. Quanto às espécies nativas, os tratamentos que apresentaram maior regeneração foram M e U, sem qualquer diferença estatística entre si. Não há relação significativa entre  $\Delta T$  ou  $\Delta U$  e a quantidade de biomassa, tampouco entre cobertura de copa e biomassa. Quanto à intensidade luminosa, existe relação significativa com a quantidade de biomassa produzida. O arranquio manual é uma boa opção de controle da espécie e também para a regeneração de espécies nativas. Áreas mais iluminadas apresentam maior potencial de crescimento de colônias de lírio-do-brejo e devem, portanto, ser priorizadas. É aconselhável a aplicação de técnicas de restauração florestal junto à erradicação das espécies exóticas, a fim de evitar a disponibilização de áreas para novas invasões biológicas.

Palavras-chave: Invasão biológica; *Hedychium coronarium*; Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira; Unidade de Conservação; Controle mecânico; Espécies exóticas



## ABSTRACT

### **Invasive alien species White-lily (*Hedychium coronarium* Koenig) physical control at Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira – PETAR, SP**

Biological invasions pose an enormous threat to biodiversity nowadays. Besides its old presence among natural processes, human activities have worsened the problem by multiplying considerably the exchange of seeds and propagules and pushed this threat onto natural habitats. Brazilian protected areas are highly exposed to biological invasions and most of them already face consequences of inadverted introductions. PETAR state park deals with the plant invader white ginger (*Hedychium coronarium*) and its impacts for decades. Also referred to as ginger lily, the species belongs to the zingiberaceae family and was introduced for ornamental purposes. Free from natural enemies, white ginger develops faster than native species and is able to invade into closed canopy forests, limiting native saplings and seedlings survival. This study aims to understand which are the environmental conditions that favour *H. coronarium* development, investigate eventual impacts onto microclimate conditions and testing different physical control and eradication techniques. Eight casualized blocks were installed at each of the two selected study areas. Each block consists of one 1m<sup>2</sup> plot for each of the three treatments. Five hypothesis were tested: 1. better control responses when removing the whole plant, including its rhizome; 2. better control responses when removing the whole plant more than once; 3. great amounts of *H. coronarium* biomass determine diverse humidity and temperature conditions beneath the leaves; 4. the higher the light offer, the more *H. coronarium* biomass growing; 5. hand pulling is more favorable to native vegetation recovery. Control techniques were slashing/cutting (R), hand pulling (U) and hand pulling three times (M). Monthly visits registered individual data from *H. coronarium* such as height, basal stem diameter, basal area, volume and number of leaves, as well as plot data such as density, *H. coronarium* vegetation cover, density of dead individuals and native vegetation cover. Environmental (abiotic) parameters measured were: temperature, humidity, light intensity and canopy coverage. Temperature and humidity were measured at 0,1m (soil height) and 1,5m (height above herbaceous vegetation), so that  $\Delta U$  and  $\Delta T$  were obtained. Statistical analysis included Repeated Measures ANOVA and Linear Regression. The best *H. coronarium* population control results came from hand pulling treatments, both M and U, as there was no statistical difference diagnosed between the two of them. Concerning the native species, the treatments presenting more native vegetation recovery were both M and U, without any statistical difference between them. No relationship was found between  $\Delta T$  or  $\Delta U$  and biomass, nor canopy cover and biomass. On the other hand, light intensity presented significant relationship with biomass. Hand pulling is an efficient choice for white ginger control and native species restoration. Sites with higher light intensities should be prioritized for management as they potentially favor a higher biomass production. As the main goal of exotics control is always to favor native vegetation recovery to original conditions, it is essential to consider restoration techniques along with exotics control, to prevent re-invasion of vacant areas.

**Keywords:** Biological invasions; *Hedychium coronarium*; PETAR State Park; Protected areas; Mechanical control; Invasive alien species



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Representação esquemática das barreiras naturais impostas às espécies alóctones. Adaptado de Richardson <i>et al.</i> 2000.....	23
Figura 2 - Relações entre diferentes estratégias. Adaptado de (TU, 2009) .....	40
Figura 3 - Distribuição de <i>Hedychium coronarium</i> pelo planeta. Fonte: (CABI, 2011).....	44
Figura 4 - Representação de <i>Hedychium coronarium</i> . Fonte: (PETERSEN, 1840-1906). .....	45
Figura 5 - Área às margens do Rio Betari, PETAR, com intensa invasão por <i>H. coronarium</i>	47
Figura 6 - Remanescentes florestais no bioma Mata Atlântica. Fonte: FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2011.....	51
Figura 7 - Localização do PETAR no território brasileiro. Fonte: (KARMANN e FERRARI, 2002).....	52
Figura 8 - Aspecto geral da área 1 Capororoca .....	54
Figura 9 - Aspecto geral da área 2 Garrafões .....	55
Figura 10 - Obtenção de dados de temperatura e umidade relativa (esq.) e percentual de cobertura de copa (dir.).....	58
Figura 11 - Métodos de obtenção de parâmetros morfológicos da comunidade herbácea.....	59
Figura 12 - Espécimes identificados por etiquetas. ....	59
Figura 13 - Parcela C.4.M. em dezembro de 2010 antes da remoção (esq.), janeiro de 2011 (centro) e em agosto de 2011 (dir.).....	63
Figura 14 - Parcela G.4.U. em fevereiro de 2011 antes da remoção (esq.), março de 2011 (centro) e em agosto de 2011 (dir.).....	63
Figura 15 - Parcela C.3.R. em fevereiro de 2011 antes da remoção (esq.), março de 2011 (centro) e em agosto de 2011 (dir.).....	63
Figura 16 - Plântula de <i>Hedychium coronarium</i> .....	64
Figura 17 - Soma das alturas de <i>H. coronarium</i> (média e intervalo de confiança) por parcela nos três tratamentos ao longo do tempo.....	65

Figura 18 - Soma diametral de <i>H. coronarium</i> (média e intervalo de confiança) por parcela nos três tratamentos ao longo do tempo.....	.66
Figura 19 - Área basal de <i>H. coronarium</i> (média e intervalo de confiança) por parcela nos três tratamentos ao longo do tempo.....	....67
Figura 20 - Volume total de <i>H. coronarium</i> (média e intervalo de confiança) por parcela nos três tratamentos ao longo do tempo.....	...68
Figura 21 - Número de folhas de <i>H. coronarium</i> (média e intervalo de confiança) por parcela nos três tratamentos ao longo do tempo.....	.....69
Figura 22 - Cobertura vegetal de <i>H. coronarium</i> (média e intervalo de confiança) por parcela nos três tratamentos ao longo do tempo.....	..70
Figura 23 - Número de indivíduos de <i>H. coronarium</i> (média e intervalo de confiança) por parcela nos três tratamentos ao longo do tempo.....	....71
Figura 24 - Número de indivíduos mortos de <i>H. coronarium</i> (média e intervalo de confiança) por parcela nos três tratamentos ao longo do tempo.....	...72
Figura 25 - Presença de variações significativas nos parâmetros biométricos de <i>H. coronarium</i> no tratamento R ao longo do tempo.....	73
Figura 26 - (em sentido horário) relação entre o tempo e altura, diâmetro, número de folhas, volume, número de indivíduos e área basal.....	.....73
Figura 27 - Cobertura vegetal das demais espécies nos três tratamentos.	74
Figura 28 - Temperatura a 0,1m (esq.) e a 1,5m (dir.) ao longo dos meses para os diferentes tratamentos.....	.....75
Figura 29 - Umidade relativa do ar a 0,1m ao longo dos meses para os diferentes tratamentos	75
Figura 30 - Regressão linear entre número de folhas e $\Delta T$ (esq.), volume e $\Delta T$ (centro) e altura e $\Delta T$ (dir.).....	.76
Figura 31 - Regressão linear entre número de folhas e $\Delta U$ (esq.), volume e $\Delta U$ (centro) e altura e $\Delta U$ (dir.).	76
Figura 32 - Cobertura de copa ao longo dos meses para cada tratamento.	77

- Figura 33 - Regressão linear entre cobertura de copa e volume (esq.), número de folhas (centro) e altura (dir.).....77
- Figura 34 - Regressão linear entre luminosidade e número de folhas (esq.), volume (centro) e altura - apenas da área Capororoca.....78
- Figura 35 - Regressão linear entre luminosidade e número de folhas (esq.), volume (centro) e altura - apenas da área Garrafões.....79
- Figura 36 - Dados pluviométricos da Plataforma de Coleta de Dados (PCD) Iporanga. Marcadores indicam os meses contemplados pelo presente estudo. Fonte: (SINDA e INPE, 2011). 81





## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Ocorrência de invasões biológicas causadas por <i>Hedychium. coronarium</i> em unidades de conservação brasileiras.....	37
Tabela 2 - Pontuação de algumas espécies exóticas conforme os protocolos de análise de risco	41
Tabela 3 - Dados de levantamentos realizados pela Fundação SOS Mata Atlântica e INPE (2011).....	50
Tabela 4 - Significância das variações da altura entre os meses do estudo	65
Tabela 5 - Significância das variações do diâmetro entre os meses do estudo	66
Tabela 6 - Significância das variações da área basal entre os meses do estudo	67
Tabela 7 - Significância das variações do volume entre os meses do estudo	68
Tabela 8 - Significância das variações do número de folhas entre os meses do estudo	69
Tabela 9 - Significância das variações da cobertura vegetal de <i>H. coronarium</i> entre os meses do estudo.....	70
Tabela 10 - Significância das variações do número de indivíduos de <i>H. coronarium</i> entre os meses do estudo.....	72
Tabela 11 - Significância das variações do número de indivíduos mortos de <i>H. coronarium</i> entre os meses do estudo.....	72
Tabela 12 - Valores de p e R <sup>2</sup> obtidos pela análise de regressão	78



## 1 INTRODUÇÃO

Atividades humanas são extremamente dependentes da biodiversidade, que é fonte de bens materiais como alimentos, madeira, medicamento, fibras, combustíveis além de serviços ambientais, como polinização, controle de pragas, prevenção de erosão, regulação de ciclos biogeoquímicos, estabilização do clima, controle hídrico, fixação de carbono e recreação (RANDS *et al.*, 2010; MYERS, 1996; FEARNSIDE, 1999 ). Estimativas recentes alegam que benefícios da biodiversidade dos ecossistemas naturais supera em 10 a 100 vezes o custo econômico de sua manutenção (RANDS *et al.*, 2010).

Atualmente, a perda de biodiversidade está em plena ascensão, assim como progredem também todas as suas ameaças (BUTCHART *et al.*, 2010). As invasões biológicas são consideradas, hoje em dia, uma das principais causas da perda de diversidade biológica no mundo, bem como uma das mais importantes mudanças ambientais globais provocadas pelo homem (VITOUSEK, 1992; REJMÁNEK, 2001; MOONEY; HOBBS, 2000). Atividades humanas quebram, cada vez mais, as barreiras milenares responsáveis pelo isolamento de diferentes populações da fauna e da flora, e geram a chamada “homogeneização da biota” (MOONEY; HOBBS, 2000; LODGE, 1993; VITOUSEK, 1994). Introduções podem ocorrer despropositalmente pelos mais diversos meios de transporte e, sem maiores cuidados, podem estabelecer populações exóticas entre as espécies nativas. A maioria das espécies introduzidas não se desenvolve a ponto de constituir uma ameaça às demais (WILLIAMSON, 1996), mas, dependendo de características do ambiente, da comunidade hospedeira (RICHARDSON *et al.*, 2000) e da espécie invasora (LAKE; LEISHMAN, 2004; REJMÁNEK, 1995), as poucas espécies que obtêm sucesso podem alterar ciclos biogeoquímicos (ASNER *et al.*, 2008), desregular regimes de incêndio (D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992), reduzir a biodiversidade do ambiente (BLOSSEY, 1999 ; MEINERS; PICKETT; CADENASSO, 2001; HEJDA; PYSEK; JAROSIK, 2009) ou alterar a composição de espécies (HEJDA; PYSEK; JAROSIK, 2009).

Vitousek *et al.* (1997a) atribui às exóticas a segunda maior causa de perda de biodiversidade. Cenários propostos para 2100 estimam que as principais causas de mudanças ambientais nos ecossistemas tropicais sejam o uso da terra, seguido por clima, invasões biológicas, deposição de nitrogênio e concentração atmosférica de CO<sub>2</sub> (SALA *et al.*, 2000).

Os impactos causados por espécies exóticas são extensos não apenas em áreas agrícolas, mas em áreas protegidas, o que torna o problema uma séria ameaça à conservação *in situ* da

biodiversidade. No Brasil, a espécie *Hedychium coronarium* foi registrada em 32 UCs (BRASIL, 2005) e seus impactos incluem sombreamento de ervas e plântulas, competição por recursos e obstrução de cursos hídricos. Trazida da Ásia, a espécie é amplamente utilizada como ornamental, sem qualquer restrição legal, em jardins e praças, o que permitiu que fosse, aos poucos, adentrando áreas protegidas por introduções humanas. O Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira – PETAR sofre invasões em diversas áreas pela espécie que, livre de inimigos naturais, forma populações clonais numerosas, altamente adaptadas a solos úmidos, sendo, portanto, mais comum em brejos e beiras de rios (ELLISON; BARRETO, 2004; SOARES; BARRETO, 2008). Entretanto, no mesmo Parque, também é possível observar algumas colônias a distâncias superiores a 30m dos cursos d'água, em terrenos acidentados e, até mesmo, sob dossel florestal. Esse hábito passa a ser preocupante para a área protegida, uma vez que essas colônias se reproduzem com mais rapidez que espécies nativas, atingem 2m de altura e formam aglomerados que interceptam a entrada de luz ao estrato herbáceo.

Ainda há poucos estudos sobre invasões de *H. coronarium* em formações florestais da Mata Atlântica. Pouco se sabe também sobre as implicações de seus adensamentos sobre a comunidade herbácea nativa à altura do solo.

Entretanto, é imprescindível o controle populacional da espécie nos limites e, principalmente, dentro do Parque, para garantir seus objetivos de conservação. Suas colônias dominam margens de rios de grande importância, como o Betari, e invadem áreas perturbadas de floresta com grande facilidade. A seleção de técnicas de manejo de espécies invasoras é urgente para o efetivo controle da espécie e com propósito de gerar mínimo impacto ao ambiente natural.

O presente estudo tem como objetivo compreender as condições físicas de umidade e temperatura em que a espécie se desenvolve, investigar possíveis impactos das colônias de *Hedychium coronarium* sobre o microclima de seu interior, analisar a relação entre luminosidade e concentração de biomassa e, principalmente, analisar os efeitos de metodologias de controle físico sobre a população de *H. coronarium* e a vegetação nativa. As áreas selecionadas para estudo se inserem na Zona de Recuperação do Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira, em que o objetivo geral de manejo é deter a degradação dos recursos, restaurar a área e remover as espécies exóticas (SÃO PAULO - ESTADO, 2011).

## **2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **2.1 Invasões biológicas**

Nos últimos anos, a diversidade biológica enfrenta ameaças sem precedentes (MYERS *et al.*, 2000) e essa condição se agravou nas últimas décadas. De acordo com Vitousek *et al.* (1997), as atividades humanas aumentam a degradação de terras, alteram ciclos biogeoquímicos, além de moverem pelo planeta inteiro espécies ou populações geneticamente distintas. Tais ações culminam nas mudanças climáticas globais e na perda de biodiversidade (VITOUSEK *et al.*, 1997a).

Para Williamson (1996), a invasão biológica ocorre quando um organismo atinge um local fora de sua distribuição geográfica original por meio da ação humana. Lockwood *et al.* (2007) acrescentam que esse organismo só deve ser considerado invasor quando passa a causar problemas ecológicos e econômicos. Já a Convenção sobre Diversidade Biológica considera como invasoras apenas as espécies que ameaçam a diversidade biológica (CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 2011).

Muitas introduções ocorrem propositalmente, para diversas finalidades, como produção de alimentos, combustíveis, materiais de construção, ou para fins ornamentais. Outras espécies, todavia, viajam despercebidas em carregamentos de sementes ou madeira, ou na água de lastro dos navios (ZALBA, 2005).

Os impactos provocados por invasoras são imensos, traiçoeiros e geralmente irreversíveis, sendo quase tão danosos às espécies e ecossistemas nativos quanto a perda e fragmentação de habitats (IUCN, 2000; BRASIL, 2009). O agravante do processo de invasão, comparado à maioria dos problemas ambientais, é que não chama a atenção no momento em que se inicia e, ao invés de ser absorvido com o tempo e ter seus impactos amenizados, agrava-se na medida em que essas espécies ocupam o nicho das nativas (ELTON, 1958; ZILLER, 2001).

Em certas ocasiões, é mais válido correr os riscos oferecidos por uma ação de controle (desde que bem planejada e fundamentada) do que prolongar a exposição do ecossistema natural à invasão biológica (ZILLER, 2001), pois não agir rapidamente pode facilmente levar a não restar nada para ser protegido (COBLENTZ, 1990). Apenas recentemente as espécies invasoras ganharam notoriedade como um grande empecilho à conservação e ao manejo de ecossistemas naturais

(HOBBS; HUENNEKE, 1992; D'ANTONIO; CHAMBERS, 2006). Em 1958, Charles Elton afirmou que vivemos em um mundo explosivo, e que embora não se possa saber onde ou quando a explosão seguinte ocorrerá, podemos buscar maneiras de contê-la ou pelo menos de atenuar sua força.

Espécies exóticas invasoras são fortes contribuintes para a mudança ambiental causada pelo homem, alterando a composição e o funcionamento dos ecossistemas (ASNER *et al.*, 2008; VITOUSEK *et al.*, 1997a; COBLENTZ, 1990). Westman (1990) questiona quão anormal é o processo de invasão e de que distância uma espécie deve ser disseminada para ser considerada alóctone<sup>1</sup> (WESTMAN, 1990, p. 252). Assim como o fenômeno de extinção de espécies, a invasão biológica ocorre naturalmente. E, assim como no caso da extinção, a ação humana acelerou o processo de invasão em grande magnitude (VITOUSEK *et al.*, 1997b).

De acordo com Richardson *et al.* (2000), é possível definir três etapas envolvendo a invasão biológica. A primeira seria a introdução, que implica na transposição de barreiras geográficas por plantas ou propágulos por ação humana (Figura 1). Muitos táxons permanecem, após a introdução como espécies casuais, podendo se reproduzir vegetativamente ou sexualmente, mas incapazes de manter a população viva após certo período. A etapa seguinte é a naturalização, em que ocorre a superação de barreiras ambientais e reprodutivas, ou seja, o indivíduo não apenas sobrevive como também é capaz de se reproduzir e manter uma população geneticamente viável em dado ambiente. Nessa situação, a população é grande o suficiente para resistir aos eventos estocásticos. Por fim, a invasão ocorre quando a espécie atinge o nível em que é capaz de colonizar locais em que não foi introduzida artificialmente, conseguindo se estabelecer e manter uma população viável no novo ambiente, seja uma área perturbada ou, até mesmo, uma área intacta, tornando a espécie verdadeiramente uma ameaça às áreas naturais mais preservadas (RICHARDSON *et al.*, 2000).

---

<sup>1</sup> Tradução livre da autora: “*How unnatural is the invasion process? From how far away must a species be dispersed to be considered nonnative?*”

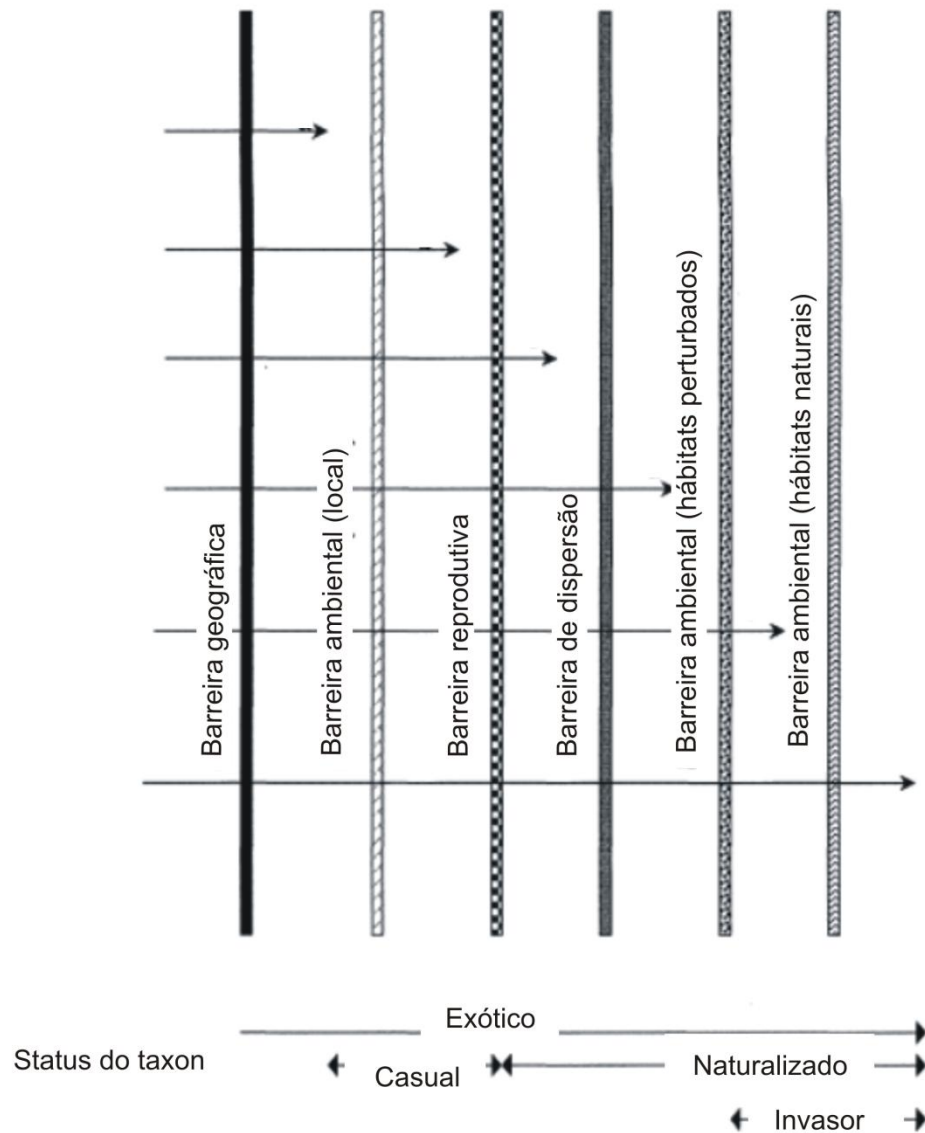


Figura 1 - Representação esquemática das barreiras naturais impostas às espécies alóctones.

Adaptado de Richardson *et al.* 2000.

Nem todos os organismos introduzidos são igualmente bem sucedidos, muitos não apresentam êxito após a entrada em um novo ambiente, apesar de alterarem o ambiente invadido de algum modo (MYERS; BAZELY, 2005; ELTON, 1958). A chamada “Regra dos 10” elucida essa questão. A regra estipula uma projeção aproximada da porcentagem de espécies bem sucedidas como invasoras, baseado no total de espécies que são introduzidas em certo local. Dessa forma,



atribui-se o sucesso das espécies invasoras exclusivamente ao número de introduções (WILLIAMSON, 1996).

Entretanto, outros autores afirmam que a invasão biológica não depende estritamente da habilidade da espécie exótica em se instalar e reproduzir no novo ambiente. Parte dessa invasão se deve às condições oferecidas pelo ecossistema invadido. Ambientes alterados pelo homem são mais vulneráveis às invasões, enquanto ambientes estáveis e de alta biodiversidade tendem a sofrer menos invasões (MYERS; BAZELY, 2005; D'ANTONIO; CHAMBERS, 2006; VITOUSEK *et al.*, 1997a). A perturbação é algo inerente a praticamente todos os ecossistemas e, por disponibilizar recursos e espaço físico, acaba favorecendo as invasões caso as condições de resiliência da comunidade residente estejam comprometidas ou inexistam (D'ANTONIO; CHAMBERS, 2006). Entretanto, não há como garantir que a causa desse fenômeno não se deva a uma maior exposição dessa área perturbada a propágulos invasores (SANDLUND; SCHEI; VIKEN, 1999).

Apesar de o processo de invasão e autoajustamento da população não ser, em si, artificial, a frequência de introduções aumentou consideravelmente desde o Pleistoceno, por serem mediadas pelo ser humano (WESTMAN, 1990). Há aproximadamente 100 milhões de anos, no período Cretáceo, a fauna do mundo era muito mais cosmopolita e não tão separada por barreiras geográficas (ELTON, 1958). Com o surgimento dos mares e cadeias montanhosas, a biota fora isolada geograficamente e, conseqüentemente, geneticamente, favorecendo o surgimento de novas espécies.

O homem não foi o primeiro a romper esse padrão mundial. Uma quantidade considerável de remixagem ocorreu poucos milhões de anos antes da era glacial, e, desde então, dois grandes fatores foram o surgimento do istmo do Panamá, e a passagem por diversas vezes através do que é agora o Estreito de Bering (ELTON, 1958). A elevação do istmo do Panamá consistiu na primeira onda de invasões na América do Sul, permitindo um influxo de vida silvestre a partir da América do Norte, que ficou conhecido como o “Grande Intercâmbio de Fauna” (REASER; GARLINDO-LEAL; ZILLER, 2005). A segunda onda se deu quando os seres humanos começaram a chegar da Ásia, em grande número, há aproximadamente 10 mil a 15 mil anos pelo estreito de Bering. Por fim, a chegada dos europeus, nos últimos 500 anos culminou na intensificação do trânsito entre os dois continentes e, conseqüentemente, no intercâmbio de organismos. Essas três ondas mudaram drasticamente a fauna e a flora da América do Sul. A

primeira causou o declínio dos ungulados, dos grandes marsupiais carnívoros e das aves sem voo. A segunda contribuiu para a extinção de vários grandes mamíferos. Durante a terceira onda, os europeus converteram grandes extensões de vegetação natural em áreas agrícolas, além de introduzirem patógenos até então desconhecidos pelos nativos sul-americanos (REASER; GARLINDO-LEAL; ZILLER, 2005).

Movimentos naturais de organismos entre diferentes regiões geográficas raramente resultam em invasões biológicas (COBLENTZ, 1990). Hoje em dia, o espalhamento proposital ou acidental de espécies se encontra em ritmo acelerado, em decorrência do crescente volume de pessoas viajando, da alta frequência desses deslocamentos, por percursos cada vez mais longos, e do aumento nas importações e exportações (ELTON, 1958; PIMENTEL *et al.*, 2001). É esse ritmo acelerado de invasões, causado pelo incremento de técnicas de dispersão, associado ao aumento na perturbação de habitats, que atua como um grande fator desestabilizador das comunidades hospedeiras (VITOUSEK, 1987 *apud* WESTMAN, 1990). Infelizmente, a redistribuição das espécies da Terra provou-se prejudicial ecologicamente e economicamente, e seus custos progridem a cada dia (VITOUSEK *et al.*, 1997a). O colapso das barreiras geográficas e consequente enfraquecimento<sup>2</sup> das peculiaridades regionais da biota terrestre, ou homogeneização, consiste em uma das principais causas das mudanças globais provocadas pelo homem (ASNER *et al.*, 2008; VITOUSEK *et al.*, 1997a; VITOUSEK *et al.*, 1997b; MOONEY; HOBBS, 2000).

## **2.2 Impactos das invasões biológicas à natureza**

É evidente que espécies exóticas invasoras geram danos ambientais e econômicos substanciais, e esses efeitos são realçados pelas mudanças climáticas, poluição, perda de habitat e perturbação induzidas pelo homem. A crescente dominação por algumas espécies invasoras aumenta a homogeneização global da biodiversidade, reduzindo inclusive a diversidade intraespecífica (CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 1992).

Espécies invasoras afetam diretamente as espécies nativas com quem interagem diretamente, competindo por recursos, predando, parasitando, ou indiretamente, liberando substâncias

---

<sup>2</sup> Tradução da autora do original em inglês *blurring*

químicas nocivas, provocando erosão do solo ou sombreamento, entre outros (BROOKS *et al.*, 2004; MYERS; BAZELY, 2005; WILLIAMSON, 1996).

Todas as espécies, tanto nativas quanto exóticas, estão sempre sujeitas a pressões evolutivas, podendo estas manter uma condição ou levar a mudanças genéticas gradual ou rapidamente. Libertadas, muitas vezes, das restrições impostas pelo fluxo gênico com a população parental e das pressões bióticas de inimigos naturais, espécies exóticas encontram oportunidades evolutivas excepcionais (COX, 2004).

Os impactos chegam a ser muito graves, como a extinção de espécies, alterações na frequência de perturbações naturais como fogo e enchentes, alteração na composição de espécies da comunidade, perda de variabilidade genética e, por fim, perda de biodiversidade (MYERS; BAZELY, 2005; ZILLER, 2001; MOONEY; HOBBS, 2000; MCGEOCH *et al.*, 2010). Alterações na estrutura e/ou no funcionamento dos ecossistemas implica na súbita mudança nas regras do jogo sob as quais estão submetidos todos os seres vivos (ASNER; VITOUSEK, 2005). Consequentemente, as invasões biológicas são consideradas a segunda maior causa de perda de biodiversidade no planeta, perdendo apenas para a degradação de habitats (VITOUSEK *et al.*, 1997a).

A exclusão competitiva de espécies pode comprometer a persistência de espécies raras de, até mesmo, outros níveis tróficos, mantendo as comunidades em um constante estado de perturbação (D'ANTONIO; CHAMBERS, 2006), como é o caso do onicóforo *Peripatus acacioi*. Estudos na Estação Ecológica do Tripuí verificaram o deslocamento da espécie em regiões ocupadas pela exótica *Hedychium coronarium* (lírio-do-brejo), comprometendo a conservação deste pequeno animal (*P. acacioi*), razão pela qual a estação foi decretada. (PEDRALLI *et al.*, 1997; SANTOS, 2004 *apud* SOARES; BARRETO, 2008).

Estudos sobre os impactos de espécies exóticas invasoras são mais frequentes em ilhas oceânicas, justamente onde se observam os efeitos mais devastadores das espécies introduzidas (SANDLUND; SCHEI; VIKEN, 1999). Em florestas havaianas Asner *et al.* (2008) observaram variações significativas no aporte de matéria orgânica nos estratos arbóreo e arbustivo diante da presença da espécie brasileira *Psidium cattleianum* bem como o deslocamento da espécie nativa de pteridofita *Cibotium glaucum* e das espécies lenhosas *Cheirodendron trigynum* e *Ilex anomala*.

Organismos exóticos podem deslocar espécies nativas por meio de alterações na ciclagem de nutrientes (COBLENTZ, 1990). Um exemplo disso é a invasão pela espécie *Myrica faya* (simbionte fixadora de nitrogênio) no Havaí. Constatou-se que a presença abundante da espécie exótica aumenta o aporte de nitrogênio em inúmeras vezes no estrato arbóreo. O extremo oposto ocorre na presença da espécie *Hedychium gardnerianum* (do mesmo gênero da herbácea objeto deste estudo), que está associada a baixas concentrações de nitrogênio foliar nas copas da arbórea nativa do Havaí *Metrosideros polymorpha*. Não obstante, observou-se um aumento de 50% sobre o volume de água na superfície de florestas invadidas por *H. gardnerianum* (ASNER; VITOUSEK, 2005).

Outro sério risco é a geração de híbridos com as espécies autóctones, culminando na perda de variedades genéticas nativas ou, ainda, na geração de organismos com potencial invasor ainda maior (ZILLER, 2001). O aumento nas taxas de extinção de espécies, bem como de populações geneticamente distantes é, dentre as mudanças globais vigentes nos dias de hoje, a mais irreversível, e há fortes evidências de que a invasão biológica contribui substancialmente às extinções (VITOUSEK *et al.*, 1997a).

A simples explosão populacional de um organismo alóctone culmina inevitavelmente na redução de recursos disponíveis aos organismos nativos, em situação de equilíbrio com as demais espécies locais. A alga marinha *Caulerpa taxifolia*, de origem dos mares da América do Sul e Caribe, após alguns anos de sua introdução passou a dominar amplamente o estrato bentônico do Mar Mediterrâneo. Há indícios de que, após seis anos, sua população passou de 1m<sup>2</sup> de ocupação para 3 ha, e, após doze anos, para 3.000 ha (JOUSSON *et al.*, 1998). Tal explosão populacional acarreta, inevitavelmente, no desvio de recursos como luz, espaço e nutrientes em desfavor das espécies nativas do local.

Ainda não é possível quantificar precisamente a perda de biodiversidade por consequência da invasão por espécies exóticas, principalmente pela escassez de descrições de espécies. Entretanto, Pimentel e colaboradores (2001) estimam um prejuízo econômico total de US\$ 336 bilhões para as cinco nações: Estados Unidos; Reino Unido; África do Sul; Índia e Brasil. No âmbito global, de acordo com a organização *The Nature Conservancy*, espécies exóticas podem causar prejuízos financeiros de até 5% da economia global (TU, 2009). Para exemplificar, os prejuízos

econômicos provocados pelo molusco bivalve *Dreissena polymorpha* (Mexilhão zebra) está na ordem dos bilhões de dólares (VITOUSEK *et al.*, 1997b).

### **2.3 Espécies exóticas no Brasil**

O Brasil está entre os 17 países megadiversos, que incorporam 70% de todas as espécies de fauna e flora já catalogadas. Estima-se que o Brasil detenha de 15% a 20% da diversidade biológica mundial, e o maior número de espécies endêmicas em escala global (CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 2011). Como signatário da Convenção de Diversidade Biológica – CDB, o Brasil comprometeu-se com a implementação plena do acordo internacional no país, o que inclui “Impedir que se introduzam, controlar ou erradicar espécies exóticas que ameacem os ecossistemas, habitats ou espécies” (BRASIL, 2000, p. 12; Art. 8 h).

Entretanto, 19 anos após a ratificação da CDB, as autoridades brasileiras, e até mesmo pesquisadores da área de invasões biológicas, ainda aparentam estar alheios à grande importância deste tema (ELLISON; BARRETO, 2004), enquanto mundialmente, cada vez mais, se consolida o conceito de que as invasões biológicas são uma das principais causas das mudanças globais induzidas pelo homem (SANDLUND; SCHEI; VIKEN, 1999; MOONEY; HOBBS, 2000; VITOUSEK *et al.*, 1997a; VITOUSEK *et al.*, 1997a).

Apesar dos avanços na prevenção e controle de espécies exóticas invasoras que ameaçam a agricultura, constata-se a necessidade de maior atenção para a prevenção e controle dos impactos da invasão biológica em ecossistemas naturais e sobre a rica biodiversidade brasileira (BRASIL, 2005). O próprio Relatório Nacional para a Convenção de Diversidade Biológica, em sua quarta edição (BRASIL, 2010), constata o fraco avanço em relação às espécies exóticas invasoras e outros temas.

A perda e a fragmentação de habitat são as principais ameaças à biodiversidade brasileira, cuja principal causa é a expansão agrícola. Essa ameaça se intensifica quando combinada com a introdução e propagação de espécies exóticas invasoras (BRASIL, 2010).

Um bom exemplo dos danos causados por uma espécie exótica está presente nas pastagens brasileiras: o caso do capim-anoni (*Eragrostis plana*). De origem sul-africana, a espécie já gerou prejuízos da ordem de US\$ 30 milhões por destruir aproximadamente 10% das pastagens ao sul do país, comprometendo significativamente a pecuária local (TU; HURD; RANDALL, 2001). As

gramíneas consistem em 11% das espécies exóticas no Brasil (BRASIL, 2005). A pteridófita *Pteridium sp.* é outra causa de problemas, que incluem a intoxicação de bovinos e alterações no regime de incêndios de áreas infestadas (MATOS; PIVELLO, 2009).

As espécies vegetais arbóreas são as mais representativas dentre as plantas introduzidas no Brasil, com 34% do total. Seguidas imediatamente pelas herbáceas, com 28% (BRASIL, 2005). Entre as arbóreas invasoras no Brasil estão alguns pinheiros (*Pinus elliottii*, *P. taeda*), a casuarina (*Casuarina equisetifolia*), o cinamomo (*Melia azedarach*), a uva-do-japão (*Hovenia dulcis*), o ipê de jardim (*Tecoma stans*), a goiabeira (*Psidium guajava*), a vassoura-vermelha (*Dodonaea viscosa*), o alfeneiro (*Ligustrum japonicum*) (ZILLER, 2001).

Dentre as diferentes causas de introdução das espécies exóticas, a mais importante é aquela voltada ao uso ornamental (BRASIL, 2005). Herbáceas ornamentais amplamente estabelecidas são a maria-sem-vergonha (*Impatiens walleriana*), de origem da África, e o lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*), espécie asiática (ZILLER, 2001), inclusive em diversas Unidades de Conservação.

Alguns autores afirmam que o número de espécies invasoras é menor nos trópicos comparado às regiões temperadas subtropicais (VITOUSEK *et al.*, 1997a). Mesmo assim, o diagnóstico das espécies exóticas invasoras atuais e potenciais realizado em 2005 dentro do Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira (PROBIO) registrou dados alarmantes. Ao todo, se constatou 171 espécies exóticas invasoras no país, das quais 63 (37%) são espécies animais e 108 (63%) são espécies vegetais. Das espécies de plantas invasoras; 34% são arbóreas; 29% são herbáceas; 15% são arbustos; 11% são gramíneas; 8% são trepadeiras; 2% são suculentas; 2% são palmeiras; e 1% é bromeliforme (BRASIL, 2005).

Estudos, infraestrutura e iniciativas de gestão dos impactos da introdução de espécies exóticas no Brasil têm sido realizados desde o início do século XX; porém, por longas décadas o foco primário destas ações recaiu sobre os organismos de importância comercial e fitossanitária para a agricultura, pecuária e silvicultura (BRASIL, 2005; BRASIL, 2009 a). De acordo com o governo brasileiro, o conceito de espécie exótica invasora em ambientes naturais e suas consequências danosas é novo e ainda causa confusão junto ao público (BRASIL, 2005). Isso se confirma pela quantidade de espécies reconhecidas internacionalmente pelo seu potencial invasor serem amplamente comercializadas em feiras e viveiros ornamentais. Da mesma forma, o uso de

espécies ornamentais exóticas invasoras ainda é utilizado para paisagismo em unidades de conservação.

Dentre os biomas brasileiros, os esforços para a conservação da Mata Atlântica e dos Campos Sulinos enfrentam os maiores desafios. Ambos apresentam altos índices de biodiversidade e de endemismo, mas se encontram em situação crítica de alteração de seus ecossistemas naturais. Seus domínios abrigam 70% da população, além das maiores cidades e os mais importantes polos industriais do Brasil (BRASIL, 2000). De acordo com o Quarto Relatório Brasileiro para a Convenção de Diversidade Biológica (BRASIL, 2010), a Mata Atlântica é o bioma terrestre com o maior número de espécies exóticas invasoras (116 ao todo), com uma tendência de entrada de uma espécie nova por ano. Apenas as águas continentais ultrapassam esse valor, com 137 espécies exóticas invasoras.

O Brasil também é berço de diversas espécies de hábito invasor em outros países, como é o caso da macrófita *Eichornia crassipes*, o aguapé, originária da bacia amazônica (MATTHEWS, 2005). Apesar de se acreditar que ambientes de água doce sejam mais resistentes à invasão biológica, capazes de tolerar altos níveis de introdução antes de apresentar algum efeito sobre a biodiversidade, em ambientes lacustres os impactos se assemelham aos verificados em ilhas de grande endemismo (SANDLUND; SCHEI; VIKEN, 1999). De rápida multiplicação, o aguapé causa sérios problemas em corpos d'água lânticos, incrementando a sedimentação e causando lentidão em reservatórios de usinas hidrelétricas. Impede também o tráfego de barcos pesqueiros e a alguns cursos d'água, impactando negativamente a economia. As extensas mantas formadas pela espécie aquática permitem pouca passagem de luz para os estratos mais profundos do ecossistema lacustre, empobrecendo a diversidade local (MATTHEWS, 2005). O mesmo autor cita o molusco *Pomacea canaliculata*, organismo natural do Brasil e causador de prejuízos econômicos substanciais no exterior. Conhecido como ampulária, o gastrópode forrageador de plantas aquáticas infesta hoje mais de um milhão de hectares de plantio de arroz nas Filipinas, causando graves prejuízos econômicos.

Em 21 de outubro de 2009 foi aprovada pelo Conselho Nacional de Biodiversidade – CONABIO a Estratégia Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras. O documento tem como objetivo prevenir e mitigar os impactos negativos de espécies exóticas invasoras sobre a população humana, os setores produtivos, o meio ambiente e a biodiversidade, por meio do planejamento e

da execução de ações de prevenção, erradicação, contenção ou controle de espécies exóticas invasoras com a articulação entre os órgãos dos Governos Federal, Estadual e Municipal e a sociedade civil, incluindo a cooperação internacional (BRASIL, 2009 b). Com relação à erradicação, contenção, controle e monitoramento, a estratégia sugere a inclusão de atividades e o estabelecimento de rotinas e ações de erradicação, contenção, controle e monitoramento de espécies exóticas invasoras em Unidades de Conservação e outras áreas afetadas por invasões biológicas.

A lei que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC (BRASIL, 2000 b), em seu Artigo 31 determina que:

*“É proibida a introdução nas unidades de conservação de espécies não autóctones.*

*§ 1o Excetuam-se do disposto neste artigo as Áreas de Proteção Ambiental, as Florestas Nacionais, as Reservas Extrativistas e as Reservas de Desenvolvimento Sustentável, bem como os animais e plantas necessários à administração e às atividades das demais categorias de unidades de conservação, de acordo com o que se dispuser em regulamento e no Plano de Manejo da unidade.*

*§ 2o Nas áreas particulares localizadas em Refúgios de Vida Silvestre e Monumentos Naturais podem ser criados animais domésticos e cultivadas plantas considerados compatíveis com as finalidades da unidade, de acordo com o que dispuser o seu Plano de Manejo.”*

Com o mesmo esforço em proteger as áreas naturais, o Decreto n. 6.514, de 22 de julho de 2008, em seu Art. 84 da subseção IV, “Das infrações cometidas exclusivamente em Unidades de Conservação”, reforça as determinações do SNUC e estipula ainda, pena de multa ao infrator de R\$ 2.000,00 (dois mil reais) a R\$ 100.000,00 (cem mil reais) (BRASIL, 2008).

O Decreto n. 4.339, de 22 de agosto de 2002 (BRASIL, 2002), institui princípios e diretrizes para a implementação da Política Nacional da Biodiversidade e determina as seguintes diretrizes com relação às espécies exóticas invasoras:



*10.1.8 Inventariar e mapear as espécies exóticas invasoras e as espécies-problema, bem como os ecossistemas em que foram introduzidas para nortear estudos dos impactos gerados e ações de controle.*

*10.3.6 Promover e apoiar pesquisas para subsidiar a prevenção, erradicação e controle de espécies exóticas invasoras e espécies-problema que ameacem a biodiversidade, atividades da agricultura, pecuária, silvicultura e aqüicultura e a saúde humana.*

*11.1.12 Articular ações com o órgão responsável pelo controle sanitário e fitossanitário com vistas à troca de informações para impedir a entrada no país de espécies exóticas invasoras que possam afetar a biodiversidade.*

*11.1.13 Promover a prevenção, a erradicação e o controle de espécies exóticas invasoras que possam afetar a biodiversidade.*

*11.2.3 Apoiar as ações do órgão oficial de controle fitossanitário com vistas a evitar a introdução de pragas e espécies exóticas invasoras em áreas no entorno e no interior de unidades de conservação.*

*11.4.2 Desenvolver, promover e apoiar estudos e estabelecer metodologias para conservação e manutenção dos bancos de germoplasma das espécies nativas e exóticas de interesse científico e comercial.*

*13.1.1 Apoiar o desenvolvimento de metodologias e de indicadores para o monitoramento dos componentes da biodiversidade dos ecossistemas e dos impactos ambientais responsáveis pela sua degradação, inclusive aqueles causados pela introdução de espécies exóticas invasoras e de espécies-problema.*

*13.1.8 Apoiar as ações do órgão oficial responsável pela sanidade e pela fitossanidade com vistas em monitorar espécies exóticas invasoras para prevenir e mitigar os impactos de pragas e doenças na biodiversidade.*

*13.2.6 Apoiar a realização de análises de risco e estudos dos impactos da introdução de espécies exóticas potencialmente invasoras, espécies potencialmente problema e outras que ameacem a biodiversidade, as atividades econômicas e a saúde da população, e a criação e implementação de mecanismos de controle.*

*13.2.7 Promover e aperfeiçoar ações de prevenção, controle e erradicação de espécies exóticas invasoras e de espécies-problema.*

*13.2.19 Estabelecer mecanismos para determinar a realização de estudos de impacto ambiental, inclusive Avaliação Ambiental Estratégica, em projetos e empreendimentos de larga escala, inclusive os que possam gerar impactos agregados, que envolvam recursos biológicos, inclusive aqueles que utilizem espécies exóticas e organismos geneticamente modificados, quando potencialmente causadores de significativa degradação do meio ambiente.*

## **2.4 Invasão biológica em Unidades de Conservação**

A preservação do patrimônio biológico presente em áreas brasileiras de características naturais relevantes é garantida pelas Unidades de Conservação – UCs. O objetivo das UCs brasileiras varia conforme sua categoria de manejo, mas, de maneira geral, pode-se dizer que se pretende assegurar a representatividade de amostras significativas e ecologicamente viáveis das diferentes populações, habitats e ecossistemas do território nacional e das águas jurisdicionais, preservando o patrimônio biológico existente (BRASIL, 2011).

Estima-se que, ao todo, a área abrangida por UCs se aproxime de 1,5 milhões de km<sup>2</sup>, ou 16,6% do território continental brasileiro e 1,5% do território marinho. Toda essa área está protegida por um total de 310 unidades federais, 503 estaduais, 81 municipais e 973 RPPNs (BRASIL, 2011). A categoria Parque é uma das mais populares e une dois interesses de suma importância à sociedade: a conservação da biodiversidade e a visitação pública. Para assegurar a conservação da biodiversidade em UCs, a prevenção e manejo adequado de espécies exóticas invasoras são peças chave no manejo de áreas protegidas (TU, 2009). Entretanto, ainda é um desafio aos administradores priorizar esforços no controle de exóticas com conhecimento teórico satisfatório em ecologia que lhes permita atingir as metas de preservação da biodiversidade (WESTMAN, 1990).

Enquanto espécies invasoras, principalmente plantas, são alvo de ações de controle em prol da agricultura há séculos, apenas vinte anos atrás essas espécies começaram a ser consideradas danosas econômica e ecologicamente também em áreas naturais (D'ANTONIO; CHAMBERS, 2006).

As áreas protegidas por lei no Brasil estão entre os locais mais ameaçados atualmente por espécies exóticas invasoras em decorrência da falta de conhecimento sobre os problemas implícitos e da inexistência, ou existência precária, de mecanismos legais que facilitem e estimulem o manejo, o controle e a erradicação de invasões biológicas dentro dessas áreas (BRASIL, 2006 b). Em ambientes florestais preservados, a introdução de novos patógenos e pragas leva ao deslocamento de inúmeras espécies nativas (TU, 2009)

Ainda são muito escassos os esforços de experimentação e teste de diferentes metodologias de controle. Coblenz (1990) afirma que, sem a erradicação, muitas comunidades continentais ainda bem preservadas tornar-se-ão, com o passar do tempo, inaptas à conservação de seu estado original, o que torna o problema ainda mais preocupante quando ocorre em áreas criadas exatamente para preservar a biodiversidade em seu estado original (PAUCHARD e ALABACK, 2004), que, no caso do Brasil, são as Unidades de Conservação.

O Plano Nacional de Áreas Protegidas (BRASIL, 2006 b) inclui em seu objetivo 1.4 impedir as ameaças e mitigar os impactos negativos aos quais as unidades de conservação e suas zonas de amortecimento estejam expostas:

*“Identificar principais riscos de espécies invasoras e exóticas em unidades de conservação e suas zonas de amortecimento.*

*Adotar medidas emergenciais para controlar riscos associados a espécies invasoras exóticas em unidades de conservação e suas zonas de amortecimento.*

*Consolidar e implantar um sistema de prevenção, controle e erradicação de espécies exóticas e invasoras ou geneticamente modificadas nas unidades de conservação e suas zonas de amortecimento.”*

Não obstante, entre suas estratégias consta:

*“Adotar medidas urgentes para controlar riscos associados a espécies invasoras exóticas nas unidades de conservação e suas zonas de amortecimento para a integridade das unidades de conservação.*

*a. Identificar principais riscos de espécies invasoras na zona costeira e marinha.*

*b. Realizar diagnóstico de medidas de controle existentes para a zona costeira e marinha.*

*c. Adotar medidas específicas de controle das principais espécies invasoras costeiras e marinhas.*

*Proibir, como medida de precaução, o cultivo de espécies aquáticas exóticas em unidades de conservação costeiras e marinhas de uso sustentável”*

No Brasil, apesar de o Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC (BRASIL, 2000 b) proibir a introdução de exóticas, ainda não são observadas medidas voltadas ao controle da degradação ambiental propiciada por espécies exóticas já introduzidas e em situação de invasão na maioria das Unidades de Conservação brasileiras e, tampouco, métodos de combate à introdução desses organismos.

É um grande desafio prevenir futuros danos causados pelas espécies invasoras em ecossistemas naturais e manejados, especialmente considerando o crescimento populacional e suas atividades relacionadas, além dos custos envolvidos. Mas o que se sabe é que há uma necessidade urgente em agir, seja por prevenção, detecção, erradicação, recuperação ou por mais pesquisas sobre espécies invasoras nestes ecossistemas (PIMENTEL *et al.*, 2001 ; TU, 2009; HOBBS; HUENNEKE, 1992).

De acordo com a resolução CONABIO n. 5, de 21 de outubro de 2009, ações de combate às espécies exóticas invasoras deverão ser desenvolvidas visando contemplar, prioritariamente, as unidades do Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC. Ênfase inicial será dada às UCs de Proteção Integral, tanto em âmbito federal quanto estadual, com vistas à: (i) identificação das espécies exóticas presentes; (ii) avaliação de risco de dano real e potencial; (iii) avaliação de impactos causados no âmbito de cada espécie, se for o caso; (iv) definição de unidades prioritárias para ação; e (v) definição de medidas necessárias para prevenção, erradicação, mitigação e controle e monitoramento. Em Unidades de Conservação de Proteção Integral recomenda-se a elaboração de planos de ação para prevenção, erradicação, controle e monitoramento de espécies invasoras em cada UC, independente da existência ou não de planos de manejo (BRASIL, 2009).

Já foram registrados problemas relacionados às espécies exóticas invasoras em 196 Unidades de Conservação. A amplitude dessas ocorrências abrange UCs de proteção integral e de uso sustentável, bem como unidades federais, estaduais e municipais distribuídas em 22 estados brasileiros (BRASIL, 2005).

Por meio de consultas ao Sistema I3N Brasil junto aos dados publicados pelo Informe nacional de espécies exóticas invasoras que afetam ambientes terrestres, foram detectadas ao todo 32 Unidades de Conservação em situação de invasão pelo lírio-do-brejo (Tabela 1) (BRASIL, 2005; INSTITUTO HÓRUS, 2011). Destas, 14 (43%) se localizam no estado do Paraná e quatro em São Paulo (12%). Entretanto, os dados levantados não representam a situação atual das UCs, podendo ser vistos como subestimados e, por isso, devem ser interpretados como um levantamento ainda inicial, porém de grande relevância, acerca da vulnerabilidade das UCs brasileiras à ameaça das espécies alóctones invasoras.

No PETAR foram registradas 46 espécies vegetais exóticas (Anexo) durante a Avaliação Ecológica Rápida realizada para a elaboração do plano de manejo do parque (SÃO PAULO - ESTADO, 2011). Entre essas espécies exóticas, muitas são frutíferas e de provável introdução por antigos residentes, como a mangueira *Mangifera indica*, o abacateiro *Persea americana*, encontrados em pontos isolados e representados por poucos indivíduos, aparentemente não causando impactos significativos sobre a vegetação nativa. Já a goiabeira *Psidium guajava* e a uva-japonesa *Hovenia dulcis* foram observadas em altas densidades, respectivamente numa área antropizada e no interior da floresta, ambas, portanto com comportamento invasor.

A espécie em estudo, *Hedychium coronarium*, é abundante em muitos trechos ribeirinhos, onde é considerada espécie-problema devido à capacidade de reprodução vegetativa e facilidade de dispersão (SÃO PAULO - ESTADO, 2011).

O PETAR, junto ao Parque Estadual Carlos Botelho (PECB), à Estação Ecológica Xitué e ao Parque Estadual de Intervalos (PEI), compõe o chamado Contínuo Ecológico de Paranapiacaba. No PEI, que faz fronteira com a área ao norte do PETAR, foram observadas como espécies invasoras o pinheiro (*Pinus eliotti*), a palmeira real (*Roystonea regia*) e, em seu entorno, o capim-batatais (*Paspalum notatum*), além de várias espécies frutíferas e ornamentais exóticas, notadamente ervas e arbustos (SÃO PAULO - ESTADO, 2008).

Tabela 1 - Ocorrência de invasões biológicas causadas por *Hedychium. coronarium* em unidades de conservação brasileiras

UC	UF	FORMAÇÃO VEGETACIONAL
Parque Estadual da Cachoeira da Fumaça	ES	Floresta Estacional Semidecidual
Estação Ecológica do Tripuí	MG	Floresta Estacional Semidecidual
Parque Estadual do Brigadeiro	MG	Floresta Ombrófila Aberta Submontana
Parque Estadual do Itacolomi	MG	Áreas de Tensão Ecológica - Savana - Floresta Ombrófila
Parque Estadual Nova Baden	MG	Floresta Estacional Semidecidual
Parque Nacional Cavernas do Peruaçu	MG	Floresta Estacional Decidual
APA de Guaraqueçaba	PR	Floresta Ombrófila Densa Submontana
APA de Guaratuba	PR	Floresta Ombrófila Densa Submontana
Jardim Botânico	PR	Floresta Ombrófila Mista Montana
Parque Ecológico Paulo Gorski (Zoológico)	PR	Floresta Estacional Semidecidual Submontana
Parque Estadual da Graciosa	PR	Floresta Ombrófila Densa
Parque Estadual de Vila Velha	PR	Estepe Gramíneo-Lenhosa
Parque Estadual do Pico do Marumbi	PR	Floresta Ombrófila Densa Submontana
Parque Municipal Barigui	PR	Floresta Ombrófila Densa
Parque Nacional do Iguaçu	PR	Refúgios Vegetacionais
Parque Nacional Saint Hilaire / Lange	PR	Floresta Ombrófila Densa
Reserva Particular do Patrimônio Natural do Cachoeira	PR	Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas
Reserva Particular do Patrimônio Natural do Morro da Mina	PR	Floresta Ombrófila Densa
Reserva Particular do Patrimônio Natural do Salto do Itaquí	PR	Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas
Reserva Particular do Patrimônio Natural Salto Morato	PR	Floresta Ombrófila Densa Aluvial
Reserva Biológica de Poço das Antas	RJ	Floresta Ombrófila Densa
Reserva Biológica União	RJ	Floresta Ombrófila Densa
Parque Estadual de Itapeva	RS	Formações Pioneiras de Influência Marinha (Restingas)
Parque Municipal das Cachoeiras	RS	Floresta Estacional Semidecidual
Parque Botânico do Morro do Baú	SC	Floresta Ombrófila Densa
Parque Estadual das Araucárias	SC	Floresta Ombrófila Mista
Parque Nacional de Aparados da Serra	SC	Estepe Gramíneo-Lenhosa
Reserva Biológica do Arvoredo	SC	Floresta Ombrófila Densa
Parque Estadual da Várzea do Embu-Guaçu	SP	Floresta Ombrófila Densa
Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI)	SP	Floresta Ombrófila Mista
Parque Estadual do Juquery	SP	Floresta Estacional Semidecidual
Parque Estadual Intervales	SP	Áreas de Tensão Ecológica - Savana - Floresta Ombrófila

Fonte: Instituto Hórus I3N Brasil. Disponível em: < [http://i3n.institutohorus.org.br/filt\\_especies.asp](http://i3n.institutohorus.org.br/filt_especies.asp) >. Acesso 14 set. 2011.

Entre as espécies vegetais exóticas registradas no PECB, novamente são frequentes as frutíferas, como a goiabeira (*Psidium guajava*), o limão-bravo (*Citrus limonium*) e a nespereira (*Eriobotrya japonica*), todas encontradas em pontos isolados e representadas por poucos indivíduos, aparentemente não causando impactos significativos sobre a vegetação nativa. *Heliconia sp.* também faz parte desse grupo e possivelmente teria sido introduzida como ornamental. Já as exóticas banana-flor (*Musa rosaceae*), originária da Índia, e o palmito-açaí (*Euterpe oleraceae*), da região Amazônica, apresentam preocupante potencial invasor. No entorno do Parque Carlos Botelho ocorrem extensas plantações de *Pinus sp.*, arbórea de reconhecido poder invasor.

Na maior Unidade de Conservação do Estado de São Paulo, o trabalho realizado por Sanches (2009) no núcleo Picinguaba do Parque Estadual da Serra do Mar enfatiza a grande necessidade de direcionar esforços por parte da gestão ao manejo da espécie *Terminalia catappa*, considerando não apenas remover a espécie, mas trabalhar juntamente com a comunidade de entorno, conscientizando-a sobre as vantagens em se manejar a espécie, visto que *T. catappa*, conhecida como chapéu-de-sol, é uma espécie extremamente desejável em ambientes praianos por fornecer proteção à luz do sol e sua remoção pode impactar a comunidade negativamente.

## **2.5 Formas de combate e prevenção às invasões biológicas**

Há diversas maneiras de lidar com as invasões biológicas. A maneira mais simples, menos custosa e eficaz de evitar novas invasões é a prevenção da entrada de espécies alóctones por meio de: 1) interceptação da entrada de sementes e propágulos, 2) tratamento de material suspeito de estar contaminado com espécies não nativas, e 3) proibição de determinadas mercadorias. Introduções deliberadas de espécies não nativas devem ser submetidas a uma avaliação de risco (WITTENBERG; COCK, 2001).

Uma das linhas de pesquisa em pleno desenvolvimento acerca de espécies invasoras é determinar a invasibilidade de ambientes por dadas espécies. Richardson & Pysek 2006 realizaram uma grande compilação de características tanto de espécies quanto de ambientes que aparentassem favoráveis à ocorrência de invasões biológicas. Contudo, muitas hipóteses que buscam uma relação simples e direta de causa e efeito, apesar de bem embasadas, são contrariadas por experimentos (RICHARDSON; PYSEK, 2006; LEVINE, 2000).

Já a hipótese das peculiaridades morfológicas mostra bons resultados relacionando tamanho de sementes (REJMÁNEK, 1995), tipo de reprodução (BURKE; GRIME, 1996), síndrome de dispersão e formas de vida ao poder invasivo de espécies (PYSEK; PRACH; SMILAUER, 1995; LAKE e LEISHMAN, 2004). Mas os experimentos que comprovam tal relação se utilizam geralmente de alguns grupos taxonômicos ou formas de vida, ou seja, a relação é válida sob uma escala menor de espécies (RICHARDSON; PYSEK, 2006). Outra característica a ser considerada é a distribuição geográfica de algumas espécies em seu estado naturalizado (D'ANTONIO; CHAMBERS, 2006). Outra suposição é de que espécies invasoras disponham de substâncias bioquímicas prejudiciais com as quais as espécies nativas nunca entraram em contato antes, chamadas de “novas armas” (CALLAWAY; RIDENOUR, 2004). Com base nesse conhecimento, apesar de ainda incipiente, foram criadas as análises de risco.

O Programa Global de Espécies Invasoras (GISP) propõe a execução de diferentes ações em conjunto, desde métodos preventivos como análises de risco ao controle e erradicação das espécies (Figura 2). O sucesso de cada ação é obrigatoriamente acompanhado, o que determina os próximos passos de manejo a serem seguidos (TU, 2009).



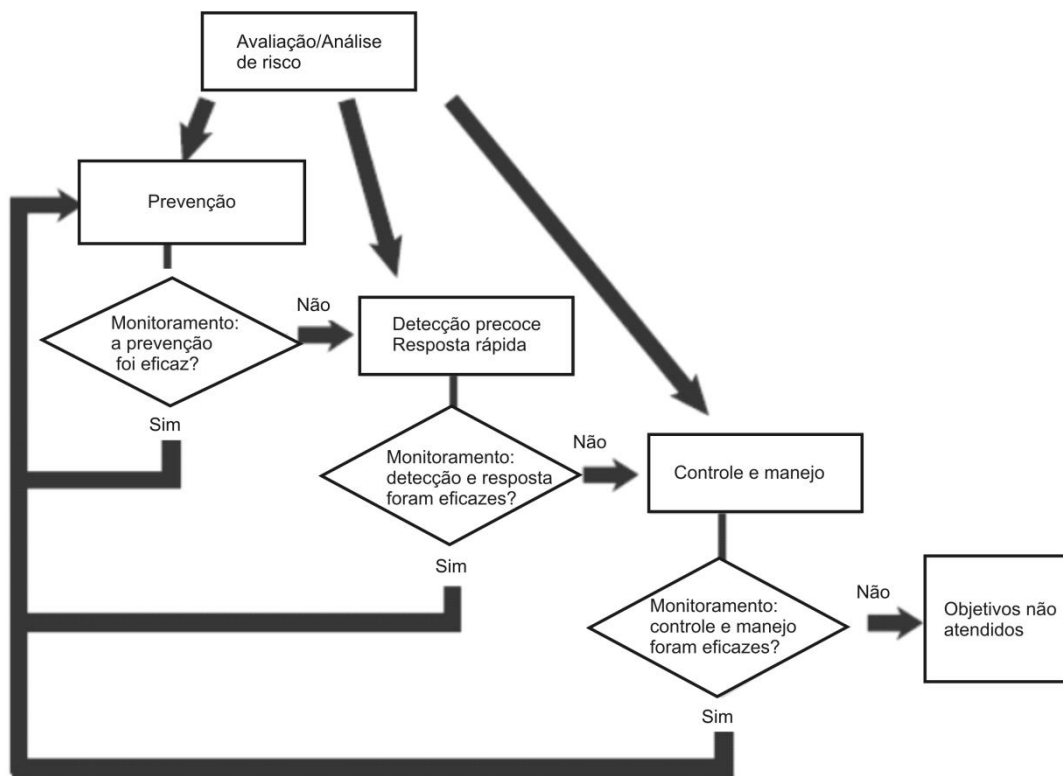


Figura 2 - Relações entre diferentes estratégias. Adaptado de (TU, 2009)

Com base em informações sobre comportamento reprodutivo, distribuição geográfica e ecologia de algumas espécies, o Instituto Hórus e parceiros ajustaram protocolos de análise de risco da Austrália e Nova Zelândia às condições da América Latina, resultando em dois protocolos para espécies vegetais. Considerando que cerca de 90% das espécies hoje invasoras no Brasil foram trazidas voluntariamente, o uso pretérito deste sistema de análise de risco reduziria a 10% os problemas atualmente existentes (INSTITUTO HÓRUS, 2011).

A análise de risco para o lírio-do-brejo conferiu um alto risco de invasibilidade à espécie, atribuindo-lhe as notas 6,64 e 21 para os protocolos elaborados no Brasil e na Argentina, ambos pelo Instituto Hórus, respectivamente (Tabela 2).

Tabela 2 - Pontuação de algumas espécies exóticas conforme os protocolos de análise de risco

<b>Espécie</b>	<b>Nome popular</b>	<b>Pontuação 1</b>	<b>Pontuação 2</b>
<i>Hedychium coronarium</i>	lírio-do-brejo	6,64 ALTO	21 RISCO ALTO
<i>Pinus eliotti</i>	pinheiro	5,31 ALTO	28 RISCO ALTO
<i>Terminalia catappa</i>	chapéu-de-sol	4,24 REQUER AVALIAÇÃO POSTERIOR	15 RISCO MODERADO
<i>Urochloa decumbens</i>	braquiária	7 ALTO	24 RISCO ALTO
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i>	palmeira-real	3,58 MODERADO	9 RISCO MODERADO
<i>Casuarina equisetifolia</i>	casuarina	7,88 ALTO	26 RISCO ALTO
<i>Hovenia dulcis</i>	uva-japonesa	5 REQUER AVALIAÇÃO POSTERIOR	18 RISCO ALTO
<i>Tecoma stans</i>	amarelinho-de-jardim	6,21 ALTO	23 RISCO ALTO
<i>Leucaena leucocephala</i>	leucena	6,72 ALTO	23 RISCO ALTO
<i>Musa rosace</i>	banana-flor	4,16 REQUER AVALIAÇÃO POSTERIOR	6 RISCO BAIXO

Fonte: Instituto Hórus. Disponível em: <[www.institutohorus.org.br](http://www.institutohorus.org.br)>. Acesso em 15 set. 2011.

<sup>1</sup>: Protocolo Instituto Hórus e Zanni – Brasil. <sup>2</sup>: Protocolo Instituto Hórus – Argentina

Depois da prevenção, a estratégia mais eficiente é a Detecção Precoce e Resposta Rápida (*Early Detection and Rapid Response* – EDRR) a uma espécie exótica recém introduzida em uma área em particular, pois os esforços de erradicação serão menores e previnem que a espécie se torne uma invasora e colonize novas áreas (TU, 2009).

Caso o programa de prevenção e rápida detecção não tenha sucesso, é necessário optar por uma das seguintes técnicas de controle: mecânico (ou físico), químico, biológico ou via manejo do ecossistema (CRONK; FULLER, 1995). O método mais seguro é, naturalmente, aquele que causar menores impactos à natureza (MYERS; BAZELY, 2005).

A erradicação completa de espécies já naturalizadas é praticamente impossível, e métodos de controle devem, portanto, minimizar os impactos onde a invasora está estabelecida, além de prevenir futuras invasões em outros sítios (MYERS; BAZELY, 2005). Qualquer decisão de controle deve ser devidamente planejada, a fim de minimizar os riscos à biota nativa, ressaltando-se que, em áreas naturais, o controle é substancialmente diferente daquele realizado contra pragas agrícolas em terrenos aráveis (CRONK; FULLER, 1995). Ocasionalmente, ao focar o manejo nas espécies invasoras de controle mais rápido, gestores de áreas naturais podem gradualmente criar

áreas parcialmente restauradas, compostas, porém, por outras espécies exóticas ainda mais resistentes (WESTMAN, 1990).

O controle físico inclui arranquio manual (*hand pulling*), corte (*cut and slash*), alavancagem de estruturas subterrâneas (*digging/levering*), corte raso (*mowing*) (CRONK; FULLER, 1995). Não é recomendado para espécies com raízes muito profundas nem para infestações muito grandes (TU; HURD; RANDALL, 2001). Uma vez removida a espécie invasora, os gestores devem atentar ao controle de erosão e outros danos possíveis resultantes da remoção mecânica, bem como atentar à restauração das espécies nativas de plantas (WESTMAN, 1990).

Entretanto, a eficácia do manejo físico depende da existência de bancos de sementes, da intensidade de rebrota e da reinfestação por exóticas, tornando-a mais eficaz em áreas pequenas onde a infestação é localizada (CRONK; FULLER, 1995). A técnica mecânica de remoção é a única permitida hoje em dia na maioria das unidades de conservação em razão, principalmente, da falta de legislação específica para o uso de biocontrole ou herbicidas. O controle mecânico deve ser realizado mais de uma vez, o que pode implicar num aumento do pisoteio e compactação do solo nessas áreas de trabalho.

De acordo com Cronk & Fuller (1995), o uso de herbicidas pode reduzir em número as espécies invasoras, mas precisa de mais de uma aplicação para evitar o espalhamento das espécies invasoras e a reinvasão do sítio. Além disso, seu uso pode comprometer também o desenvolvimento de espécies nativas direta ou indiretamente por contaminar solo e cursos d'água (MYERS; BAZELY, 2005).

O Controle biológico é o uso planejado de organismos não domesticados para reduzir vigor, capacidade reprodutiva ou densidade de espécies alvo. É econômico para uso em áreas naturais (LOACH, 1997). Esse método busca não a erradicação das espécies alvo, mas a redução de sua densidade a níveis inferiores aos limiares biológicos, de tal maneira que outras formas de controle sejam desnecessárias. Um exemplo bem sucedido de controle biológico se deu sobre a espécie de cacto *Opuntia vulgaris*, introduzida na Índia. Após a introdução acidental do inseto brasileiro *Dactylopius ceylonicus*, a população do cacto reduziu consideravelmente e o inseto foi consagrado como controle eficiente da praga e passou a ser usado em diversos outros países com essa finalidade. Entretanto, a escolha da espécie controle é de grande importância, e deve ser feita com cautela a fim de se evitarem riscos de afetar também as espécies nativas e introduzir uma nova espécie invasora (LOACH, 1997).

Já o manejo de ecossistemas voltado ao controle de invasoras visa, principalmente, agir sobre as perturbações do ambiente, como presença de animais pastejadores ou abertura artificial de clareiras. Alterações no regime hidrológico e de incêndios já provaram eficácia contra a invasão por espécies de *Pinus*, por exemplo (CRONK; FULLER, 1995). Já D'Antonio; e Chambers definem essas estratégias como *bottom-up control* (MYERS; BAZELY, 2005; D'ANTONIO; CHAMBERS, 2006).

Procedimentos de controle podem envolver diferentes técnicas, desde que sejam condizentes com o objetivo do manejo e da área natural em questão. Um exemplo é o caso da proposta de substituição da espécie invasora *Archontophoenix cunninghamiana* pela palmeira juçara (*Euterpe edulis*), esta última nativa e ameaçada de extinção na Mata Atlântica. A introdução de plântulas de *E. edulis* e o corte dos cachos frutificados de *A. cunninghamiana* são uma alternativa economicamente viável ao controle da espécie e de baixo impacto à fauna associada, uma vez que os frutos de *E. edulis* também são consumidos pela avifauna (MENGARDO, No prelo).

Segundo o Plano de Manejo do Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira, mesmo às espécies que ainda não tenham sido caracterizadas como invasoras no PETAR, recomenda-se a erradicação como medida preventiva (SÃO PAULO - ESTADO, 2011). Entretanto, ao optar pelo controle, não se devem deixar de lado os possíveis impactos sobre a população humana ao redor. Deve-se atentar à conscientização da comunidade para que compreendam as razões ecológicas das ações de manejo e atuem como aliados dessa ação conservacionista (WESTMAN, 1990).

Para se desenvolver estratégias adequadas de restauração e quantificar os efeitos das invasões, são necessários estudos que avaliem diversos métodos de remoção e as respostas da comunidade nativa a estes métodos (FLORY; CLAY, 2009). Dessa forma, o presente estudo associou a remoção de espécimes de *H. coronarium* com o acompanhamento da cobertura vegetal herbácea das espécies nativas.

## **2.6 *Hedychium coronarium* Koenig**

A espécie *Hedychium coronarium* está amplamente distribuída pelo globo terrestre, presente nos hemisférios norte e sul, do ocidente ao oriente. De acordo com a maioria dos autores (SCHEPER, 2004; KENG *et al.*, 1998; CABI, 2011; ROXBURGH; CAREY, 1832; CSURHES; HANNAH-JONES, 2008), a planta é originária da Índia. Kissman (1997) inclui a possibilidade de sua origem ser Madagascar (Figura 3).

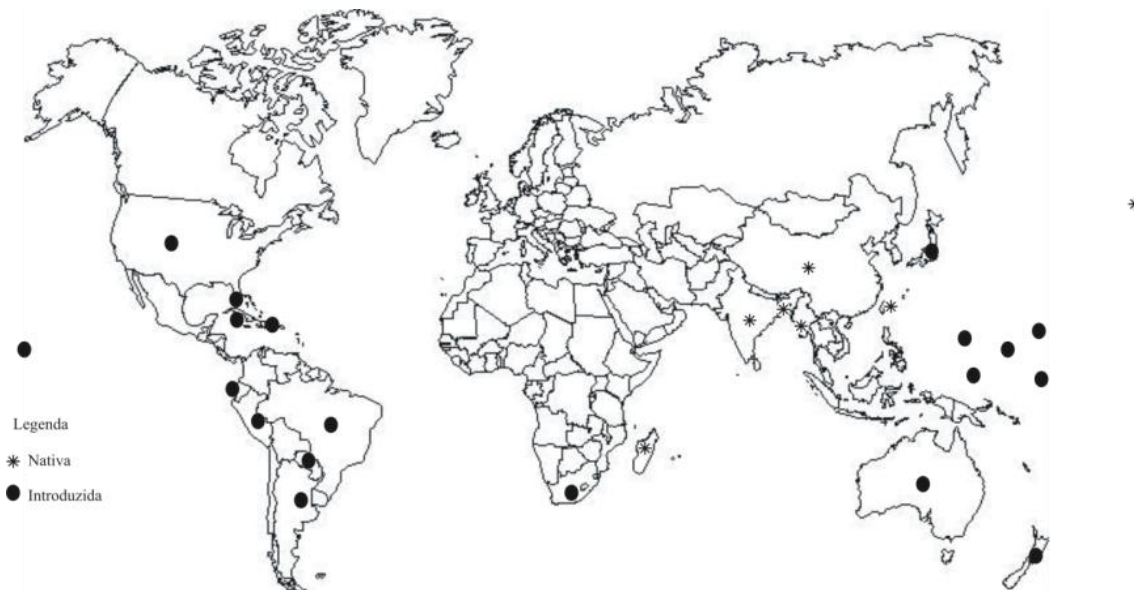


Figura 3 - Distribuição de *Hedychium coronarium* pelo planeta. Fonte: (CABI, 2011)

Pertencente à família Zingiberaceae, a mesma do gengibre comum (*Zingiber officinalis*), também é conhecida popularmente como borboleta-amarela, napoleão, olímpia, lírio-branco, lágrima-de-moça, narciso, cardamomo-do-mato, escalda-mão, borboleta, lágrima-de-napoleão, flor-de-lis, jasmim-borboleta, lírio-do-brejo, açucena, jasmim e lágrima-de-vênus (INSTITUTO HÓRUS, 2011).

A origem do nome é greco-latina, onde *Hedychium*, em grego, significa “neve doce” e *coronarium*, em latim, refere-se a “coroa” (KISSMANN, 1997). Consiste em uma erva perene que apresenta pseudocaulé de 1–3 m, folhas sésseis, oblongo-lanceoladas ou lanceoladas, dimensões: 20–40 × 4.5–8 cm, glabra em sua face adaxial, face abaxial pubescente, base aguda e ápice longo e acuminado. Inflorescências terminais em espiga, 10–20 × 4–8 cm; brácteas imbricadas, ovais, 4.5–5 × 2.5–4 cm, 2-3 flores. Flores brancas, fragrantas, cálice verde, 4 cm fendido em um dos lados. Corola tubular, 8 cm, delgada; lobos lanceolados, 5 cm. Estaminoides laterais oblongo-lanceolados, 5 cm. Labelo branco, amarelo claro na base, 4–6 × 4–6 cm, anteras 1.5 cm. Ovário seríceo.  $2n = 34$  (SHU 2000 *apud* CSURHES; HANNAH-JONES, 2008) (Figura 4).

Ao invadir comunidades vegetais, o lírio-do-brejo forma densas colônias, de difícil erradicação, capazes de expulsar outras espécies. Seus rizomas concentram-se na superfície e, por formar

aglomerações, dificultam o enraizamento de outras espécies vegetais (ASNER *et al.*, 2008). Apesar de poder se reproduzir por sementes, a principal forma de multiplicação é vegetativa, pelo sistema rizomatoso, extremamente rico em reservas energéticas (KISSMANN, 1997; SOARES; BARRETO, 2008; INSTITUTO HÓRUS, 2011).

No Brasil, é amplamente dispersada e tornou-se comum em toda zona litorânea, com forte ocorrência na região cacauera da Bahia e do Espírito Santo, além dos estados de São Paulo, Minas Gerais, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (KISSMANN, 1997; SOARES; BARRETO, 2008; INSTITUTO HÓRUS, 2011). É capaz de colonizar novas áreas por meio de reprodução vegetativa a partir de fragmentos de seus rizomas dispersos pelos cursos d'água. Tornou-se um invasor agressivo não apenas de áreas úmidas e quentes, como também de sub-bosque da Mata Atlântica (KISSMANN, 1997; SOARES; BARRETO, 2008; ELLISON; BARRETO, 2004; REASER; GARLINDO-LEAL; ZILLER, 2005).



Figura 4 - Representação de *Hedychium coronarium*. Fonte: (PETERSEN, 1840-1906)

Ainda é incerto quando se deu a introdução no Brasil; especula-se que tenha sido carregada em navios negreiros provenientes da África (REASER; GARLINDO-LEAL; ZILLER, 2005), apesar de sua distribuição original ser predominantemente asiática (ROYAL BOTANICAL GARDENS, 1912). Seus registros mais antigos no país consistem em um espécime em Kew Gardens, coletado pelo Dr. Glaziou em 1860, e na elaboração da *Flora Brasiliensis* por Martius e Schumann K. (entre 1840 e 1906) (ROYAL BOTANICAL GARDENS, 1912).

Economicamente, é uma planta útil. Brotos jovens e flores são comestíveis e usados como aromatizantes de alimentos ou podem ser comidas como vegetais (VERMA; BANSAL, 2010). Seu rizoma é feculento, podendo ser utilizadas como alimento alternativo em situações de miséria e falta de alimentos (KUNKEL, 1984 *apud* VERMA; BANSAL, 2010). Apresenta propriedades nutritivas com sabor um tanto picante, de cor pardacento-amarelada. A fécula é utilizada no preparo de doces e biscoitos, além de fornecer óleos essencial e medicinal (CEPLAC, 1976) apesar de Clippel *et al* (2008) afirmarem que, entre outras espécies dotadas de estruturas subterrâneas de reserva, *H. coronarium* se encontra com baixo valor nutricional.

Entretanto, seu uso etnofarmacêutico é o principal dentre suas diversas formas de aproveitamento pelo homem e seu rizoma é o principal reduto de suas propriedades medicinais. Seus óleos essenciais são usados no tratamento de vômitos, tosse, problemas pulmonares, (SINGH; SINGH, 2009) cefaleia, câncer, inflamação, apoptose e osteoclastogênese (VERMA; BANSAL, 2010), além de possuir ação empiricamente comprovada como antirreumático, febrífugo (AKHTAR *et al.*, 2000), anti-helmíntico, antifúngico, antibacteriano (JOY, RAJAN e ABRAHAM, 2007) e redutor de pressão arterial (RIBEIRO *et al.*). Possui, ainda, grande potencial antidiabético, visto que espécies do gênero possuem essa propriedade (BHANDARY e CHANDRASHEKAR, 1995). Outras partes da planta também são aproveitadas para finalidades medicinais. O caule é utilizado para tratar amigdalite e inchaços, má digestão e problemas estomacais. As flores tratam artrite, febre e doenças dos olhos (VERMA; BANSAL, 2010).

Seu valor comercial, especialmente em seus locais de origem, se deve também às suas flores que, por serem extremamente aromáticas, dão origem a um óleo essencial usado em perfumes de alta qualidade (CHOPRA *et al*, 1986; MATSUMOTO *et al*, 1993 *apud* VERMA; BANSAL, 2010). No Brasil, seu emprego como fonte de celulose parecia promissor por conter entre 43 e 48% de celulose e produzir papel de boa qualidade (ROYAL BOTANICAL GARDENS, 1912; VERMA;

BANSAL, 2010), mas, apesar de empregado até algumas décadas atrás na cidade de Morretes – PR, hoje não há mais indícios de seu cultivo para essa finalidade (INSTITUTO HÓRUS, 2011).

Outro uso da espécie é no tratamento de efluentes junto a algumas macrófitas aquáticas, apresentando uma remoção de 89,0% da carga poluidora inicial, bem como 92% do material sólido em suspensão, 89% de matéria graxa e 79% na turbidez (RODOLFO; LOURDES, 1996).

Apesar de não constar na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas elaborada pela IUCN (*International Union for Conservation of Nature*), acredita-se que a espécie, também chamada de “Gulbakawali”, esteja ameaçada de extinção em uma das suas localidades nativas de ocorrência (florestas de Manipur) próximo ao Himalaia, em decorrência da exploração comercial para a produção de óleos essenciais e devido a desmatamento, superexploração e falta de práticas de gestão (BHANDARY; CHANDRASHEKAR, 1995; VERMA; BANSAL, 2010; SOARES; BARRETO, 2008).

Já em áreas naturais brasileiras, observa-se uma situação completamente oposta, em que a espécie *H. coronarium* representa uma grande ameaça à conservação da biodiversidade, tal é o seu poder de invasão pelos ambientes naturais. No PETAR, são observadas diversas áreas extensamente ocupadas pelo *H. coronarium* (Figura 5), principalmente à beira de corpos d’água.



Figura 5 - Área às margens do Rio Betari, PETAR, com intensa invasão por *H. coronarium*



É ainda mais preocupante a sua invasão em regiões menos úmidas, como no sub-bosque de ambientes florestais. Com a ocorrência de clareiras por processos naturais de deslizamentos e quedas de árvores, ou áreas antigamente ocupadas por roças e hoje abandonadas à regeneração natural, o ambiente sofre alterações que permitem a entrada seguida pelo estabelecimento de lírio-do-brejo. Consequentemente, ocorre o desvirtuamento do processo de sucessão ecológica natural deste ambiente florestal, em que a ocupação densa e rápida pelo *H. coronarium* impede o estabelecimento e o crescimento de espécies nativas que naturalmente ocupariam esse hábitat recém-formado. Perturbações no hábitat, naturais ou antropogênicas, são frequentemente favoráveis à invasão por plantas, quando não essenciais (D'ANTONIO; CHAMBERS, 2006; BESAW, 2011; LAKE; LEISHMAN, 2004; VITOUSEK *et al.*, 1997b; VITOUSEK, 1990).

### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1 O bioma Mata Atlântica

A Mata Atlântica e seus ecossistemas associados envolviam, originalmente, uma área de 1.360.000 km<sup>2</sup>, correspondente a cerca de 16% do território brasileiro, distribuídos por 17 Estados: Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná, São Paulo, Goiás, Mato Grosso do Sul, Rio de Janeiro, Minas Gerais, Espírito Santo, Bahia, Alagoas, Sergipe, Paraíba, Pernambuco, Rio Grande do Norte, Ceará e Piauí (BRASIL, 2000).

Em conjunto, mamíferos, aves, répteis e anfíbios que ocorrem na Mata Atlântica somam 1.810 espécies, sendo 389 endêmicas. Quanto às plantas vasculares, superam 20.000 espécies (BRASIL, 2000). De acordo com Ribeiro *et al.* (2009), a amplitude longitudinal do bioma, associada à grande variedade de altitude e à alta pluviosidade, é responsável pelos altos índices de diversidade e endemismo, sem considerar que muitas espécies ainda carecem de descrição científica. Dados apresentados por Myers (2000) apontam 8.000 espécies endêmicas de plantas vasculares, correspondendo a 2,7% do total mundial e 567 espécies endêmicas de vertebrados, o equivalente a 2,1% do total mundial.

Dentre os biomas, a Mata Atlântica é atualmente considerada o mais ameaçado, em decorrência, principalmente, da concentração populacional, que supera 100 milhões de pessoas (cerca de 70% da população brasileira) (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2003). Os fragmentos remanescentes da Mata Atlântica continuam a deteriorar-se devido à retirada de lenha, ao corte ilegal de madeira, à captura ilegal de plantas e animais e à introdução de espécies exóticas (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2003).

Uma abordagem prática para a biologia da conservação é identificar *hotspots* em áreas que apresentem concentração excepcional de espécies endêmicas ao passo que sofrem de extrema perda de habitats (MYERS *et al.*, 2000). Para receber o título de *hotspot*, a área deve ter endemismo de ao menos 1.500 espécies de plantas vasculares (ou 0,5% das espécies de plantas vasculares do mundo) e ter sofrido perda de habitat da ordem de 70% da área original (MYERS *et al.*, 2000).

Entretanto, alguns *hotspots* são mais diversos que outros quanto a espécies endêmicas. Cada um dos seguintes cinco *hotspots*: Andes Tropicais, Sundaland (Indonésia), Madagascar, Mata Atlântica brasileira e o Caribe, possuem ao menos 2% de toda a flora vascular e de vertebrados do mundo. Se considerá-los juntos, o percentual atinge 20% e 16% respectivamente, e compreendem apenas 0,4% da superfície da Terra. Considerando-se todos os critérios de avaliação, a Mata Atlântica é o quarto *hotspot* de biodiversidade mais importante do mundo (MYERS *et al.*, 2000).

Alguns importantes trabalhos se voltaram à análise espacial da Mata Atlântica em busca de informações sobre seu estado de conservação. Desde 1990, a Fundação SOS Mata Atlântica publica junto com o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais o *Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica* (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2011), que reúne informações sobre o estado de conservação dos remanescentes do bioma no Brasil. A partir de seus dados (Tabela 3) é possível observar que o Estado de São Paulo apresenta hoje aproximadamente 14% de sua floresta original, e, quanto ao Brasil, constam apenas 11% do original.

Tabela 3 - Dados de levantamentos realizados pela Fundação SOS Mata Atlântica e INPE (2011)

UF	Domínio da Mata Atlântica (ha)	Remanescente 2008 (ha)	Remanescente 2010	
			(ha)	(%)
<b>BA</b>	18.875.099,00	1.612.060	1.604.334,00	8
<b>ES</b>	4.614.841,00	478.325	478.088,00	10
<b>GO</b>	1.051.422,00	49.702	49.381,00	5
<b>MG</b>	27.235.854,00	2.746.393	2.733.926,00	10
<b>MS</b>	6.366.586,00	360.238	360.121,00	6
<b>PR</b>	19.667.485,00	1.963.892	1.960.644,00	10
<b>RJ</b>	4.394.507,00	808.080	807.833,00	18
<b>RS</b>	13.759.380,00	1.028.347	1.026.483,00	7
<b>SC</b>	9.591.012,00	2.123.145	2.119.519,00	22
<b>SP</b>	16.918.918,00	2.439.322	2.438.808,00	14
<b>TOTAL</b>	<b>122.475.104,00</b>	<b>13.609.504,00</b>	<b>13.579.137,00</b>	<b>11</b>

Fonte: FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2011

Já de acordo com estudo vinculado ao PROBIO (IESB, 2007), a cobertura nativa do bioma detectada foi consideravelmente maior, equivalente a 26,97% no país inteiro, dos quais 20,81%

são compostos por florestas. Por outro lado, um terceiro levantamento, realizado por Ribeiro *et al.* (2009) revela uma situação semelhante àquela obtida pela Fundação SOS Mata Atlântica e pelo INPE, com estimativas de cobertura vegetal variando de 11,4% para 16% para o país todo (Figura 6). Algumas diferenças se devem às fisionomias e estágios sucessionais considerados por cada estudo, de maneira que o PROBIO considerou estágios sucessionais iniciais bem como fragmentos menores que aqueles considerados pelos outros estudos.

Não obstante, permanece clara a situação de extensas perdas de hábitat ocorridas desde os primórdios da ocupação do bioma em seus ambientes naturais, reforçando ainda mais a importância de sua conservação. Mais de 80% dos fragmentos são inferiores a 50 ha, quase metade da floresta remanescente está a menos de 100 m de suas bordas, a distância média entre os fragmentos é grande (1.440 m), e Unidades de Conservação protegem apenas 9 % da floresta remanescente e 1% da floresta original (RIBEIRO *et al.*, 2009).

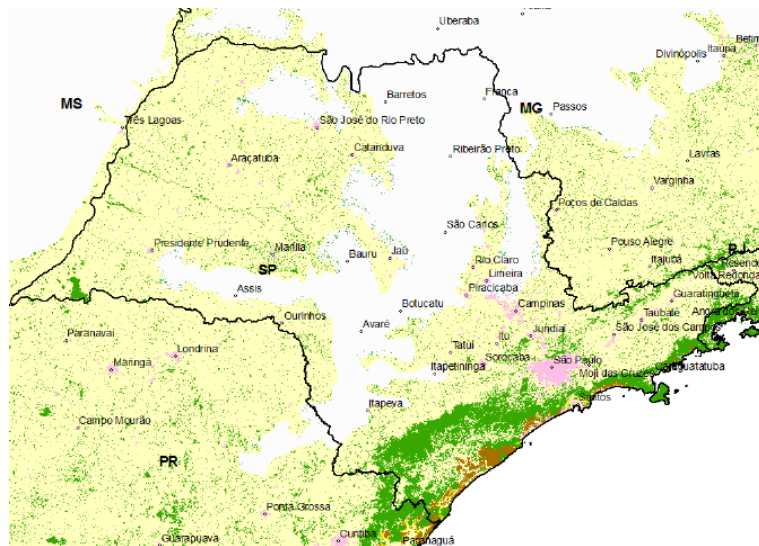


Figura 6 - Remanescentes florestais no bioma Mata Atlântica. Fonte: FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2011

### 3.2 Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira – PETAR

Criado em 1958 pelo Decreto Estadual n. 32.283, o Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira – PETAR é um dos parques mais antigos do Estado de São Paulo. Situa-se nos municípios de Apiaí e Iporanga e abrange uma área de 35.712 ha (Figura 7). O PETAR integra um complexo de

Unidades de Conservação administradas pela Fundação Florestal juntamente ao Parque Estadual de Intervalos, Parque Estadual Carlos Botelho e Estação Ecológica do Xitúé: o Contínuo Ecológico de Paranapiacaba, um corredor de Mata Atlântica que supera 120.000 hectares (SÃO PAULO - ESTADO, 2011), considerado um dos sete maiores remanescentes de Mata Atlântica no Brasil (RIBEIRO *et al.*, 2009).

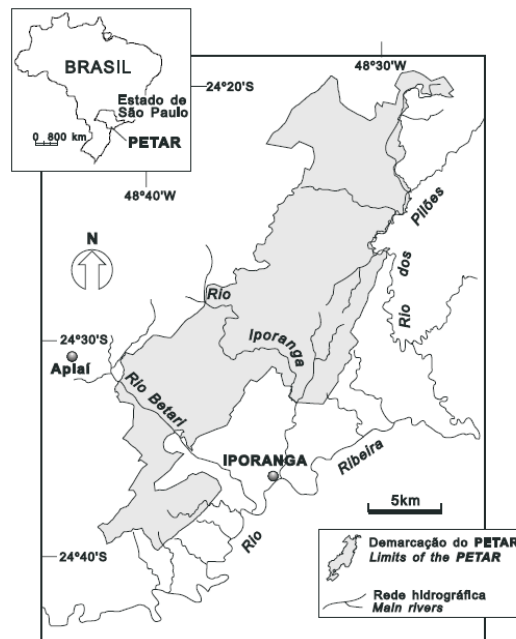


Figura 7 - Localização do PETAR no território brasileiro. Fonte: (KARMANN e FERRARI, 2002)

O PETAR encontra-se sobre o flanco sudeste da Serra de Paranapiacaba, com relevo montanhoso e amplitudes topográficas de até 700m. Localizada na margem esquerda do médio a alto curso do rio Ribeira, a área do Parque é drenada pelas bacias dos rios Betari, Iporanga e Pilões (KARMANN; FERRARI, 2002).

A cobertura vegetal do PETAR é classificada em parte como Floresta Ombrófila Densa, com formações aluviais, submontanas e montanas e, em parte, como Floresta Ombrófila Mista (Floresta de araucárias) (IBGE, 1992; 1993 *apud* GODOY, 2001). Com porções em diferentes estádios sucessionais, a vegetação do Parque constitui um mosaico. Nas cabeceiras, nas áreas íngremes e nos topos pouco acessíveis, predominam áreas pouco perturbadas e florestas primárias, enquanto nas áreas de relevo menos acidentado e nas margens dos principais rios, onde

o acesso humano é facilitado, predominam áreas mais perturbadas, sob uso ou em regeneração (GODOY, 2001).

Apesar de solos calcários estarem presentes em mais de 30% da superfície da Terra, no território brasileiro sua presença é inferior a 7%, concentradas principalmente em zonas secas ou estacionais, em que as vegetações dominantes são cerrado e floresta estacional decidual. Dessa forma, os solos calcários presentes no Parque podem ser considerados uma exceção e, conseqüentemente, as formações florestais da Mata Atlântica que se encontram sobre esses solos são ainda mais raras. Essa condição torna esse remanescente fundamental à biodiversidade de florestas neotropicais por ser, provavelmente, a última porção de Floresta Ombrófila Densa encontrada sobre solos calcários brasileiros, sendo um banco genético muito importante para espécies vegetais ameaçadas. (AIDAR; GODOY; BERGMANN, 2001).

De acordo com o último levantamento do desmatamento da Mata Atlântica (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2011), no município de Iporanga, onde se encontram os núcleos estudados do PETAR, constam 94.055 ha de floresta preservados, o que representa 81,3% do total original. Esse bom status de conservação agrega ainda mais valor a esse remanescente de Mata Atlântica.

No PETAR foram registradas 724 espécies vegetais numa área de 35.772,5 ha, sendo a fitofisionomia predominante a Floresta Ombrófila, das quais cerca de 60% (23.135 ha) representados por Floresta Ombrófila Densa e 13,34% (4.775 ha) por Floresta Ombrófila Aberta com bambus. Pequena porção (17% ou 840 ha) é ocupada por vegetação secundária e o restante da área por outros usos (SÃO PAULO - ESTADO, 2011).

Em consequência da diversidade de ambientes, a fauna local é rica. Durante a elaboração do Plano de Manejo do Parque foram registradas, através de dados primários e secundários, 603 espécies de vertebrados, dos quais 78 são peixes, 60 anfíbios, 31 répteis, 319 aves (34% endêmicas da Mata Atlântica e 9% ameaçadas de extinção) e 113 mamíferos (SÃO PAULO - ESTADO, 2011).

A área está inserida numa região climática de transição entre o clima quente das latitudes baixas e o clima temperado mesotérmico das latitudes médias, típico da região sul (KARMANN; FERRARI, 2002). Segundo a classificação de Monteiro (1973), a área está situada no clima regional subtropical permanente úmido controlado por massas tropicais e polares marítimas (SÃO PAULO - ESTADO, 2011). Já a Classificação Climática de Koeppen para o município de

Iporanga é Af, que abrange toda a faixa litorânea, caracteriza-se pelo clima tropical chuvoso, sem estação seca com a precipitação média do mês mais seco superior a 60mm (CEPAGRI, 2011).

### 3.3 Área de estudo

Foram selecionadas duas áreas no PETAR sob intensa invasão por *Hedychium coronarium* para a instalação de parcelas para o presente experimento. A área 1, denominada Capororoca (Figura 8), localiza-se no Núcleo Santana e seu acesso se dá pela Trilha do Betari, aproximadamente 400 m do quiosque dos guias, de onde inicia essa trilha. Neste núcleo encontram-se cinco cavernas e sete trilhas abertas à visitação pública recebendo em torno de 20.000 visitantes por ano (SÃO PAULO - ESTADO, 2011), de maneira que é o Núcleo mais frequentado por visitantes de todo o Parque. No local de estudo, houve uso pretérito para fins de subsistência de famílias de antigos moradores. Hoje, mais de 50 anos após a desapropriação da área em questão, ainda observa-se espécies vegetais de interesse agrícola, como bananeiras, limoeiros e laranjeiras. Tais espécies, como constatado pelo Plano de Manejo do Parque (SÃO PAULO - ESTADO, 2011), não



Figura 8 - Aspecto geral da área 1, Capororoca

oferecem risco de invasão em áreas preservadas. Por outro lado, o *H. coronarium* já apresenta comportamento à parte. Após o abandono da área para regeneração natural da comunidade vegetal, o ambiente tornou-se favorável ao desenvolvimento do lírio-do-brejo, que passou a ocupar cada vez mais espaço.

A área 2, denominada Garrafões, encontra-se no Núcleo Ouro Grosso e seu acesso ocorre pela trilha dos Garrafões, de acesso restrito a funcionários e atividades de treinamento. O Núcleo Ouro Grosso conta com duas cavernas, duas trilhas e recebe em média 5.000 visitantes por ano.

A área selecionada para estudo encontra-se a aproximadamente 400 m do Centro de Visitantes. Nesta área também ocorrem algumas espécies de interesse para o homem, como a bananeira, e há indícios de ocupação prévia. A presença intensa de lírio-do-brejo está em expansão, e compete com espécies nativas por espaço, luz e outros recursos essenciais às plantas (Figura 9).



Figura 9 - Aspecto geral da área 2 Garrafões

Conforme zoneamento proposto pelo Plano de Manejo, as duas áreas de estudo se encontram em zona de recuperação.

Ambas as áreas selecionadas para estudo apresentam dossel e situam-se a mais de 30 m do curso d'água mais próximo, tendo em vista estudarem-se apenas as condições em que o lírio-do-brejo ameaça processos de sucessão no ambiente florestal, bem como minimizarem-se impactos aos corpos d'água como o carreamento de sedimentos após os procedimentos de remoção a serem abordados adiante.

### **3.4 Instalação do experimento**

Uma vez escolhidas as áreas de estudo, seguiu-se à instalação de parcelas para aplicação dos tratamentos. Cada área recebeu 24 parcelas de 1m<sup>2</sup> distribuídas em oito blocos. Obedecendo aos pressupostos da casualização em blocos (SOKAL; ROHLF, 1995), cada bloco apresentou, obrigatoriamente, uma parcela de cada tratamento disposta aleatoriamente por meio de sorteio. Foi estabelecida uma distância mínima de 0,5 m entre as parcelas, de maneira que fosse possível transitar entre as mesmas e, principalmente, que o tratamento aplicado em uma não interferisse no desempenho da parcela mais próxima. Os blocos foram instalados a uma distância mínima de



10 m da trilha de acesso, a fim de evitar a interferência por pisoteio ou a retirada das marcações nas parcelas.

Os tratamentos aplicados foram:

- i. Arranquio mensal nos três primeiros meses: remoção da parte aérea (caule e folhas) bem como da parte subterrânea (rizomas) nos meses de dezembro, janeiro e fevereiro;
- ii. Arranquio único: remoção da parte aérea (caule e folhas) bem como da parte subterrânea (rizomas) no mês de fevereiro;
- iii. Corte raso: remoção da parte aérea (caule e folhas) na altura do solo.

Para simular adequadamente a remoção executada atualmente nos parques com uso de foices, foram removidas também as espécies nativas eretas de espessura caulinar inferior a 3 cm.

No presente experimento, optou-se pela não aplicação de um tratamento controle (livre de qualquer intervenção) por não ser essencial ao estudo, visto que os objetivos consistem em observar as diferenças entre ações de manejo da espécie exótica invasora.

Considerando a alta resiliência da espécie (ELLISON; BARRETO, 2004; INSTITUTO HÓRUS, 2011; SOARES; BARRETO, 2008), este trabalho propôs o arranquio repetido com vistas a suprimir indivíduos oriundos de rebrota devido à possível permanência de rizomas intactos nas parcelas mesmo após a primeira ação de remoção em dezembro. Assim, o arranquio mensal foi realizado em dezembro, janeiro e fevereiro.

É importante ressaltar que a remoção dos indivíduos ocorreu fora do período reprodutivo, a fim de se evitar dispersão de sementes despropositadamente junto com o material removido.

Alguns autores recomendam o uso de herbicidas para controle de *H. coronarium* (INSTITUTO HÓRUS, 2011; CSURHES; HANNAH-JONES, 2008), ao passo que outros creem no desenvolvimento do seu controle biológico a partir de parasitas naturais da planta oriundos de seu ecossistema de origem (SOARES; BARRETO, 2008). Entretanto, hoje em dia as unidades de conservação não contam com informações suficientes e, tampouco, legislação específica para o uso de herbicidas na remoção de espécies exóticas, restando apenas as alternativas mecânicas de combate às espécies invasoras que ameaçam esses ambientes.

Tendo em mente que a remoção de exóticas pode resultar em perturbações significativas a algumas funções ecossistêmicas durante o período de transição à cobertura nativa (WESTMAN,

1990), tomou-se a cautela de realizar os tratamentos em áreas a mais de 20 m de distância de corpos d'água para evitar o aumento no aporte de sedimentos e nutrientes nesses ambientes.

O pisoteio nas áreas sob manejo foi reduzido apenas aos momentos de execução do tratamento para se aproximar ao máximo de uma situação real de controle realizada pelos funcionários do Parque. Entretanto, foi dada atenção especial às espécies nativas de maneira que os efeitos como injúrias mecânicas e desenraizamento fossem reduzidos ao mínimo possível. Visando auxiliar a recuperação da comunidade vegetal, e minimizar consequências negativas ao solo, todas as áreas de solo exposto foram recobertas com serapilheira oriunda de dentro das próprias parcelas.

O arranquio foi realizado manualmente com o auxílio de ancinho de metal, enquanto o corte raso foi feito com tesoura de poda tamanho pequeno. Em todas as situações foram utilizados equipamentos de proteção individual, como perneira, luva de couro e camisa de manga longa, para minimizar a exposição a possíveis adversidades, como urticárias e lesões provocadas por insetos e plantas.

É importante ressaltar que, para observar o desenvolvimento das populações sob tratamento em igualdade cronológica, o tratamento de arranquio mensal se iniciou em dezembro, de maneira que o mês de março consistisse no primeiro mês de observação de respostas de crescimento em todas as parcelas.

Após aplicação dos tratamentos, foram medidos os parâmetros abióticos e bióticos da comunidade vegetal.

Dentre os parâmetros abióticos constam:

- i. Temperatura e umidade relativa do ar na altura de 0,1 m por meio de termo-higrômetro (Figura 10);
- ii. Temperatura e umidade relativa do ar na altura de 1,5 m por meio de termo-higrômetro;
- iii. Percentual de cobertura de copa por meio de quadrat de  $0,25\text{m}^3$  (Figura 10);
- iv. Intensidade luminosa por meio de luxímetro<sup>4</sup>.

---

<sup>3</sup> Considerado um parâmetro abiótico por ser uma base para aferição da irradiação solar em cada ponto de estudo.

<sup>4</sup> Os dados de luminosidade foram obtidos para 4 meses do total do período experimental.



Figura 10 - Obtenção de dados de temperatura e umidade relativa (esq.) e percentual de cobertura de copa (dir.)

Para compreender o desenvolvimento de plantas e a maneira em que ocorre, utiliza-se como parâmetro fundamental a produtividade primária desses indivíduos, pois quanto maior a capacidade de se desenvolver, maior será o acúmulo de biomassa em seus corpos (SILVA; BELTERÃO; NETO, 2000). Medidas morfométricas são extremamente úteis para a aferição dessa biomassa, como espessura caulinar, área foliar, número de indivíduos (se considerada uma comunidade ou área definida) e pesagem de massa seca produzida. Entretanto, metodologias consideradas destrutivas impedem o acompanhamento individual de cada espécime de uma área em função do tempo, bem como da mortalidade de indivíduos (DAI; WIEGERT, 1996; DAOUST; CHILDERS, 1998). A análise da comunidade herbácea deu-se por meio de métricas gerais das parcelas, bem como de dados individuais de cada espécime de *H. coronarium* presente nas parcelas (Figura 11). Devido ao monitoramento mensal para verificação de crescimento dos indivíduos, optou-se pelo método não destrutivo da população observada. Portanto, os parâmetros bióticos foram:

- i. Altura individual (cm);
- ii. Diâmetro basal individual;
- iii. Número de folhas individual;
- iv. Percentual de cobertura vegetal composta por *H. coronarium* por meio de quadrante de 0,25m<sup>2</sup> subdividido em 100 unidades de medida (método baseado no *Quadrat charting* de Muller-Dumbois e Ellemberg [1974]);

- v. Percentual de cobertura vegetal total por meio de quadrante de 0,25m<sup>2</sup> subdividido em 100 unidades de medida (método baseado no *Quadrat charting* de Muller-Dumbois e Elleberg [1974]);



Figura 11 - Métodos de obtenção de parâmetros morfológicos da comunidade herbácea

A partir do primeiro mês de medições em março, todos os indivíduos da espécie presentes nas parcelas foram enumerados e identificados por etiquetas (Figura 12).



Figura 12 - Espécimes identificados por etiquetas

A finalidade do controle de espécies exóticas em áreas naturais é viabilizar o restabelecimento da comunidade original de um ambiente por meio da remoção de um fator de perturbação, que seria

a presença de espécies exóticas invasoras. O método de remoção a ser escolhido não deve levar em conta apenas a eficiência em lidar com a invasora, mas também o tipo de resposta da comunidade nativa (FLORY; CLAY, 2009). Cada método de remoção de espécies invasoras provoca um tipo de resposta da comunidade de plantas nativas (FLORY; CLAY, 2009). Abordagens variando de intensivas a extensivas, conforme a amplitude da área de ação, podem favorecer uma composição de espécies e uma biodiversidade mais ou menos semelhante àquelas de comunidades nativas (MASONA; FRENCHA, 2007), sendo que a vegetação nativa apresenta melhores índices de recuperação quando são aplicados métodos de controle direcionados às espécies invasoras (DAVIES; SHELEY, 2009).

Comunidades com abundância de espécies nativas devem ser priorizadas para o controle de espécies invasoras, sob uma ótica do custo-benefício (DAVIES; SHELEY, 2009), visto que ainda resguardam rica fonte de propágulos.

Com os dados bióticos coletados, foi possível acompanhar mensalmente o incremento em biomassa dentro de cada parcela sob tratamento, bem como da comunidade vegetal composta por outras espécies. Sendo assim, o presente estudo monitorou a resposta da vegetação natural mensalmente à remoção da espécie alóctone *Hedychium coronarium* com base no percentual de cobertura foliar (MASONA e FRENCHA, 2007).

### **3.5 Métodos estatísticos**

Para comparar os efeitos em médio prazo dos três tratamentos, e portanto contemplar um dos objetivos do trabalho, foi selecionada a Análise de Variância de Medidas Repetidas. A ANOVA testa se duas ou mais amostras podem ser obtidas de populações com as mesmas médias paramétricas, conforme a variável selecionada (SOKAL; ROHLF, 1995). Já a ANOVA de medidas repetidas consiste em observações múltiplas de uma mesma amostra ou indivíduo (GOTELLI, 2001).

A análise de variância foi calculada com modelo apropriado para experimentos casualizados em blocos com três fatores e interação. No modelo, foi necessária a adoção de teoria modelo apropriado para dados observados com medidas repetidas já que o fator tempo foi constituído a partir de diversas avaliações das mesmas parcelas. Sendo assim, foi adotada a estrutura de covariância autorregressiva de primeira ordem para os resíduos, tendo como sujeito os blocos

dentro de cada área. Os efeitos de bloco dentro da área e a interação de tratamento e bloco dentro da área foram considerados aleatórios.

A adoção de efeitos aleatórios e fixos em um mesmo modelo requereu que os cálculos fossem feitos através do procedimento GLIMMIX do sistema SAS (SAS Institute Inc. The SAS Systems, release 9.2. SAS Institute Inc. Cary: NC, 2008.) que também permitiu a adoção de testes compatíveis com a distribuição dos dados, não se prendendo exclusivamente à distribuição Gaussiana.

Preliminarmente à execução dos cálculos, em todos os testes foi adotado o nível de significância de 5%. Efeitos significativos tiveram as médias comparadas através do teste de Tukey.

Para estudar a relação entre quantidade de biomassa de *H. coronarium* e condições ambientais de cobertura de copa e luminosidade foi utilizada a análise de regressão. Foram calculados os coeficientes de determinação e testes para avaliação da significância dos efeitos.

Também foi realizada a análise de regressão na análise isolada do tratamento R em busca da compreensão do padrão de cada variável de biomassa em função do tempo. Por atender a um padrão logarítmico, foi necessário transformar os valores  $x$  em  $\ln(x)$  para a análise de regressão linear. Ambas as análises de regressão do estudo foram realizadas no software Excel (Microsoft Corp Excel, 2007) sob a função “Análise de dados: regressão”.



#### 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao todo foram monitoradas 48 parcelas, durante sete meses (de março de 2011 a agosto de 2011) sendo que 16 parcelas correspondentes ao tratamento M foram monitoradas por nove meses (de janeiro de 2011 a agosto de 2011). As variáveis abióticas mensuradas nesse período foram: temperatura, intensidade luminosa, cobertura de copa e umidade; as variáveis bióticas foram: número de indivíduos, altura, diâmetro basal, área basal, volume, número de folhas, cobertura vegetal relativa de lírio-do-brejo e cobertura vegetal relativa composta pelas demais espécies.

As figuras 13, 14 e 15 ilustram a evolução da comunidade vegetal em resposta aos tratamentos M (arranquio mensal), U (arranquio único) e R (corte raso) respectivamente, desde o estágio anterior à ação de manejo até o último mês de análise.



Figura 13 - Parcela C.4. M. em dezembro de 2010 antes da remoção (esq.), janeiro de 2011 (centro) e em agosto de 2011 (dir.)



Figura 14 - Parcela G.4. U. em fevereiro de 2011 antes da remoção (esq.), março de 2011 (centro) e em agosto de 2011 (dir.)



Figura 15 - Parcela C.3. R. em fevereiro de 2011 antes da remoção (esq.), março de 2011 (centro) e em agosto de 2011 (dir.)



No último mês de análise foram observadas recolonizações de *H. coronarium* via germinação nos três tratamentos (Figura 16).



Figura 16 - Plântula de *Hedychium coronarium*

#### **4.1 Acompanhamento da população de *Hedychium coronarium***

A partir de cada parâmetro de biomassa (altura, diâmetro basal, área basal, volume, número de folhas e número de indivíduos) e do número de indivíduos mortos, foi calculada a soma de todos os valores encontrados em cada parcela, dando origem a 16 valores para cada tratamento por mês, totalizando 288 observações para cada parâmetro. Destas somas, utilizou-se a média por tratamento e respectivo intervalo de confiança.

##### **i. Altura**

Os dados obtidos mostram efeito significativo da interação tratamento\*tempo ( $p < 0,01$ ). O tratamento R é significativamente diferente dos tratamentos M ( $p < 0,01$ ) e U ( $p < 0,01$ ) a partir do segundo mês (Figura 17), ao somar 412 cm ( $\pm 232$ ) em altura. Os tratamentos M e U não diferem significativamente.

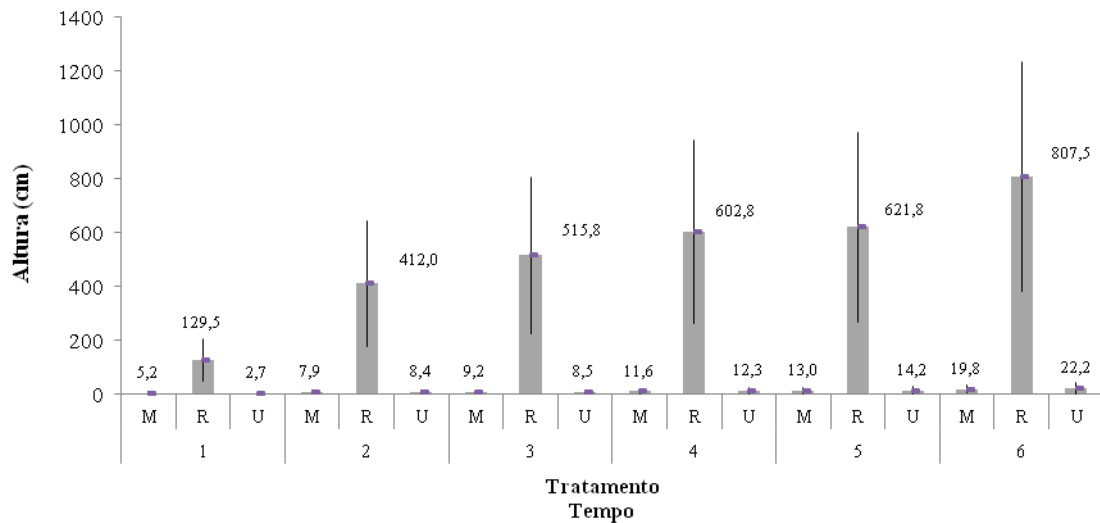


Figura 17 - Soma das alturas de *H. coronarium* (média e intervalo de confiança) por parcela nos três tratamentos ao longo do tempo

Todos os tratamentos apresentam valores ascendentes com o tempo, mas apenas o tratamento R sofre efeito do tempo decorrido (Tabela 4), variando significativamente entre os meses março e abril ( $p < 0,01$ ), abril e maio ( $p < 0,01$ ) e julho e agosto ( $p < 0,01$ ). Quanto aos tratamentos M e U, mesmo a variação entre os valores do primeiro mês e o último chegando a quase 20 pontos, não são significativamente alterados pelo tempo.

Tabela 4 - Significância das variações ocorridas no período de um mês na variável altura

	Março	Abril	Maió	Junho	Julho	Agosto
M		$p=1,00$	$p=1,00$	$p=1,00$	$p=1,00$	$p=0,9984$
R		$p < 0,01$	$p < 0,01$	$p=0,0534$	$p=1,00$	$p < 0,01$
U		$p < 0,01$	$p=1,00$	$p=1,00$	$p=1,00$	$p=0,9928$

## ii. Diâmetro basal

Ao tratar da soma diametral, ocorre interação tempo\*tratamento significativa ( $p < 0,01$ ), indicando que tratamentos diferentes apresentam respostas diferentes ao tempo. Os valores obtidos para o tratamento R são significativamente maiores desde o primeiro mês ( $p < 0,01$ ) do que os tratamentos M e U, atingindo 78,9 mm ( $\pm 47$ ). O tratamento M não apresenta diferenças significativas do tratamento U.

Ao observar a figura 18 nota-se um crescimento contínuo para os três tratamentos.

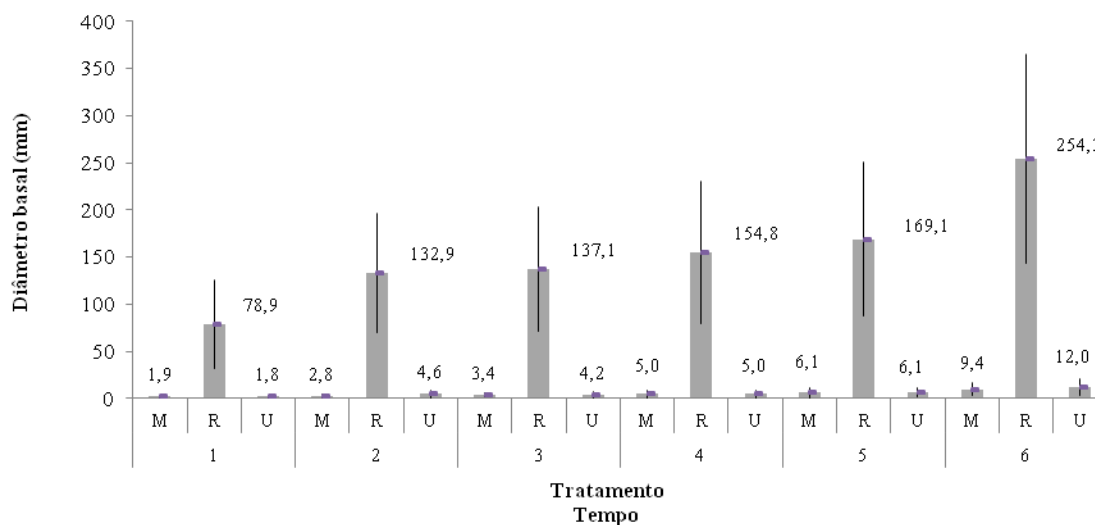


Figura 18 - Soma diametral de *H. coronarium* (média e intervalo de confiança) por parcela nos três tratamentos ao longo do tempo

Essas variações devido ao tempo só são significativas para o tratamento R (Tabela 5), e ocorrem entre os meses março e abril ( $p < 0,01$ ) e julho e agosto ( $p < 0,01$ ).

Tabela 5 - Significância das variações ocorridas no período de um mês na variável diâmetro basal

	Março	Abril	Maió	Junho	Julho	Agosto
M		$p=1,00$	$p=1,00$	$p=0,9998$	$p=1,00$	$p=0,6802$
R		$p < 0,01$	$p=1,00$	$p=0,0953$	$p=0,4295$	$p < 0,01$
U		$p=0,8448$	$p=1,00$	$p=1,00$	$p=1,00$	$p=0,0174$

### iii. Área basal

Houve variação significativa da variável área basal em resposta à interação tratamento\*tempo. O tratamento R apresenta o maior incremento em sua área basal; porém, só a partir do quinto mês de análise seus valores passam a ser significativamente diferentes dos outros tratamentos (M/R:  $p=0,0347$ ; U/R:  $p=0,0346$ ), ao atingir  $17,6 \text{ cm}^3 (\pm 12)$ . Os tratamentos M e U são estatisticamente iguais quanto a esse caráter.

O padrão é de aumento de biomassa com o passar dos meses, apesar de uma queda sutil nos valores de maio (mês 3) para o tratamento U (Figura 19). O mês de agosto representa um acréscimo considerável na biomassa de lírio-do-brejo nos três tratamentos.

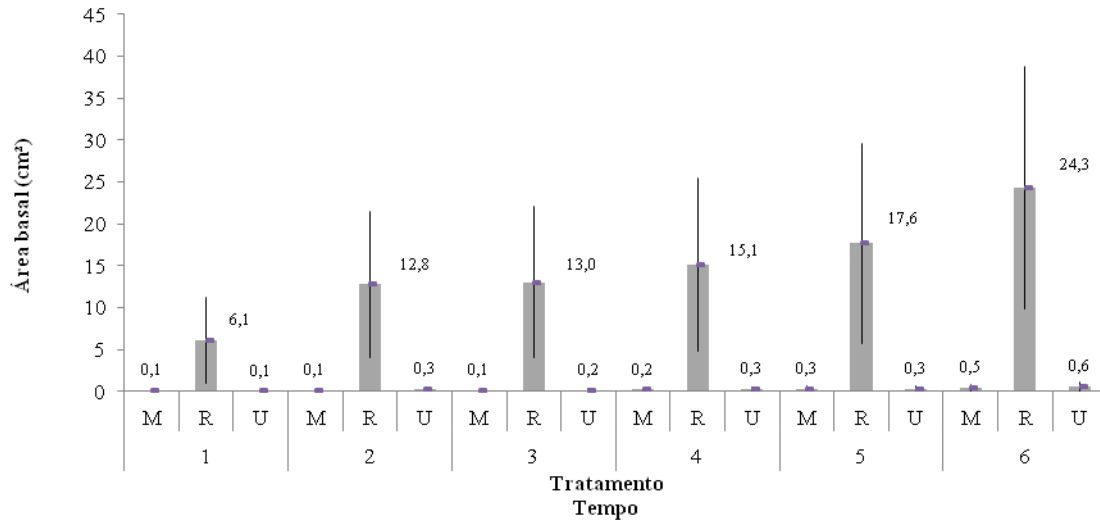


Figura 19 - Área basal de *H. coronarium* (média e intervalo de confiança) por parcela nos três tratamentos ao longo do tempo

Conforme expõe a tabela 6, variações significativas devido ao tempo só ocorrem no tratamento de Corte Raso (R), entre os meses março e abril ( $p < 0,01$ ) e os meses julho e agosto ( $p < 0,01$ ).

Tabela 6 - Significância das variações ocorridas no período de um mês na variável área basal

	Março	Abril	Maió	Junho	Julho	Agosto
M	-	$p=1,00$	$p=1,00$	$p=1,00$	$p=1,00$	$p=1,00$
R	-	$p < 0,01$	$p=1,00$	$p=0.3665$	$p=0,0716$	$p < 0,01$
U	-	$p=1,00$	$p=1,00$	$p=1,00$	$p=1,00$	$p=1,00$

#### iv. Volume

Foi estimado o volume por indivíduo com base no cálculo do volume de um cone:

$$\frac{(\text{área da base} * \text{altura})}{3}$$

3

A soma de todo o volume de cada parcela mostrou efeito significativo da interação tratamento\*tempo ( $p < 0,01$ ), de maneira que cada tratamento difere em seu efeito causado pelo tempo. Desde o primeiro mês, o tratamento Corte Raso (R) apresenta valores maiores que os demais tratamentos, mas essa diferença só é significativa a partir do mês 2 (R/M:  $p=0,067$ ; R/U:

$p=0,0076$ ), em que atinge os  $220 \text{ cm}^3 (\pm 205)$  (Figura 20). Os tratamentos Arranquio Mensal (M) e Arranquio Único (U) não diferem significativamente.

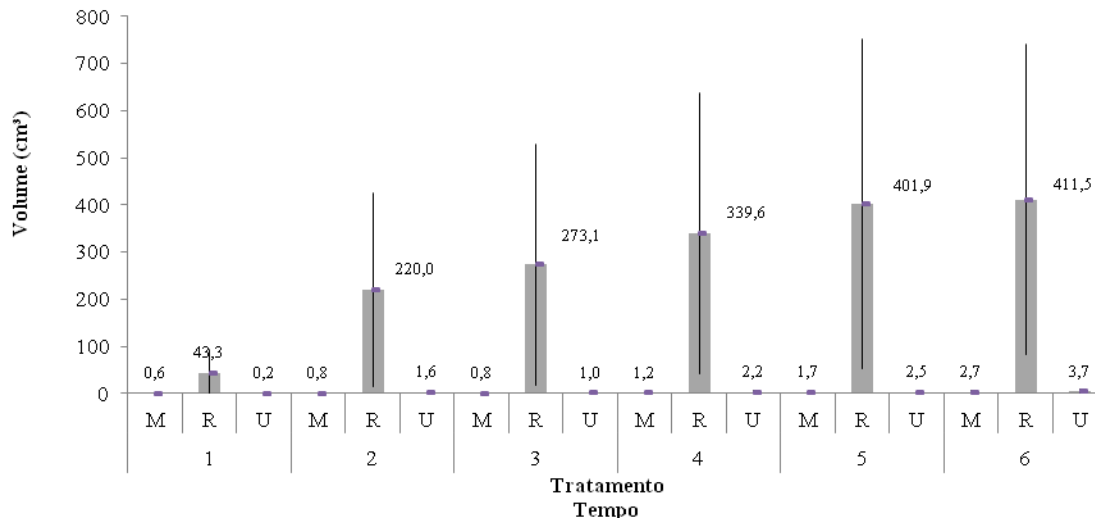


Figura 20 - Volume total de *H. coronarium* (média e intervalo de confiança) por parcela nos três tratamentos ao longo do tempo

Com o passar do tempo, os três tratamentos apresentam um padrão geral de ascensão contínuo, exceto os tratamentos M e U no terceiro mês, que apresentam queda sutil (U:  $p=1,000$ ; M:  $p=1,000$ ). Apesar de a flutuação ser comum aos três tratamentos, o efeito do tempo só é significativo para o tratamento R (Tabela 7), que apresentou incremento significativo de volume entre os meses março e abril ( $p<0,01$ ). Não se verifica significância na variação entre os meses julho e agosto (R:  $p=0,8822$ ; M:  $p=1,000$ ; U:  $p=1,000$ ).

Tabela 7 - Significância das variações ocorridas no período de um mês na variável volume

	Março	Abril	Maió	Junho	Julho	Agosto
M		$p=1,00$	$p=1,00$	$p=1,00$	$p=1,00$	$p=1,00$
R		$p<0,01$	$p=0,5782$	$p=0,1788$	$p=0,5692$	$p=0,8822$
U		$p=1,00$	$p=1,00$	$p=1,00$	$p=1,00$	$p=1,00$

#### v. Número de folhas

Para a soma das folhas de cada parcela, o efeito da interação tratamento\*tempo é significativa ( $p<0,01$ ). Desde o primeiro mês de análise, o tratamento R mostrou valores significativamente maiores em relação aos tratamentos U ( $p=0,0255$ ) e M ( $p=0,027$ ) com 27,6 folhas ( $\pm 13$ ), enquanto M e U não se distinguem em momento algum (Figura 21).

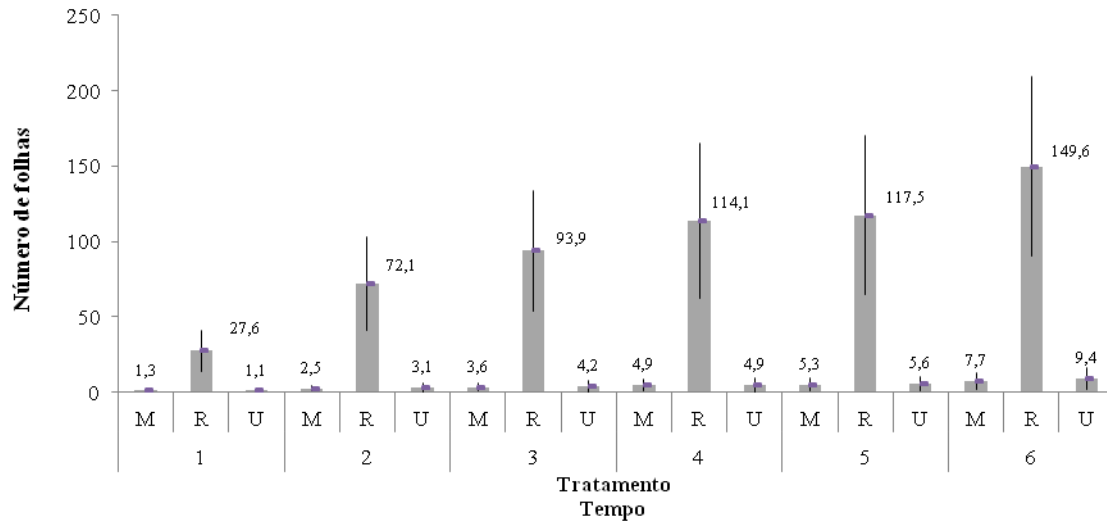


Figura 21 - Número de folhas de *H. coronarium* (média e intervalo de confiança) por parcela nos três tratamentos ao longo do tempo

Os três tratamentos apresentam ascensão ininterrupta nos valores de soma foliar. Mas apenas as variações dentro do tratamento R são significativas, presentes entre os meses março e abril ( $p < 0,01$ ), abril e maio ( $p < 0,01$ ), maio e junho ( $p = 0,0003$ ) e julho e agosto ( $p < 0,01$ ) (Tabela 8). Os tratamentos U e M não se alteraram significativamente com os meses; entretanto, no mês de agosto essa diferença é muito próxima do significativo no tratamento U.

Tabela 8 - Significância das variações ocorridas no período de um mês na variável número de folhas

	Março	Abril	Maió	Junho	Julho	Agosto
M		$p = 0,9883$	$p = 0,9989$	$p = 0,9995$	$p = 1,00$	$p = 0,6522$
R		$p < 0,01$	$p < 0,01$	$p < 0,01$	$p = 1,00$	$p < 0,01$
U		$p = 0,7359$	$p = 0,9998$	$p = 1,00$	$p = 1,00$	$p = 0,0657$

#### vi. Cobertura vegetal parcial: *Hedychium coronarium*

A cobertura vegetal parcial de *H. coronarium* sofre efeito significativo da interação tratamento\*tempo ( $p < 0,01$ ), indicando que cada tratamento se comporta de maneira diferente frente ao tempo. O tratamento R apresentou cobertura de lírio-do-brejo significativamente diferente dos demais tratamentos a partir do mês 1 (R/U:  $p = 0,0224$ ; R/M:  $p = 0,033$ ), quando atinge 7% ( $\pm 3$ ) de cobertura (Figura 22). Não é significativa a diferença entre os tratamentos U e M.

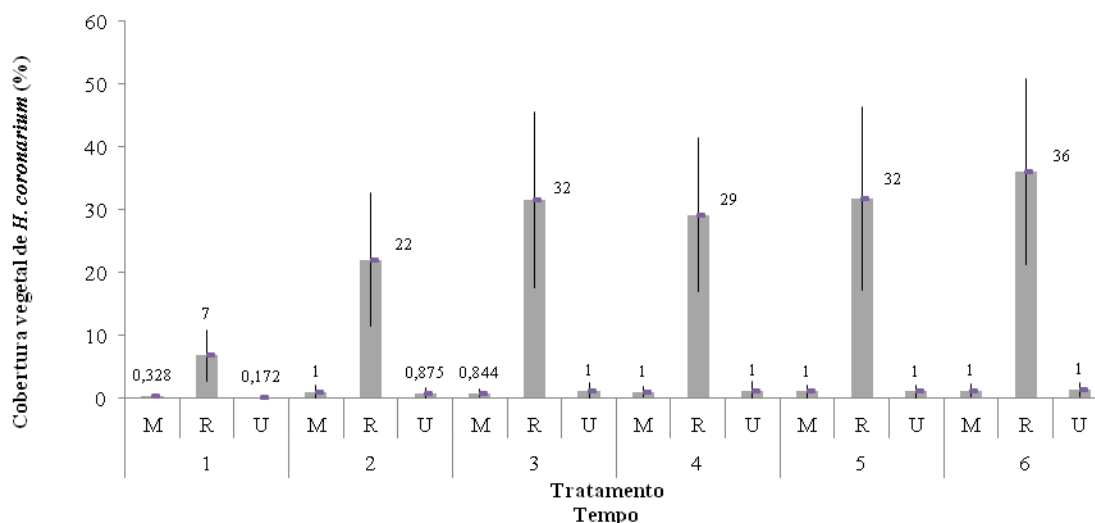


Figura 22 - Cobertura vegetal de *H. coronarium* (média e intervalo de confiança) por parcela nos três tratamentos ao longo do tempo

Apesar da oscilação dos valores de cobertura entre todos os tratamentos, como queda na cobertura média do tratamento M no mês 3 e do tratamento R durante o mês 4, as únicas variações temporais significativas ocorrem dentro do tratamento R entre os meses março e abril ( $p < 0,01$ ), em que passa de 7% ( $\pm 3$ ) para 22% ( $\pm 10$ ), e abril e maio ( $p < 0,01$ ), em que varia de 22% ( $\pm 10$ ) para 32% ( $\pm 14$ ) (Tabela 9).

Tabela 9 - Significância das variações ocorridas no período de um mês na variável cobertura vegetal de *H. coronarium*

	Março	Abril	Maió	Junho	Julho	Agosto
M		$p=0,9194$	$p=1,00$	$p=1,00$	$p=1,00$	$p=1,00$
R		$p < 0,01$	$p < 0,01$	$p=0,9993$	$p=1,00$	$p=0,0627$
U		$p=0,9066$	$p=1,00$	$p=1,00$	$p=1,00$	$p=0,999$

#### vii. Número de indivíduos

O número de indivíduos sofre efeito significativo da interação tratamento\*tempo ( $p < 0,01$ ). O tratamento de Corte Raso (R) apresentou número de indivíduos significativamente maior comparado aos outros tratamentos desde o primeiro mês de estudo (R/U:  $p=0,0259$ ; M/U:  $p=0,0239$ ), em que apresenta 10 indivíduos ( $\pm 4$ ) por parcela (Figura 23). Os tratamentos Arranquio Único (U) e Arranquio Mensal (M) não são significativamente diferentes.

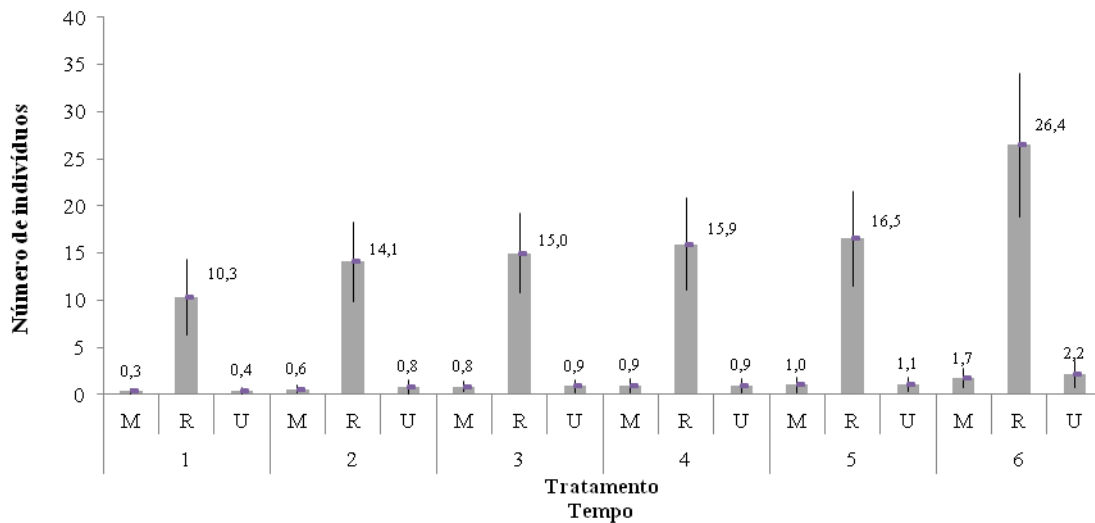


Figura 23 - Número de indivíduos de *H. coronarium* (média e intervalo de confiança) por parcela nos três tratamentos ao longo do tempo

Os três tratamentos apresentaram ascensão ininterrupta, mas a variação conforme o tempo foi significativa apenas no tratamento R, entre os meses março e abril ( $p < 0,01$ ), em que passa de 10 ( $\pm 4$ ) para 14 ( $4 \pm$ ) indivíduos e os meses julho e agosto ( $p < 0,01$ ), em que ocorre o acréscimo de aproximadamente dez indivíduos em cada parcela (Tabela 10).

Tabela 10 - Significância das variações ocorridas no período de um mês na variável número de indivíduos

	Março	Abril	Maió	Junho	Julho	Agosto
M		$p=1,00$	$p=1,00$	$p=1,00$	$p=1,00$	$p=0,9911$
R		$p < 0,01$	$p=0,8556$	$p=0,8556$	$p=0,9991$	$p < 0,01$
U		$p=1,00$	$p=1,00$	$p=1,00$	$p=1,00$	$p=0,589$

### viii. Número de mortos

De acordo com os dados, a interação entre tratamento e tempo exerce efeito sobre o número de plantas mortas durante o experimento, de maneira que no tratamento R morrem significativamente mais indivíduos que nos demais (Figura 24). Entretanto essa diferença só atinge significância a partir do quinto mês entre o tratamento R e os tratamentos M e U ( $p=0,0491$ ), quando atinge a média de 0,7 ( $\pm 0,5$ ) indivíduos mortos por parcela.



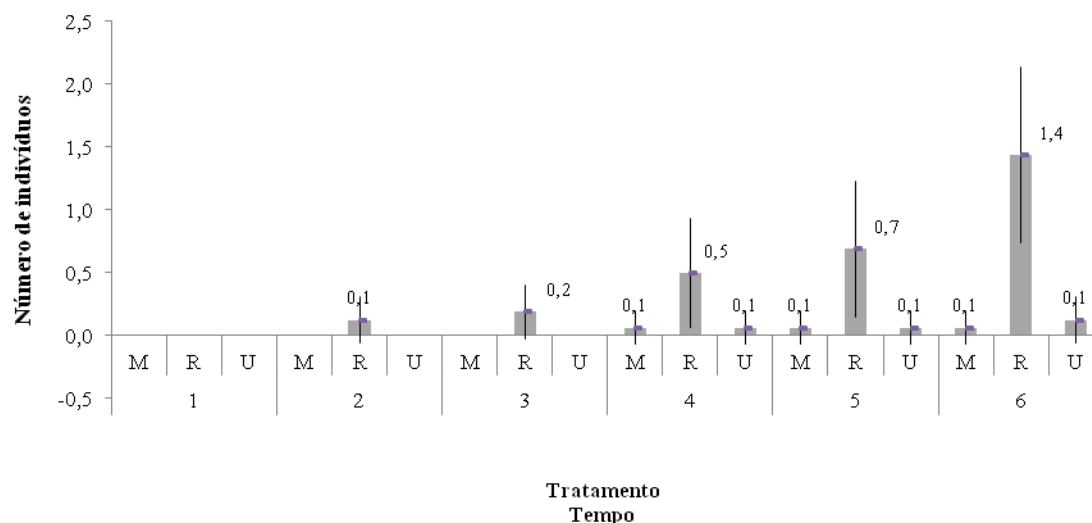


Figura 24 - Número de indivíduos mortos de *H. coronarium* (média e intervalo de confiança) por parcela nos três tratamentos ao longo do tempo

Entre um mês e outro, apenas o tratamento R varia significativamente (Tabela 11), entre os meses 5 e 6 ( $p < 0,01$ ), variando de 0,7 ( $\pm 0,5$ ) para 1,4 ( $\pm 0,7$ ) mortos em média por parcela.

Tabela 11 - Significância das variações ocorridas no período de um mês na variável número de indivíduos mortos

	Março	Abril	Maió	Junho	Julho	Agosto
M		$p=1,00$	$p=1,00$	$p=1,00$	$p=1,00$	$p=1,00$
R		$p=0,9997$	$p=1,00$	$p=0,3447$	$p=0,9722$	$p < 0,01$
U		$p=1,00$	$p=1,00$	$p=1,00$	$p=1,00$	$p=1,00$

### ix. O tratamento Corte Raso (R) ao longo dos meses

Por se tratar do único tratamento a apresentar variações significativas em relação ao tempo, o tratamento R indica os meses de maior aquisição de biomassa do período estudado. Durante o mês de abril, ocorrem mais aumentos significativos nos parâmetros bióticos estudados (ao todo, sete parâmetros contribuíram significativamente para as alterações em biomassa) (Figura 25). Em seguida está o mês de agosto, com 5 parâmetros bióticos variando significativamente nas parcelas do tratamento R. O mês de julho não apresentou qualquer variação significativa.

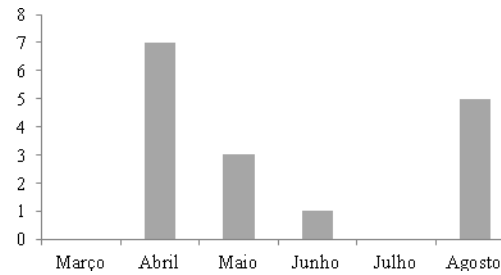


Figura 25 - Presença de variações significativas nos parâmetros biométricos de *H. coronarium* no tratamento R ao longo do tempo

Ao plotar a soma de todos os valores dos parâmetros bióticos do tratamento R de cada mês, é possível observar seu padrão logarítmico (Figura 26). A transformação dos valores em  $x$  possibilitou o cálculo de  $p$ , indicando que todas as variáveis mudam significativamente<sup>5</sup> com o tempo. Apesar de ser necessário obter mais dados para afirmar qualquer tendência futura, a curva sugere uma estabilização dos valores sob o tratamento R nos meses subsequentes.

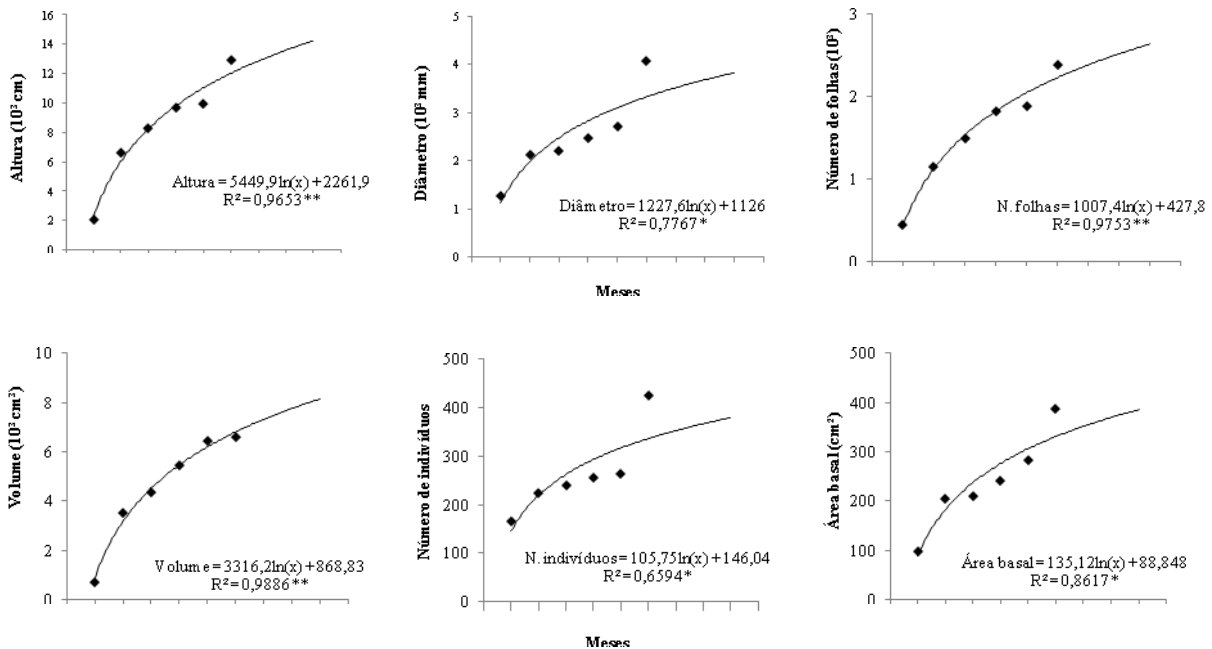


Figura 26 - (em sentido horário) relação entre o tempo e altura, diâmetro, número de folhas, volume, número de indivíduos e área basal

<sup>5</sup> Indicado por “\*” quando  $p < 0,05$  e “\*\*” quando  $p < 0,01$

## 4.2 Acompanhamento da população vegetal nativa

### i. Cobertura vegetal parcial: demais espécies

A cobertura vegetal composta por todas as espécies herbáceas exceto *H. coronarium* (Figura 27) atinge os 38% no tratamento M, enquanto o máximo no tratamento R é de 16%. Portanto, a cobertura vegetal das demais espécies é significativamente diferente conforme o tratamento a que essas espécies estão submetidas ( $p=0,0002$ ), bem como o tempo ( $p=0,0057$ ). O tratamento R é significativamente diferente dos tratamentos M ( $p=0,0003$ ) e U ( $p=0,0274$ ). O efeito do tempo foi significativo independentemente do tratamento, uma vez que a interação tempo\*tratamento não apresentou efeito significativo ( $p=0,2326$ ).

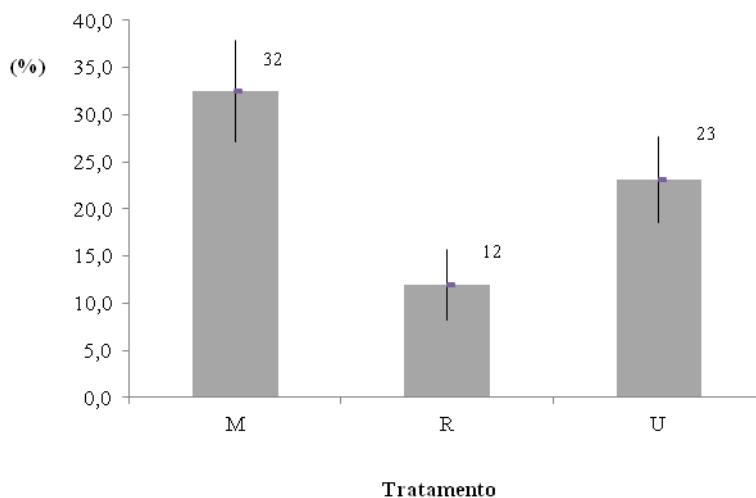


Figura 27 - Cobertura vegetal das demais espécies nos três tratamentos

## 4.3 Parâmetros abióticos

### i. Caracterização da temperatura e umidade nas áreas de estudo

Ao longo dos meses, em cada parcela foram tomadas medidas locais de temperatura a uma altura próxima do solo (0,1m) e acima do estrato herbáceo (1,5m) para elucidar as condições climáticas encontradas sob e sobre a folhagem do lírio-do-brejo (Figura 28). O mês de menor temperatura, em ambas as alturas medidas, é junho, quando a média se aproxima dos 15°C ( $\pm 6$ ), enquanto as maiores temperaturas ocorrem em janeiro, em torno de 25°C ( $\pm 2$ ). Não é possível observar diferença significativa entre as temperaturas tomadas a diferentes alturas, tampouco em parcelas sob diferentes tratamentos.

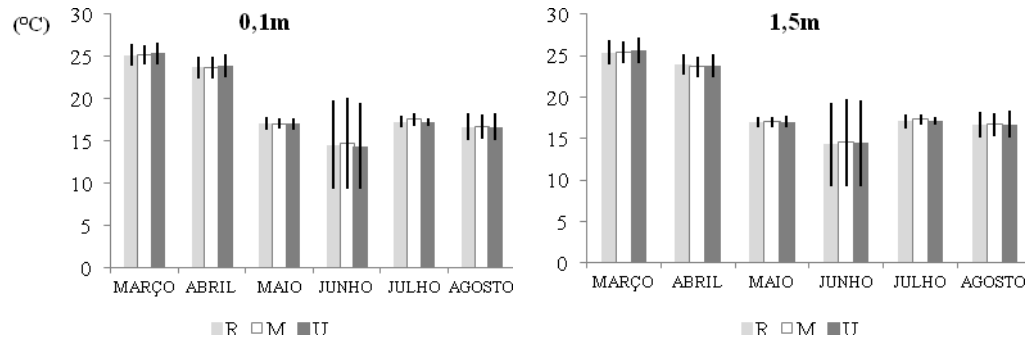


Figura 28 - Temperatura a 0,1m (esq.) e a 1,5m (dir.) ao longo dos meses para os diferentes tratamentos

A umidade relativa do ar também foi medida a duas alturas — 0,1m e 1,5m —, com a mesma finalidade da temperatura. Os menores valores ocorrem em julho e agosto, oscilando entre 70 e 72% (Figura 29). Já os maiores concentram-se em abril, em torno de 91% de umidade. A variação ao longo do tempo em ambas as alturas é muito semelhante, assim como entre os diferentes tratamentos.

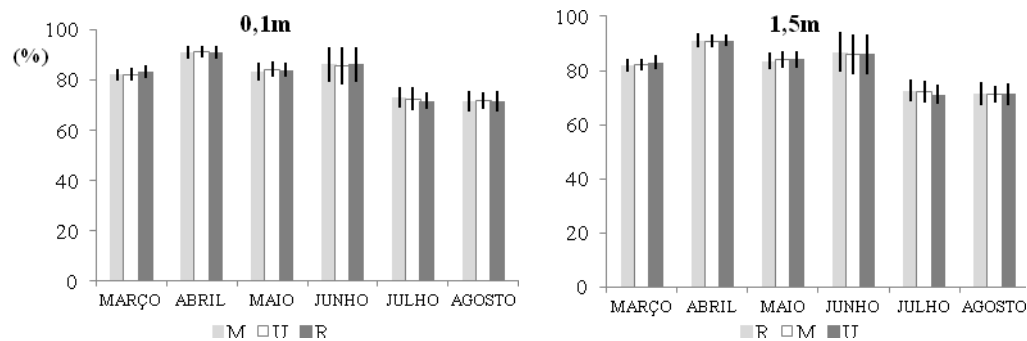


Figura 29 - Umidade relativa do ar a 0,1m ao longo dos meses para os diferentes tratamentos

Uma das hipóteses do presente estudo é que a presença de lírio-do-brejo altera a umidade e a temperatura do ambiente formado abaixo de suas folhas. Para testá-la, foi feita a análise de regressão dos valores de biomassa inicial de lírio-do-brejo frente às diferenças de umidade ( $\Delta U$ ) e temperatura ( $\Delta T$ ) entre a região inferior e superior das parcelas (Figura 30).

$\Delta T$  não pode ser explicado pelos parâmetros de biomassa de lírio-do-brejo (número de folhas, volume ou altura), visto que as variações de umidade em diferentes alturas são muito pequenas.

Nenhum caso atinge significância ( $p > 0,05$ ) e os valores de coeficiente de determinação ( $R^2$ ) são consideravelmente baixos.

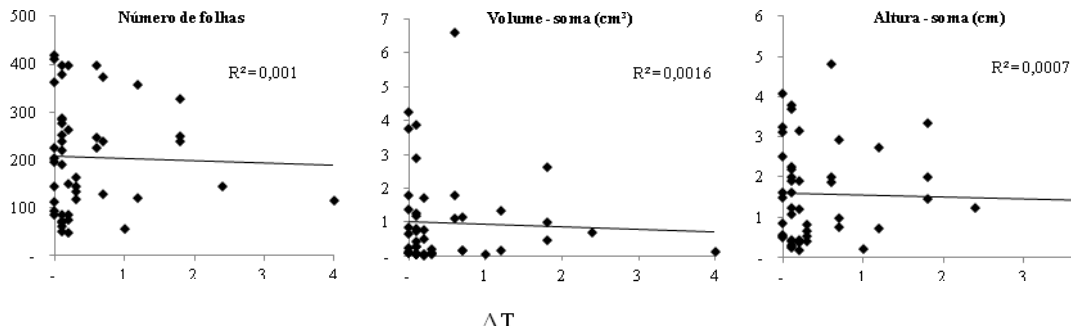


Figura 30 - Regressão linear entre número de folhas e  $\Delta T$  (esq.), volume e  $\Delta T$  (centro) e altura e  $\Delta T$  (dir.) A relação também é fraca entre biomassa de lírio-do-brejo e  $\Delta T$  (Figura 31), não atingindo significância em nenhum dos casos ( $p > 0,05$ ) e apresentando valores baixos de coeficiente de determinação ( $R^2$ ). Novamente, a semelhança entre os valores superiores e inferiores é muito alta.

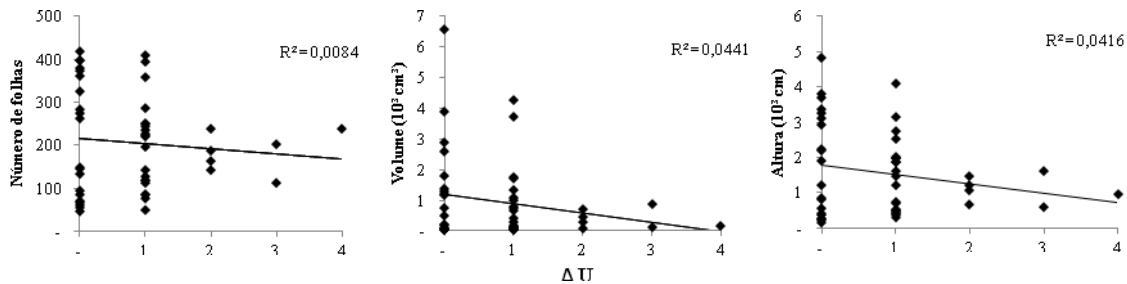


Figura 31 - Regressão linear entre número de folhas e  $\Delta U$  (esq.), volume e  $\Delta U$  (centro) e altura e  $\Delta U$  (dir.)

Dessa forma, não é possível afirmar que a quantidade de biomassa de *H. coronarium* provoque alterações microclimáticas nas áreas estudadas.

## ii. Análise da porcentagem de cobertura de copa

Na maioria das parcelas a cobertura de copa atingiu os 100%; entretanto, a partir do mês de junho a presença de árvores decíduas começa a alterar sutilmente esse quadro (Figura 32).

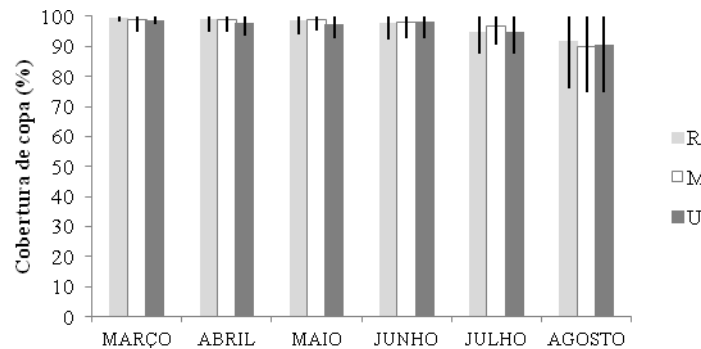


Figura 32 - Cobertura de copa ao longo dos meses para cada tratamento

Para verificar se há efeito significativo entre a cobertura de copa com a biomassa de *H. coronarium* de cada parcela foram confrontados os dados iniciais de biomassa (anteriores à ação de remoção) com os valores iniciais de cobertura de copa, dando origem à Figura 33. Tanto o coeficiente de determinação como o  $p$  (probabilidade de erro tipo I) indicam que não há uma relação direta de volume, número de folhas e altura com a cobertura de copa, o que se deve, principalmente, ao fato de a maior parte das parcelas estudadas apresentar cobertura de copa muito próxima aos 100%.

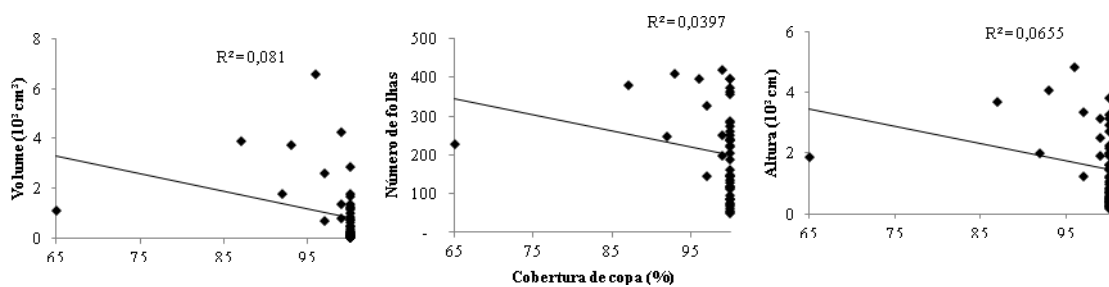


Figura 33 - Regressão linear entre cobertura de copa e volume (esq.), número de folhas (centro) e altura (dir.)

### iii. Análise da luminosidade

Como se observa na Tabela 12, os valores de altura, diâmetro basal, área basal, volume, número de folhas e cobertura de *H. coronarium* apresentam relação significativa com a luminosidade

( $p < 0,01$ ). Entretanto, seus coeficientes de determinação ( $R^2$ ) não dão confiabilidade de que os valores seguem um padrão linear de distribuição.

Tabela 12 - Valores de  $p$  e  $R^2$  obtidos pela análise de regressão

	Altura	Diâmetro basal	Área basal	Volume	Número de folhas	Número de indivíduos	Cobertura <i>H. coronarium</i>
$R^2$	0,3191	0,5902	0,7302	0,5834	0,15834	0,2479	0,5057
$p$	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,0893	<0,01

Contudo, ao analisar cada área separadamente obtém-se um novo padrão. A área Capororoca (Figura 34) apresenta relações igualmente significativas<sup>6</sup> entre luminosidade e os três parâmetros de biomassa analisados e coeficientes de determinação ( $R^2$ ) maiores, indicando uma maior adesão à reta.

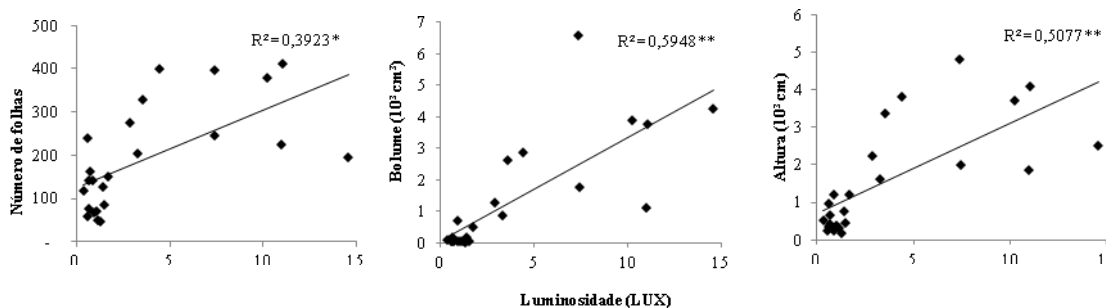


Figura 34 - Regressão linear entre luminosidade e número de folhas (esq.), volume (centro) e altura - apenas da área Capororoca

Já a área Garrafões apresenta coeficientes de determinação ainda maiores que aqueles observados para Capororoca além de todas as regressões serem significativas ( $p < 0,01$ ), como expõe a figura 35.

<sup>6</sup> O coeficiente de determinação ( $R^2$ ) é seguido de \* quando  $p < 0,05$ , e \*\* quando  $p < 0,001$

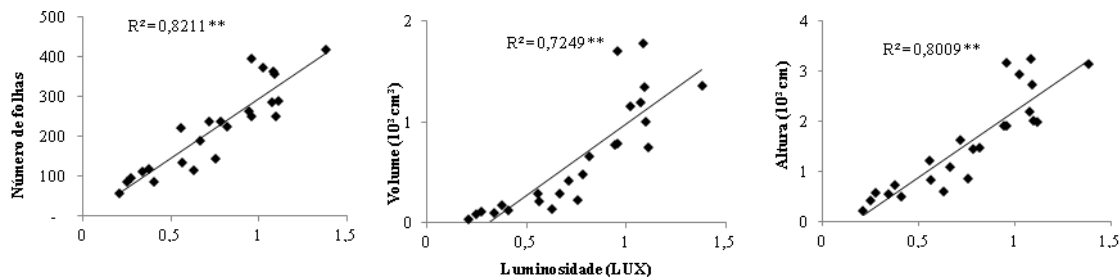


Figura 35 - Regressão linear entre luminosidade e número de folhas (esq.), volume (centro) e altura - apenas da área Garrafões

Variações entre as áreas podem incluir maior intensidade luminosa em apenas algumas parcelas da área Capororoca, pois esta atinge 15 lux em um dos pontos, enquanto o maior valor de luminosidade na área Garrafões é de 1,38 lux.

#### 4.4 Discussão

Dependendo de características da espécie invasora, da intensidade de invasão e de suas dimensões espaciais, métodos mecânicos de controle são uma maneira barata e eficaz de manejar áreas infestadas. Nas ilhas Maurício, áreas de manejo no Black River National Park apresentaram ótimos resultados utilizando-se de métodos mecânicos de desenraizamento e remoção de vinte espécies invasoras (WITTENBERG; COCK, 2001). Em outros casos, o tratamento mecânico de arranquio é utilizado em associação com o tratamento químico (FLINT; REHKEMPER, 2002) ou então como método de monitoramento após uma remoção química inicial (WITTENBERG; COCK, 2001), ou, ainda, apenas em populações muito reduzidas (SHELEY; JACOBS; CARPINELLI, 1998).

Para analisar cada tratamento a que a população de lírio-do-brejo foi submetida, foi realizado o monitoramento da comunidade herbácea envolvida, com foco na aquisição total de biomassa de *H. coronarium* e na aquisição de biomassa das demais espécies coabitantes. O sucesso de cada tratamento foi considerado com base na aquisição geral de biomassa das colônias de lírio-do-brejo, ou seja, aquele que apresentasse o menor crescimento seria o mais adequado. Valores de área basal, diâmetro, altura e volume são, em geral, aplicados a estudos com espécies arbóreas (MAAREL, 2005; BETTINGER *et al.*, 2008; GIBBS; HUNTER; STERLING, 2008; RIBEIRO *et al.*, 2009), mas, por estarem fortemente relacionadas com a quantidade de biomassa



(BETTINGER *et al.*, 2008), essas variáveis são de grande utilidade no presente estudo, mesmo tratando-se de espécie herbácea.

No presente trabalho, todas as variáveis bióticas escolhidas para o monitoramento da vegetação exótica permitiram concluir que a maior aquisição de biomassa de *H. coronarium* ocorreu no tratamento Corte Raso (R). Mais especificamente, a variável que mais se alterou com o passar dos meses foi o número de folhas, que aumentou significativamente em quatro intervalos de tempo. Essas mesmas variáveis indicaram que o tratamento Arranquio Manual (M) não difere significativamente de Arranquio Único (U) em nenhum momento.

O tratamento R, por sofrer efeitos significativos do tempo, apresentou estreita relação com a linha de tendência, deixando indícios de que seu comportamento se assemelhe ao de uma curva logarítmica em todos os casos. Tal fato sugere que dentro de alguns meses o crescimento dessa população atinja o seu máximo e se estabilize.

A relação entre o controle da espécie exótica invasora e o restabelecimento das espécies originais deve ser sempre considerada. Apesar de erradicações de espécies invasoras poderem favorecer a riqueza e a diversidade de espécies nativas em variados níveis tróficos, mudanças inesperadas podem surgir (OGDEN; REJMÁNEK, 2005). Trabalhos como o de Flory e Clay (2009) e Marushia e Allen (2011) são de grande importância, pois testam quais possibilidades de controle verdadeiramente favorecem o aumento em diversidade da comunidade nativa ao mesmo tempo em que inibem a recolonização por invasoras. Cordell *et al.* (2009) acrescentam, ainda, que apesar de esforços locais de tratamento serem eficazes, dependem muito de um acompanhamento sério e continuado para que a remoção das invasoras não dê início a um novo processo de invasão.

O presente trabalho confirma a possibilidade de reinvasão por outras espécies. Uma das parcelas do tratamento U apresentou colonização por maria-sem-vergonha (*Impatiens walleriana*), espécie nativa da África, de comportamento invasor em diversos ambientes da Mata Atlântica (RODOLFO; TEMPONI; CÂNDIDO JR., 2008; SILVA-MATOS; SANTOS; CHEVALIER, 2002).

Ao monitorar parâmetros de aquisição de biomassa da comunidade vegetal buscou-se acompanhar a resposta das espécies nativas frente a cada método de controle. A cobertura vegetal das demais espécies permitiu afirmar que, mesmo após perturbações como revolvimento do solo

e injúrias mecânicas, os tratamentos realizados por arranquio são significativamente favoráveis à restauração ecológica da comunidade original do local.

A análise contínua por seis meses permite apontar uma rebrota mais intensa a partir do mês de agosto, consequência da reprodução sexuada, visto que os frutos amadurecem entre os meses de maio e julho. Há também que ser considerado o surgimento de novos indivíduos por brotamento lateral em decorrência das primeiras chuvas após estiagem, que, no ano de 2011, ocorreram em grande volume no mês de julho (Figura 36).

Apesar de não alcançar significância na maioria dos casos, ao todo cinco variáveis bióticas apontaram para a redução de biomassa de *H. coronarium* em pelo menos um tratamento no mês de maio. Isso ocorre porque algumas espécies podem apresentar redução na área basal total após episódios de seca (BECK; RELDON, 1988), e a precipitação do mês foi de 11 mm. Não apenas foi a menor de 2011, como foi inferior também àquela de maio de 2010 (60 mm), como expõe a Figura 36.

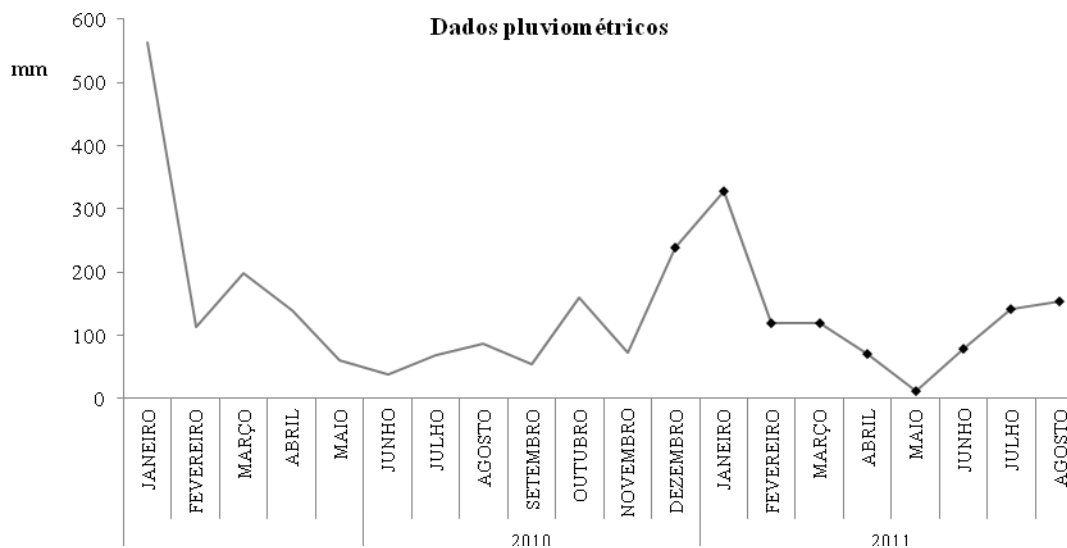


Figura 36 - Dados pluviométricos da Plataforma de Coleta de Dados (PCD) Iporanga. Marcadores indicam os meses contemplados pelo presente estudo. Fonte: (SINDA e INPE, 2011)

Entre os impactos da invasão biológica em comunidades vegetais estão; alteração de regimes de incêndio, alteração de ciclos biogeoquímicos, esgotamento de recursos, entre outros (WILLIAMSON, 1996; ASNER; VITOUSEK, 2005; BROOKS *et al.*, 2004). Por essa razão, foi considerada a possibilidade de alteração do ambiente à altura do solo da colônia de *H.*

*coronarium*, ao qual estão sujeitas as plântulas de espécies lenhosas e herbáceas nativas. Por apresentar folhagem densa, foi levantada a hipótese de que parcelas com maior concentração de biomassa de lírio-do-brejo apresentassem padrões diferentes de umidade e temperatura. Essa relação, porém, não foi confirmada pelos resultados, uma vez que os valores obtidos em altura acima das colônias de lírio-do-brejo (1,5m) não diferem significativamente das medidas a 0,1m.

No estudo de invasões biológicas faltam dados não apenas sobre as características morfoanatômicas das espécies invasoras, mas sobre as condições ambientais mais favoráveis à sua invasão (PYSEK; CHYTRÝ; JAROSIK, 2010). A medição da porcentagem de cobertura de copa realizada neste estudo visou compreender possíveis efeitos da interceptação de luz solar realizada pelo estrato arbóreo sobre a quantidade de biomassa de lírio-do-brejo no estrato herbáceo. Os resultados não permitem afirmar que a cobertura de copa esteja diretamente relacionada com a concentração de lírio-do-brejo. O fato de o experimento ter sido inteiramente conduzido em ambiente florestal, sendo evitadas as bordas e clareiras muito abertas, impediu que houvesse grande flutuação na porcentagem de cobertura de copa entre as parcelas.

Já o uso do luxímetro, por ser sensível a pequenas variações na penetração de luz, mostrou-se mais eficiente e tornou possível relacionar intensidade luminosa (representada por unidades de lux) com os diferentes parâmetros de biomassa de lírio-do-brejo a que este estudo se dedicou. Nesse caso, foram observadas algumas diferenças entre as áreas de estudo. Cada uma apresentou uma relação diferente entre biomassa vegetal e luminosidade, de maneira que a área Garrafões mostrou maiores coeficientes de determinação e maior significância que aquela da Capororoca ou das duas áreas juntas.

## 6 CONCLUSÕES

A prática de manejo atual do lírio-do-brejo baseada em corte raso não satisfaz a atual necessidade de controle da espécie em unidades de conservação inseridas na Mata Atlântica.

A análise de todas as variáveis indicam que o arranquio é a melhor opção de controle mecânico dessa espécie exótica conforme todos os parâmetros mensurados.

Contudo, não há necessidade em se repetir o arranquio pelos meses seguintes, visto que todos os parâmetros de biomassa de *H. coronarium*, assim como os parâmetros de cobertura vegetal das demais espécies da comunidade herbácea, apontam os tratamentos M e U como semelhantes. Dessa forma, os custos e esforços da unidade de conservação voltados ao manejo de lírio-do-brejo podem se concentrar em uma ou duas vezes ao ano.

Não é possível afirmar que o acúmulo de biomassa de *H. coronarium* altere significativamente a umidade ou temperatura do ambiente formado sob suas folhas.

Áreas de sub-bosque com maior oferta luminosa, mesmo em ambientes florestais com dossel próximo a 100% de cobertura, apresentam maior acúmulo de biomassa da espécie do que ambientes menos iluminados. Isso deve ser considerado ao planejar o devido monitoramento do manejo realizado na área.

A cobertura vegetal das demais espécies responde melhor aos tratamentos baseados no arranquio, desde que sejam realizados com a devida cautela para se assegurar mínimas injúrias e desenraizamentos de espécies nativas da comunidade herbácea.



## 7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Futuros estudos com patógenos ou predadores naturais de *H. coronarium* podem trazer alternativas de seu controle biológico em áreas naturais. O planejamento e o teste dessas espécies deve ser adequado e considerar possíveis impactos negativos ao ambiente.

No PETAR, é necessária a elaboração de um plano de prevenção, controle e erradicação de exóticas invasoras, de maneira que se trabalhe integralmente a situação de invasão biológica em que o parque se encontra. A formação de grupos de voluntariado para a execução de tarefas de remoção de espécies exóticas invasoras pode gerar desdobramentos positivos para o Parque e especialmente para os moradores da região. Esses grupos devem incluir membros da comunidade de entorno, de maneira que o embasamento ecológico seja passado para membros da comunidade e aproxime essa população da causa conservacionista de remoção de espécies exóticas invasoras. Esses esforços, no entanto, devem ser inicialmente coordenados por profissionais devidamente capacitados. Em longo prazo, a equipe do Parque e os voluntários devem dar continuidade aos esforços, de modo que o empenho realizado não seja perdido.

É muito importante testar metodologias de controle nas margens de cursos d'água. A propagação dos indivíduos a partir de fragmentos de rizoma carregados por rios, principalmente durante enchentes, é uma das principais razões para a espécie se encontrar em situação tão avançada de invasão em áreas úmidas. Tais esforços devem ser iniciados a montante dos rios.

A prática de manejo da espécie deve envolver alguns cuidados no período de frutificação de *H. coronarium*, a fim de evitar recolonização dos espaços manejados. Apesar de a reprodução sexuada não ser o principal desencadeador de invasões por lírio-do-brejo, deve-se cogitar a remoção de flores e frutos de espécimes presentes nas redondezas e assegurar seu descarte adequado para evitar reintroduções em áreas manejadas.

A melhor alternativa é garantir o acompanhamento periódico das áreas manejadas para monitorar as possibilidades de reinvasão e demais obstáculos à restauração da vegetação nativa, readequando os esforços de remoção às épocas realmente necessárias.

Não obstante, é de grande valia investir em metodologias de restauração ecológica nessas áreas após o tratamento a fim de ocupar o ambiente recém-desocupado e coibir a recolonização por invasoras presentes nas adjacências. Técnicas de nucleação podem consistir em soluções práticas,

eficientes e menos custosas de combater a recolonização por invasoras e favorecer a comunidade vegetal nativa em sua recuperação.

## REFERÊNCIAS

AIDAR, M.P.M.; GODOY, J.R.L.; BERGMANN, J. Atlantic Forest succession calcareous soil, Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira-PETAR, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.24, p. 445-469, 2001.

AKHTAR, M.; IQBAL, Z.; KHAN, M.N.; LATEEF, M. Anthelmintic activity of medicinal plants with particular reference to their use in animals in the Indo - Pakistan subcontinent. **Small Ruminant Research**, Amsterdam: Elsevier BV, v.38, p. 99-107, 2000.

ASNER, G.P.; HUGHES, R.F.; VITOUSEK, P.M., KNAPP, D.E.; KENNEDY-BOWDOIN, T; BOARDMAN, J.; MARTIN, R.E.; EASTWOOD, M.; GREEN, R.O. Invasive plants transform the three-dimensional structure of rain forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington: National Academy of Sciences, v.105, n.18, p. 4519-4523, Mar. 2008.

ASNER, G.P.; VITOUSEK, P.M. Remote analysis of biological invasion and. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington: National Academy of Sciences, v.102, n.22, p. 4383-4386. Mar. 2005.

BARROSO, F.G. **Ocorrência, distribuição e influência de plantas exóticas sobre a comunidade vegetal nativa do Parque Nacional da Serra dos Órgãos, RJ.**: Seropédica, 2009. 97 p.

BENNETT, B.; PRANCE, G. Introduced plants in the indigenous pharmacopoeia of northern South America. **Economic Botany**, New York: Springer New York LLC, v.54, p. 90-102, 2000.

BHANDARY, M.; CHANDRASHEKAR, K.K. Medical ethnobotany of the Siddis of Uttara Kannada district, Karnataka, India. **Journal of ethnopharmacology**, Shannon: Elsevier Ireland Ltd, v.47, p. 149-158, 1995.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade de Mata Atlântica e Campos Sulinos**. Conservation International do Brasil. Brasília: Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, Instituto Estadual de Florestas-MG. 2000. 40p.

BRASIL. Lei n.9.985, de 18 de JULHO de 2000. **Ministério da Casa Civil**, 2000 b. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/L9985.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9985.htm)>. Acesso em: 22 set. 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Convenção sobre Diversidade Biológica**. Brasília, 2000. 32p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Informe Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras que Afetam os Habitats Terrestres**. Brasília, 2005. (I). 41p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente **Plano Nacional de Áreas Protegidas**. - Brasília,:MMA; Secretaria de Biodiversidade e Florestas. 2006 b. 91p.

BRASIL. Decreto nº 6.514, de 22 de julho de 2008. **Ministério da Casa Civil**, 2008. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2007-2010/2008/Decreto/D6514.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2008/Decreto/D6514.htm)>. Acesso em: 22 set. 2011.



BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Informe sobre as espécies exóticas invasoras marinhas do Brasil**. Brasília - DF, 2009 a. 440p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Estratégia nacional sobre espécies exóticas invasoras**. – Brasília: MMA; Comissão Nacional de Biodiversidade - CONABIO, 2009 b. 23p.

BRASIL. Resolução CONABIO n.º 5 de 21 de outubro de 2009. **Conabio**, 2009. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/conabio>>. Acesso em: 10 mar.2010.

BRASIL. . Ministério do Meio Ambiente. **Quarto Relatório Nacional para a Convenção sobre Diversidade Biológica**. Diretoria do Programa Nacional de Conservação da Biodiversidade - DCBio. Brasília, 2010. p. 295.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **O Sistema Nacional de Conservação da Natureza**. – Brasília: MMA; Secretaria de Biodiversidade e Florestas., 2011. p. 16.

BROOKS, M.L.; D'ANTONIO, C.M.; RICHARDSON, D.M.; GRACE, J.B.; KEELEY, J.E.; DITOMASO, J.M.; HOBBS, R.J.; PELLANT, M.; PYKE, D. Effects of Invasive Alien Plants on Fire Regimes. **BioScience**, Berkeley: University of California Press, DC, USA, v.54, p. 677-688, jul. 2004.

BURKE, M.J.W.; GRIME, J.P. An experimental study of plant community invasibility. **Ecology**, Ithaca: Ecological Society of America, v.77, p. 776-790. April 1996.

CABI. Invasive Species Compendium (Beta). **www.cabi.org**, 2011. Disponível em: <<http://www.cabi.org/isc/default.aspx?site=144&page=2540&profile=38&query=hedychium%20coronarium&forcereload=true>>. Acesso em: 16 set. 2011.

CALLAWAY, R.M.; RIDENOUR, W.M. Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Washington: Ecological Society of America, v.2, p.436–443, 2004.

CEPLAC, I.I. D.C.A. **Diagnóstico socioeconômico da região Cacaueira. Recursos Hídricos**. [S.l.]: IICA Biblioteca Venezuela, v. 5, 1976. 133 p.

CLIPPEL, J.K.; DO CARMO, H.N.C.; NASCIMENTO, L.C.Z.; CUZZUOL, G.R.F. Análise química em órgãos de reserva de algumas herbáceas e arbóreas ocorrentes na flora do Espírito Santo, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo: Sociedade Botânica do Brasil, v. 22, p. 1057-1067. 2008.

COBLENTZ, B.E. Exotic organisms: a dilemma for conservation biology. **Conservation Biology**, Hoboken: Wiley-Blackwell Publishing, Inc., v.4, p. 261-265, Sept..1990.

CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. <http://www.cbd.int>. **Convention on Biological Diversity**, 1992. Disponível em: <<http://www.cbd.int/countries/?country=br>>. Acesso em: 22 set. 2011.

CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. Convention on Biological Diversity. **cbd.int**, 2011. Disponível em: <<http://www.cbd.int/invasive/WhatareIAS.shtml>>. Acesso em: 22 set. 2011.

COX, G.W. **Alien species and evolution: the evolutionary ecology of exotic plants, animals, microbes, and interacting native species**. Washington DC: Island Press, 2004. 377 p.

CRONK, Q.C.B.; FULLER, J.L. **Plant invaders**: the threat to natural ecosystems. London: Chapman & Hall, 1995. 241 p.

CSURHES, S.; HANNAH-JONES, M. **Pest plant risk assessment**: Kahili ginger, white ginger and Yellow ginger. Brisbane :Queensland Government. Department of Primary Industries and Fisheries., 2008. p. 22.

DAI, T.; WIEGERT, R.G. Estimation of the primary productivity of *Spartina alterniflora* using a canopy model. **Ecography**, Malden: Wiley-Blackwell Publishing, Inc., v.19, p. 410-423, 1996.

D'ANTONIO, C.M.; CHAMBERS, J.C. Using ecological theory to manage or restore ecosystems affected by invasive plant species. In: FALK, D. A.; PALMER, M. A.; ZEDLER, J. B. **Foundations of restoration ecology**. Washington DC: Island Press, 2006. cap. 12 p. 577.

DAOUST, R.; CHILDERS, D. Quantifying aboveground biomass and estimating net aboveground primary production for wetland macrophytes using a nondestructive phenometric technique. **Aquatic Botany**, Amsterdam: Elsevier BV, v.62, p.115-133, 1998.

DAVIES, K.W.; SHELEY, R.L. Promoting native vegetation and diversity in exotic annual grass infestations. **Restoration Ecology**, Hoboken, NJ, United States, p. 1-7, 2009.

ELLISON, C.; BARRETO, R. Prospects for the management of invasive alien weeds using co-evolved fungal pathogens: a Latin american perspective. **Biological Invasions**, Dordrecht: Springer Netherlands, v.6, p.23-45, 2004.

ELTON, C. **The ecology of invasions**. London, UK: Methuen, 1958. 181 p.

FLORY, S.L.; CLAY, K. Invasive plant removal method determines native plant community responses. **Journal of Applied Ecology**, Oxford: Wiley-Blackwell Publishing Ltd., v. 46, p.434–442, 2009.

FLORY, S.; CLAY, K. Invasive plant removal method determines native plant community responses. **Journal of Applied Ecology**, Oxford: Wiley-Blackwell Publishing Ltd., v.46, p. 434-442, 2009.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica**: período 2008-2010. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica; INPE.,2011. 122p.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. **Mata Atlântica**: biodiversidade, ameaças e perspectivas. Washington: Conservation International, 2003. cap. 1. p. 3-11; 472 p.

GARDNER, C.; DAVIS, D.E. **The prospects for biological control of nonnative plants in hawaiian national parks..** Honolulu, Hawaii: University of Hawaii at Manoa, 1982. 58p.

GODOY, J.R.L. **Estrutura e composição específica da Mata Atlântica secundária de encosta sobre calcário e filito, no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira, Iporanga, SP.**2001. 57p. Dissertação (Mestrado em Ecologia.) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

GREIG-SMITH, P. **Quantitative plant ecology**. 3.rd ed. [S.l.]: University of california Press, 1983. 359 p.

HOBBS, R.J.; HUENNEKE, L.F. Disturbance, diversity and invasion: implications for conservation. **Conservation Biology**, Hoboken: Wiley-Blackwell Publishing, Inc., v. 6, p. 324-337.1992.

IESB. Instituto de Estudos Socioambientais do Sul da Bahia **Levantamento da cobertura vegetal nativa do bioma Mata Atlântica..** Rio de Janeiro: Instituto de Estudos Socioambientais do Sul da Bahia - IESB, 2007. 84p.

INSTITUTO HÓRUS. Base de dados I3N de espécies exóticas invasoras do Brasil. **Instituto Hórus**, 2011. Disponível em: <[http://i3n.institutohorus.org.br/ver\\_especie\\_caractgeneral.asp?id\\_especie=30](http://i3n.institutohorus.org.br/ver_especie_caractgeneral.asp?id_especie=30)>. Acesso em: 16 set. 2011.

IUCN, I.U.F.C.O.N. **Guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species.** In: Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity, 5, 2000. Nairobi. **Conference...** Nairobi, 2000. 21p.

JOUSSON, O.; PAWLOWSKI, J.; ZANINETTI, L.; MEINESZ, A.; BOUDOURESQUE, C.F. Molecular evidence for the aquarium origin of the green alga *Caulerpa taxifolia* introduced to the Mediterranean Sea. **Marine Ecology Progress Series**, Oldendorf: Inter-Research , v.172, n.22, p.275-280, out. 1998.

JOY, B.; RAJAN, A.; ABRAHAM, E. Antimicrobial Activity and Chemical Composition of Essential Oil from *Hedychium coronarium*. **Phytotherapy Research**, West Sussex: John Wiley & Sons Ltd., v.21, p.439-443, 2007.

KENG, H.; CHIN, S.C.; TAN, H.T.W. **The concise flora of Singapore.** [S.l.]: Singapore University Press, 1998. 215 p.

KARMANN, I.; FERRARI, J.A. Carste e cavernas do Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR), SP: Sistemas de cavernas com paisagens subterrâneas únicas. In: SCHOBENHAUS, C.et al. **Sítios Geológicos e Paleontológicos do Brasil.** [S.l.]: DNPM/SIGEP, 2002. p. 401-414.

KISSMANN, K.G. **Plantas infestantes e nocivas.** São Paulo: BASF S.A. v. 1, 1997. 722 p

LAKE, J.C.; LEISHMAN, M.R. Invasion success of exotic plants in natural ecosystems: the role of disturbance, plant attributes and freedom from herbivores. **Biological Conservation**, Amsterdam: Elsevier BV, v.117, p. 215-226, 2004.

BESAW, L.M.; THELEN, G.C.; SUTHERLAND, S.; METLEN, K.; CALLAWAY, R.M. Disturbance, resource pulses and invasion: short-term shifts in competitive effects, not growth responses, favour exotic annuals. **Journal of Applied Ecology**, Oxford: Wiley-Blackwell Publishing Ltd., v. 48, p. 998-1006, 2011.

LEVINE, J.M. Species Diversity and Biological Invasions: Relating Local Process to Community Pattern. **Science**, Washington: American Association for the Advancement of Science, v.288, p.852-854, 2000.

LOACH, C.J. Biological control of weeds in the United States and Canada. In: JAMES O. LUKEN, J. W. T. **Assessment and management of plant invasions.** New York: Springer-Verlag, 1997. p. 172-194.

LOCKWOOD, J.L.; HOOPES, M.F.; MARCHETTI, M.P. **Invasion ecology.** Malden: Blackwell Publishing, 2007. 304 p.

- MASONA, T.J.; FRENCHA, K. Management regimes for a plant invader differentially impact resident communities. **Biological Conservation**, Amsterdam: Elsevier BV, v.136 , p. 246–259, 2007.
- MATOS, D.M.; PIVELLO, V.R. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres: alguns casos brasileiros. **Ciência e Cultura**, Campinas, v.61, p. 27-30, 2009.
- MATTHEWS, S. **América do Sul Invasida**: a crescente ameaça das espécies exóticas invasoras. [S.l.], 2005. p. 82.
- MCGEOCH, M.A.; BUTCHART, S.H.M.; SPEAR, D.; MARAIS, E.; KLEYNHANS, E.J.; SYMES, A.; CHANSON, J.; HOFFMANN, M. Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. **Diversity and Distributions**, Oxford: Wiley-Blackwell Publishing Ltd., v.16, p. 95–108, 2010.
- MENGARDO, A.L.T. **Subsídios para o manejo da invasão biológica de uma palmeira em áreas de Mata Atlântica**. Dissertação (Mestrado em Ciências). São Paulo, 2011. 88 p. No prelo.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Espécies exóticas invasoras**: situação brasileira. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Brasília, 2006 b. 24p.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Espécies exóticas invasoras**: situação brasileira. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. 2006.24p.
- MITTERMEIER, R.A.; GIL, P.R.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C.G.; LAMOUREX, J.; DA FONSECA, G.A.B. **Hotspots revisited**: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. [S.l.]: Agrupación Sierra Madre, 2005. p. 16.
- MOONEY, H.A.; HOBBS, R.J. **Invasive species in a changing world**. Washington DC: Island Press, 2000. 457p.
- MUELLER-DUMBOIS, D.; ELLEMBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley, 1974. 547p.
- MYERS, J.; BAZELY, D. **Ecology and control of introduced species**. Cambridge: Cambridge University Press, 2005. 313 p.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; DA FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London: Nature Publishing Group, v. 403, Feb. 2000. p.853-858,
- PAUCHARD, A.; ALABACK, P. Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of South-Central Chile. **Conservation Biology**, Hoboken: Wiley-Blackwell Publishing, Inc., v.18, p. 238–248, 2004.
- PETERSEN, O.G. Zingiberaceae. In: VON MARTIUS, C.F.P.; EICHLER, A.W.; URBAN, I. **Flora Brasiliensis**. [S.l.]: [s.n.], v. 3, 1840-1906. p. 35-37; tab. 9-10. ISBN 3.
- PIMENTEL, D.; MCNAIR, S.; JANECKA, J.; WIGHTMAN, J.; SIMMONDS, C.; O'CONNELL, C.; WONG, E.; RUSSEL, L.; ZERN, J.; AQUINO, T.; TSOMONDO, T. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam: Elsevier BV, v.84,p. 1–20. 2001.

PYSEK, P.; PRACH, K.; SMILAUER, P. Relating invasion success to plant traits: an analysis of the czech alien flora. In: PYSEK, P.; PRACH, K.; REJMÁNEK, M.; WADE, M.. **Plant invasions: general aspects and special problems**. Amsterdam: SPB Academic Publishing, 1995. cap. 3 p. 39-60.

REASER, J.K.; GARLINDO-LEAL, C.; ZILLER, S.R. Visitas indesejadas: a invasão de espécies exóticas. In: GARLINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. São Paulo/Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica/Conservação Internacional, 2005. cap. 33 472p.

REJMÁNEK, M. What makes a species invasive? In: PYSEK, P.; PRACH, K.; REJMÁNEK, M.; WADE, M. **Plant invasions**. Amsterdam: Academic Publishing, 1995. p. 266.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.; HIROTA, M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining. **Biological Conservation**, Amsterdam: Elsevier BV, v.142, p.1141–1153, 2009.

RIBEIRO, R.A.; FIUZA DE MELO, M.M.; DE BARROS, F.; GOMES, C.; TROLIN, G. Acute hypertensive effect in conscious rats produced by some medicinal plants used in the state of São Paulo. **Journal of ethnopharmacology, Shannon: Elsevier Ireland Ltd**, v.15, p.261-269, ano.

RICHARDSON DM, PYSEK P, REJMANEK M, BARBOUR MG, PANETTA FD, WEST CJ. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity and Distributions**, Oxford: Wiley-Blackwell Publishing Ltd., v.6, p. 93-107, Mar,2000.

RICHARDSON, D.; PYSEK, P. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. **Progress in Physical Geography**, London: Sage Publications Ltd., v.30, p. 409-431, 2006.

RODOLFO, L.P.; LOURDES, C.M. Processo fito-pedológico aplicado no tratamento de efluentes domésticos. In: CONGRESSO INTEROAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL. 1996. [S.l.]. **Anais...** [s.n.] 1996. p. 1-8.

ROXBURGH, W.; CAREY, W. **Flora indica, or descriptions of Indian plants**. Serampore: Mission Press, v. 1, 1832. 487p.

ROYAL BOTANICAL GARDENS. New sources of paper (*Hedygium coronarium*, koen., and allies). **Bulletin of Miscellaneous Information (Royal Gardens, Kew)**, p.373-378, 1912.

SANCHES, J.H. **Potencial invasor do chapéu-de-sol (*Terminalia cattapa* L.) em área de restinga**. 2009. 93 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais). Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

SANDBLUND, O.T.; SCHEI, P.J.; VIKEN, A. Introduction: the many aspects of the invasive alien species problem. In: SANDBLUND, O.T.; SCHEI, P.J.; VIKEN, A. **Invasive species and biodiversity management**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1999. 435p.

SANTOS, S.B.; PEDRALI, G.; MEYER, S.T. Aspectos da fenologia e ecologia de *Hedygium coronarium* (Zingiberaceae) na estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto - MG. **Planta Daninha**, Viçosa, v.23,p. 175-180. 2005.

SÃO PAULO - ESTADO. **Plano de Manejo do Parque Estadual de Intervalos**. Fundação para a Conservação e a Produção Florestal do Estado de São Paulo. São Paulo, 2008. 1100p.

SÃO PAULO - ESTADO. **Plano de Manejo do Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira**. Fundação para a Conservação e a Produção Florestal do Estado de São Paulo. São Paulo, 2011. 914p.

SCHEPER, J. *Hedygium coronarium*. **Floridata**, 2004. Disponível em: <<http://www.floridata.com/ref/h/hedyc.cfm>>. Acesso em: 16 set.2011.

SILVA, L.C.; BELTERÃO, N.E.D.M.; NETO, M.D.S.A. **Análise do Crescimento de Comunidades Vegetais**. 2000. 18p. (Circular Técnica)

SINGH, N.; SINGH, M.S. Endangered wild medicinal plants of Manipur. **Asian Agri-History**, Secunderabad: Asian Agri-History Foundation, v.13,p. 221-225, 2009.

SOARES, D.J.; BARRETO, R. W. Fungal pathogens of the invasive riparian weed *Hedygium coronarium* from Brazil and their potential for biological control. **Fungal Diversity**, Dordrecht: Springer Netherlands, p. 85-96, 2008.

SOKAL, R.R.; ROHLF, F.J. **Biometry**: the principles and practice of statistics in biological research. 3rd. ed. New York: W. H. Freeman and Co, 1995. 887 p.

TNC, T.N.C. The Nature Conservancy. Disponível em: <<http://www.nature.org/ourinitiatives/habitats/forests/howwework/protecting-native-plants-and-animals-taking-on-the-invaders.xml>>. Acesso em: 22 set. 2011.

TU, M. Assessing and managing invasive species within protected areas. In: ERVIN, J. **Protected Area quick Guide Series**. Arlington: The Nature Conservancy, 2009..20p.

TU, M.; HURD, C.; RANDALL, J M. **Weed Control Methods Handbook** : Tools & Techniques for Use in Natural Areas. The Nature Conservancy. [S.l.],. 2001. 219p.

VERMA, M.; BANSAL, Y.K. Butterfly Lilly (*Hedygium Coronarium* Koenig) : An Endangered Medicinal Plant. **Plant Archives**, Heonra(Saifai)-Etawah, v. 10, n. 2, p.841-843, 2010.

VITOUSEK, P.M. Biological Invasions and Ecosystem Processes: Towards an Integration of Population Biology and Ecosystem Studies. **Oikos**,Malden: Wiley-Blackwell Publishing, Inc. v. 57, p. 7-13, 1990

VITOUSEK, P. M.; D'ANTONIO, C.M.; LOOPE, L.L.; WESTERBROOKS, R. Introduced species: a significant component of human-caused global environmental change The scope and distribution of invasions. **New Zealand Journal of Ecology**, Christchurch: New Zealand Ecological Society, Inc., v.21, p. 1-16, 1997a.

VITOUSEK, P.M.; MOONEY, H.A.; LUBCHENCO, J.; MELILLO, J.M. Human domination of earth's ecosystems. **Science**, Washington: American Association for the Advancement of Science, v.277, p. 494-499, 1997b.

WEBER, E. **Invasive plant species of the world**: a reference guide to environmental weeds. [S.l.]: CABI Pub, 2003. 548 p.

WESTMAN, W.E. Park management of exotic plant species: problems and issues. **Conservation Biology**, Hoboken: Wiley-Blackwell Publishing, Inc., v.4, p.251-260. sep. 1990.

WILLIAMS, P.A.; WINKS, C.; RIJKSE, W. Forest processes in the presence of wild ginger (*Hedychium gardnerianum*). **New Zealand Journal of Ecology**, Christchurch: New Zealand Ecological Society, Inc., v.27, p.45-54, 2003.

WILLIAMSON, M. **Biological Invasions**. 1. ed. London: Chapman & Hall, 1996. 244 p.

WITTENBERG, R.; COCK, M.J.W. **Invasive Alien Species: a toolkit of best prevention and management practices**. Wallingford, Oxon, UK: CAB International, 2001. 228 p.

ZALBA, S. Introdução às invasões biológicas: conceitos e definições. In: MATTHEWS, S. **América do Sul Invadida: a crescente ameaça das espécies exóticas invasoras**. [S.l.]: Programa Global de Espécies Invasoras - GISP, 2005. 82p.

ZILLER, S.R. Plantas exóticas invasoras : a ameaça da contaminação biológica. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro: Instituto Ciência Hoje, v. 30, p. 77-79, dez.2001. ISSN 178.

**ANEXO**





ANEXO - Espécies exóticas registradas no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR). Legenda: AI – indivíduo adulto isolado, AP – população de indivíduos adultos, p – presente, e – estabelecida, i – invasor

<b>Família</b>	<b>Espécie</b>	<b>Nome popular</b>	<b>Forma de ocorrência</b>	<b>Situação de Invasão</b>
Agavaceae	<i>Yucca guatemalensis</i>	luca-elefante	AP	p
Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i>	mangueira	AI	p
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i>	araucária	AI	p
Balsaminaceae	<i>Impatiens walleriana</i>	maria-sem-vergonha	AP	i
Commelinaceae	<i>Tradescantia zebrina</i>	zebrina	AP	i
Cucurbitaceae	<i>Sechium edule</i>	chuchu	AP	i
Cupressaceae	<i>Thuja sp.</i>	tuia	AI	p
Cyperaceae	<i>Cyperus rotundus</i>	tiririca	AP	i
Fabaceae	<i>Calliandra brevipes</i>	cabelo-de-anjo	AP	p
Gleicheniaceae	<i>Dicranopteris flexuosa</i>		AP	i
Iridaceae	<i>Crocasmia x crocosmiflora</i>	palminha	AP	i
Lauraceae	<i>Persea americana</i>	abacateiro	AI	e
Zingiberaceae	<i>Hedychium coronarium</i>	lírio-do-brejo	AP	i
Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i>	paineira	AI	i
Malvaceae	<i>Dombeya wallichii</i>	dombéia	AP	p
Malvaceae	<i>Hibiscus rosa-sinensis</i>	hibisco	AP	p
Melastomataceae	<i>Tibouchina holosericea</i>	orelha-de-urso	AP	p
Moraceae	<i>Morus nigra</i>	amoreira	AI	e
Muntingiaceae	<i>Muntingia calabura</i>	calabura	AI	e
Musaceae	<i>Musa paradisiaca</i>	bananeira	AI	e
Musaceae	<i>Musa rosacea</i>	banana-flor	AP	i
Myrtaceae	<i>Eucalyptus grandis</i>	eucalipto	AI	e
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i>	goiabeira	AI	e
Myrtaceae	<i>Syzygium jambos</i>	jambolão	AI	e
Oleaceae	<i>Ligustrum lucidum</i>	alfeneiro-do-japão	AI	p
Pinaceae	<i>Pinus bahamensis</i>	pinus	AI	e
Pinaceae	<i>Pinus hondirensis</i>	pinus	AI	e
Poaceae	<i>Bambusa vulgaris</i>	bambu-brasil	AP	e
Poaceae	<i>Brachiaria cf. brizantha</i>	braquiária	AP	i
Poaceae	<i>Paspalum notatum</i>	grama-batatais	AP	i
Poaceae	<i>Pennisetum purpureum</i>	capim-napier	AP	i
Poaceae	<i>Phyllostachys cf. aurea</i>	bambu-vara-de-pescar	AP	e
Poaceae	<i>Typha dominguensis</i>	taboa	AP	i
Rhamnaceae	<i>Vovenia dulcis</i>	uva-japonesa	AI	i
Rutaceae	<i>Citrus reticulata</i>	limão-rosa	AI	e
Rutaceae	<i>Citrus limonia</i>	mexerica	AI	e
Rutaceae	<i>Citrus x aurantifolia</i>	lima	AI	e
Rutaceae	<i>Citrus x sinensis</i>	laranjeira	AI	e
Solanaceae	<i>Brugmansia suaveolens</i>	trombeteira	AI	i
Urticaceae	<i>Boehmeria nivea</i>	rami	AI	i

Modificado de SÃO PAULO, 2011.

