



Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro Biomédico
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução

Ciro José Ribeiro de Moura

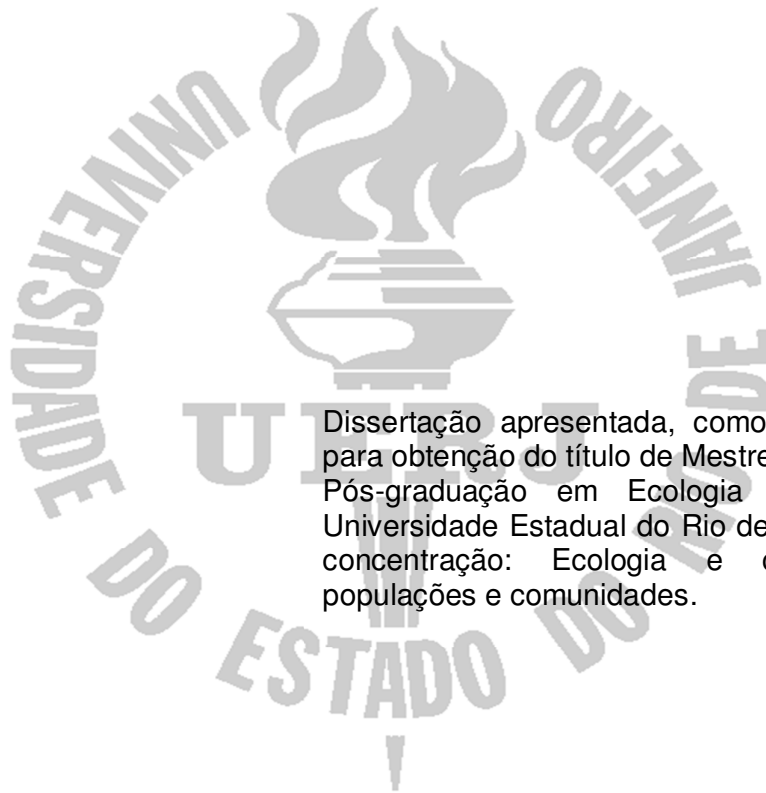
Estrutura populacional e avaliação de métodos de controle da espécie exótica invasora *Artocarpus heterophyllus* Lamk. (Moraceae) no Parque Estadual da Ilha Grande, Angra do Reis, RJ

Rio de Janeiro

2011

Ciro José Ribeiro de Moura

Estrutura populacional e avaliação de métodos de controle da espécie exótica invasora *Artocarpus heterophyllus* Lamk. (Moraceae) no Parque Estadual da Ilha Grande, Angra do Reis, RJ



Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução da Universidade Estadual do Rio de Janeiro. Área de concentração: Ecologia e conservação de populações e comunidades.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Helena de Godoy Bergallo

Rio de Janeiro

2011

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC-A

M929 Moura, Ciro José Ribeiro de.
Estrutura populacional e avaliação de métodos de controle da espécie exótica invasora *Artocarpus heterophyllus* Lamk. (Moraceae) no Parque Estadual da Ilha Grande, Angra do Reis, RJ / Ciro José Ribeiro de Moura. - 2011.
69f: il.
Orientadora: Helena de Godoy Bergallo.
Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.
Inclui bibliografia.
1. Morácea - Ilha Grande, Baía da (RJ) - Teses. 2. Artocarpus - Ilha Grande, Baía da (RJ) - Teses. 2. Ecossistemas – Ilha Grande, Baía da (RJ) – Teses. I. Bergallo, Helena de Godoy. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes. IV. Título.
CDU 582.635.3(815.2)

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação.

Ciro José Ribeiro de Moura

Data

Ciro José Ribeiro de Moura

Estrutura populacional e avaliação de métodos de controle da espécie exótica invasora *Artocarpus heterophyllus* Lamk. (Moraceae) no Parque Estadual da Ilha Grande, Angra do Reis, RJ

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da Universidade Estadual do Rio de Janeiro. Área de concentração: Ecologia e conservação de populações e comunidades.

Aprovado em 25 de fevereiro de 2011.

Banca Examinadora:

Prof^a. Dr^a. Helena de Godoy Bergallo (Orientadora)
Departamento de Ecologia da UERJ

Prof. Dr. Luiz Mauro Sampaio Magalhães
Departamento de Ciências Ambientais do Instituto de Florestas da UFRRJ

Prof. Dr. Pablo José Francisco Penna Rodrigues
Escola Nacional de Botânica Tropical do JBRJ

Rio de Janeiro
2011

AGRADECIMENTOS

À Prof^a. Dr^a. Helena de Godoy Bergallo, minha orientadora e peça fundamental para a elaboração deste trabalho, minha imensa gratidão.

Ao colega Hermano Albuquerque pela motivação e apoio durante o processo seletivo do mestrado.

Ao colega Daniel Raíces por apresentar seu trabalho e nos conduzir nos primeiros campos na Ilha Grande e por todo seu trabalho que subsidiou nossa tomada de decisão.

Ao amigo novo Rodolfo Abreu, que nos ajudou sempre que foi requisitado e por seus trabalhos inspiradores.

Aos amigos que se acostumaram à monotemática dos meus infundáveis discursos sobre espécies exóticas invasoras, em especial as jaqueiras, durante estes anos.

A amiga Trine Sorensen pelo apoio na Ilha e pelas revisões nos textos em inglês.

A amiga Livia Vilela pela consultoria em TI.

À toda Diretoria de Biodiversidade e Áreas Protegidas – DIBAP / INEA, agradeço o voto de confiança em nome de Eduardo Lardosa e Cristiana Pompeo.

À toda Equipe do PEIG.

À furadeira do PEIG, brava e resistente.

Ao CEADS/UERJ pelo apoio logístico durante as excursões de campo.

Aos mateiros Julinho, Guará, Lúcio, Wesley e Betinho.

Ao Prof. Carlos Eduardo Lustosa Esbérard pela leitura da primeira versão da dissertação.

À minha pequena família.

Se os animais nos apaixonam é porque são tão semelhantes a nós, que às vezes acreditamos nos reconhecer neles. Mas as plantas, imóveis, silenciosas em que se parecem conosco? Tal como os animais elas viveram uma grande epopéia: a da evolução. Tal como nós, tem uma história. Ao vê-las, descobrimos nelas “costumes” e “comportamentos” que também são nossos. Para além das aparências, a vida é uma, e as plantas obedecem, como nós, a leis imutáveis. Para tornar inteligível sua vida misteriosa era necessário um novo olhar, de quem procura evidenciar aquilo que constitui a unidade fundamental do mundo vivo. Foi isso que procuramos fazer.

Jean-Marie Pelt

RESUMO

MOURA, Ciro José Ribeiro de. *Estrutura populacional e avaliação de métodos de controle da espécie exótica invasora Artocarpus heterophyllus Lamk. (Moraceae) no Parque Estadual da Ilha Grande – Angra do Reis, RJ.* 2011. 76 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

Atualmente, com o aumento no número de estudos sobre invasões biológicas, sabemos como ocorre o processo, suas causas e conseqüências. A prevenção ainda é a melhor maneira de limitar e diminuir o aumento no número de problemas associados às espécies exóticas e invasoras biológicas. A jaqueira, *Artocarpus heterophyllus* Lamk. (Moraceae), é uma espécie exótica invasora que foi introduzida no Brasil no período colonial. A principal estratégia de controle de *A. heterophyllus* tem sido o método mecânico conhecido como anelamento e o arranque de plântulas. Utilizando o Manual da TNC para Controle de Espécies Invasoras, este estudo objetivou propor um novo método de controle da jaqueira, e caracterizar a estrutura populacional da espécie. O estudo foi conduzido na Ilha Grande, localizada no município de Angra dos Reis, RJ, que é coberta por Mata Atlântica em diferentes estágios sucessionais. Testou-se um novo método químico que consistiu na injeção de herbicida Garlon® diluído a 4% no tronco de árvores com DAP > 15 cm. Ao todo 684 indivíduos distribuídos em 10 parcelas medindo 0,64 ha cada foram encontrados. A densidade média encontrada foi de 107 ind. / ha, com densidades variando entre 3340 ind. / ha, na classe Juvenis 1 (DAP < 5 cm) a 13 ind / ha na classe Adlts 2 (20.1 <DAP> 25.0). A área basal média encontrada foi de 3,692 m² / ha. Os resultados mostraram que o método químico foi mais eficiente que o método mecânico. Após 60, 150 e 240 dias do tratamento inicial, os métodos diferiram significativamente. Os resultados demonstram que não há correlação entre a eficiência do método mecânico em relação ao DAP. Entretanto o método químico é dependente do DAP. Os resultados das taxas de mortalidade foram significantes para o tempo de resposta aos 60 dias (p = 0,009), 150 dias (p = 0,039) e 240 dias (p = 0.013), após teste estatístico Kruskal – Wallis. As vantagens do método químico em relação ao mecânico são claras, onde menos dinheiro é gasto e mais resultados são gerados.

Palavras chave: Jaqueiras. Métodos de controle. Invasão biológica. Triclopyr. Ilha Grande, Brasil.

ABSTRACT

Currently, with the increasing number of studies on biological invasions, we know how this process occurs, its causes and inherent consequences. Prevention is still the best way to limit and reduce the increasing number of problems associated with exotic and invasive species biology. Jackfruit, *Artocarpus heterophyllus* Lamk. (Moraceae) is an invasive alien species that was introduced in Brazil during the colonial period. The main strategy for controlling *A. heterophyllus* has been a mechanical method known as girdling and remove seedlings. Using the Manual for the Nature Conservancy Invasive Species Control, this study aimed at proposing a new control method of jackfruit, and characterize the population structure of the species. The study was conducted in Ilha Grande, located in Angra dos Reis, RJ, which is covered by Atlantic forest in different successional stages. We tested a new chemical method which consisted of injecting herbicide Garlon ® diluted to 4% into the trunk of trees with DBH > 15 cm. The total of individuals sampled in 10 plots measuring 0,64 ha each, was 684 plants. The average density was 107 individuals / ha, with densities ranging from 3340 ind / ha on the class Youth 1 (DBH <5) to 13 ind. / ha on class Adults 2 (20.1 <DBH> 25.0). The average basal area was 3,692 m² / ha. The results showed that the chemical method was more efficient than the mechanical method. The methods differed significantly after 60, 150 and 240 days of initial treatment. The results show no correlation of the mechanical method to DBH. However, the chemical method is dependent on DBH. The results showed significance with time 60 days ($p = 0,009$), 150 days ($p = 0,039$) and 240 days ($p = 0.013$), after analysis with the statistical test of KruskalWallis. It's now clear what the advantages of the chemical method are when comparing to the mechanical method. Less money is spent and more results are generated.

Keywords: Jackfruit. Control methods. Biological invasion. Triclopyr. Ilha Grande, Brazil.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Etapas do processo de invasão biológica e suas relações para o manejo de espécies invasoras. Modificado de Lodge (1993) e Kolar e Lodge (2001).	18
Figura 2 – Imagem de satélite das parcelas estudadas no entorno da Vila Dois Rios, Angra dos Reis, RJ.....	21
Figura 3 – Histograma de classes de diâmetro de <i>A. heterophyllus</i> no Parque Estadual da Ilha Grande.	26
Figura 4 - Histograma de distribuição das classes adulto (A) e juvenil (J) por parcela.....	26
Figura 5 - Imagem de satélite das parcelas estudadas no entorno da Vila Dois Rios, Angra dos Reis, RJ.....	42
Figura 6 - Seqüência operacional do anelamento com uso do facão.....	44
Figura 7 - Utilização de furadeira a bateria para abertura dos furos para posterior injeção de herbicida ao tronco.....	45
Figura 8 - Aspecto do furo após a injeção e aplicação da massa corrida.	45
Figura 9 - Injeção de herbicida no tronco com uso de seringa.....	46
Figura 10 - Jaqueira apresentando brotação vigorosa após anelamento.....	49
Figura 11 - Média e desvio padrão da porcentagem do número de árvores normais N, senescentes (S) e mortas (M) sob tratamento físico (F) e químico (Q) após 60 dias.	50
Figura 12 - Média e desvio padrão da porcentagem do número de árvores normais N, senescentes (S) e mortas (M) sob tratamento físico (F) e químico (Q) após 150 dias.	51
Figura 13 - Média e desvio padrão da porcentagem do número de árvores normais N, senescentes (S) e mortas (M) sob tratamento físico (F) e químico (Q) após 250 dias.	52
Figura 14 - Comparação entre as porcentagens de indivíduos normais nos tratamentos físico e químico durante os três períodos amostrais (60, 150 e 240 dias).....	53
Figura 15 - Comparação entre as porcentagens de indivíduos senescentes nos tratamentos físico e químico durante os três períodos amostrais (60, 150 e 240 dias).....	53

Figura 16 - Comparação entre as porcentagens de indivíduos mortos nos tratamento físico e químico durante os três períodos amostrais (60, 150 e 240 dias).....	54
Figura 17 - Relação entre o DAP e os estados após 60, 150 e 240 dias no tratamento físico (N=normal, S=senescente, M=morta).	57
Figura 18 - Relação entre o DAP e os estados após 60,150 e 240 dias no tratamento químico (N=normal, S=senescente, M=morta).....	58
Figura 19 - Orifícios e indícios de presença de coleópteros em árvore morta após tratamento químico.....	61
Figura 20 - Coleóptero (arlequim-da-mata) ovopositando em jaqueira anelada.....	62
Figura 21 - Ocorrência de fungos em árvore morta após tratamento químico.	62
Figura 22 - Epífita em contato com exsudado de jaqueira no tratamento químico....	63

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Classes de diâmetro utilizados no estudo de <i>A. heterophyllum</i> na Ilha Grande - RJ. J = juvenis; PR = pré reprodutivo e A = adulto.	24
Tabela 2 – Frequência absoluta por parcela (CA, CB, CC, CD, CE, CF, CG, CH, CI e CJ) das classes de diâmetro de <i>Artocarpus heterophyllum</i> no Parque Estadual da Ilha Grande. Legenda: DA = Densidade absoluta (indivíduos/ha); J = juvenis, PR = Pré reprodutivo e A = adulto.....	25
Tabela 3 – Dados secundários de levantamentos fitossociológicos na Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. DAP = diâmetro a altura do peito adotado como critério mínimo de inclusão; P (ha) = tamanho da área amostral; AB = área basal (m ² /ha) ocupada por <i>A. heterophyllum</i>	27
Tabela 4 - Valores de quocientes 'q' de Liocourt para <i>Artocarpus heterophyllum</i> no PEIG, Ilha Grande, RJ.....	27
Tabela 5 - Índice Morisita (Id) calculado por parcela de <i>Artocarpus heterophyllum</i> no PEIG, Ilha Grande, RJ.....	28
Tabela 6 – Matriz de comparação (Tukey) entre os estados após 60 dias.....	55
Tabela 7– Matriz de comparação (Tukey) entre os estados após 150 dias	55
Tabela 8 – Matriz de comparação (Tukey) entre os estados após 240 dias.	55
Tabela 9 – Matriz de comparação (Tukey) entre os estados após 60 dias.....	56
Tabela 10 – Matriz de comparação (Tukey) entre os estados após 150.	56
Tabela 11 – Matriz de comparação (Tukey) entre os estados após 240 dias.....	57

SUMÁRIO

ESTRUTURA POPULACIONAL DA ESPÉCIE EXÓTICA INVASORA <i>Artocarpus heterophyllus</i> LAMK. (MORACEAE) NO PARQUE ESTADUAL DA ILHA GRANDE, ANGRA DOS REIS, RJ	14
INTRODUÇÃO	14
1 REVISÃO DA LITERATURA	16
1.1 A jaqueira como espécie exótica na Mata Atlântica	16
1.2 A jaqueira e o processo invasivo	17
2 MATERIAL E MÉTODOS	20
2.1 Área de estudo	20
2.2 Amostragem de <i>A. heterophyllus</i> na Ilha Grande	21
2.3 Estrutura populacional de <i>A. heterophyllus</i> na Ilha Grande	23
3 RESULTADOS	25
4 DISCUSSÃO	29
5 CONCLUSÃO	32
REFERÊNCIAS	34

AVALIAÇÃO DE MÉTODOS DE CONTROLE DA ESPÉCIE EXÓTICA INVASORA <i>ARTOCARPUS HETEROPHYLLUS</i> LAMK. (MORACEAE) NO PARQUE ESTADUAL DA ILHA GRANDE, ANGRA DO REIS, RJ.....	39
INTRODUÇÃO	39
1 MATERIAL E MÉTODOS	42
1.1 Área de estudo	42
1.2 Os tratamentos químico e físico	43
1.3 Métodos de campo e análise estatística	47
2 RESULTADOS	48
2.1 Comparação entre os tratamentos	50
2.2 Comparação temporal.....	52
2.3 Comparações dentro do tratamento.....	54
2.4 Relação alométrica – Tratamento físico	57
2.5 Relação alométrica – Tratamento químico.....	57
2.6 Rendimento operacional.....	58
3 DISCUSSÃO	59
4 CONCLUSÃO	65
REFERÊNCIAS.....	67

ESTRUTURA POPULACIONAL DA ESPÉCIE EXÓTICA INVASORA *Artocarpus heterophyllus* LAMK. (MORACEAE) NO PARQUE ESTADUAL DA ILHA GRANDE, ANGRA DOS REIS, RJ

INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica brasileira foi reduzida drasticamente ao longo de cinco séculos desde a chegada dos primeiros europeus nestas terras (DEAN, 1996), restando hoje menos de 8% de sua área original (SOS Mata Atlântica, 2010). A porção fluminense desta fisionomia florestal ocupa atualmente 19,59% (SOS Mata Atlântica, 2010). Considerada uma das mais antigas formações florestais do planeta, a Mata Atlântica abriga cerca de 20.000 espécies de plantas vasculares, com elevado grau de endemismo. (CEPF, 2001). Baseando-se na associação entre altas taxas de endemismo e os freqüentes e intensos riscos a que estão submetidas às espécies, como a crescente perda de habitats, Myers *et al.* (2000) e Bergallo *et al.* (2000), afirmam que a Mata Atlântica deve ser considerada como área prioritária para a conservação da biodiversidade em escala global.

A Ilha Grande, situada na Região Turística da Costa Verde (*sensu* Saraça *et al.*, 2009), abriga sistemas representativos da Mata Atlântica, dentre eles, manguezais, restingas, floresta das terras baixas e submontana (UFRRJ/IF, 1993). Todos os ecossistemas da Ilha Grande estão protegidos por Unidades de Conservação (UC) de proteção integral e de uso sustentável. As Unidades de Conservação criadas a partir da década de 70, através de diferentes legislações (Prado, 2003) e geridas por diferentes instâncias governamentais, são: a APA Tamoios, o Parque Estadual da Ilha Grande (PEIG), a Reserva Biológica da Praia do Sul e o Parque Estadual Marinho do Aventureiro.

Apesar da Ilha Grande estar protegida por Unidades de Conservação, a sua Floresta Ombrófila Densa pode ser considerada uma floresta alterada, constituída por um mosaico de florestas secundárias de diferentes idades, devido a diferentes tipos de ações antrópicas e naturais ao longo dos séculos (Oliveira, 2002). Populações humanas vivem neste território há pelo menos três mil anos (Prado, 2003). São povos que deixaram numerosos sítios arqueológicos como prova de sua

existência, seguidos por índios Tupi-guaranis (Gaspar, 2000), que a nomeavam de Ipaum-guaçu. Até a chegada das colônias penais e dos presídios no início do século XX, a Ilha era povoada por pescadores canoeiros e também agricultores itinerantes conhecidos como Caiçaras (Prado, 2003), descendentes diretos dos colonizadores europeus.

As Unidades de Conservação supracitadas são atualmente regulamentadas pela Lei Federal do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) nº 9.685/2000, que em seu Artigo 31 resolve: *É proibida a introdução nas unidades de conservação de espécies não autóctones*. Apesar de tal proibição diversas espécies exóticas são encontradas na Ilha Grande. Entre as espécies exóticas com comportamento invasivo já estabelecidas podemos citar a amendoeira *Terminalia catappa* L., o abricó-da-praia *Mimusops commersonii* (G. Don) Engl., o capim-gordura *Melinis minutiflora* P. Beauv., a jaqueira *Artocarpus heterophyllus* Lam. (Raíces *et al.*, 2008), o caramujo-africano *Achatina fulica* Férussac, 1821 (Santos *et al.* 2002), o coral-sol *Tubastraea spp.* (Creed, 2006), a abelha africana *Apis mellifera* Linnaeus, 1758 (Lorezon *et al.*, 2006) e o sagüi *Callithrix spp.* (Modesto e Bergallo, 2008). É importante ressaltar que estas introduções ocorreram ao longo do tempo, muito antes da presença e da tentativa de controle do Estado, trazidas pelas diferentes populações humanas que ali habitaram e habitam e até o presente devendo ser considerada a possibilidade de novas introduções.

1 REVISÃO DA LITERATURA

1.1 A jaqueira como espécie exótica na Mata Atlântica.

Espécies exóticas são definidas como aquelas que ocorrem numa área fora de seu limite natural historicamente conhecido, como resultado de dispersão acidental ou intencional de atividades humanas (Ziller, 2000). Uma vez introduzidas, tais espécies têm o potencial para se adaptar, reproduzir-se e dispersar-se além do ponto de introdução, trazendo prejuízos ambientais, sociais e/ou econômicos (IAP, 2005).

As introduções de espécies exóticas se intensificaram nos últimos 500 anos da história da humanidade devido à velocidade e aumento das viagens transoceânicas (Moody e Mack, 1998; Santos *et al.* 2009; Ööpik *et al.*, 2008). De acordo com Ööpik *et al.* (2008), a maior parte das introduções ocorrem de forma deliberada, superando significativamente as introduções acidentais. A interferência humana possui papel importante no processo de estabelecimento da flora exótica (Lockwood *et al.*, 2005; Ööpik *et al.*, 2008) e deve ser considerada como importante elemento dentro do processo de mudanças globais.

A jaqueira nativa do sudeste asiático (Abreu, 2008, Abreu & Rodrigues, 2010), em sua área de distribuição original, é considerada rara e característica de locais em estágio sucessional avançado, muito tolerante à sombra (Khan, 2004). Por outro lado, dada as altas densidades observadas, sua expansão populacional na Mata Atlântica pode ser um processo irreversível na ausência de alguma intervenção humana (Abreu & Rodrigues, 2005). Prieto (2008) estudando a dinâmica de borda na Reserva Biológica União, RJ verificou que o sub-bosque das bordas de corredores desmatados na Reserva, ao contrário dos interiores, é dominado por espécies sucessionais iniciais, generalistas, dentre as quais a exótica e invasora *A. heterophyllus*. As pesquisas sobre espécies exóticas invasoras assumem que tais espécies são mais abundantes na região invadida do que em seu local de origem (Williamson e Fitter, 1996; Hierro *et al.*, 2005).

A jaqueira possui uma série de características que permitem classificá-la como espécie invasora (Ziller, 2000): a) grande capacidade de crescer e de produzir

sementes em uma grande variedade de condições climáticas e edáficas; b) produzir um grande número de sementes por fruto; d) ter grande habilidade competitiva por água, luz e nutrientes.

O sucesso das jaqueiras se deve a sua excelente adaptação a Mata Atlântica, a ausência ou inófia de competidores e parasitas, alta quantidade de sementes por fruto e elevada taxa de germinação (Kahn, 2004 e Rohr, 2008). Adiciona-se a isso o fato de já poder ter estabelecido relações mutualísticas com dispersores zoocóricos como o macaco prego, *Cebus nigritus*, o morcego falso-vampiro, *Phyllostomus hastatus* e o gambá, *Didelphis aurita* (Aléssio *et al.*, 2003; Raíces *et al.* 2008), além da dispersão barocórica.

A jaqueira introduzida no Brasil durante o século XVIII (Abreu, 2008) é atualmente o maior fruto existente na Mata Atlântica, com peso de até 36 kg (Raíces *et al.*, 2008). Em um estudo conduzido pelo Laboratório de Ecologia de Pequenos Mamíferos da UERJ observou-se que as jaqueiras na Ilha Grande possuem frutificação assincrônica, porém produzindo mais frutos nos meses de verão (dezembro-fevereiro). Ademais, a presença das jaqueiras influencia na composição e abundância das espécies de pequenos mamíferos (D. Raíces e H.G. Bergallo, dados não publicados).

Considerando a condição insular da área, Daeheler (2006) afirma que quanto mais isolada for uma ilha, maior a susceptibilidade a invasão, devido ao *pool* genético limitado quando comparado com populações continentais não fragmentadas.

1.2 A jaqueira e o processo invasivo

O sucesso de uma espécie exótica fora de sua área de ocorrência é produto de características como a pressão de propágulo (Lockwood *et al.* 2002), adaptações locais (Rout e Callaway, 2009), ausência de inimigos naturais, e a presença de nicho vazio (Hierro *et al.* 2005). Contudo, para todas as espécies invasoras existe a evolução no processo invasivo que vai desde a sobrevivência no transporte, passando pelo estabelecimento e expansão numa nova área, até aos impactos humanos e ecológicos que venha a causar (Figura 1).

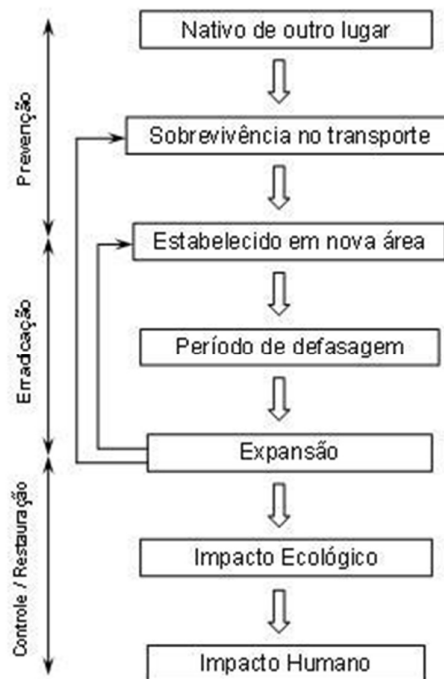


Figura 1 - Etapas do processo de invasão biológica e suas relações para o manejo de espécies invasoras. Modificado de Lodge (1993) e Kolar e Lodge (2001).

Aliado as características intrínsecas da espécie, alguns ambientes são aparentemente mais suscetíveis à invasão do que outros. Algumas hipóteses foram construídas a fim de explicar essas tendências (Rejmánek e Richardson, 1996; Williamson e Fitter, 1996): a) quanto mais reduzida à diversidade natural, a riqueza e as formas de vida de um ecossistema, mais suscetível ele é à invasão por apresentar funções ecológicas que não estão sendo supridas e que podem ser preenchidas por espécies exóticas; b) as espécies exóticas estão livres de competidores, predadores e parasitas, apresentando vantagens competitivas com relação a espécies nativas; c) quanto maior o grau de perturbação de um ecossistema natural, maior o potencial de dispersão e estabelecimento de exóticas, especialmente após a redução da diversidade natural pela extinção de espécies ou exploração excessiva.

Embora não possa funcionar de forma isolada, a última hipótese é essencial para a compreensão dos processos de invasão biológica. Práticas erradas de manejo dos ecossistemas, como a remoção de áreas florestais, queimadas anuais para preparo da terra, erosão e pressão excessiva de pastoreio contribuem para a perda de

diversidade natural e fragilidade do meio a invasões. A fim de serem bem compreendidos, é fundamental que esses processos sejam avaliados de um ponto de vista abrangente, considerando-se todas as variáveis que podem exercer algum tipo de influência ambiental. Em resumo, Catford *et al.* (2008) simplificaram de forma holística o processo invasivo como a interação entre pressão de propágulo (P), características abióticas (A) e influência humana (H).

Autores como Rejmánek (2000), Ööpik (2008) afirmam que a probabilidade de sucesso da invasão (frequência e status da invasão) aumenta quanto maior for o tempo transcorrido desde o estabelecimento. Em tese isto se deve ao fato do efeito de pressão do propágulo (Henle *et al.*, 2004; Lockwood *et al.*, 2005), quando uma espécie obtém sucesso no estabelecimento passa a se dispersar e colonizar novas áreas através de interações bióticas e abióticas.

É importante ressaltar que poucas espécies conseguem ultrapassar todas as barreiras do processo de invasão biológica (Figura 1), culminando no crescimento populacional e colonização de novas áreas. No caso específico das invasões biológicas apenas uma pequena porção do material biológico que chega a um novo território se estabelece (Williamson e Filter, 1996).

O objetivo deste trabalho é caracterizar a estrutura populacional de *A. heterophyllus* na Ilha Grande, no intuito de gerar subsídios para a tomada de decisão de manejo da espécie no Parque Estadual da Ilha Grande.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O trabalho foi desenvolvido em região sob o domínio de Floresta Ombrófila Densa (Radam Brasil, 1983), na Ilha Grande, município de Angra dos Reis, na Região Turística da Costa Verde no Estado do Rio de Janeiro. As parcelas estudadas situam-se no Parque Estadual da Ilha Grande (PEIG), nas localidades de Dois Rios e Caxadaço. O PEIG foi criado em 1971 e ampliado em 2007 e abrange uma área de 12.072 ha, ocupando a porção NE e SE da ilha (UFRRJ/IF, 1993).

A Ilha Grande faz parte de um conjunto de ilhas e ilhotas que caracterizam a baía de mesmo nome. Trata-se de um fragmento do maciço litorâneo, isolado do continente por um canal de cerca de até 2 km de largura. A área da Ilha é de cerca de 19.000 ha, com um relevo bastante acidentado, sendo o Pico do Papagaio (959 m) e a Serra do Retiro (1.031 m) seus pontos de destaque (Oliveira, 2002).

As parcelas estão localizadas próximas a Vila Dois Rios, em locais onde no passado havia moradias. A mata possui características de áreas em estágio inicial de sucessão, apesar do abandono à cerca de 50 anos. A presença de vestígios humanos e de espécies arbóreas de início de sucessão reforçam o estágio inicial de sucessão em que a mata se encontra. Dentre as espécies nativas presentes na área, podemos citar, a trema (*Trema micrantha* L. Blume), quaresmeira (*Tibouchinia* spp.), jacatirão (*Miconia cinnamomifolia* (DC.) Naudin), cobí (*Anadenanthera* sp.), pau-jacaré (*Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F. Macbr.), (*Inga* sp), camboatás (*Cupania* spp.), jerivá (*Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman), aleluieiro (*Senna multijuga* (Rich.) H.S. Irwin & Barneby) e copiúba (*Tapirira guianensis* Aubl.). As espécies exóticas mais freqüentes e que comprovam a influência antrópica são, abacateiro (*Persea americana* Mill.), fruta-pão (*Artocarpus incisus* (Thunb.) L. f.), *Citrus* sp. e manga (*Mangifera indica* L.). No sub bosque são encontradas com freqüência plantas herbáceas e arbustivas exóticas, de uso paisagístico, medicinal e religioso como a trapueraba (*Tradescantia pallida* (Rose) D.R. Hunt), dracena (*Dracaena fragans* (L.) Ker Gawl.), maria-sem-vergonha (*Impatiens walleriana* Hook. f.), comigo-ninguém-pode (*Dieffenbachia picta* Schott) e espada-de-são-jorge (*Sansevieria trifasciata* Prain). Freqüentemente pode-se observar plantas de café,

limão e banana, assim como muros, canos e outros vestígios da ocupação humana do século XX.

2.2 Amostragem de *A. heterophyllus* na Ilha Grande

A definição das parcelas com presença de jaqueiras foi tomada com base no estudo desenvolvido pelo Laboratório de Ecologia de Pequenos Mamíferos da UERJ, que acompanha e avalia o impacto das jaqueiras nas comunidades destes animais e utilizam as mesmas parcelas para os estudos relacionados aos impactos na fauna associada a ocorrência de jaqueiras.

As 10 parcelas estudadas, medindo 80 x 80 m cada, distam pelo menos 200 m entre si, e estão distribuídas nas localidades da estrada da colônia e nas trilhas que levam as praias do Caxadaço e da Parnaioca (Figura 2).

Para o estudo da estrutura populacional de *A. heterophyllus* foram medidos todos os indivíduos maiores de 15 cm de diâmetro a altura do peito (DAP) nas 10 parcelas (80x80 m). Os indivíduos menores de 15 cm de DAP foram contados e mensurados em 10 subparcelas, de 10 x 10 m cada.

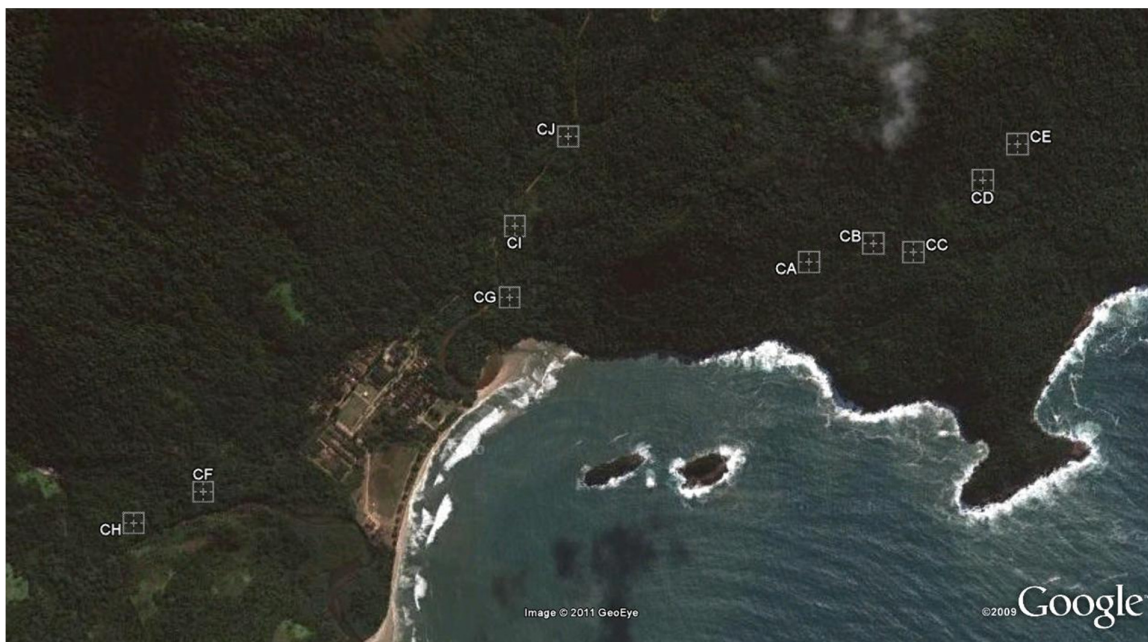


Figura 2 – Imagem de satélite das parcelas estudadas no entorno da Vila Dois Rios, Angra dos Reis, RJ.

2.3 Estrutura populacional de *A. heterophyllus* na Ilha Grande

Dez classes de diâmetro (Tabela 1) foram estabelecidas para se estudar a estrutura populacional de *A. heterophyllus* na Ilha Grande. As classes de diâmetros utilizadas foram estabelecidas a partir do critério biológico de início da fase reprodutiva, observados no campo (D.S. Raíces comunicação pessoal), recomendação técnica para o controle (Tu *et al.* 2001) e objetivando futuras comparações com outros estudos sobre populações de espécies arbóreas e comunidades (Abreu, 2008).

Para a análise da estrutura horizontal (diâmetro) dos indivíduos foram utilizados histogramas de frequência e foi calculado o quociente 'q' de Liocourt. Este quociente que é utilizado para avaliar o recrutamento consiste na divisão do número de indivíduos em uma classe de diâmetro pelo número de indivíduos na classe anterior (Felfili & Resende, 2003).

Para o cálculo da área basal (AB) (Scolforo e Melo, 2006), foi utilizada a fórmula abaixo, a fim de ser comparada com estudos semelhantes já realizados na mata atlântica.

$$AB = \frac{\pi (DAP^2)}{40000}$$

onde: $\pi = 3,1415\dots$ e DAP = Diâmetro altura do peito.

O diâmetro mínimo de inclusão considerado para o cálculo da área basal foi de 15 cm.

Para a determinação da densidade absoluta da espécie (Durigan, 2006), foi utilizada a seguinte relação:

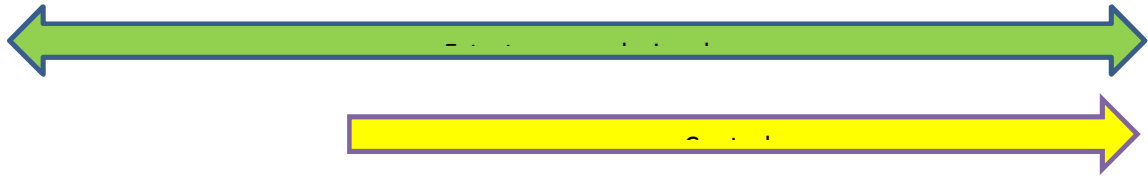
$$DA = \frac{n_i (10000)}{A_i}$$

onde: n_i = número de indivíduos da classe e A_i = área total ocupada pela classe.

Para o cálculo da densidade absoluta (DA) considerou-se para as classes Juvenil 1 (J1), Juvenil 2 (J2) e Pré-reprodutivos (PR) a subparcela de 10 x 10 m e para as demais classes de Adultos (A) foi considerada a parcela de 80 x 80.

Tabela 1: Classes de diâmetro utilizados no estudo de *A. heterophyllus* na Ilha Grande - RJ. J = juvenis; PR = pré reprodutivo e A = adulto.

J1	J2	PR	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7
0 - 5	5,1 - 10	10,1 - 15	15,1 - 20	20,1 - 25	25,1 - 30	30,1 - 35	35,1 - 40	40,1 - 45	> 45,1



Para a análise da distribuição espacial foi utilizado o índice de dispersão de Morisita (I_d):

$$I_d = n \frac{\sum x_i^2 - \sum x_i}{(\sum x_i)^2 - \sum x_i}$$

onde; n e o número de parcelas e x_i o numero de indivíduos em cada parcela.

A significância do índice de dispersão de Morisita foi testada através do teste F para significância do I_d ($gl = n - 1$; $p < 0,05$):

$$F = \frac{I_d(N-1) + n - N}{n - 1}$$

onde: I_d é valor do índice de dispersão de Morisita, n = o número de parcelas e N = o número total de indivíduos em todas as parcelas. O valor calculado de F foi comparado com o valor da tabela de F , com $n-1$ graus de liberdade para o numerador e infinito (∞) para o denominador.

O levantamento em campo ocorreu entre os meses de outubro de 2009 e outubro de 2010. Histogramas de freqüências, cálculos e demais gráficos e tabelas foram elaborados no programa Microsoft Excel e no Systat 11®.

3 RESULTADOS

No total das 10 parcelas que perfazem a área amostral de 6,4 ha, o número de indivíduos amostrados foi de 687 plantas distribuídas nas classes de tamanho (Tabela 2). A densidade média foi de 107 indivíduos/ha, com densidades variando de 3340 ind/ha nos Juvenis 1 (DAP < 5 cm) a 49,7 ind/ha nos Adultos (DAP > 15,0 cm) (Tabela 2). A área basal média foi de 3,692 m²/ha, com uma média e desvio padrão de 69 ± 16 árvores /parcela.

As áreas estudadas apresentaram valores distintos de densidade total em cada classe estudada. Considerando as classes mais abundantes Juvenis 1 (J1) e Adultos 2 (A2) os valores encontrados foram de 3340 e 13 ind/ha, respectivamente (Tabela 2).

Tabela 2 – Frequência absoluta por parcela (CA, CB, CC, CD, CE, CF, CG, CH, CI e CJ) das classes de diâmetro de *Artocarpus heterophyllus* no Parque Estadual da Ilha Grande. Legenda: DA = Densidade absoluta (indivíduos/ha); J = juvenis, PR = Pré reprodutivo e A = adulto.

	J1	J2	PR	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	Totais
	0 - 5	5,1 - 10	10,1 - 15	15,1 - 20	20,1 - 25	25,1 - 30	30,1 - 35	35,1 - 40	40,1 - 45	> 45,1	
CA	3	1	1	1	1	3	0	0	0	0	10
CB	119	2	1	6	9	3	10	3	0	2	155
CC	90	6	2	12	15	16	5	8	4	1	159
CD	5	2	2	8	8	4	2	5	3	6	45
CE	57	7	3	18	20	9	9	7	1	3	134
CF	47	0	0	2	7	8	2	1	0	3	70
CG	4	2	1	20	16	7	3	0	2	2	57
GH	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	4
CI	7	1	1	5	3	4	3	2	1	2	29
CJ	2	2	1	5	4	5	2	1	0	2	24
Totais	334	23	12	78	84	60	36	28	11	21	687
DA	3340	230	120	12,1875	13,125	9,375	5,625	4,375	1,71875	3,28125	

A estrutura da população de jaqueiras no PEIG (Figura 3 e Figura 4) exibiu o padrão de distribuição conhecido como “J reverso” ou exponencial negativa ($y = 3,9349e^{-0,246x}$ $R^2 = 0,8765$).

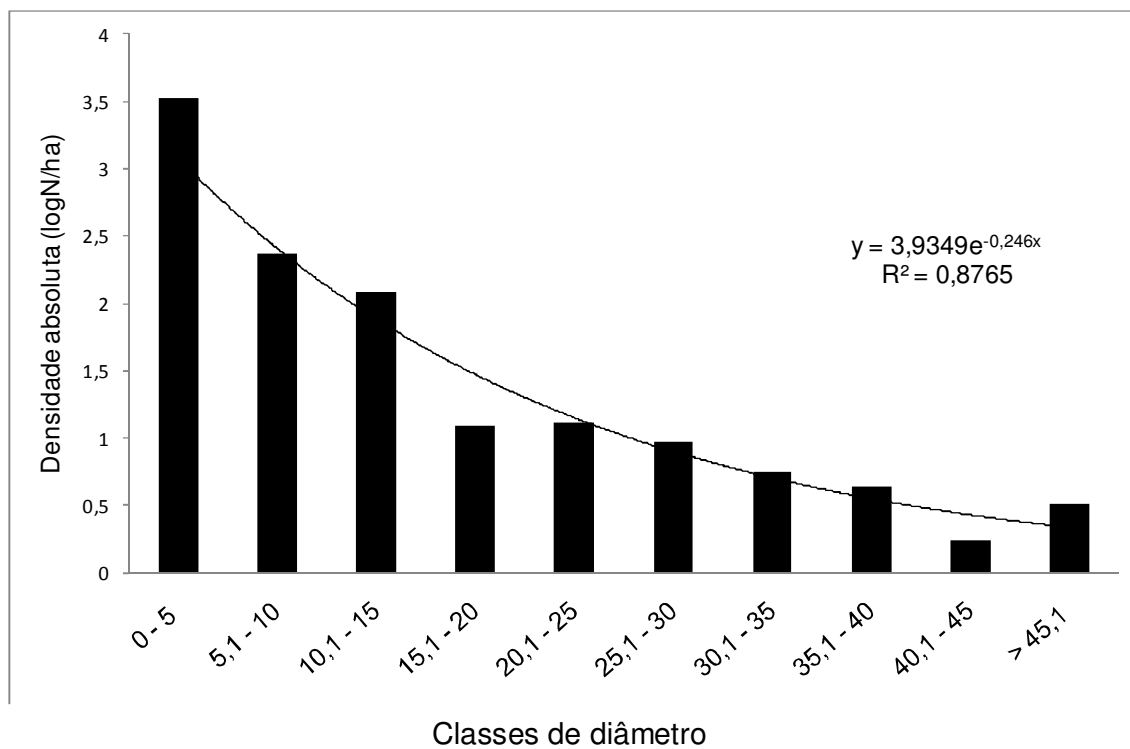


Figura 3 – Histograma de classes de diâmetro de *A. heterophyllus* no Parque Estadual da Ilha Grande.

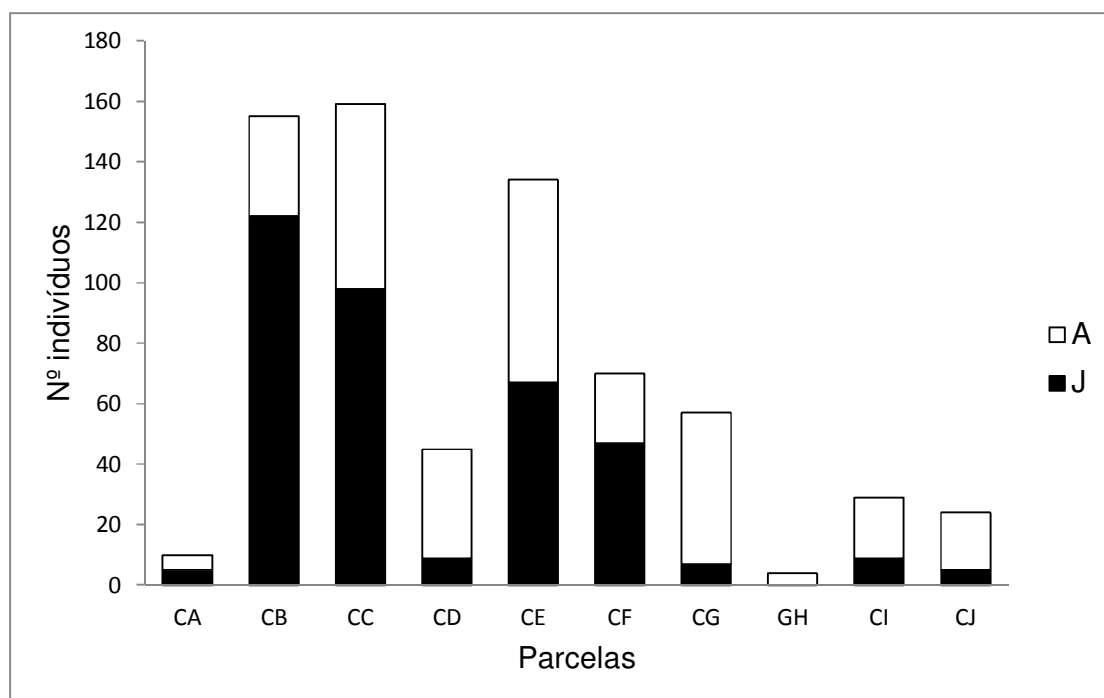


Figura 4 - Histograma de distribuição das classes adulto (A) e juvenil (J) por parcela.

Tabela 3 – Dados secundários de levantamentos fitossociológicos na Mata Atlântica no Estado do Rio de Janeiro. DAP = diâmetro a altura do peito adotado como critério mínimo de inclusão; P (ha) = tamanho da área amostral; AB = área basal (m²/ha) ocupada por *A. heterophyllum*.

DAP	P (ha)	AB (m ² /ha)	Fonte	Local
15	6,4	3,69	Este estudo	Pq. Estadual da Ilha Grande
5	0,63	53,68	Abreu (2010)	Pq. Nacional da Tijuca
10	0,63	53,25	Abreu (2010)	Pq. Nacional da Tijuca
5	0,4	6,36	Gomes (2007)	Pq. Natural Municipal do Mendanha

Os valores do quociente 'q' calculados não apresentaram uma razão constante, sendo o maior valor observado entre as classes A1/PR (Tabela 4).

Tabela 4 - Valores de quocientes 'q' de Liocourt para *Artocarpus heterophyllum* no PEIG, Ilha Grande, RJ.

Quociente	Classe	Valor
q_1	J2/J1	0,07
q_2	PR/J2	0,52
q_3	A1/PR	6,50
q_4	A2/A1	1,08
q_5	A3/A2	0,71
q_6	A4/A3	0,60
q_7	A5/A4	0,78
q_8	A6/A5	0,39
q_9	A7/A6	1,91
q_médio		1,40

Os valores do índice de dispersão de Morisita variaram de 0 a 8,5 (Tabela 5). Considerando toda a população ($Id = 2,27$; $F = 5,48$, $p < 0,05$), o padrão de distribuição foi agregado ($Id > 1$). O padrão de distribuição de *A. heterophyllum* aleatório ocorreu nas áreas com densidade absoluta $DA < 109$ ind/ha.

Tabela 5 - Índice Morisita (Id) calculado por parcela de *Artocarpus heterophyllus* no PEIG, Ilha Grande, RJ.

	Id	Distribuição
CA	0,002	Aleatória
CB	7,851	Agregado
CC	8,476	Agregado
CD	0,189	Aleatória
CE	5,067	Agregado
CF	0,717	Aleatória
CG	0,386	Aleatória
GH	0,000	Aleatória
CI	0,050	Aleatória
CJ	0,028	Aleatória

4 DISCUSSÃO

A sobrevivência nas menores classes de diâmetro (até 5 cm), aliado aos valores do quociente 'q' indicaram taxas de recrutamento e mortalidade variáveis e não balanceadas o que pode significar que não existe um balanço entre mortalidade e nascimentos neste momento, o que pode vir a acontecer com o passar do tempo. Isto pode ser explicado pelas diferentes condições nas quais os indivíduos se desenvolveram, conforme a condição atual que leva ao estiolamento em áreas fechadas ou a um maior incremento em diâmetro em área mais abertas como no passado (Richards, 1996; Figueiredo *et al.*, 2005).

O padrão de distribuição espacial agregado parece estar relacionado ao fato da espécie ser predominantemente barocórica e ao seu possível efeito alelopático (Perdomo e Magalhães, 2007), resultando em uma maior concentração de indivíduos nas proximidades das matrizes. Apesar da predominância do das áreas com padrão aleatório, com o tempo e possível avanço do processo invasivo, alcançarão o padrão de distribuição agregado.

Nossos resultados ($AB=3,692 \text{ m}^2/\text{ha}$) diferem dos encontrados por Abreu (2005) e Gomes (2007), no Parque Nacional da Tijuca e Parque natural Municipal do Mendanha respectivamente. Abreu (2008) concluiu que *Artocarpus heterophyllus*, comparada com as espécies nativas, apresentava dominância sobre as demais, principalmente devido aos altos valores de área basal encontrados (Tabela 03).

A estrutura da população de jaqueiras no PEIG exibiu o padrão de distribuição conhecido como "J reverso" ou exponencial negativa, resultado semelhante ao encontrado por Abreu (2008) no Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro, sugerindo um balanço positivo entre recrutamento e mortalidade.

A maior frequência na classe Juvenis ($DAP < 5\text{cm}$) pode estar indicando que a população estudada esteja na fase inicial de estabelecimento (Figura 4).

Conforme observado na área de estudo as jaqueiras se caracterizam como uma das plantas mais abundantes do estrato arbóreo o que atesta a sua relevância estrutural nestes ambientes. Outro aspecto relevante e de certa forma, consequência desta elevada densidade, é a acentuada contribuição das estruturas desta planta (notadamente os frutos) na composição da serrapilheira, gerando

inclusive efeitos alelopáticos (Rohr, 2008) e no aporte de nutrientes ao solo (M. Uzeda, com. pes.).

Embora possa parecer controversa a categorização de *A. hetetophyllus* como espécie-chave (Maehr, 1998) para alguns frugívoros da Mata Atlântica, é indiscutível que da mesma forma que consiste numa excepcional produtora de recursos para diversas espécies animais (Raíces *et al.*, 2008) de forma ambígua ela também acarreta diversos efeitos negativos (Raíces e Bergallo, dados não publicados) como extirpações e contribuindo no vortex de extinção (Sodhi *et al.* 2009). Autores como Simberloff e Von Holle (1999), Prenter *et al.* (2004) consideraram como derretimento invasivo o efeito que as espécies exóticas exercem sobre os ecossistemas, gerando um aumento do risco biológico das comunidades em contato com estas espécies. Espécies que não reconhecem as jaqueiras como uma fonte de recursos, como por exemplo, pássaros frugívoros, têm suas relações mutualísticas diretamente comprometidas, o que leva a uma menor taxa de visita à estas áreas (Staggmeier e Galetti, 2007), diminuindo a chance da chegada de novos e diferentes propágulos dispersos pela ornitofauna. Sob o ponto de vista dos dispersores que utilizam as jaqueiras como uma fonte de recurso, pode-se especular que estes ao satisfazerem suas demandas por energia, dificilmente irão continuar forrageando e dispersando outras espécies nativas, com distribuição irregular e frutos bem menos atraentes do ponto de vista energético.

As jaqueiras, devido a sua característica ambígua de colonizadora e ao mesmo tempo tardia, não se comportam como as colonizadoras nativas tais como as espécies pioneiras e secundárias iniciais. Khan (2004) afirma que em seu habitat natural as jaqueiras apresentam tolerância à sombra. No contexto das invasões biológicas as espécies tolerantes a sombra são menos freqüentes, mas causando em longo prazo, impactos diretos nos ecossistemas florestais (Martin *et al.*, 2009).

Outra importante modificação causada pela elevada abundância de jaqueiras é a perda de nicho da comunidade epífita. De alguma maneira a jaqueira não é um forófito atraente para estas espécies, sendo praticamente ausente o estabelecimento de bromélias, orquídeas e demais epífitas.

A possibilidade de mudança na estrutura da floresta em locais com altas densidades de jaqueiras pode vir a comprometer a biodiversidade presente na comunidade de plantas da floresta. Em parte este efeito é causado pela estrutura do

dossel que exerce efeito de filtro da biodiversidade controlando a permeabilidade versus a impermeabilidade daquele ambiente (Gandolfi *et al.*, 2007). Este mesmo efeito pode estar presente nas comunidades da fauna não associada à jaqueira.

5 CONCLUSÃO

A elevada densidade de indivíduos jovens de *A. heterophyllus*, comprova sua alta capacidade de dispersão. A maior frequência nas classes juvenis, pode estar indicando que a população estudada está na fase inicial de estabelecimento ou ainda uma comunidade estoque que deve ser considerada no manejo da espécie.

Na Ilha Grande, com o abandono das áreas antes povoadas por comunidades caiçaras, as jaqueiras, com sua força competitiva e, conforme preconizou Catford *et al.* (2008), obtiveram sucesso no processo invasivo de acordo com a interação entre a pressão de propágulo (P), características abióticas (A) e influência humana (H). O efeito sinérgico da influência humana (H), pode estar agindo na diminuição de predadores através da pressão de caça sob os possíveis predadores da jaqueira, o que acabou contribuindo para a proliferação excessiva das árvores. A elevada produção de frutos ao longo do ano torna os jaqueirais uma espécie de grande ceva “natural” para os caçadores, pois ali, se concentrará a fauna tão procurada para caça.

Seguindo a visão utilitarista, algumas espécies são muito bem quistas pelas sociedades, espécies comestíveis como a jaqueira *A. heterophyllus*, abacateiro *Persea americana*, fruta pão *Artocarpus incisus* e nêspera *Eriobotrya japonica*. Neste sentido a jaqueira foi favorecida, tanto pelo grau de perturbação do ecossistema invadido, uma vez que este se encontrava com a sua diversidade natural reduzida devido à simplificação da paisagem promovida pela transformação em áreas de roça e pastagens por décadas, assim como, pelo desejo das populações locais em cultivar a espécie para alimentação.

Considerando apenas a presença das jaqueiras, por si só já estaria afetando a disponibilidade de recursos e o espaço físico através da exclusão competitiva, aliado a hipótese de que a maior interferência neste ambiente ocorre no criptosistema, de maneira oculta e silenciosa, minando a resistência biótica destas áreas causando conseqüentemente perda de biodiversidade local

Em síntese, nas áreas onde há ocorrência de jaqueiras a ótica dos grupos ecológicos, observada por Alves *et al.* (2005) onde o decréscimo das pioneiras ao longo do gradiente temporal e o aumento percentual de secundárias iniciais, a presença das secundárias tardias ocorrendo de maneira significativa somente a nos estágio mais avançados após 25 anos e a inexistência ou o pequeno percentual das

climáticas no início da sucessão e nos estágios sucessionais intermediários provavelmente se encontra comprometida.

Decisões de que perpetuem estratégias de controle deverão ser contempladas no Plano de Manejo do PEIG (IBAMA, 2000), considerando prioritariamente a pressão de propágulo e a ênfase no controle do foco nascente (Moody e Mack, 1998) e imediata restauração com reintrodução de nativas (Ribeiro e Zaú, 2007).

Os resultados deste estudo apontam áreas que devem ser manejadas imediatamente, uma vez que, em baixas densidades o controle e eliminação da espécie terão uma maior probabilidade de sucesso. O efeito da supressão destes indivíduos virá com o tempo e o restabelecimento das nativas. A diminuição do fitness das populações de jaqueiras contribuirá para o melhora do balanço competitivo em favor das espécies nativas, o provavelmente acarretará na diminuição de abundancia das jaqueiras.

Por fim, consideramos como uma prioridade para a conservação da natureza in situ, o controle e se possível a erradicação de *A. heterophyllus* em especial dentro de parques e reservas, haja vista a sua competição desproporcional e estabelecimento agressivo bem sucedido, descaracterização da paisagem natural por populações de alta densidade associado a perda de biodiversidade local.

REFERÊNCIAS

- ABREU, Rodolfo Cesar Real. *Dinâmica de populações da espécie invasora Artocarpus heterophyllus L. (Moraceae) no Parque Nacional da Tijuca – Rio de Janeiro*. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro/Escola Nacional de Botânica Tropical, Rio de Janeiro, 2008.
- ABREU, Rodolfo Cesar Real; RODRIGUES, Pablo José Francisco Pena. Exotic tree *Artocarpus heterophyllus* (Moraceae) invades the Brazilian Atlantic Rainforest. *Rodriguésia*. v. 61, n. 4, p. 677-688, jul. 2010.
- ALÉSSIO, Filipe M. *et. al.* *Didelphis albiventris* (Mammalia, Marsupialia): comensal de ambientes urbanos e sobrevivente da fragmentação da Mata Atlântica em Pernambuco. In: Congresso de Ecologia do Brasil, 6., 2003, Fortaleza. *Resumos...* Fortaleza: UFPE, DZCB, 2003. p. 237-239.
- ALVES, Sandro Leonardo *et al.* Sucessão florestal e grupos ecológicos em floresta atlântica de encosta, Ilha Grande, Angra Dos Reis / RJ. *Rev. Univ. Rural, Série Ciências da Vida*, Seropédica, v. 25, n. 1, p. 26-32, jan./jun. 2005.
- ARMELIM, Renato Soares; MANTOVANI, Walter. Definições de clareira natural e suas implicações no estudo da dinâmica sucessional em florestas. *Rodriguésia*, v. 52, n.81, p. 5-15, 2001.
- BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/sbf/dap/doc/snuc.pdf>>. Acesso em: 18 out. 2010.
- BERGALLO, Helena de Godoy, *et. al.* O status atual da fauna do Rio de Janeiro: considerações finais. In: H. G. BERGALLO, ROCHA, C. F. D., ALVES, M. A. S. & VAN SLUYS, M. (orgs.), *A fauna ameaçada de extinção do Estado do Rio de Janeiro*. Editora da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (EdUERJ); 2000, p. 125-135.
- CATFORD, Jane A.; JANSSON, Roland; NILSSON, Christer. Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. *Diversity and Distributions*, v. 15, p. 1-19, jan. 2008.
- CEPF. Ecosystem Profile for Atlantic Forest Biodiversity Hotspot, Conservation International Critical Ecosystem Partnership Fund. Disponível em: <www.cepf.net/xp/cepf/static/pdfs/Final.AtlanticForest.EP.pdf>. Acesso em 10 dez. 2010.
- CREED, Joel Christopher. Two invasive alien azooxanthellate corals, *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis*, dominate the native zooxanthellate *Mussismilia hispida* in Brazil. *Coral Reefs*, v. 25, p. 350, 2006.
- DAEHELER, Curtis C. Invasibility of tropical islands by introduced plants: partitioning the influence of isolation and propagule pressure. *Preslia*. n. 78, p. 389–404, august. 2006.
- DEAN, W. *A ferro e fogo – A história e a devastação da Mata Atlântica Brasileira*. (Companhia das Letras). São Paulo; 1996.

DURIGAN, G. Metodos para analise de vegetação arbórea. "In": Laury Culler Jr., Cláudio Valladares-Padua, Rudy Duran (organizadores), Adalberto José dos Santos... [et al.]. Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. 2 ed. rev. Curitiba: Editora Universidade Federal do Paraná; 2006. p. 455-479.

FELFILI, J. M.; REZENDE, R. P. Conceitos e métodos em fitossociologia. (Editora Universidade de Brasília). Brasília; 2003.

FIGUEIREDO, *et al.* Efeito do manejo florestal na densidade e arquitetura de *Cecropia sciadophylla* (Cecropiaceae). Disponível em: <<http://pdbff.inpa.gov.br/cursos/efa/livro,2005/pdfs/pl1RoMaViCa.pdf>>. Acesso em: 06 fev. 2011.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INPE. Atlas dos remanescentes florestais do Rio de Janeiro, 2001. Disponível em: <<http://www.sosma.org.br>>. Acesso em: 16 jan. 2011.

GANDOLFI, Sergius.; JOLY, Carlos Alfredo; RODRIGUES, Ricardo Ribeiro. Permeability – impermeability: canopy trees as biodiversity filters. *Scientia Agricola.*, v.64, n.4, p. 433-438. 2007.

GASPAR, M. Sambaqui: Arqueologia do litoral brasileiro. (Jorge Zahar Editora). São Paulo; 2000.

GOMES, Etienne Renata da Silva. *Espécies exóticas invasoras em Unidades de Conservação da Cidade do Rio de Janeiro, RJ – Estudo da população de jaqueiras (Artocarpus heterophyllus L.) no Parque Natural Municipal do Mendanha, RJ.* 2007. 83 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) - Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2007.

HENDRIX, Paul F., *et al.* Pandora's Box Contained Bait: The Global Problem of Introduced Earthworms. *The Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics.* 39, p. 593–613. 2008.

HIERRO, José L.; MARON, John L.; CALLAWAY, Ragan M. A biogeographical approach to plant invasions: the importance of studying exotics in their introduced and native range. *Journal of Ecology.* 93, p. 5–15. 2005.

HENLE, Klaus *et al.* Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation.* 13, p. 207–251, nov. 2004.

INSTITUTO AMBIENTAL DO PARANÁ. Portaria IAP n°095, de 22 de maio de 2007. Disponível em: <http://www.institutohorus.org.br/download/marcos_legais/PORTARIA_IAP_N_095_DE_22_DE_MAIO_DE_2007.pdf>. Acesso em: 20 jun. 2010.

INSTITUTO HÓRUS. Espécies Exóticas Invasoras: Fichas técnicas. Disponível em: <http://www.institutohorus.org.br/index.php?modulo=inf_ficha_artocarpus_heterophyllus>. Acesso em: 10 dez. 2010.

KHAN, M. F. Effects of seed mass on seedling success in *Artocarpus heterophyllus* L., a tropical tree species of north-east India. *Acta Oecologica.* 25, p.103–110. 2004.

KOLAR, Cynthia S.; LODGE, David M. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in ecology and evolution.* v. 16, n. 1, p. 199-204, apr. 2001.

LOCKWOOD, Julie L.; CASSEY, Phillip; BLACKBURN, Tim. The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in ecology and evolution*. v.20, n. 5, p. 223 – 228, may. 2005.

LORENZON, Maria Cristina Afonso, *et al.* Eusocial Apidae in tropical insular region. *Arquivos de Biologia e Tecnologia*. v. 49, n. 5, p. 240-248. 2006.

MAEHR, David S. Keystones, flagships, umbrellas and indicators – The role of charismatic species and ecologically influential species in protecting whole ecosystems. Disponível em <<http://www.duke.edu/~mmv3/biocon/documents/Maehr1998.pdf>>. Acesso em: 08 jan. 2011.

MARTIN, Patrick H.; CANHAM, Charles D.; MARKS, Peter L. Why forests appear resistant to exotic plant invasions: intentional introductions, stand dynamics, and the role of shade tolerance. *Front Ecol Environ*. v.7, n.3, p. 142–149, mar. 2008.

MODESTO, Tiago; BERGALLO, Helena Godoy. Different environment, different amount of time spent in activities: the case of two mixed groups of the exotic *Callithrix spp.* at Ilha Grande, RJ, Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*. v. 3, n. 3, p. 112-118, sep – dec. 2008.

MOODY, Michael E.; MACK, Richard N. Controlling the spread of plant invasions the importance of nascent foci. *Journal of Applied Ecology*. 25, p. 1009-1021. 1998.

MYERS, Norman *et al.* Mittermeier. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. v. 403, feb. 2000.

OLIVEIRA, Rogério Ribeiro. Ação antrópica e resultantes sobre a estrutura e composição da Mata Atlântica na Ilha Grande, RJ. *Rodriguésia*. v. 53, n. 82, p. 33 - 58. 2002.

ÖÖPIK, Merle *et al.* The importance of human mediation in species establishment: analysis of the alien flora of Estonia. *Boreal Env. Res*. v. 13, p. 53 - 67. 2008.

PERDOMO, Manon; MAGALHÃES, Luís Mauro Sampaio. Ação alelopática da jaqueira (*Artocarpus heterophyllus*) em laboratório. *Floresta e Ambiente*. v.14, n.1, p. 52-55. 2007

PRADO, Rosane Manhães. As espécies exóticas somos nós: reflexão a propósito do ecoturismo na Ilha Grande. *Horizontes Antropológicos*. n. 20, p. 205 – 224, out. 2003.

PRENTER, John *et al.* Roles of parasites in animal invasions. *Trends in ecology and evolution*. v.19, n.7, jul. 2004

PRIETO, Pablo Viani. *Efeitos de borda sobre o sub-bosque da Mata Atlântica de terras baixas na Reserva Biológica União, RJ*. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro / Escola Nacional de Botânica Tropical, Rio de Janeiro, 2008.

RADAM BRASIL. 1993. Levantamento de recursos naturais. Vol. 32, SF. 32/24, Geologia, Geomorfologia, Pedologia, vegetação e Uso Potencial da terra. Ministério das Minas e Energia, Rio de Janeiro/Vitória.

- RAÍCES, Daniel Santana Lorenzo *et al.* Feeding behaviour of the bat *Phyllostomus hastatus* (Pallas 1767) in jackfruit *Artocarpus heterophyllus* Lamarck (Moraceae), in Ilha Grande, Rio de Janeiro State, Brazil. *Revista Brasileira de Zootecias*. v. 10, n. 3, p. 265-267, dez. 2008.
- ROHR, Raoni. Caracterização do solo e da serrapilheira em área de ocorrência de jaqueira (*Artocarpus heterophyllus* L.) no Parque Natural Municipal da Serra do Mendanha - RJ. Monografia (Graduação) Instituto de Florestas da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2008.
- REJMÁNEK, Marcel; RICHARDSON, David M. What attributes make some plant species more invasive? *Ecology*, v.77, n. 6, 1996.
- REJMÁNEK, Marcel. Invasive plants: Approaches and predictions. *Austral Ecology*. 25, p. 497-506. 2000.
- RIBEIRO, Michele Oliveira; ZAÚ, André Scarambone. Levantamento populacional e manejo da exótica invasora *Dracaena fragrans* (L.) Ker-Gawl (*Angiospermae* – *Liliaceae*), em um trecho de Floresta Atlântica sob efeitos de borda no Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro, RJ. *Revista Brasileira de Biociências*. v. 5, supl. 1, p. 21-23, jul. 2007.
- RICHARDS, P. W. The tropical Rainforest. University Press. Cambridge, 1996.
- ROUT, Marnie E.; CALLAWAY, Ragan. M. An Invasive Plant Paradox. *Science*. v. 324, n. 5928, p. 734-735, may. 2009.
- SANTOS, Adilson Roque; BERGALLO, Helena Godoy; ROCHA, Carlos Frederico Duarte. Paisagem urbana alienígena. Disponível em <<http://cienciahoje.uol.com.br/revista-ch/revista-ch-2008/245/paisagem-urbana-alienigena>>. Acesso em: 25 out. 2009.
- SANTOS, Sonia Barbosa.; MONTEIRO, Daniele Pedrosa ; THIENGO, Silvana Aparecida Carvalho . *Achatina fulica* (Mollusca, Achatinidae) na Ilha Grande, Angra dos Reis, Rio de Janeiro: implicações para a saúde ambiental. *Biociências*. v. 10, n. 2, p. 159-162. 2002.
- SANTOS, Adilson Roque; ROCHA, Carlos Frederico Duarte; BERGALLO, Helena Godoy. Native and exotic species in the urban landscape of the city of Rio de Janeiro, Brazil: density, richness, and arboreal deficit. *Urban Ecosyst*. v. 13, n. 2, oct. 2009.
- SARAÇA, C.E.; I.S. RAHY; M.A. SANTOS; M.B. COSTA & W.R. PERES. A propósito de uma nova regionalização para o Estado do Rio de Janeiro. *Revista de Economia Fluminense*. 6, p. 18-27. 2007.
- SCOLFORO, José Roberto Soares; MELLO, José Márcio de. Inventário Florestal. (UFLA/FAEPE). Lavras; 2006.
- SIMBERLOFF, Daniel; VON HOLLE, Betsy. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biological Invasions*. v. 1, n. 1, p. 21–32. 1999.
- SODHI, Navjot S.; BROOK, Barry W.; BRADSHAW, Corey J. A. Causes and Consequences of Species Extinctions. *Conservation Biology - Species Extinctions*.

Disponível em: <<http://digital.library.adelaide.edu.au/dspace/handle/2440/59255>>. Acesso em: 10 dez. 2011.

STAGGMEIER, Vanessa Grazielle; GALETTI, Mauro. Impacto humano afeta negativamente a dispersão de sementes de frutos ornitocóricos: uma perspectiva global. *Revista brasileira da Ornitologia*. v.15, n.2, p. 281-287, jun. 2007.

TU, M., HURD, C. & J.M. RANDALL. Weed Control Methods Handbook, The Nature Conservancy. Disponível em: <<http://tncweeds.ucdavis.edu>>. Acesso em: 20 jan. 2009.

UFRRJ/IF. Plano Diretor do Parque Estadual da Ilha Grande. Convênio Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (Instituto de Florestas), Instituto Estadual de Florestas e Pró-Natura, Rio de Janeiro. 1993.

WILLIAMSON, Mark H.; FITTER, Alaster. The characters of successful invaders. *Biological Conservation*. v. 78 n. 1 – 2, p. 163-170, oct./nov. 1996.

ZILLER, Silvia Renate. *A Estepe Gramíneo-Lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica*. Tese de doutoramento. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2000.

ZILLER Silvia Renate. Plantas exóticas invasoras: a ameaça da contaminação biológica. *Revista Ciência Hoje*. v. 30, n.178, p.77 – 79. 2001.

USDA. Invaders of the forest. Disponível em: <<http://www.invasivespeciesinfo.gov/>>. Acesso em 10 dez 2010.

AVALIAÇÃO DE MÉTODOS DE CONTROLE DA ESPÉCIE EXÓTICA INVASORA *ARTOCARPUS HETEROPHYLLUS* LAMK. (MORACEAE) NO PARQUE ESTADUAL DA ILHA GRANDE, ANGRA DO REIS, RJ

INTRODUÇÃO

O relatório do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (Pnuma, 2010) alerta para os impactos econômicos da perda da biodiversidade no mundo, aliado ao fato que espécies invasoras podem custar anualmente para a economia global US\$ 1,4 trilhões ou mais. Somente na África subsaariana, as espécies invasoras são responsáveis por perdas anuais que somam US\$ 7 bilhões (Balazina, 2010). Em uma amostra de 57 países foram encontradas mais de 542 espécies invasoras com algum impacto para a biodiversidade – uma média de 50 espécies por país. O número provavelmente está subestimado, uma vez que muitos impactos ainda não foram examinados e muitos países têm falta de dados.

Pimentel *et al.* (2005) afirmam que as 50.000 espécies exóticas nos Estados Unidos da América são responsáveis por colocar em risco ou em perigo aproximadamente 42 % das espécies nativas daquele país, além de causarem um impacto econômico de US\$ 120 bilhões. Isto sugere que a prevenção ainda é a melhor maneira de se evitar os problemas decorrentes das invasões biológicas (NISC, 2003; Richardson e Thullier, 2007). Contudo, uma vez estabelecida, medidas de controle devem ser tomadas com urgência, para evitar maiores danos, sendo que os custos e a efetividade do controle se tornam cada vez maiores com o transcorrer do tempo (Moody e Mack, 1998). Neste sentido, a eficiência do controle depende do bom conhecimento da biologia da espécie alvo, recursos para o estabelecimento de programas e do monitoramento do processo de restauração da área (Wotton and Malmqvist, 2004 apud Oliveira e Medeiros, 2008).

O descompasso entre o processo de invasão (estabelecimento e propagação de espécies exóticas invasoras) e o estabelecimento de estratégias de controle leva inevitavelmente ao processo de perda de diversidade e homogeneização biológica da paisagem (Sigg, 1999). Uma vez reconhecido o processo de invasão é preciso

tomar a decisão de qual o melhor método de acordo com as circunstâncias, i.e., conforme a espécie alvo, grau de infestação, habitat, mão de obra disponível (USDA, 2005).

Em face ao exposto as discussões sobre o uso de herbicidas na esfera dos tomadores de decisão são escassos, e raros são aqueles que se dedicam a estudar o funcionamento deste tipo de recurso tecnológico (Sigg, 1999.).

No caso de plantas invasoras, Sigg (1999) afirma que o foco da discussão em áreas protegidas, deveria ser a diversidade biológica em risco, ao invés da temática sobre o uso de herbicidas contra invasoras agressivas.

Santinato (2009), em seu estudo sobre o efeito da toxicidade do glifosato no desenvolvimento da cultura do café, concluiu que mesmo em altas doses (64L/ha) o herbicida não alterou a produtividade, nem a fertilidade e nem a regeneração de novas plântulas. Ademais, o herbicida não provocou a morte de anelídeos no solo e não apresentou resíduos tóxicos nas análises foliar e do grão.

Neste contexto, até então o controle de *Artocarpus heterophyllus*, se resume ao tratamento físico, também chamado de anelamento que consiste em realizar o descasque de uma faixa com cerca de 40 cm, em toda circunferência da árvore com o descasque de toda a casca (Luiz Fernando Lopes da Silva, com. pes.).

A jaqueira, *Artocarpus heterophyllus*, foi introduzida no Brasil durante o período colonial e se espalhou por todo território nacional através da dispersão intencional (Boni *et al.*, 2009). Na Ilha Grande, estudos desenvolvidos pelo Laboratório de Ecologia de Pequenos Mamíferos/UERJ, mostram que a jaqueira tem causado impacto na fauna de pequenos mamíferos (Daniel Raíces e Helena Bergallo, com. pes.). Em algumas trilhas da Ilha Grande, a densidade de jaqueiras pode chegar acima de 200 ind/ha (Helena Bergallo, com. pes.)

Daeheler (2006) enfatiza que a baixa habilidade competitiva de plantas nativas em ambientes insulares se deve ao pool genético restrito. Contudo, é a pressão de propágulo (Henle *et al.*, 2004; Lockwood *et al.*, 2005) o principal fator no processo de invasão. A jaqueira produz até 100 frutos por árvore de maneira assincrônica ao longo do ano e cada fruto pode pesar até 36 kg, produzindo centenas de sementes com altas taxas de germinação (Khan, 2004; Abreu, 2008 e Raíces, 2008).

Neste cenário, a decisão sobre o estabelecimento do controle de jaqueiras na Ilha Grande está em conformidade com legislação brasileira, especificamente com o Código Florestal vigente (Lei 4.771/65) que considera:

V - interesse social:

a) as *atividades imprescindíveis à proteção da integridade da vegetação nativa*, tais como: prevenção, combate e controle do fogo, controle da erosão, *erradicação de invasoras* e proteção de plantios com espécies nativas, conforme resolução do CONAMA;

e com a Lei Federal 9.985/2000, que regula o Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC:

Art. 1º(...)

V - preservação: conjunto de métodos, procedimentos e políticas que visem a *proteção a longo prazo das espécies, habitats e ecossistemas*, além da manutenção dos processos ecológicos, prevenindo a simplificação dos sistemas naturais;

Art. 31. *É proibida a introdução nas unidades de conservação de espécies não autóctones.*

Desta forma, com base no conhecimento existente até o presente sobre o uso de herbicidas no controle de espécies invasoras (Sigg, 1999; Tu *et al.*, 2001; Campos *et al.*, 2002; Cornish e Burgin, 2005; Santinato, 2009; Pacto, 2009), e considerando que as espécies exóticas invasoras representam risco efetivo para a conservação da biodiversidade (Ziller, 2000 e 2001; Lowe *et al.*, 2000; Gurevitch e Padilla, 2004; Daeheler, 2006; Sax e Gaines, 2008), este estudo buscou comparar dois métodos (físico e químico) para o controle da espécie exótica invasora *Artocarpus heterophyllus* e avaliar qual seria o mais adequado em termos de efetividade, aplicabilidade e custo.

1 MATERIAL E MÉTODOS

1.1 Área de estudo

O trabalho foi desenvolvido em região sob o domínio de Floresta Ombrófila Densa (RADAM, 1983), na Ilha Grande, município de Angra dos Reis, litoral sul do Estado do Rio de Janeiro. Todas as 10 parcelas onde o estudo foi desenvolvido situam-se no Parque Estadual da Ilha Grande (PEIG), nas localidades próximas a Vila Dois Rios: duas parcelas na trilha que leva a Praia da Parnaióca, três na Estrada da Colônia e cinco, na trilha que leva a Praia do Caxadaço (Figura 5). O PEIG criado em 1971 e ampliado em 2007 abrange uma área de 12.072 ha e ocupa a porção NE e SE da ilha (UFRRJ/IF, 1993).

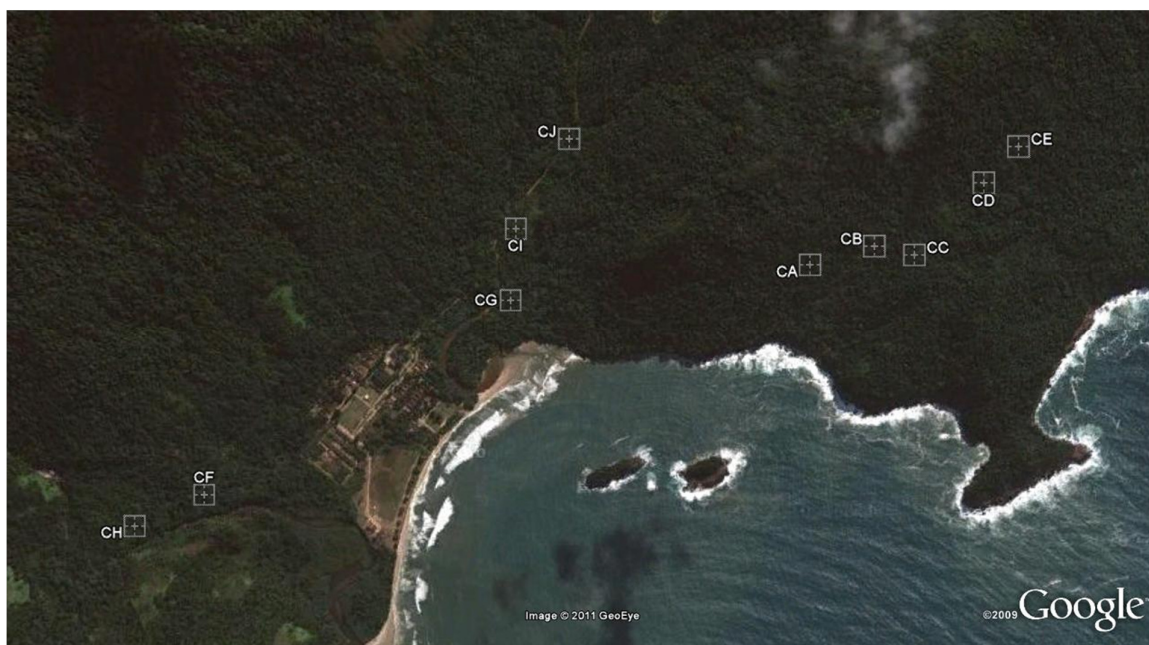


Figura 5 - Imagem de satélite das parcelas estudadas no entorno da Vila Dois Rios, Angra dos Reis, RJ.

A Ilha Grande faz parte de um conjunto de ilhas e ilhotas que caracterizam a baía de mesmo nome. Trata-se de um fragmento do maciço litorâneo, isolado do continente por um canal de cerca de 2 km de largura. A área da Ilha é de cerca de

19.000 ha, com um relevo bastante acidentado, sendo o Pico do Papagaio (959 m) e a Serra do Retiro (1.031 m) seus pontos mais altos (Oliveira, 2002).

A definição das parcelas com presença de jaqueiras foi tomada com base no estudo desenvolvido pelo Laboratório de Pequenos Mamíferos da UERJ, que acompanha e avalia o impacto das jaqueiras nas comunidades destes animais. As 10 parcelas medem 80 x 80 m cada e distam pelo menos 200 m entre si. Todos os indivíduos de jaqueira presentes nas parcelas com diâmetro na altura do peito (DAP) acima de 15 cm foram medidos, marcados e estimada a altura do fuste (medida do chão até a primeira bifurcação). As demais jaqueiras (DAP < 15 cm) foram contadas em sub-parcelas de 10x10 m.

O controle foi direcionado apenas aos indivíduos com DAP > 15 cm, sendo o tratamento físico aplicado em cinco parcelas e o tratamento químico em outras cinco parcelas distintas.

Para o cálculo da área basal (Scolforo e Melo, 2006), foi utilizada a fórmula abaixo:

$$AB = \frac{\pi (DAP^2)}{40000}$$

Onde: $\pi = 3,1415\dots$, DAP = Diâmetro altura do peito.

O diâmetro mínimo de inclusão considerado para o cálculo da área basal foi de 15 cm.

1.2 Os tratamentos químico e físico

O tratamento físico, também chamado de anelamento consiste em realizar o descasque de uma faixa em torno de 40 cm, em toda circunferência da árvore com a finalidade de remover o floema da planta alvo. O anel, sempre que possível e considerando as possibilidades ergonômicas para o trabalhador de campo, foi feito o mais próximo possível do colo da árvore, com o uso de facão ou machado com profundidade mínima de 2 cm (Figura 6).



Figura 6 - Sequencia operacional do anelamento com uso do facão.

Para o tratamento químico optou-se pelo método de injeção de herbicida Garlon® no tronco. Para isto utilizou-se furadeira movida à bateria de 14,4 volts com broca para ferro de 9 mm de diâmetro (Figura 7 e Figura 8). Para a injeção do herbicida utilizou-se uma seringa de 50 mL, onde 1 mL de herbicida diluído a 4% em água (Jack McGowan-Stinski, com. pes.) foi injetado em cada furo, sendo este vedado após a injeção com massa corrida para madeira (Figura 9). O número de furos por árvore foi determinado pela relação de 1:10, ou seja, para cada 10 cm de diâmetro foi feito um furo.



Figura 7 - Utilização de furadeira a bateria para abertura dos furos para posterior injeção de herbicida ao tronco.



Figura 8 - Aspecto do furo após a injeção e aplicação da massa corrida.



Figura 9 - Injeção de herbicida no tronco com uso de seringa.

A escolha do herbicida Garlon® foi devido as suas características de herbicida seletivo, de ação sistêmica do grupo ácido piridiniloxiacético de baixa persistência no ambiente. O produto é homologado para a cultura do arroz e plantas infestantes de pastagens, estando hoje em processo de homologação especial junto ao Ministério da Agricultura. Neste sentido Fernandes (2004) afirma que o Garlon® é favorável a biota incluindo peixes, crustáceos e algas e possui degradação satisfatória para a cultura do arroz.

Antes do início das atividades de campo, foram realizadas três palestras e apresentação de vídeo com debates na sede do PEIG, com a presença de aproximadamente 60 pessoas da comunidade local. Essas atividades foram realizadas com o intuito de informar a população sobre a pesquisa em andamento e ações de controle que seriam desenvolvidas.

1.3 Métodos de campo e análise estatística

Os tratamentos químico e físico tiveram início em outubro de 2009 e levaram cerca de doze meses para serem concluídos. Um total de 85,6 hora/homem foram necessários para anelar as árvores e 22,9 hora/homem, para injetar o herbicida.

Adotou-se como protocolo de acompanhamento dos tratamentos três estados fitossanitários: normal (árvore não reagiu ao tratamento); senescente (árvore com perda de folhas e decrepitude devido ao tratamento) e morta (árvore seca, sem folha, frutos e rebrotas). Os estados fitossanitários foram acompanhados em 60, 150 e 240 dias após a intervenção do tratamento nas jaqueiras.

Foram comparados os estados fitossanitários entre e dentre os tratamentos físico e químico, para cada um dos períodos amostrados, através de Análise de Variância (ANOVA). As análises do estado das árvores (normal, senescente ou morta) após os tratamentos físico e químico tinham relação com o DAP através do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis.

As análises e os gráficos foram feitos no programa Systat 11®.

2 RESULTADOS

Das 10 parcelas amostradas, 318 árvores foram submetidas aos tratamentos físico ($n = 198$) e químico ($n = 120$). O DAP médio das árvores tratadas foi de $28,2 \text{ cm} \pm 12,4$ e altura média $9,4 \text{ m} \pm 3,5$. A área basal média encontrada foi de $0,075 \text{ m}^2 \pm 0,090 \text{ m}^2$ por parcela, com aproximadamente 32 ± 22 árvores por parcela em média.

O tratamento químico mostrou ser mais eficiente no tempo de resposta, uma vez que aos 60 dias as árvores tratadas já estavam mortas. Entretanto apenas as árvores com DAP menor que 30 cm responderam positivamente ao tratamento. Em contraposição, as árvores de diâmetros superiores a 30 cm, morreram após o tratamento físico.

O tratamento físico melhorou sua eficiência ao longo do tempo. Entretanto o aumento no número de árvores senescentes ao longo do tempo não resultou necessariamente no aumento de árvores mortas. Isto se deve ao fato de que as jaqueiras apresentam alta resistência e capacidade de se regenerar após sofrer injúria. Cerca de 70 árvores (35%) apresentaram rebrota variando de 1 até 7 rebrotas por árvore (Figura 10).



Figura 10 - Jaqueira apresentando brotação vigorosa após anelamento.

O número final de árvores mortas no tratamento químico foi maior (taxa de mortalidade de 20% contra 12% no método físico, o que sugere uma maior eficiência. Outro fator importante alcançado por este estudo foi o de que o diâmetro da árvore não influencia na efetividade do tratamento físico. Porém, considerando o fator operacional, árvores de grandes diâmetros dificilmente terão o anel com profundidade suficiente e uma remoção satisfatória do floema, haja vista o cansaço do trabalhador ao executar a tarefa.

Ao longo deste trabalho foram observadas com bastante atenção de forma empírica as respostas da biota aos tratamentos e não se observou diferenças entre os tratamentos. Em ambos, as árvores senescentes e mortas sofreram ação de organismos degradadores como fungos e insetos (coleópteros, cupins e abelhas) (Figuras 19, 20 e 21). Outro fato notável é que as poucas epífitas que utilizam a jaqueira como forófito não foram prejudicadas em ambos os tratamentos, em especial aquelas que tiveram contato com o exsudado das árvores quimicamente tratadas nada sofreram (Figura 22).

2.1 Comparação entre os tratamentos

DAT 60

Após 60 dias do início do experimento, os tratamentos físico e químico diferiram estatisticamente (ANOVA, $F = 9,690$, $p = 0,014$). A taxa de indivíduos considerados normais foi significativamente menor após o tratamento químico (Figura 11).

A mudança de estado normal para morto passa pelo estado de senescência que não deferiu significativamente entre os tratamentos (ANOVA, $F = 3,778$, $p = 0,088$), entretanto, houve uma porcentagem pouco maior de árvores senescentes no tratamento químico após 60 dias (Figura 11).

O resultado alcançado pelo tratamento químico foi superior para o estado de morte sendo significativa a diferença entre os tratamentos (ANOVA $F = 9,001$, $p = 0,017$) (Figura 11).

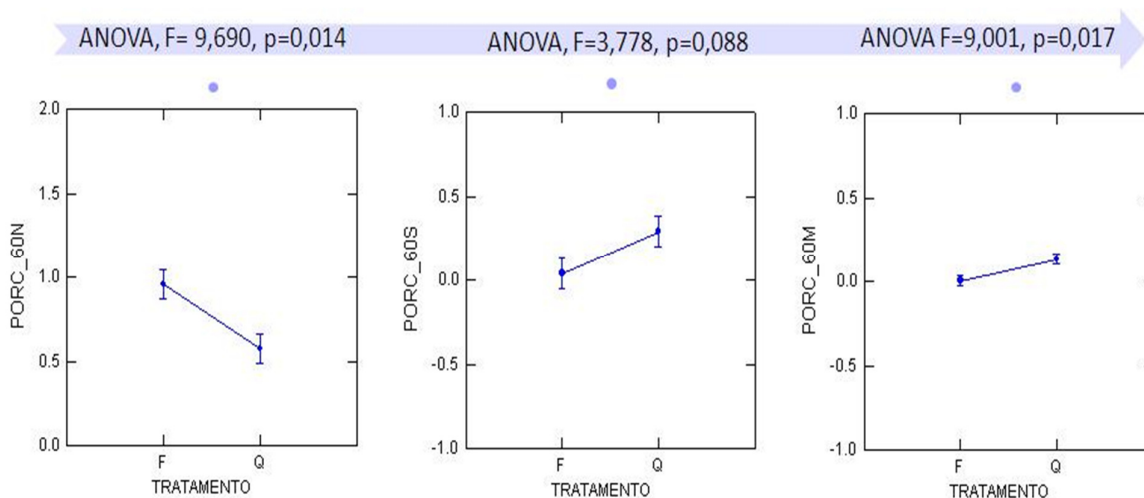


Figura 11 - Média e desvio padrão da porcentagem do número de árvores normais N, senescentes (S) e mortas (M) sob tratamento físico (F) e químico (Q) após 60 dias.

DAT 150

Não houve diferença significativa entre os tratamentos após 150 dias quanto a mudança do estado normal (ANOVA, $F = 2,827$, $p = 0,131$), embora uma menor

porcentagem de árvores normais tenha sido observada para o tratamento químico (Figura 12). O mesmo ocorreu para o aumento das árvores no estado de senescência (ANOVA $F = 0,380$, $p = 0,555$).

Em relação ao número de árvores mortas após 150 dias houve diferença significativa entre os tratamentos (ANOVA, $F = 15,72$, $p = 0,004$).

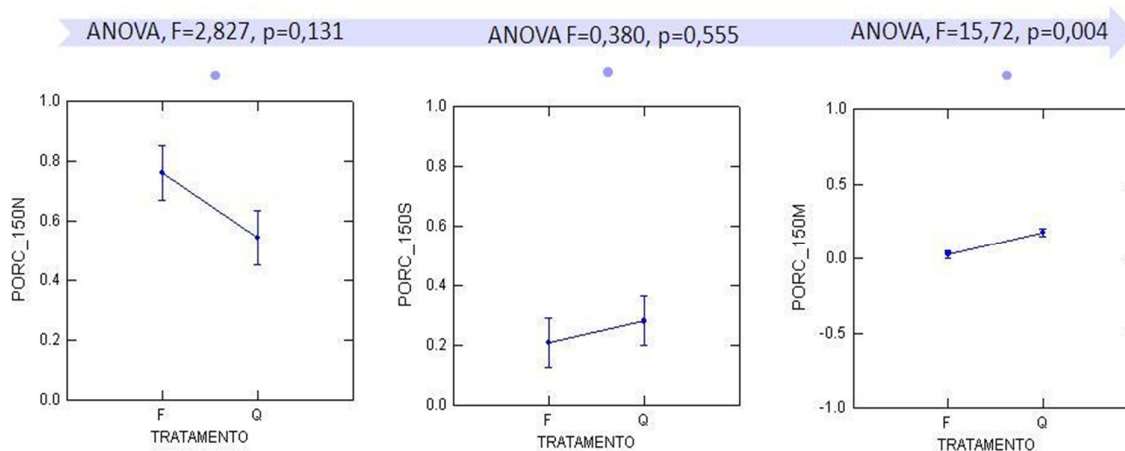


Figura 12 - Média e desvio padrão da porcentagem do número de árvores normais N, senescentes (S) e mortas (M) sob tratamento físico (F) e químico (Q) após 150 dias.

DAT 240

Após 240 dias do início dos tratamentos o número de árvores que permaneceram no estágio normal não diferiu significativamente entre os tratamentos (ANOVA, $F = 0,298$, $p = 0,600$). O mesmo padrão foi observado também para os estados senescentes e mortas (Figura 13) que não diferiram entre os tratamentos (ANOVA, $F = 1,193$, $p = 0,307$; e $F = 0,961$, $p = 0,356$, respectivamente).

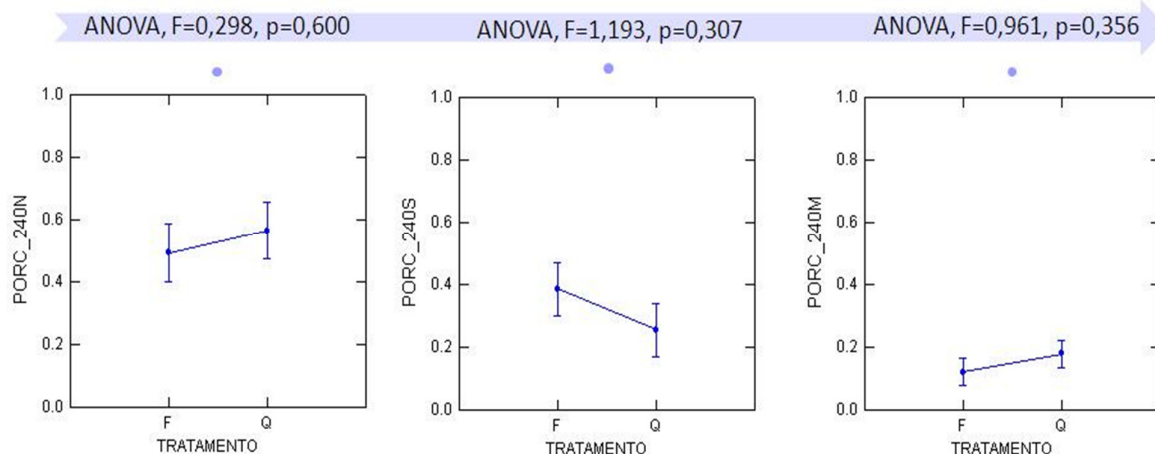


Figura 13 - Média e desvio padrão da porcentagem do número de árvores normais N, senescentes (S) e mortas (M) sob tratamento físico (F) e químico (Q) após 250 dias.

2.2 Comparação temporal

A análise das porcentagens de indivíduos normais durante o gradiente temporal do experimento (60, 150 e 240 dias) descreveu um padrão de tempo de resposta diferenciado entre os tratamentos (Figura 14). As mudanças de estado quase não ocorrem no tratamento químico, entretanto a resposta ao tratamento ocorre de maneira prematura (60 dias) quando comparado com o tratamento físico. O tratamento físico por sua vez, apresenta uma diminuição do número de árvores consideradas normais ao longo do tempo com a mudança para as classes senescente e morta (Figura 14).

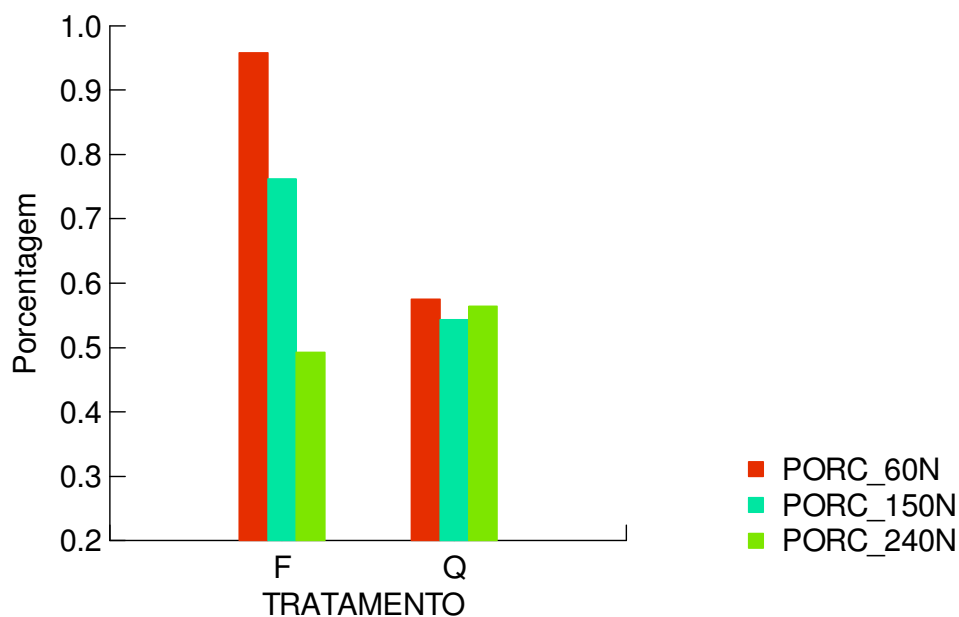


Figura 14 - Comparação entre as porcentagens de indivíduos normais nos tratamentos físico e químico durante os três períodos amostrais (60, 150 e 240 dias).

A porcentagem de árvores senescentes aumentou com o passar do tempo no tratamento físico, porém permaneceu parecido no tratamento químico (Figura 15).

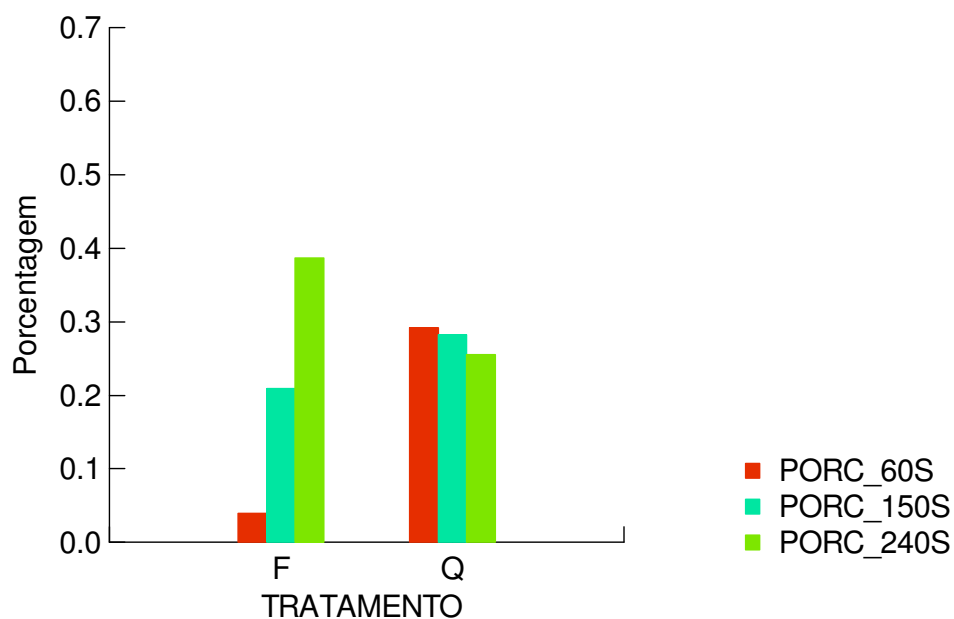


Figura 15 - Comparação entre as porcentagens de indivíduos senescentes nos tratamentos físico e químico durante os três períodos amostrais (60, 150 e 240 dias).

O tratamento físico resultou em uma menor porcentagem de árvores mortas ao fim do experimento, com apenas 13%. A maior porcentagem de árvores mortas no tratamento físico, alcançada aos 240 dias ainda foi menor que a pior taxa do tratamento químico aos 60 dias (Figura 16).

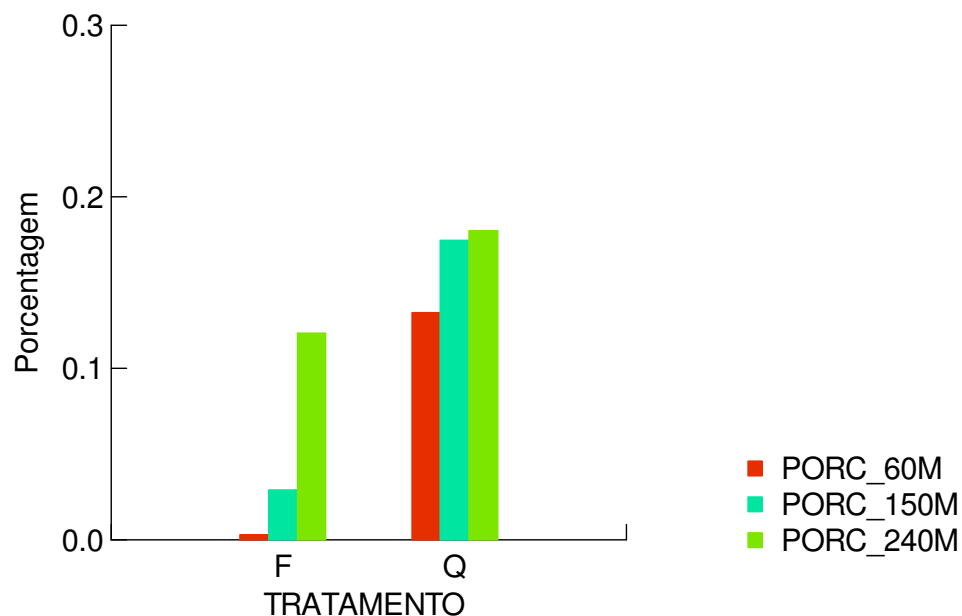


Figura 16 - Comparação entre as porcentagens de indivíduos mortos nos tratamento físico e químico durante os três períodos amostrais (60, 150 e 240 dias).

2.3 Comparações dentro do tratamento

Tratamento físico

Nos 60 dias subseqüentes ao tratamento inicial não houve mudanças significativas entre as mudanças de estado normal, senescente e morta (Tabela 6).

Tabela 6 – Matriz de comparação (Tukey) entre os estados após 60 dias.

	Morta	Normal	Senescente
Morta	1,000		
Normal	0,115	1,000	
Senescente	0,297	0,933	1,000

Após 150 dias a resposta ao tratamento físico foi significativo entre o estado normal e morto ($p < 0,001$) e entre normal e senescente ($p < 0,001$) (Tabela 7).

Tabela 7– Matriz de comparação (Tukey) entre os estados após 150 dias .

	Morta	Normal	Senescente
Morta	1,000		
Normal	0,000	1,000	
Senescente	0,154	0,000	1,000

Transcorrido o período de 240 dias, os estados normal e morta diferiram significativamente ($p = 0.014$) segundo o teste *a posteriori* de Tukey.

Tabela 8 – Matriz de comparação (Tukey) entre os estados após 240 dias.

	Morta	Normal	Senescente
Morta	1,000		
Normal	0,014	1,000	
Senescente	0,077	0,606	1,000

Tratamento químico

Quando comparadas as taxas de indivíduos normais, senescentes e mortos dentro do tratamento químico após 60 dias com o teste *a posteriori* de Tukey, foi encontrada diferença significativa entre os estados normal e morta ($p = 0,028$; Tabela 9).

Tabela 9 – Matriz de comparação (Tukey) entre os estados após 60 dias.

	Morta	Normal	Senescente
Morta	1,000		
Normal	0,028	1,000	
Senescente	0,546	0,177	1,000

Após 150 dias, houve diferença significativa entre os estados normal e morta ($p=0,020$) (Tabela 10).

Tabela 10 – Matriz de comparação (Tukey) entre os estados após 150.

	Morta	Normal	Senescente
Morta	1,000		
Normal	0,020	1,000	
Senescente	0,634	0,100	1,000

Passados 240 dias após o tratamento, houve diferenças significativas entre o estado normal e morta ($p = 0,010$) e entre normal e senescente ($p = 0,034$) (Tabela 11).

Tabela 11 – Matriz de comparação (Tukey) entre os estados após 240 dias.

	Morta	Normal	Senescente
Morta	1,000		
Normal	0,010	1,000	
Senescente	0,768	0,034	1,000

2.4 Relação alométrica – Tratamento físico

O resultado do estado dos indivíduos após o tratamento físico não teve relação significativa com a variável DAP no transcorrer de 60 dias ($p = 0,415$), 150 dias ($p = 0,975$) e 240 dias ($p = 0,804$) (Figura 17).

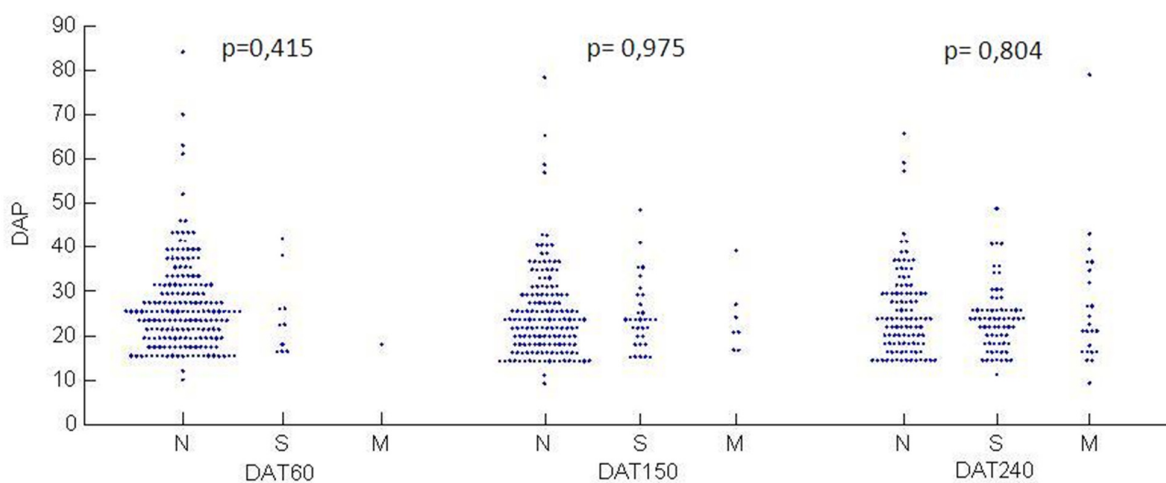


Figura 17 - Relação entre o DAP e os estados após 60, 150 e 240 dias no tratamento físico (N=normal, S=senescente, M=morta).

2.5 Relação alométrica – Tratamento químico

A resposta ao tratamento químico em relação ao DAP foi positiva e significativa (Kruskal-Wallis, $p = 0,009$) após 60 dias. O que significa que árvores de menor porte (DAP) responderam melhor ao tratamento.

Contados 150 dias após a aplicação do herbicida ao tronco a resposta ao tratamento químico também foi influenciada pela variável DAP (Kruskal-Wallis $p = 0,039$) (Figura 18).

A mesma relação foi encontrada após 240 dias após o tratamento, sendo fortemente relacionada ao DAP (Kuskal-Wallis, $p = 0,013$) (Figura 18).

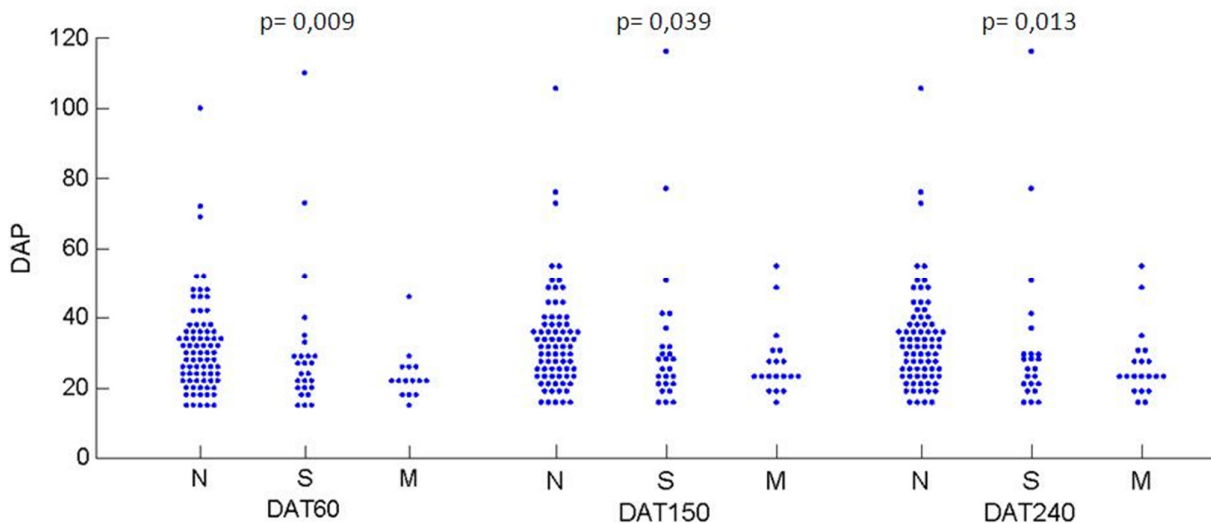


Figura 18 - Relação entre o DAP e os estados após 60,150 e 240 dias no tratamento químico (N=normal, S=senescente, M=morta).

2.6 Rendimento operacional

O rendimento operacional do método físico foi de 18,5 árvores aneladas/homem/dia (variando de 15 a 22 árvores aneladas/homem/dia considerando a jornada de trabalho de 8 horas diárias). Em contrapartida o rendimento do método químico foi de 42 árvores injetadas/homem/dia (variando de 36 a 48). Esta diferença no rendimento equivale em média 2,3 vezes mais árvores atingidas por período, o que impacta diretamente os custos operacionais com mão de obra que giram em torno de R\$ 43,33 por dia com o devido recolhimento de impostos e adequação a Consolidação das Leis do Trabalho.

3 DISCUSSÃO

O tempo de observação do experimento se mostrou adequado em ambos os tratamentos, Campos *et al.* (2002) afirma que é importante esperar mais do que quatro meses desde a constatação de que a árvore está morta. Considerando as diferenças ecológicas e fisiológicas de cada espécie, Campos *et al.* (2002) observaram que para *Acacia dealbata* a aplicação de Garlon® a 4% no toco, após a derrubada deu origem a uma taxa de mortalidade satisfatória (> 85%). Resultado semelhante (95%) foi encontrado para a espécie *Acacia melanoxylon* por Santos e Monteiro (2007) utilizando da mesma metodologia de Campos *et al.* (2002). Neste sentido a taxa alcançada por este estudo tende a evoluir com a execução de mais experimentos, testando maiores concentrações e diferentes formas de aplicação. Marchante e Marchante (2005) recomendam para a espécie *Robinia pseudoacacia* o uso de triclopir a 25% afirmando que o monitoramento é fundamental, pois apesar de aparentemente morta, a espécie estudada pode rebrotar mesmo anos após o tratamento com herbicida.

Ressaltamos que a escolha da diluição a 4% testada neste estudo foi parcimoniosa e conservadora, em acordo com a recomendação de Tu *et al.* (2001), uma vez que se tratava de experimento pioneiro e em uma área de relevante importância ambiental.

Outra vantagem apresentada pelo tratamento químico é o aspecto visual da área trabalhada. O impacto visual do anelamento é extremamente negativo e gera grande insatisfação na sociedade, manifestados através de protestos, inclusive na imprensa. Por outro lado, o tratamento químico por ser menos invasivo, passa praticamente imperceptível ao olhar do observador menos atento.

A ergonomia do trabalho no campo também é outro fator a ser observado. O método físico é extremamente desgastante e penoso para o trabalhador. Devido ao uso de ferramentas de impacto como facão e machado, a sobrecarga nas articulações do braço e ombros dos trabalhadores é causadora de dores e desconfortos ao longo do dia e que podem inclusive causar o afastamento do trabalho por lesão num curto espaço de tempo trabalhado. Já no método químico o uso da furadeira torna o trabalho menos desgastante, o que aumenta automaticamente o rendimento e a qualidade da operação.

O delineamento experimental descartou a utilização do corte raso com a derrubada da árvore, devido às características da Ilha Grande, onde o aproveitamento da madeira é limitado pela legislação aplicada aos Parques (Lei do SNUC), e a possíveis efeitos negativos aos organismos vizinhos na queda de uma jaqueira adulta, aliado ao impacto visual negativo gerado pela derrubada.

Uma freqüente discussão em relação ao controle das jaqueiras é possibilidade da fauna associada sofrer com a escassez de alimento quando diminuir a oferta de frutos. É preciso considerar que os animais que se alimentam das jaqueiras estão sofrendo de “mcdonaldização biológica” (Santos, 2006), uma vez que o forrageamento das espécies consumidoras ora diverso, agora se encontra basicamente restrito as jaqueiras. É importante ressaltar que o controle deve ser feito de forma gradual e devemos considerar que existem recursos alimentares diversos na floresta. Acreditamos que o efeito da diminuição dos frutos poderá gerar um processo auto-catalítico, em que haveria aumento da predação de sementes, por exemplo, roedores como a paca, ratos, o esquilo e o ouriço, fato que de certa forma os torna os únicos predadores da planta na natureza.

Um fator importante a ser observado é o fato de que outras espécies exóticas oportunistas estão presentes nas parcelas ou em áreas próximas, e este paradoxo deve ser considerado, pois a mudança repentina nestes ambientes pode favorecer a manifestação do comportamento invasivo destas espécies, tais como a trapueira (*Tradescantia pallida*), a dracena (*Dracaena fragans*), a maria-sem-vergonha (*Impatiens walleriana*) e o comigo-ninguém-pode (*Dieffenbachia picta*). Ainda neste sentido, intervenções complementares ao controle visando à recuperação destas áreas (Benayas, 2009) como plantio de mudas, transplante de plântulas (Viani e Rodrigues, 2009) ou condução da regeneração devem ser tomadas, uma vez que a capacidade de resiliência nestes ambientes dominados por altas densidades de jaqueiras pode estar comprometida. Entretanto, em áreas com baixas densidades de jaqueiras e na presença de nativas com boa diversidade, não se faz necessária nenhuma intervenção, pois a composição florística local por si só é capaz de colonizar prontamente os espaços abertos (Zaú *et al.*, 1998; Norden, 2009)

Os tratamentos testados neste estudo não são as únicas possibilidades para esta espécie. Uma alternativa poderia ser o controle biológico. Segundo a SEAGRI (2010), já são conhecidas algumas pragas e inimigos naturais das jaqueiras citam-se: abelha-cachorro e abelha preta, causadoras de danos nas flores; arlequim-da-

mata (Figura 20), causador de danos ao lenho devido às galerias abertas pelas larvas em desenvolvimento, o besouro-do-fruto que ataca frutos destruindo a polpa; a cigarrinha-dos-brotos, ataca brotos e pendúnculo do fruto; a cochonilha, ataca folhas; o bicho-cesto, cuja lagarta se alimenta de folhas.



Figura 19 - Orifícios e indícios de presença de coleópteros em árvore morta após tratamento químico.



Figura 20 - Coleóptero (arlequim-da-mata) ovopositando em jaqueira anelada.



Figura 21 - Ocorrência de fungos em árvore morta após tratamento químico.



Figura 22 - Epífita em contato com exsudado de jaqueira no tratamento químico.

A localização das parcelas em locais distantes e de difícil acesso pode ter influenciado na baixa manifestação popular contra as estratégias de controle adotadas. Aliado ao fato de terem ocorrido às palestras em setembro de 2009, antes do início dos trabalhos de campo. Entretanto, é fundamental que seja explicada a relevância do controle para a comunidade do entorno das áreas a serem controladas.

A tomada de decisão do controle de espécies exóticas invasoras pelo poder público, não deve ocorrer de forma unilateral. A participação das comunidades na discussão e no manejo dos recursos naturais levam a uma melhor estruturação do processo, levando a comunidade a valorizar e conservar cada vez mais a biodiversidade local (Barrett *et. al.*, 2001).

O controle de espécies exóticas invasoras deve estar integrado ao desenvolvimento de políticas públicas e envolvimento das instituições de pesquisa e universidades. A utilização de espécies exóticas deve ser desestimulada, pois não se pode negligenciar o potencial da utilização de espécies nativas em um país de megabiodiversidade, sejam elas para uso industrial, paisagístico, recuperação de áreas degradadas ou medicinal.

4 CONCLUSÃO

O tratamento químico mostrou ser mais eficiente no tempo de resposta, uma vez que aos 60 dias as árvores tratadas já estavam mortas. Entretanto apenas as árvores com DAP menor que 30 cm, responderam positivamente ao tratamento. Devem ser consideradas concentrações maiores para as jaqueiras, na escala de 10% ou mais, haja vista, que o produto de forma expedita mostrou-se seguro e não interferiu na biota, o que não exclui a possibilidade de estudos que comprovem esta informação. A aplicação de herbicidas exclusivamente na planta alvo por meio de injeção ao tronco, reduz sensivelmente os riscos de contaminação Cornish e Burgin (2005).

O anelamento não deve ser considerado para grandes áreas, haja vista o elevado esforço e a baixa eficiência do método, só devendo ser considerado em pequenas áreas e direcionado a poucas árvores.

O controle de indivíduos de *A. heterophyllus* deve ser direcionado prioritariamente aos indivíduos em fase adulta frutificando DAP > 15 cm (Daniel S. Raíces, com. pessoal), maximizando os esforços e a aplicação de recursos no controle. Entretanto o arranque de plântulas e corte raso de indivíduos menores de 15 cm deve ser considerado. Neste sentido, recomendamos que sejam priorizadas áreas com baixas densidades com padrão de distribuição aleatória.

Buscando mitigar o impacto do controle na paisagem e garantir o retorno gradual da vegetação nativa, seja através da regeneração natural ou da indução por plantio, transplante de plântulas entre outros. Sugerimos em concordância com Abreu (2008) que o controle seja feito com intervenções pequenas e gradativas com reduções das taxas vitais em até 5% ao ano.

O controle de espécies exóticas invasoras já ocorre em algumas Unidades de Conservação Públicas no Estado do Rio de Janeiro e Espírito Santo, como no Parque Nacional da Tijuca (Abreu, 2008), Reserva Biológica União (Prieto, 2008) e Parque Estadual da Ilha Grande (Moura e Bergallo, 2010) e em outros estados como Paraná, Espírito Santo na Reserva Biológica de Duas Bocas (Boni *et al.*, 2009) e este tipo de ação deve aumentar, devido o aumento da percepção do problema e do desenvolvimento de pesquisas aplicadas sobre o tema.

Decisões de que perpetuem estratégias de controle deverão ser contempladas no Plano de Manejo do PEIG (IBAMA, 2000), considerando

prioritariamente a pressão de propágulo e a ênfase no controle do foco nascente (Moody e Mack, 1998).

O futuro da biodiversidade da floresta tropical depende mais do que nunca da efetiva gestão das paisagens humanas modificadas, sendo o este grande desafio para os profissionais e gestores da conservação na escala local (Gardner *et al.*, 2009).

Acreditamos que é possível sim a erradicação (Simberloff, 2001), entretanto esta solução passa prioritariamente pelo entendimento do problema pela sociedade, tomada de decisão dos administradores de áreas de conservação, do estabelecimento do método de controle como estratégia de longo prazo e por fim a erradicação.

O trabalho de controle deve ser precedido por processo de informação e participação da comunidade, prevenindo possível efeito negativo de insatisfação popular que usualmente exige grande esforço laboral para ser debelado e nem sempre pode ser contido. A divulgação da informação científica sobre os efeitos negativos das espécies exóticas invasoras e as estratégias de restauração associadas (Santos *et al.* 2009), podem suscitar o apoio daqueles que ainda protestam a favor do invasor.

REFERÊNCIAS

ABREU, Rodolfo Cesar Real. *Dinâmica de populações da espécie invasora Artocarpus heterophyllus L. (Moraceae) no Parque Nacional da Tijuca – Rio de Janeiro*. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro/Escola Nacional de Botânica Tropical, Rio de Janeiro, 2008.

ABREU, Rodolfo Cesar Real; Rodrigues, Pablo José Francisco Pena. Exotic tree *Artocarpus heterophyllus* (Moraceae) invades the Brazilian Atlantic Rainforest. *Rodriguésia*. v. 61, n. 4, p. 677-688, jul. 2010

BALAZINA, Afra. Desmatamento e degradação florestal custam até US\$ 4,5 tri ao ano, diz ONU. Disponível em: <http://www.estadao.com.br/estadaodehoje/20100511/not_imp549948,0.php>. Acesso em: 15 set. 2010.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/sbf/dap/doc/snuc.pdf>>. Acesso em: 18 out. 2010.

BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 setembro de 2005. Institui o novo Código Florestal. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L4771.htm>. Acesso em: 10 de janeiro 2011.

BARRETT, Christopher; BRANDON, Katrina; GIBSON, Clark; HEIDI, Gjertsen. Conserving Tropical Biodiversity amid Weak Institutions. *BioScience*, v. 51, n. 6, p. 497-502, jun. 2001.

BENAYAS, José M. Rey *et al.* A Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis. *Science*. v. 325, p. 1121-1124, aug. 2009.

BONI, Rafael; NOVELLI, Fabiano Z.; SILVA, Ary G. Um alerta para os riscos de bioinvasão de jaqueiras, *Artocarpus heterophyllus* Lam., na Reserva Biológica Paulo Fraga Rodrigues, antiga Reserva Biológica Duas Bocas, no Espírito Santo, Sudeste do Brasil. p. 51-55. Disponível em: <<http://www.naturezaonline.com.br>>. Acesso em: 9 jan. 2011.

CAMPOS, José; ROCHA, Maria Eugénia.; TAVARES, Mário. Controlo de Acácias com Fitocidas nas Dunas do Litoral. *Silva Lusitana*, Lisboa, v. 10, n. 2, p. 201-206, out. 2002.

CORNISH, P. S.; S. BURGIN, S., Residual Effects of Glyphosate Herbicide in Ecological Restoration. *Restoration Ecology*, v. 13, n. 4, p. 695–702, december. 2005.

DAEHELER, Curtis C. Invasibility of tropical islands by introduced plants: partitioning the influence of isolation and propagule pressure. *Preslia*. n. 78, p. 389–404, august. 2006.

FERNANDES, A. M. S. S. Uso de pesticidas em arrozais numa perspectiva de agricultura sustentada (Agro 24). Lisboa. Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento e das Pescas; jan./dez. 2004. Relatório nº 6.

GALANTE, M. L. *et al.* Roteiro metodológico de planejamento. Parque nacional, Reserva Biológica, Estação Ecológica. Brasília: IBAMA, 2002.

GARDNER, Toby A. *et al.* Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters*. v. 12, n. 6, p. 561–582, jun. 2009.

GUREVITCH, Jessica; PADILLA, Diana. K. Are invasive species a major cause of extinctions? *TRENDS in Ecology and Evolution*. v.19, n. 9, p. 470-474, september. 2004.

HENLE, Klaus *et al.* Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation*. 13, p. 207–251, nov. 2004.

KHAN, M. F. Effects of seed mass on seedling success in *Artocarpus heterophyllus* L., a tropical tree species of north-east India. *Acta Oecologica*. 25, p.103–110. 2004.

LOCKWOOD, Julie L.; CASSEY, Phillip; BLACKBURN, Tim. The role of propagule pressure in explaining species invasions. *TRENDS in Ecology and Evolution*. v.20, n. 5, p. 223 – 228, may. 2005.

LOWE S., BROWNE M., BOUDJELAS S., DE POORTER M. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. *Aliens*. 12, dec. 2000.

MOODY, Michael E.; MACK, Richard N. Controlling the spread of plant invasions the importance of nascent foci. *Journal of Applied Ecology*. 25, p. 1009-1021. 1998.

NISC, National Invasive Species Council. General Guidelines for the Establishment and Evaluation of Invasive Species Early Detection and Rapid Response Systems. v. 1. 2003.

MARCHANTE, Elizabete; MARCHANTE, Hélia. INVADER. Disponível em: <www.uc.pt/invasoras>. Acesso em: 10 jun. 2010.

MOURA, Ciro José Ribeiro; BERGALLO, Helena Godoy. Development of a control method for the exotic invasive species *Artocarpus heterophyllus* Lamk. Jornada de Espécies Invasoras; São Carlos. *Anais ...* São Carlos: UFSCar, 2010.

MOODY, Michael E.; MACK, Richard N. Controlling the spread of plant invasions the importance of nascent foci. *Journal of Applied Ecology*. 25, p. 1009-1021. 1998.

NORDEN, Natalia *et al.* Resilience of tropical rain forests: tree community reassembly in secondary forests. *Ecology Letters*. 12, p. 385–394, jan. 2009

OLIVEIRA, Anderson Eduardo Silva; MEDEIROS, Marcelo Semeraro. What we must do – An exotic invasive species in paradise. *Biotemas*, v. 21, n. 3, p. 149-151, set. 2008.

OLIVEIRA, Rogério Ribeiro. Ação antrópica e resultantes sobre a estrutura e composição da Mata Atlântica na Ilha Grande, RJ. *Rodriguésia*. v. 53, n. 82, p. 33 - 58. 2002.

PACTO pela restauração da mata atlântica : referencial dos conceitos e ações de restauração florestal [organização edição de texto: Ricardo Ribeiro Rodrigues, Pedro Henrique Santin Brancalion, Ingo Isernhagen]. – São Paulo :LERF/ESALQ : Instituto BioAtlântica, 2009.

- PIMENTEL, David; ZUNIGA, Rodolfo; MORRISON, Doug. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*. 52, p. 273 – 288. 2005.
- PRIETO, Pablo Viani. *Efeitos de borda sobre o sub-bosque da Mata Atlântica de terras baixas na Reserva Biológica União, RJ*. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro / Escola Nacional de Botânica Tropical, Rio de Janeiro, 2008.
- RAÍCES, Daniel Santana Lorenzo *et al.* Feeding behaviour of the bat *Phyllostomus hastatus* (Pallas 1767) in jackfruit *Artocarpus heterophyllus* Lamarck (Moraceae), in Ilha Grande, Rio de Janeiro State, Brazil. *Revista Brasileira de Zootecias*. v. 10, n. 3, p. 265-267, dez. 2008.
- RADAM BRASIL. 1993. Levantamento de recursos naturais. Vol. 32, SF. 32/24, Geologia, Geomorfologia, Pedologia, vegetação e Uso Potencial da terra. Ministério das Minas e Energia, Rio de Janeiro/Vitória.
- RICHARDSON, David M.; THULLER, Wilfried. Home away from home — objective mapping of high-risk source areas for plant introductions. *Diversity and Distributions*. 13, p. 299–312. 2007.
- SANTOS, Adilson Roque; ROCHA, Carlos Frederico Duarte; BERGALLO, Helena Godoy. Native and exotic species in the urban landscape of the city of Rio de Janeiro, Brazil: density, richness, and arboreal deficit. *Urban Ecosyst*. v. 13, n. 2, oct. 2009.
- SANTOS, C. R. A. O império McDonald e a mcdonaldização da sociedade: alimentação, cultura e poder. Disponível em: <<http://people.ufpr.br/~andreadore/antunes.pdf>>. Acesso em: 24 dez. 2011.
- SANTOS, Sonia Barbosa.; MONTEIRO, Daniele Pedrosa ; THIENGO, Silvana Aparecida Carvalho . *Achatina fulica* (Mollusca, Achatinidae) na Ilha Grande, Angra dos Reis, Rio de Janeiro: implicações para a saúde ambiental. *Biociências*. v. 10, n. 2, p. 159-162. 2002.
- SANTINATO, R. Estudos de resíduo de glifosato aplicado em altas doses (1 a 64 L/ha), por dois anos consecutivos, em lavouras de café em formação (18 a 36 meses). 35º Congresso Brasileiro de Pesquisa Cafeeira; 27 a 30 out; Araxá. p. 265 – 267. 2009.
- SAX, Dov F.; GAINES, Steven.D. Species invasions and extinction: The future of native biodiversity on islands. *PNAS*. v. 105, suppl. 1, aug. 2008.
- SCOLFORO, José Roberto Soares ; MELLO, José Márcio de. Inventário Florestal. (UFLA/FAEPE). Lavras; 2006.
- SEAGRI. Cultura da Jaca. Disponível em: <<http://www.seagri.ba.gov.br/jaca.htm>>. Acesso em: 28 nov. 2010.
- SIMBERLOFF, Daniel. Why not Eradication? – Don' Aim Too Low In Invasives Control? Meeting of the Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice, held in Montreal. *Anais...* Montreal, SCBD, 2001

- SIGG, Jake. Disponível em:
<www.institutohorus.org.br/download/artigos/papelherb.pdf>. Acesso em: 14 ago. 2009.
- TU, M., HURD, C. & J.M. RANDALL. Weed Control Methods Handbook, The Nature Conservancy. Disponível em: <<http://tncweeds.ucdavis.edu>>. Acesso em: 20 jan. 2009.
- UFRRJ/IF. 1993. Plano Diretor do Parque Estadual da Ilha Grande. Convênio Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (Instituto de Florestas), Instituto Estadual de Florestas e Pró-Natura, Rio de Janeiro.
- VIANI, Ricardo Augusto Gorne; Rodrigues, Ricardo Ribeiro. Potencial da comunidade de plântulas de um fragmento florestal para a restauração de florestas tropicais. *Scientia Agricola*. v. 66, n.6, p.772-779, nov./dez. 2009.
- ZAÚ, André Scarambone *et al.* Grupos ecológicos em diferentes estágios sucessionais de mata atlântica de encosta, Ilha Grande, Angra dos Reis - RJ. Congresso Nacional de Botânica; Blumenau. *Anais ... Blumenau*: SBB, 1999.
- ZILLER, Silvia Renate. *A Estepe Gramíneo-Lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque à contaminação biológica*. Tese de doutoramento. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2000.
- ZILLER Silvia Renate. Plantas exóticas invasoras: a ameaça da contaminação biológica. *Revista Ciência Hoje*. v. 30, n.178, p.77 – 79. 2001.
- USDA. Invaders of the forest. Disponível em: <<http://www.invasivespeciesinfo.gov/>>. Acesso em 10 dez 2010.