

UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE
ESCOLA DE ENGENHARIA INDUSTRIAL METALÚRGICA DE VOLTA REDONDA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL

LISE DA ROCHA VIVÈS

ANÁLISE DO EFEITO DO CONTROLE FÍSICO DA ESPÉCIE *Artocarpus heterophyllus*
Lam. E A PERCEPÇÃO DOS GESTORES DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DO
ESTADO DO RIO DE JANEIRO DIANTE DA TEMÁTICA DAS INVASÕES
BIOLÓGICAS

VOLTA REDONDA
2017

LISE DA ROCHA VIVÈS

ANÁLISE DO EFEITO DO CONTROLE FÍSICO DA ESPÉCIE *Artocarpus heterophyllus*
Lam. E A PERCEPÇÃO DOS GESTORES DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DO
ESTADO DO RIO DE JANEIRO DIANTE DA TEMÁTICA DAS INVASÕES
BIOLÓGICAS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Tecnologia Ambiental da
Universidade Federal Fluminense, como
requisito parcial à obtenção do título de
Mestre em Tecnologia Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Felipe da Costa Brasil
Co-Orientador: Prof. Dr. Wellington Kiffer de Freitas

Volta Redonda, RJ
2017

V857 Vivès, Lise da Rocha.

Análise do efeito do controle físico da espécie *Artocarpus heterophyllus* Lam e a percepção dos gestores das unidades de conservação do estado do Rio de Janeiro diante da temática das invasões biológicas / Lise da Rocha Vivès. – Volta Redonda, 2017.

87 f. : il

Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) -
Universidade Federal Fluminense.

Orientador: Felipe da Costa Brasil.

Co-orientador: Welington Kiffer de Freitas.

1. Ecologia Florestal. 2. Espécies Invasoras. 3. Fitossociologia. I. Brasil, Felipe da Costa. II. Freitas, Welington Kiffer de. III. Título

CDD 577

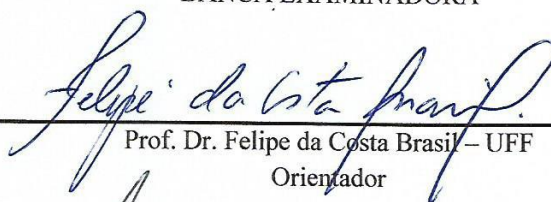
LISE DA ROCHA VIVÈS

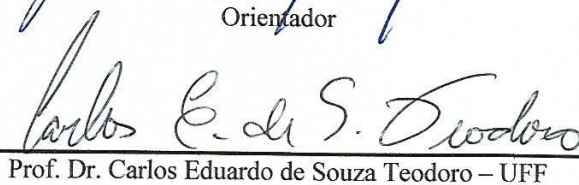
ANÁLISE DO EFEITO DO CONTROLE FÍSICO DA ESPÉCIE *Artocarpus heterophyllus*
Lam. E A PERCEPÇÃO DOS GESTORES DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DO
ESTADO DO RIO DE JANEIRO DIANTE DA TEMÁTICA DAS INVASÕES
BIOLÓGICAS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Tecnologia Ambiental da
Universidade Federal Fluminense, como
requisito parcial à obtenção do título de
Mestre em Tecnologia Ambiental

Aprovada em 10 de março de 2017.

BANCA EXAMINADORA


Prof. Dr. Felipe da Costa Brasil – UFF
Orientador


Prof. Dr. Carlos Eduardo de Souza Teodoro – UFF


Prof. Dr. Alexander Silva de Resende - EMBRAPA

Volta Redonda
2017

Dedico esta Dissertação à minha família, em especial aos meus pais e irmão, que tanto me motivaram a cursar o Mestrado; e também ao meu namorado e amigos, que também muito me apoiaram ao longo destes dois anos.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por estar sempre ao meu lado, permitindo as minhas conquistas.

À Universidade Federal Fluminense (UFF) e ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental (PGTA), que me possibilitaram obter o título de Mestre em Tecnologia Ambiental.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de estudos que me foi fornecida ao longo destes dois anos de estudos.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Felipe da Costa Brasil, por ter aceitado me orientar nesta pesquisa, que é parte importante de minha formação profissional e acadêmica.

Ao meu co-orientador, Prof. Dr. Welington Kiffer de Freitas, que acreditou em mim desde antes de meu ingresso no programa, e que sempre teve confiança e paciência para me ensinar, tornando-se um grande aliado e amigo.

À Profa. Dra. Fabiana Soares dos Santos, que me proporcionou realizar o estágio à docência, no qual adquiri grande conhecimento e experiência em sala de aula.

A todos os professores e à secretaria do PGTA, por terem compartilhado seu conhecimento comigo, e também por toda ajuda e carinho.

Aos meus colegas do PGTA, que compartilharam comigo desta trajetória, e principalmente aqueles que me ajudaram em minhas dificuldades.

À minha família, em especial aos meus pais e irmão, Aglaé Baptista Torres da Rocha, Bruno Vivès e Julien da Rocha Vivès, que sempre me apoiaram e motivaram a fazer este Mestrado; e aos meus avós, Renato Torres da Rocha e Marília Baptista da Rocha, que sempre se orgulharam de mim.

Ao meu namorado, Carlos Vinicius Lycurgo Leal, que sempre torceu por mim e comemorou junto comigo as minhas conquistas, e que sempre foi tão paciente e compreensivo nos momentos mais difíceis.

Aos meus amigos, que me acompanharam nesta jornada, e que também me incentivaram e torceram por mim.

“A mente que se abre a uma nova ideia jamais
volta ao seu tamanho original.”

Albert Einstein

RESUMO

A Mata Atlântica encontra-se reduzida a menos de 20% de sua cobertura original. Apesar disso, ela ainda é detentora de uma elevada biodiversidade e taxa de endemismo, sendo considerada um Hotspot. Sua degradação torna o ambiente mais favorável à ocupação de espécies exóticas invasoras. A espécie *Artocarpus heterophyllus* Lam. (jaqueira) possui alto poder de invasão neste bioma, e a criação de Unidades de Conservação tem sido uma das alternativas buscadas pelos organismos governamentais para minimizar os impactos em seus recursos naturais. No Parque Natural Municipal do Mendanha, uma UC de Proteção Integral, foi estudado o caso da invasão da espécie *A. heterophyllus*, bem como o status do impacto das invasões biológicas nessa e outras UCs de diferentes categorias de manejo e tutelas do estado do Rio de Janeiro. Durante o ano de 2011, todos os indivíduos adultos de *A. heterophyllus* foram anelados no PNMM. Em 2012, foi realizado um experimento através da alocação de dois transectos de 10m x 100m, divididos em 10 subparcelas de 10m x 10m cada uma, instalados perpendicularmente um ao outro, considerando a topografia do terreno, além de um levantamento fitossociológico realizado neste mesmo ano e também em 2015. Assim, este estudo teve como objetivo verificar o efeito do controle físico de *A. heterophyllus* em 2015, através do estudo da estrutura diamétrica, bem como analisar a diversidade, a equabilidade, a distribuição espacial dos indivíduos e a estrutura horizontal da borda de fragmento florestal nos anos de 2012 e 2015; e avaliar a percepção dos gestores das UCs do estado do Rio de Janeiro diante da temática das invasões biológicas. Foram contabilizados 231 indivíduos de 36 espécies arbóreas. *A. heterophyllus* apresentou 81 indivíduos, com VI=32,57% e distribuição espacial agregada. Apesar do aumento da abundância de indivíduos, a comunidade apresentou $H^{\circ}=2,49$ e $J=0,67$, significando que a diversidade e a equabilidade diminuíram em um período de três anos, provavelmente devido à resistência da invasão das jaqueiras. A distribuição diamétrica dos indivíduos apresentou ligeiramente a forma de J-invertido e, embora ocorra um balanço positivo entre recrutamento e mortalidade, este efeito pode estar potencializando a propagação de novos indivíduos de *A. heterophyllus*. De acordo com as respostas dos gestores, 25 espécies invasoras causam impactos nas 55 UCs avaliadas, não considerando as imprecisões. Dentre estas espécies, *A. heterophyllus* está presente em cinco UCs do estado do RJ como principal ameaça a seus ecossistemas, dentre elas o PNMM. Existe um comprometimento por parte dos gestores na prática de medidas para o controle e a erradicação de espécies exóticas invasoras em UCs. Porém, o manejo destas espécies poderia ser muito mais eficaz com a regulamentação de mecanismos envolvendo a participação social para o controle das invasões biológicas em UCs de Proteção Integral.

Palavras-chave: ecologia florestal, espécies invasoras, fitossociologia, jaqueira, Mata Atlântica

ABSTRACT

The Atlantic Forest is reduced to less than 20% of its original cover. Nevertheless, it still holds a high biodiversity and endemism rate, being considered a Hotspot. Its degradation makes the environment more favorable to the occupation of invasive alien species. The species *Artocarpus heterophyllus* Lam. (jackfruit) has a high power of invasion in this biome, and the creation of Conservation Units has been one of the alternatives sought by government agencies to minimize impacts on its natural resources. In the Municipal Natural Park of Mendanha, a Full Protection CU, the case of *A. heterophyllus* invasion was studied, as well as the impact status of biological invasions of that and other CUs of different management categories and guardianships in the state of Rio de Janeiro. During the year 2011, all adults of *A. heterophyllus* were girdled in the MNPM. In 2012, an experiment was conducted by allocating two 10m x 100m transects, divided into 10 10m x 10m subplots each, installed perpendicularly to one another, considering the topography of the land, and a phytosociological survey held this same year and also in 2015. Thus, this study aimed to verify the effect of physical control of *A. heterophyllus* in 2015, through the study of the diametric structure, as well as the diversity, the evenness, the spatial distribution of the individuals and the horizontal structure of the edge of the forest fragment in the years 2012 and 2015; and to analyze the perception of the CUs managers of the state of Rio de Janeiro on the theme of biological invasions. 231 individuals belonging to 36 tree species were recorded. *A. heterophyllus* presented 81 individuals, with $IV=32.57\%$ and aggregated spatial distribution. Despite the increase in abundance of individuals, the community presented $H'=2.49$ and $J=0.67$, meaning that the diversity and evenness decreased over a period of three years, probably due to the jackfruit invasion resistance. The diametric distribution of the individuals showed a slight shape of an inverted-J curve and, although a positive balance between recruitment and mortality occurs, this effect may be boosting the propagation of new individuals of *A. heterophyllus*. According to the managers' responses, 25 invasive alien species cause impacts in the 55 evaluated CUs, not considering the inaccuracies. Among these species, *A. heterophyllus* is present in five CUs in the state of Rio de Janeiro as the main threat to their ecosystems, among them the MNPM. There is a commitment by managers in the practice of measures for the control and eradication of invasive alien species in CUs. However, the management of these species could be much more effective with the regulation of mechanisms involving social participation for the control of biological invasions in Full Protection CUs.

Keywords: Atlantic Forest, forest ecology, invasive species, jackfruit, phytosociology

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Fig. 1 Decomposição do fruto e dispersão de sementes da espécie invasora *A. heterophyllus*, após queda no PNMM, f. 22

Fig. 2 Localização do PNMM e posição dos transectos utilizados para a amostragem da vegetação em 2012 (Mapa cedido pelo Laboratório de Manejo de Paisagens da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro - UFRRJ), f. 36

Fig. 3 Porcentagem (%) das quatro espécies mais abundantes e das demais espécies presentes na comunidade vegetal, na borda de um fragmento de Floresta Ombrófila Densa Submontana no PNMM, RJ, f. 43

Fig. 4 Indivíduo adulto da espécie invasora *A. heterophyllus*, anelado em 2011, apresentando rebrota com três novos fustes após o controle físico, no PNMM, f. 49

Fig. 5 Curva de distribuição diamétrica, observada e estimada, do componente arbóreo da borda de um fragmento de Floresta Ombrófila Densa Submontana, no PNMM, RJ, f. 53

Fig. 6 Curva de distribuição diamétrica, observada e estimada, da espécie *A. heterophyllus*, presente no componente arbóreo da borda de um fragmento de Floresta Ombrófila Densa Submontana, no PNMM, RJ, f. 54

Fig. 7 Curva de distribuição diamétrica, observada e estimada, da espécie *G. guidonia*, presente no componente arbóreo da borda de um fragmento de Floresta Ombrófila Densa Submontana, no PNMM, RJ, f. 55

Fig. 8 Proporção, em porcentagem (%), de UCs federais, estaduais e municipais criadas entre 1930 e 2015 no estado do RJ, f. 57

Fig. 9 Proporção, em porcentagem (%) de área, de UCs federais, estaduais e municipais no estado do RJ, classificadas nos grupos de Proteção Integral e Uso Sustentável, f. 58

Fig. 10 Proporção, em porcentagem (%) de área, de UCs federais, estaduais e municipais no estado do RJ, inseridas nos ecossistemas Costeiro (C), Floresta Ombrófila/Costeiro (FO/C), Floresta Ombrófila (FO), Floresta Ombrófila/Floresta Estacional (FO/FE) e Floresta Estacional (FE), f. 60

Fig. 11 Grau com que ocorrem as invasões biológicas nas UCs municipais, estaduais e federais no estado do RJ, f. 65

Fig. 12 Métodos utilizados para controle e erradicação de espécies invasoras nas UCs municipais, estaduais e federais no estado do RJ, f. 66

Fig. 13 Grau de sucesso obtido após a intervenção com os métodos de controle e erradicação de espécies invasoras nas UCs municipais, estaduais e federais no estado do RJ, f. 66

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - Comparação entre a composição florística, a diversidade e a equabilidade entre os anos de 2012 e 2015, da comunidade vegetal na borda de um fragmento de Floresta Ombrófila Densa Submontana no PNMM, RJ (Fonte dos dados de 2012: Freitas et al., 2017), f. 43

TABELA 2 - Valores e classificação da distribuição espacial, segundo o Índice de McGinnies (IGA), das espécies presentes no fragmento estudado de Floresta Ombrófila Densa Submontana, no PNMM, RJ, f. 45

TABELA 3 - Parâmetros fitossociológicos, em ordem decrescente de Valor de Importância (VI), das espécies encontradas na borda de fragmento no PNMM, RJ, f. 50

TABELA 4 - Lista de espécies invasoras exóticas da fauna e da flora presentes nas UCs pesquisadas e abundância de UCs federais, estaduais e municipais no estado do RJ que abrigam estas espécies como principais ameaças a seus ecossistemas, de acordo com seus gestores, f. 63

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

APA	Área de Proteção Ambiental
APAARI	Asia-Pacific Association of Agricultural Research Institutions
ARIE	Área de Relevante Interesse Ecológico
CAP	Circunferência à Altura do Peito
CDB	Convenção sobre Diversidade Biológica
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DAP	Diâmetro à Altura do Peito
DoR	Dominância Relativa
DR	Densidade Relativa
ESEC	Estação Ecológica
EUA	Estados Unidos da América
FLONA	Floresta Nacional
FR	Frequência Relativa
GISP	Global Invasive Species Programme
H'	Índice de Shannon-Weaver
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IGA	Índice de McGinnies
INCT	Herbário Virtual da Flora e dos Fungos
INEA	Instituto Estadual do Ambiente
IPNI	International Plant Names Index
J	Índice de Uniformidade de Pielou
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MOBOT	Missouri Botanical Garden
MONA	Monumento Natural
NISC	National Invasive Species Council
PARNA	Parque Nacional
PNMM	Parque Natural Municipal do Mendanha
RBR	Herbário da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
RDS	Reserva de Desenvolvimento Sustentável
REBIO	Reserva Biológica
RESEX	Reserva Extrativista

RF	Reserva de Fauna
RPPN	Reserva Particular do Patrimônio Natural
RVS	Refúgio de Vida Silvestre
SMAC	Secretaria Municipal de Meio Ambiente
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação
UC	Unidade de Conservação
UE	União Europeia
UFRRJ	Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
VC	Valor de Cobertura
VI	Valor de Importância
WWF	World Wildlife Fund

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	16
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	20
2.1 INVASÕES BIOLÓGICAS.....	20
2.1.1 A ESPÉCIE <i>ARTOCARPUS HETEROPHYLLUS</i> LAM.....	21
2.1.2 MÉTODOS DE CONTROLE DAS INVASÕES BIOLÓGICAS.....	23
2.1.3 HISTÓRICO DO PNMM E O PROCESSO DE INVASÃO BIOLÓGICA.....	24
2.2 ASPECTOS DA LEGISLAÇÃO SOBRE A QUESTÃO DAS INVASÕES BIOLÓGICAS.....	25
2.3 FITOSSOCIOLOGIA.....	27
2.3.1 DIVERSIDADE E EQUABILIDADE.....	28
2.3.2 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL.....	29
2.3.3 ESTRUTURA HORIZONTAL.....	30
2.3.4 DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA.....	31
2.4 PERCEPÇÃO AMBIENTAL.....	32
3 OBJETIVOS.....	34
3.1 OBJETIVO GERAL.....	34
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	34
4 METODOLOGIA.....	35
4.1 ÁREA DE ESTUDO.....	35
4.2 AMOSTRAGEM DA VEGETAÇÃO.....	35
4.3 ANÁLISE FITOSSOCIOLÓGICA.....	37
4.3.1 ANÁLISE DA DIVERSIDADE E EQUABILIDADE.....	37
4.3.2 ANÁLISE DA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL.....	38
4.3.3 ANÁLISE DA ESTRUTURA HORIZONTAL.....	38
4.3.4 ANÁLISE DA DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA.....	39
4.4 PERCEPÇÃO DOS GESTORES DAS UCs.....	40
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	42

5.1 COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DO ESFRATO ARBÓREO.....	42
5.1.1 COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA.....	42
5.1.2 DIVERSIDADE E EQUABILIDADE.....	43
5.1.3 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL.....	45
5.1.4 ESTRUTURA HORIZONTAL.....	48
5.1.5 DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA.....	52
5.2 PERCEPÇÃO DOS GESTORES DAS UCs.....	56
6 CONCLUSÃO.....	70
7 ESTUDOS FUTUROS.....	71
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	72

1 INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é constituída de formações florestais e ecossistemas associados, dentre eles: Floresta Ombrófila Densa Atlântica, Floresta Ombrófila Mista, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Estacional Decidual, manguezais, restingas, campos de altitude, brejos interioranos e encaves florestais (BRASIL, 2012). Sua extensão original era de pouco mais de 1,2 milhão Km², restando hoje de 12% a 16% de sua cobertura (RIBEIRO et al., 2009).

No ano de 2000, o grupo de pesquisa liderado por Norman Myers publicou um estudo sobre as ecorregiões mundiais detentoras de elevada biodiversidade, alta taxa de endemismo, porém sob fortes pressões antrópicas, intituladas Hotspots. Em todo o mundo foram considerados 25 Hotspots; dentre eles, o Cerrado e a Mata Atlântica, em território brasileiro (MYERS et al., 2000; MAGALHÃES et al., 2015).

Nesse bioma, encontram-se altos índices de espécies endêmicas de fauna e flora, com 2,7% do total de espécies de plantas do planeta, das quais 8000 são endêmicas. A Mata Atlântica também possui 261 espécies de mamíferos, com 73 endêmicas; 620 espécies de aves, com 181 endêmicas; 200 répteis, com 60 endêmicos e 280 anfíbios, dos quais 253 são endêmicos (MYERS et al., 2000). Todavia, mais de 500 plantas e animais encontram-se em risco de extinção (TABARELLI et al., 2005).

No bioma Mata Atlântica, está concentrada cerca de 70% da população brasileira, que depende da floresta para proteção de encostas e serras, equilíbrio do clima, regulação do fluxo dos mananciais hídricos, fonte de alimentação e plantas medicinais, lazer, ecoturismo, geração de renda e qualidade de vida, além de preservar um patrimônio histórico cultural (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2010; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA, 2014a).

Não obstante, a Mata Atlântica, hoje, encontra-se bastante fragmentada e disjunta, com predomínio de formações bastante antropizadas, como capoeiras e capoeirões (MAGALHÃES; FREITAS, 2013). Conforme esses autores, o estado do Rio de Janeiro está totalmente inserido no bioma da Mata Atlântica, e hoje possui cerca de 20% de sua cobertura original, de forma desconectada, representada por pequenas manchas florestais, circundadas por extensas matrizes antrópicas, como pastos, monoculturas e áreas de desenvolvimento urbano (MAGALHÃES et al., 2015).

As externalidades incididas sobre os ecossistemas da Mata Atlântica vêm aumentando a suscetibilidade para as invasões biológicas (MMA, 2014b). Atualmente, nas

unidades de conservação (UCs) do estado do Rio de Janeiro, algumas plantas exóticas chamam a atenção dos pesquisadores por sua considerável taxa de ocupação nesses ecossistemas, como por exemplo: a casuarina (*Casuarina equisetifolia* L.), a dracena (*Dracaena* sp.) e a jaqueira (*Artocarpus heterophyllus* Lam.) (MAGALHÃES et al., 2015). A presença da jaqueira se destaca nessas áreas pela frequência com que ocorre, podendo ser encontrada em diversos fragmentos da Mata Atlântica e com indivíduos em diferentes fases de crescimento. A espécie *A. heterophyllus* possui grande capacidade de adaptação e dispersão, e, segundo alguns autores, apresenta efeito alelopático, o que a deixa ainda mais competitiva diante das plantas nativas (FUJII et al., 2003; PERDOMO; MAGALHÃES, 2007; MAGALHÃES et al., 2015). O controle dessa espécie é feito geralmente pela eliminação ou por barreiras físicas (anelamento) em árvores adultas (GOMES, E., 2007).

Diversos autores já relataram casos de invasão biológica por *A. heterophyllus* na Mata Atlântica, como Fabricante et al. (2012), que observaram o problema em um fragmento de Floresta Ombrófila no Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Paraíba, no município de Areia, PB. Siqueira (2006) fez o levantamento de espécies exóticas no campus da Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, no bairro da Gávea. Já Boni et al. (2009) observaram a presença da espécie como invasora na Reserva Biológica Paulo Fraga Rodrigues, antiga Reserva Biológica Duas Bocas, no Espírito Santo. Abreu e Rodrigues (2010) relataram a invasão no Parque Nacional da Tijuca (RJ), enquanto Gomes, E. (2007) investigou o processo de invasão dessa espécie no Parque Natural Municipal do Mendanha (RJ).

O Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA (2011) define como espécie exótica “qualquer espécie fora de sua área natural de distribuição geográfica”, e como espécie exótica invasora, uma “espécie exótica cuja introdução ou dispersão ameaça ecossistemas, habitats ou espécies e cause impactos negativos ambientais, econômicos, sociais ou culturais”. Isto significa que o Brasil deve “impedir que sejam introduzidas e deve controlar ou erradicar espécies exóticas que ameacem ecossistemas, habitats ou espécies” (BRASIL, 2000). O conteúdo desse artigo foi transposto para a Lei nº 9.605/1998, de Crimes Ambientais (BRASIL, 1998), que considera a disseminação de doenças ou pragas, ou espécies que possam causar dano à agricultura, à pecuária, à fauna, à flora ou aos ecossistemas, um crime ambiental.

Em 2007, foi realizado um estudo pelo Global Invasive Species Programme – GISP, que previu que o número de UCs infestadas com espécies exóticas invasoras cresceria muito nos anos seguintes (GISP, 2007). Nos últimos anos, listas oficiais foram produzidas nas

diferentes esferas do governo por variados instrumentos legais, como no município do Rio de Janeiro, por meio do Decreto nº. 33.814/2011, sendo ouvida pela sociedade civil através de consulta pública, no ano de 2012 (SAMPAIO; SCHMIDT, 2013).

Diante desse panorama, nos últimos anos, com a ajuda do poder público e privado, houve um aumento de áreas protegidas, mas grande parte do bioma ainda permanece sem proteção (MMA, 2014a). Nesse sentido, a criação de UCs, áreas legalmente protegidas, tem sido uma das alternativas buscadas pelos organismos governamentais para minimizar os impactos, muitas vezes irreversíveis, em seus recursos naturais (HENRY-SILVA, 2005). Segundo Medeiros (2006) e Magalhães et al. (2015), a criação de UCs é uma estratégia delineada para a proteção da natureza decorrentes de um processo histórico de revisão das relações homem-natureza, cujo apogeu situa-se na modernidade.

Definida pelo artigo 2º do Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC, instituído pela Lei Federal 9.985/00, UC consiste em um espaço territorial e seus recursos ambientais, com características naturais relevantes, legalmente instituída pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção (BRASIL, 2000).

As UCs dividem-se em dois grupos: de Uso Sustentável e de Proteção Integral (BRASIL, 2000). As UCs de Uso Sustentável possuem como objetivo compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável dos recursos naturais, sendo compostas por Áreas de Proteção Ambiental (APA), Áreas de Relevante Interesse Ecológico (ARIE), Florestas Nacionais (FLONA), Reservas Extrativistas (RESEX), Reservas de Fauna (RF), Reservas de Desenvolvimento Sustentável (RDS) e Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) (BRASIL, 2000; FREITAS, 2008). O outro grupo, as UCs de Proteção Integral, inclui as Estações Ecológicas (ESEC), Reservas Biológicas (REBIO), Parques Nacionais (PARNA), Monumentos Naturais (MONA) e Refúgios de Vida Silvestre (RVS). Esse grupo tem como finalidade a preservação da natureza, e apenas o uso indireto de seus recursos é permitido, com exceção dos casos previstos na Lei Federal 9.985/00 (BRASIL, 2000; FREITAS, 2008).

Nesse contexto, Chaves et al. (2013) ressaltaram a importância de se fazer estudos sobre a composição florística e a estrutura fitossociológica de formações florestais, auxiliando na compreensão da estrutura e da dinâmica destas formações, parâmetros imprescindíveis para o manejo e regeneração das diferentes comunidades vegetais. A Fitossociologia estuda as características, a classificação, as relações e distribuição de comunidades vegetais naturais no complexo vegetação, solo e clima (CHAVES et al., 2013). A sucessão em uma comunidade

vegetal ocorre após modificações em sua estrutura, como o aumento da altura do dossel e o aumento da densidade, do diâmetro e da área basal das árvores (CHAZDON, 2008).

Uma das formas de se analisar as mudanças na estrutura de uma comunidade vegetal é por meio da distribuição diamétrica dos indivíduos que a compõem (ALVES JR. et al., 2009). Sua curva é representada por uma função exponencial negativa, semelhante a um J-invertido (LAMPRECHT, 1990; FELFILI, 1997; CALLEGARO et al., 2012; KERR, 2013). Segundo Silva e Felfili (2012), o coeficiente “q” de De Liocourt pode ser utilizado para se estabelecer a relação entre recrutamento e mortalidade dos indivíduos em comunidades florestais, por meio de classes diamétricas. Quando a razão é constante entre as classes, significa que a taxa de recrutamento é semelhante à de mortalidade, indicando que a distribuição dos indivíduos pode ser considerada equilibrada (FELFILI; SILVA JÚNIOR, 1988; IMAÑA-ENCINAS et al., 2013). Visando o manejo e a conservação de florestas, os estudos voltados para o conhecimento da distribuição diamétrica das espécies são apenas uma das ferramentas utilizadas para estes fins.

Para garantir a efetividade dos ecossistemas, é imprescindível a participação da sociedade civil e de populações tradicionais residentes no interior de UCs, juntamente com seus gestores, participando de seu manejo e mantendo os seus recursos naturais (HENRY-SILVA, 2005).

Assim, N’Guyen et al. (2016) estudaram a importância da transdisciplinaridade entre as pesquisas acadêmicas realizadas por cientistas e a função de gestores de UCs, que poderão fornecer conhecimentos práticos de manejo, e tomar decisões referentes a invasões biológicas em áreas protegidas. A visão dos gestores no planejamento e na gestão das UCs está relacionada com a solução dos problemas que envolvem as invasões biológicas, sendo eles responsáveis pelas medidas de prevenção, controle e erradicação das espécies invasoras (ZILLER, 2006).

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 INVASÕES BIOLÓGICAS

As Invasões Biológicas podem ser explicadas como a instalação e grande proliferação de espécies que não são nativas em um determinado ambiente, causando desequilíbrios na comunidade (LEÃO et al., 2011). Essas invasões podem ser intencionais (agricultura, silvicultura, pecuária, aquicultura, ornamentação, medicamentos, utilitários), ou acidentais (ervas-daninhas, parasitas, pragas, patógenos, controle biológico) (GISP, 2007).

Algumas espécies são consideradas naturalizadas ou estabelecidas quando conseguem se reproduzir e gerar descendentes férteis no novo habitat, com alta probabilidade de sobreviver. Porém, em outros casos, as novas espécies introduzidas em um determinado habitat passam a ser consideradas espécies exóticas invasoras, pois expandem sua distribuição, invadindo a nova região geográfica para onde foi levada, e competindo fortemente com as espécies nativas, podendo levá-las à extinção neste ecossistema (CATTANEO, 2005; MMA, 2011; MAGALHÃES et al., 2015). Isso também deve-se ao fato de que muitas espécies exóticas invasoras são ruderais, conseguindo facilmente serem as primeiras a colonizar um ambiente perturbado (ZISENIS, 2015).

Sabe-se que nem todas as espécies exóticas tornam-se invasoras e que nem todas as invasoras causam grandes problemas ambientais, mas dado o grande impacto ecológico e econômico que várias das espécies invasoras geram, o tema atingiu projeção no meio científico e político (MMA, 2011; GARDENER et al., 2012).

As espécies invasoras representam a segunda maior ameaça à biodiversidade em todo o planeta, só perdendo para os desmatamentos (GISP, 2005). Por causa desses danos causados, esse problema é considerado por alguns pesquisadores uma forma de poluição que, ao contrário de outros tipos de poluição, que diminuem ao longo do tempo graças à resiliência do ambiente; tende a se multiplicar e espalhar, causando problemas de longo prazo (WESTBROOKS, 1998).

As consequências da propagação causada pelas invasões biológicas influenciam consideravelmente os ecossistemas, dificultando a recuperação dos sistemas afetados (LEÃO et al., 2011). Além da competição por espaço e recursos, essas espécies podem apresentar alelopatia, mudanças na estrutura da vegetação e desequilíbrios ao longo da cadeia trófica, dentre outros fatores. Essas mudanças, que ocorrem com a entrada de espécies exóticas

invasoras em um ecossistema, podem levar à homogeneização de espécies, causando perda de diversidade local (MAGALHÃES et al., 2015; ZISENIS, 2015).

De acordo com Zisenis (2015), apesar de se tratar de um processo evolucionário natural, a introdução de espécies exóticas em um ambiente pode ser feita pelo próprio homem, fazendo com que a proporção dessas espécies com relação às espécies nativas seja muitas vezes maior. As espécies vegetais com maior número de ocorrência estão relacionadas com atividades antropogênicas, como interesses produtivos (ZENNI; ZILLER, 2011).

No Brasil existe um grande número de unidades de conservação (UCs) invadidas por espécies exóticas, como mostram os resultados de um estudo realizado por Ziller e Sá Dechoum (2013). A pesquisa mostra que os parques naturais municipais estão entre as categorias de UCs de Proteção Integral com maior número de ocorrências e espécies vegetais, notadamente nas florestas ombrófilas da região Sudeste, onde também está ocorrendo um processo de substituição de espécies nativas por espécies exóticas. Dentre alguns exemplos de espécies invasoras em UCs no estado do Rio de Janeiro, pode-se citar a dracena (*D. fragrans*), a casuarina (*C. quisetifolia*) e a jaqueira (*A. heterophyllus*), no Parque Nacional (PARNA) da Tijuca; *A. heterophyllus* também no Parque Natural Municipal do Mendanha (PNMM); e a samambaia (*Pteridium aquilinum*), na Reserva Biológica (REBIO) de Poço das Antas (LIMA et al., 2006; GOMES, E., 2007).

2.1.1 A ESPÉCIE *ARTOCARPUS HETEROPHYLLUS* LAM.

A espécie *A. heterophyllus* Lam. pertence à família Moraceae (SIQUEIRA, 2006) e tem sua origem na região da Índia (HAQ, 2006). Acredita-se que a planta surgiu nas florestas úmidas, nas partes baixas do relevo de Western Ghats, e de lá foi levada para outras regiões da Ásia e demais continentes (ASIA-PACIFIC ASSOCIATION OF AGRICULTURAL RESEARCH INSTITUTIONS - APAARI, 2012). A jaqueira foi trazida ao Brasil pelos portugueses no século XVII, e adaptou-se tão bem no país que alguns botânicos chegaram a classificá-la como *Artocarpus brasiliensis* (MAGALHÃES et al., 2015).

A *A. heterophyllus* é uma árvore de grande porte, podendo chegar a 25 metros de altura e mais de 100 cm de diâmetro no tronco. As folhas são alternas, internas, recortadas, quando muito novas são verde-escuras, glabras, lustrosas, duras, com 10 a 15 cm de comprimento e de forma oblonga, oval ou elíptica. As flores são apétalas; as masculinas são reunidas em grupos florais de 5 a 10 cm de comprimento (APAARI, 2012). São polinizadas pelo vento e pelos insetos. O tempo total da floração até que os frutos estejam amadurecidos

pode levar até 180 dias (HAQ, 2006). A jaca é uma das maiores frutas do mundo, tem forma oval e alongada, e cor verde amarelada quando madura. Seu comprimento pode chegar a até 70 cm (MAGALHÃES et al., 2015). Seus frutos são comumente encontrados com até 20 kg, mas existem jacas com até 50 kg. A casca é grossa, revestida de espinhos moles. Internamente, o fruto é dividido em pequenas cavidades, cada uma delas contendo uma semente relativamente grande, comprida, acinzentada, envolvida por polpas brancas amareladas. Na verdade, esse fruto é uma infrutescência, formada pelo agregado dos ovários de centenas de flores femininas (GOMES, R., 2007; MAGALHÃES et al., 2015). A espécie *A. heterophyllus* apresenta síndrome de dispersão barocórica, em que as sementes são dispersas via peso da gravidade (ABREU; RODRIGUES, 2010) (Figura 1); e também zoocórica, sendo dispersa por espécies da fauna, como morcegos e roedores (BERGALLO et al., 2016).



Figura 1 – Decomposição do fruto e dispersão de sementes da espécie invasora *A. heterophyllus*, após queda no PNMM.

Ela é capaz de se desenvolver bem em ambientes tropicais e subtropicais. No Brasil, também é comum em florestas baixas, porém sobrevivem em altitudes acima de 1000 m. São tolerantes a ambientes frios, mas não abaixo de 2°C (ELEVITCH; MANNER, 2006). A árvore proveniente da semente pode frutificar entre o 3º e 5º ano de vida, podendo produzir de 100 a 200 frutos ao ano, com até 500 sementes por fruto (GOMES, E., 2007; MAGALHÃES et al., 2015).

A espécie tem alto poder de invasão na Mata Atlântica (GOMES, E., 2007; ABREU; RODRIGUES, 2010; FABRICANTE et al., 2012), que pode ser observado por apresentar características como a grande produção de sementes com alto índice de germinação em curto período de tempo, crescimento inicial rápido, grande habilidade competitiva por água, luz e nutrientes, resistência a condições desfavoráveis de germinação e presença de mecanismos de adaptação para disseminação a pequena e longa distância (SIQUEIRA, 2006; MAGALHÃES et al., 2015). Podemos citar, ainda, a falta de predadores naturais e a ação do homem, que podem facilitar a disseminação da *A. heterophyllus* pela floresta (COLAUTTI et al., 2004).

2.1.2 MÉTODOS DE CONTROLE DAS INVASÕES BIOLÓGICAS

Os métodos de controle de espécies exóticas invasoras são agrupados em três categorias principais: biológico, químico e físico, ou mecânico. Para a escolha do método adequado é preciso compreender o comportamento das espécies, bem como as variáveis ambientais (SÁ DECHOUM, 2009).

O controle biológico é realizado com a utilização de predadores naturais da espécie invasora, como alguns fungos e insetos, e, desse modo, mantém-se baixo o seu nível populacional, reduzindo os transtornos causados e tornando a espécie invasora tolerável naquele ecossistema (FONTES et al., 2003; SÁ DECHOUM, 2009). Bortolotto et al. (2016) estudaram os efeitos causados pela predação a pulgões por uma espécie de mosca, servindo como agente de controle biológico em lavouras de trigo e resultando em menor grau de infestação. O controle biológico não leva à erradicação da espécie invasora, e por isso ele sempre tem “alimento”. Ele não representa uma ameaça às espécies nativas, desde que testes de especificidades sejam feitos anteriormente para garantir a segurança do processo. No entanto, ainda é um método pouco aplicado e, se realizado sem planejamento, pode provocar danos a espécies nativas (FONTES et al., 2003; TESSMANN, 2011).

O controle químico consiste em injetar pequenas quantidades de herbicidas na planta através de orifícios abertos em seu caule, sendo o método que produz melhor resultado. No

entanto, é preciso profissionais especializados para que a dosagem administrada seja efetiva e evite contaminação ambiental. São eficientes em espécies com facilidade de rebrotação após controle físico (SÁ DECHOUM, 2009). De acordo com Sigg (1999) e Horowitz et al. (2013), o uso de herbicidas para o controle de espécies exóticas em UCs causa algumas controvérsias, e, por isso, a primeira questão da política para seu uso é a segurança para seres humanos, microrganismos, solos, vida selvagem e ecossistemas. Além disso, algumas plantas invasoras já adquiriram resistência a herbicidas, processo que tende a se intensificar com o passar do tempo, dificultando o controle (WESTBROOKS, 1998). Todavia, muitas vezes o uso de herbicida para o manejo de espécies exóticas invasoras é indispensável. Zalba e Ziller (2007) apontam para os riscos em se utilizar o controle químico inapropriadamente em UCs, mas frisando que, se utilizado para controle de invasões biológicas corretamente, traz benefícios ao ambiente, pois muitas vezes as espécies invasoras podem causar maiores danos do que os herbicidas. As principais vantagens deste método são a eficiência de controle, a seletividade, além da economia de tempo e de apresentar vantajoso custo-benefício (SIGG, 1999; FONTES et al., 2003). Sá Dechoum e Ziller (2013) realizaram experimentos de controle para dez espécies vegetais exóticas invasoras com o uso de herbicidas, como a *Casuarina equisetifolia* L., a *Hovenia dulcis* Thunb. e a *Terminalia catappa* L., conseguindo altas taxas de eficácia.

O controle mecânico, ou físico, refere-se ao uso de ferramentas mecânicas para o corte e a remoção das plantas invasoras (SÁ DECHOUM, 2009). O método inclui roçada, corte com machado, foice ou motosserra, arranque manual ou com enxadão, e anelamento. Apresenta como desvantagem a rebrota e emergência da espécie invasora logo em seguida (FONTES et al., 2003), como mostra o resultado de um estudo realizado por Gonçalves et al. (2015), em que as espécies que foram tratadas apenas com anelamento e corte raso e rebrotaram em seguida. Tem boa eficiência como método isolado apenas para plantas que não apresentam reprodução vegetativa ou capacidade de rebrota. Como grande parte das espécies exóticas invasoras rebrota com facilidade, é quase sempre necessário combinar o controle mecânico ao controle químico (SÁ DECHOUM, 2009).

2.1.3 HISTÓRICO DO PNMM E O PROCESSO DE INVASÃO BIOLÓGICA

No local onde encontra-se o PNMM, ficava a Fábrica de Tecidos Bangu, cujas atividades iniciaram-se no final do século XIX, sob o nome Companhia Progresso Industrial do Brasil. Suas atividades finalizaram-se apenas no final do século XX, quase um século depois (MAGALHÃES et al., 2015; NASCIMENTO JÚNIOR; NASCIMENTO, 2015).

A partir de 1994 até 2004, a Prefeitura Municipal do Rio de Janeiro transformou o local do parque em área protegida, passando de 30 para mais de 8.000 ha. Criado pela Lei Municipal nº 1.958, de 05 de abril de 1993, era inicialmente denominado Parque Ecológico do Mendanha. Em 2003, passou a ser chamado de Parque Natural Municipal da Serra do Mendanha, com o Decreto Municipal nº 22.662, também atendendo aos requisitos da Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000 (SNUC) (MAGALHÃES et al., 2015; NASCIMENTO JÚNIOR; NASCIMENTO, 2015).

A espécie *A. heterophyllus* já se encontrava presente na área do parque antes mesmo de ser transformada em unidade de conservação, tendo sido verificado, em 2005, seu comportamento invasor e em processo de expansão no PNMM. Então, no mesmo ano, foi realizada uma investigação pelo Laboratório de Manejo de Paisagens (Departamento de Ciências Ambientais da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro - UFRRJ), juntamente com a Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SMAC) do Rio de Janeiro e com o Centro Nacional de Pesquisa em Agrobiologia, da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA. O estudo teve como objetivo verificar a evolução do processo de invasão biológica das jaqueiras no parque. Os resultados preliminares do estudo apontaram para a necessidade de se realizar novas pesquisas para o controle e manejo da espécie (MAGALHÃES et al., 2015; NASCIMENTO JÚNIOR; NASCIMENTO, 2015).

Assim, em 2011, a SMAC efetuou um controle da infestação dessas árvores no PNMM. Foi realizado o método físico, através do anelamento de todos os indivíduos adultos, sendo um tipo de controle de espécies invasoras recomendado por diversos autores, como Gomes, E. (2007) e Fabricante (2013).

2.2 ASPECTOS DA LEGISLAÇÃO SOBRE A QUESTÃO DAS INVASÕES BIOLÓGICAS

No Brasil, a Lei de Crimes Ambientais nº 9.605/1998 prevê que a fauna e a flora brasileira devem ser protegidas contra qualquer prática que ofereça ameaça a sua função ecológica e que possam causar a extinção de espécies (BRASIL, 1998), enquadrando a ação de espécies invasoras, e, prevendo no artigo 61, pena de reclusão de um a quatro anos e multa a quem “disseminar doença ou praga ou espécies que possam causar dano à agricultura, à pecuária, à fauna, à flora ou aos ecossistemas”.

A problemática das Invasões Biológicas é acompanhada internacionalmente, como na Europa, onde existe grande ameaça contra a flora e fauna nativas, causando um prejuízo de

12,5 bilhões de Euros por ano. Na União Europeia - UE, o Regulamento nº 1143/2014 sobre as espécies exóticas invasoras prevê intervenções para a prevenção, a detecção precoce e a rápida erradicação e gestão das invasões. O regulamento entrou em vigor no dia 1º de janeiro de 2015, e aborda a questão de forma abrangente, com a finalidade de proteger a biodiversidade nativa e os serviços ecossistêmicos, além de tentar minimizar e mitigar os impactos econômicos e à saúde humana que possam ser causados por estas espécies (EUROPEAN UNION, 2014).

Os Estados Unidos da América - EUA arcam com um prejuízo ainda maior como consequência das invasões biológicas, que comprometem na produção de alimentos, na saúde e nos ecossistemas, perdendo 137 bilhões de dólares por ano (NATIONAL INVASIVE SPECIES COUNCIL - NISC, 2001). Foi feita uma primeira revisão do NISC (2001) por meio do Plano Nacional de Gestão de Espécies Invasoras 2008-2012 (2008–2012 National Invasive Species Management Plan), com o objetivo de direcionar esforços federais na prevenção, controle e minimização das espécies invasoras nos EUA entre os anos de 2008 e 2012 (NISC, 2008).

O Brasil é um dos 160 países que assinaram o acordo da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), um tratado da Organização das Nações Unidas e um dos mais importantes instrumentos internacionais relacionados ao meio ambiente. Suas bases principais são a conservação da diversidade biológica, o uso sustentável da biodiversidade e a repartição justa e equitativa dos benefícios provenientes da utilização dos recursos genéticos, referindo-se à biodiversidade em três níveis: ecossistemas, espécies e recursos genéticos. A convenção abarca tudo o que se refere direta ou indiretamente à biodiversidade, funcionando como um arcabouço legal e político para diversas outras convenções e acordos ambientais mais específicos, dentre eles, o controle e a erradicação das espécies exóticas invasoras (MMA, 2000).

Entre o período de 1998 e 2000, o MMA identificou 900 áreas e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade através de cinco “avaliações por biomas”, dentre eles, a Mata Atlântica (MMA, 2002). Este estudo resultou na Política Nacional de Biodiversidade, promulgada através do Decreto nº 4.339 de agosto de 2002, que prevê uma série de ações referentes às espécies invasoras, conforme o artigo 1º: “inventariar e mapear as espécies exóticas invasoras e as espécies problema, bem como os ecossistemas em que foram introduzidas para nortear estudos dos impactos gerados e ações de controle”; “promover a prevenção, a erradicação e o controle de espécies exóticas invasoras que possam afetar a biodiversidade”; “apoiar a realização de análises de risco e estudos de impactos da introdução

de espécies exóticas potencialmente invasoras”; e “promover e aperfeiçoar ações de prevenção, controle e erradicação de espécies exóticas invasoras” (BRASIL, 2002).

A Lei nº 11.428/2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, incluiu definições, princípios e objetivos do regime jurídico do bioma da Mata Atlântica, dentre eles, a erradicação de espécies exóticas invasoras (BRASIL, 2006).

O Código Ambiental do estado do Rio de Janeiro, regulamentado pelo Projeto de Lei nº 3.757/2006, tem como objetivo principal atualizar, estruturar e consolidar a legislação ambiental no Estado, ordenando a sistemática ambiental legal e normativa aplicada pelo poder público do Estado, na sua ação de administração e controle das questões ambientais, incluindo a erradicação de espécies invasoras (PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO, 2007).

2.3 FITOSSOCIOLOGIA

A Fitossociologia é uma ciência que tem como objetivo estudar a composição florística, a estrutura, o funcionamento, a dinâmica, a distribuição e as relações ambientais das comunidades vegetais (FREITAS; MAGALHÃES, 2012), retratando o complexo vegetação, solo e clima (CHAVES et al., 2013). Segundo Braun-Blanquet (1979), ela estuda o agrupamento das plantas, bem como sua inter-relação e dependência aos fatores bióticos em determinado ambiente, sendo assim uma área muito ampla e complexa.

No Brasil, a Fitossociologia começou a ser utilizada com a aplicação dos métodos de parcelas, utilizando as técnicas de análise de Braun-Blanquet, influenciada pela escola europeia (LORENZINI, 2006). O método de parcelas permite que a diversidade local seja bem representada, consistindo no estabelecimento de unidades amostrais distribuídas na área de estudo (DURIGAN, 2006), e sendo de grande importância no estudo da dinâmica da sucessão (FREITAS; MAGALHÃES, 2012). Nos dias atuais, esta ciência é amplamente utilizada com a finalidade de realizar diagnósticos quali-quantitativos das formações vegetacionais, auxiliando no planejamento de ações ambientais, como no manejo florestal e na recuperação de áreas degradadas, a partir da aplicação de seus resultados (CHAVES et al., 2013).

Existem alguns parâmetros fitossociológicos básicos usados para descrever as populações e comunidades através da estrutura horizontal, como frequência, densidade, dominância, valor de importância e valor de cobertura, os quais podem gerar outras métricas

ecológicas importantes como forma de distribuição espacial, diversidade de espécies e produtividade (BROWER; ZAR, 1984).

Por meio de estudos e análises fitossociológicas, é possível realizar comparações em comunidades vegetais e entre elas no espaço e no tempo, além de gerar dados sobre a riqueza e a diversidade dessas comunidades. Estas pesquisas servem de subsídio para a formulação de teorias, testar hipóteses e servir de base para novos estudos através dos dados produzidos (CHAVES et al., 2013).

2.3.1 DIVERSIDADE E EQUABILIDADE

A diversidade de uma comunidade está relacionada com a riqueza e com a abundância, que representam o número de espécies de uma comunidade e a distribuição do número de indivíduos por espécie, respectivamente (RODAL et al., 2013).

A diversidade pode ser medida de três formas: contando-se o número de espécies presentes em uma determinada área, por meio de índices de riqueza ou por meio de índices de diversidade (MELO, 2008; FREITAS; MAGALHÃES, 2012).

Segundo Melo (2008), a primeira forma para se mensurar a diversidade é direta. Porém, existem limitações para a sua utilização, considerando-se que em regiões tropicais o número de espécies é muito grande, o que dificulta e até mesmo impossibilita sua contagem. Além disso, é grande o número de migrantes e de espécies que podem ser coletadas repetidas vezes na mesma área de estudo.

A segunda maneira para se medir a diversidade é através da utilização de índices de riqueza, dividindo a riqueza de espécies observadas em uma amostra por um termo envolvendo o número de indivíduos na amostra. A vantagem de se utilizar índices de riqueza é que eles tendem a assumir um valor constante em relação a aumentos no esforço amostral, para uma mesma comunidade. Porém, estes índices não são muito utilizados na literatura (MELO, 2008).

A terceira forma pela qual se pode medir diversidade é por meio de índices de diversidade, que combinam riqueza de espécies e equabilidade, ou equitabilidade, sendo estes dois atributos de uma comunidade (MARTINS; SANTOS, 1999).

Os índices de diversidade mais utilizados nos estudos de ecologia vegetal são os de Shannon-Weaver (H') e Pielou (J) (BROWER; ZAR, 1984), e combinam dois atributos de uma comunidade biológica: o número de espécies e sua equabilidade, ambos medindo a 'sensação' de diversidade (BROWER; ZAR, 1984; MELO, 2008). Estes índices são bastante

utilizados por autores para expressar seus resultados, além de serem independentes do esforço amostral, isto é, pode-se obter um valor de diversidade que mudará pouco conforme o esforço amostral é aumentado (MAGURRAN, 2004; MELO, 2008).

O índice de Shannon representa a riqueza e a abundância relativa das espécies, em que os indivíduos podem ser coletados aleatoriamente de uma grande e infinita população, considerando que todas as espécies estão representadas na amostra (DIAS, 2004; MELO, 2008). Ele também pode ser usado para se fazer uma comparação entre duas comunidades dizendo que uma é mais diversa do que outra (MELO, 2008).

O índice de uniformidade de Pielou (PIELOU, 1977) representa a proporção da diversidade de espécies encontradas na amostragem atual em relação à diversidade total da comunidade (ODUM, 1988; FREITAS; MAGALHÃES, 2012). Trata-se de um índice de equabilidade ou uniformidade, em que a uniformidade refere-se ao padrão de distribuição dos indivíduos entre as espécies (NUNES et al., 2008).

2.3.2 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL

O Índice de McGinnies (IGA) é utilizado para avaliar a distribuição de uma população, considerando uma determinada escala, e é baseado na relação entre a densidade observada e a densidade esperada. A espécie apresenta uma tendência ao agrupamento quando o índice estiver entre 1 e 2; quando o índice é maior que 2, indica um padrão de distribuição agregado; quando for igual a 1, o padrão de distribuição é aleatório; e a espécie apresenta uma distribuição uniforme quando o valor é menor que 1 (MCGINNIES, 1934).

De acordo com Nascimento et al. (2001), as comunidades vegetais possuem associações naturais que irão determinar a forma com que as espécies desta comunidade irão se arranjar. Hay et al. (2000) destacam a importância em se considerar a escala com a qual se está trabalhando, pois as espécies podem se distribuir em escala macro, ou biogeográfica; meso, ou comunidades; e micro, que considera a distribuição espacial de indivíduos dentro de uma comunidade. Segundo Coomes et al. (1999), a associação entre espécies em uma comunidade pode diferir de acordo com diferentes escalas, sendo assim necessário compreender como as informações de uma comunidade são transferidas de menores a maiores escalas e vice-versa (LEVIN, 1992).

Nichos espaciais causados pela heterogeneidade na topografia, a oferta de recursos, ou a vegetação pioneira, a dispersão local e um modelo de sobrevivência que restringe espécie a fragmentos limitados são fatores que podem influenciar o padrão espacial de uma

comunidade (COOMES et al., 1999). Para conhecer a forma com que os indivíduos se distribuem e entender a dinâmica das populações vegetais, objetivando estabelecer um contexto para estudos enfatizando as perturbações e respostas de uma comunidade vegetal, é relevante compreender suas relações espaciais gerais (SAN JOSÉ et al., 1991; HAY et al., 2000).

2.3.3 ESTRUTURA HORIZONTAL

A estrutura horizontal de uma floresta pode ser analisada por meio da Abundância (Densidade), Dominância e Frequência Relativas das espécies (CORAIOLA; NETTO, 2003; FREITAS; MAGALHÃES, 2012).

A frequência representa o número de observações do objeto de estudo e é normalmente expressa em forma de porcentagem. A frequência pode ser absoluta ou relativa. A frequência absoluta é calculada em função de uma área amostral ou outra subdivisão criada pelo pesquisador. A frequência relativa é obtida pela proporção entre a frequência absoluta de determinada espécie e a soma das frequências absolutas das demais espécies inventariadas (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974; BRAUN-BLANQUET, 1979; BROWER; ZAR, 1984; DURIGAN, 2006).

A ocupação do espaço pelo indivíduo é determinada pelo cálculo da abundância, ou densidade, parâmetro que pode ser absoluto ou relativo (FREITAS; MAGALHÃES, 2012). A densidade absoluta representa o número total de indivíduos de uma determinada espécie em uma área/volume total amostrada, enquanto que a densidade relativa é a relação entre a abundância total de uma determinada espécie na amostra e a abundância total da amostra (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974; BRAUN-BLANQUET, 1979; BROWER; ZAR, 1984; DURIGAN, 2006).

A dominância representa o espaço que cada espécie ocupa em uma área/volume total amostrada, podendo ser também calculadas as dominâncias absoluta e relativa. A dominância absoluta é obtida através da soma das áreas basais dos indivíduos de uma mesma espécie, por hectare. A dominância relativa corresponde à participação, em porcentagem, em relação à área basal total (FREITAS; MAGALHÃES, 2012).

Após a transformação dos valores absolutos em valores relativos, é possível obter o Valor de Importância. Este dado tem como finalidade atribuir um valor, ou indicar o quão bem uma espécie se encontra estabelecida na comunidade vegetal a qual pertence. Como o valor de importância resulta em valores fitossociológicos relativos já calculados de cada

espécie para a densidade, frequência e dominância, ele atinge, portanto, o valor máximo de 300%. Dividindo-se o valor de importância por três, é possível convertê-lo em Porcentagem de Importância (FREITAS; MAGALHÃES, 2012; CHAVES et al., 2013). Assim, as espécies que apresentam valores elevados de densidade, frequência e dominância são as mais importantes, quando analisada apenas a estrutura da comunidade em que se encontram (LAMPRECHT, 1990).

Também, segundo Lamprecht (1990), quando uma espécie apresenta valores elevados de abundância e frequência, ela é típica de ocorrência horizontal regular. Haverá tendência ao agrupamento local e aglomerados pequenos e distantes entre si caso apresente abundância alta e frequência baixa. Quando apresentar elevadas dominância e frequência e baixa abundância, significa que a espécie é dominante com número reduzido, porém regular em grandes áreas. Espécies sem alto significado ecológico apresentam baixos valores de abundância, frequência e dominância. Alta abundância e dominância, porém baixa frequência, são indicativos de uma espécie de grande porte. Por fim, espécies de povoamento auxiliar e que tendem ao agrupamento irão apresentar valor de abundância elevado e baixos valores de frequência e dominância.

2.3.4 DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA

De acordo com Freitas e Magalhães (2012), o estudo da estrutura de uma floresta constitui-se de sua composição florística, sua dinâmica, distribuição e as relações ambientais da comunidade vegetal, auxiliando no desenvolvimento de ações de conservação e uso sustentável da natureza. Por meio do estudo da estrutura diamétrica em comunidades vegetais, é possível evidenciar modificações ocasionadas por impactos e características da dinâmica florestal, que oferecem subsídios para a determinação de padrões de crescimento de espécies de interesse econômico e ecológico, visando à conservação e a sustentabilidade das populações vegetais (ALVES JR. et al., 2009; FINOTTI et al. 2012). A distribuição diamétrica permite que a floresta seja analisada para este tipo de estudo, cuja curva pode ser representada por uma função exponencial negativa, assemelhando-se a um J-invertido (LAMPRECHT, 1990; FELFILI, 1997; ALVES JR. et al., 2009; CALLEGARO et al., 2012; KERR, 2013).

O J-invertido pode ser explicado pela presença de um grande número de indivíduos agrupados nas classes iniciais e que, por causa de alguma limitação do meio ou por fatores genéticos relacionados às próprias plantas, não foram capazes de superar a competição até

conseguirem se desenvolver para classes maiores (LAMPRECHT, 1990). Este modelo indica a estabilidade de uma comunidade vegetal autorregenerativa em ecossistemas florestais tropicais (SCOLFORO, 1998).

Segundo Silva e Felfili (2012), o coeficiente “q” de De Liocourt pode ser utilizado para se estabelecer a relação entre recrutamento e mortalidade dos indivíduos em comunidades florestais, por meio de classes diamétricas. Quando a razão é constante entre as classes, significa que a taxa de recrutamento é semelhante à de mortalidade, indicando que a distribuição dos indivíduos pode ser considerada equilibrada (FELFILI; SILVA JÚNIOR, 1988; IMAÑA-ENCINAS et al., 2013).

A análise da estrutura diamétrica pode ser utilizada para avaliar a sustentabilidade do manejo de florestas inequiâneas, pois esta ferramenta permite analisar a situação em que se encontram como consequência da descontinuidade das classes diamétricas (SOUZA et al., 2006).

2.4 PERCEPÇÃO AMBIENTAL

A Percepção Ambiental é uma ferramenta de investigação, conscientização e sensibilização para avaliar as relações do homem com o ambiente em seu entorno, visando sua proteção como também sendo um benefício para a própria sociedade (MARIN et al., 2003; VIOLANTE, 2006). Ela pode ser utilizada com o intuito de analisar a opinião dos entrevistados para se determinar estratégias de ação e de gestão de áreas de preservação onde as atividades antrópicas podem ter causado algum grau de degradação. Ela pode ser realizada, dentre outras formas, por meio de questionários e entrevistas sobre os problemas causados e possíveis soluções através da adoção de um modelo de gestão mais participativa (SILVA et al., 2009).

A Percepção Ambiental é uma das ferramentas que podem ser utilizadas no planejamento e manejo de ecossistemas, notadamente em UCs e áreas próximas, não somente por seus gestores, mas também pelas populações habitantes no entorno destas áreas. Essas populações, muitas vezes instaladas antes da criação das UCs, possuem conhecimento de métodos de uso e manejo tanto de espécies nativas quanto exóticas, utilizando-as no cotidiano da comunidade e influenciando no funcionamento adequado dessas UCs (SILVA et al., 2009).

De acordo com Marin et al. (2003), uma forma de sensibilizar as pessoas acerca do ambiente ao qual estão relacionadas é conhecendo bem o seu histórico e as transformações

pelas quais passou ao longo do tempo, sendo estas o resultado da interação das populações com o ambiente no qual vivem.

Ziller e Sá Dechoum (2013) realizaram uma pesquisa na qual proveram informações acerca de invasões biológicas em UCs no Brasil, e apontaram para a importância de se avaliar a percepção dos gestores diante deste problema, para que seja possível promover soluções práticas nas UCs. Na pesquisa realizada por estas autoras, foram levantadas 1.170 ocorrências de espécies exóticas invasoras em 227 UCs do país, e dentre elas 125 espécies de plantas. Na região Sudeste, gramíneas forrageiras ficaram em destaque, sendo a maior a parte do gênero *Urochloa*.

A problemática das invasões biológicas é uma questão socioambiental que envolve a população, os gestores de UCs e o meio acadêmico, sendo necessário haver uma maior divulgação sobre o tema para que seja possível colocar em prática ações efetivas de prevenção, controle e erradicação de espécies exóticas invasoras (PINTO, 2014; CASTRO et al., 2015).

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Analisar o efeito do controle físico da espécie *A. heterophyllus* Lam. através do estudo da dinâmica florestal no Parque Natural Municipal do Mendanha (PNMM), Rio de Janeiro - RJ, bem como a percepção dos gestores de diferentes categorias de manejo de Unidades de Conservação (UCs) do estado do Rio de Janeiro diante da temática das Invasões Biológicas.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar a diversidade e a estrutura do fragmento invadido por *A. heterophyllus* no PNMM, no ano de 2015;
- Avaliar o efeito do controle físico dos indivíduos de *A. heterophyllus* através da análise da estrutura diamétrica da comunidade vegetal estudada;
- Avaliar a percepção dos agentes do Poder Público do estado do RJ diante das questões das Invasões Biológicas.

4 METODOLOGIA

4.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo está localizada na cidade do Rio de Janeiro, no bairro de Bangu. Comprada pelo município em 2001, em 2002 foi transformada no Parque do Mendanha e, através do Decreto nº 22.662/03, passou a ser chamado de Parque Natural Municipal do Mendanha (PNMM), em atendimento à Lei nº 9.985/00 (PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO, 2003), que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) (BRASIL, 2000).

O PNMM é a maior unidade de conservação (UC) de Proteção Integral municipal do Rio de Janeiro e possui uma área aproximada de 1.444,86 hectares (PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO, 2015), classificada como Floresta Ombrófila Densa Submontana e Montana (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2012). Segundo Pontes et al. (2009), a área de estudo apresenta floresta secundária com diferentes estratos arbóreos em regeneração e perturbações antrópicas baixas.

Segundo a classificação de Köpen, o clima predominante do município do Rio de Janeiro é o tropical com inverno seco e verão chuvoso (Aw) (PONTES et al., 2009). O PNMM encontra-se inserido na região do Maciço do Gericinó–Mendanha, que possui temperatura média anual de 18°C a 24°C, precipitação média anual de 1.200 a 2.000 mm e déficit hídrico anual de 0 a 30 mm.

O relevo da região é classificado como de planícies e colinas e terras montanhosas, e altitudes variando de 0 a 800 metros. O maciço do Gericinó-Mendanha possui declividade variando de 45 a 100%. O maciço montanhoso é intrusivo e isolado, apresentando formato dômico e alongado na direção NE-SW, com cristas paralelas e padrão de drenagem dendrítico a retangular (MAGALHÃES et al., 2015).

Os solos predominantes na região são o Latossolo vermelho-amarelo, Argissolo vermelho-amarelo e o Cambissolo. Em alguns locais sua profundidade é menor que 50 cm, apresentando pedregosidade moderada e suscetibilidade severa quanto à erosão.

4.2 AMOSTRAGEM DA VEGETAÇÃO

Em 2012, foi feito o primeiro levantamento de vegetação, usando a técnica de amostragem em faixas. A técnica consiste em utilizar, para cada transecto (linha traçada) de

1000 m², uma parcela de 10 m x 10 m de amostras. A área de estudo foi demarcada por dois transectos organizados perpendicularmente um ao outro, com orientação nos sentidos Norte-Sul e Leste-Oeste, e cada um deles foi dividido em 10 subparcelas de 10 m x 10 m, tendo a provável árvore matriz como centro do desenho amostral, entre a quinta e a sexta subparcela (Figura 2).

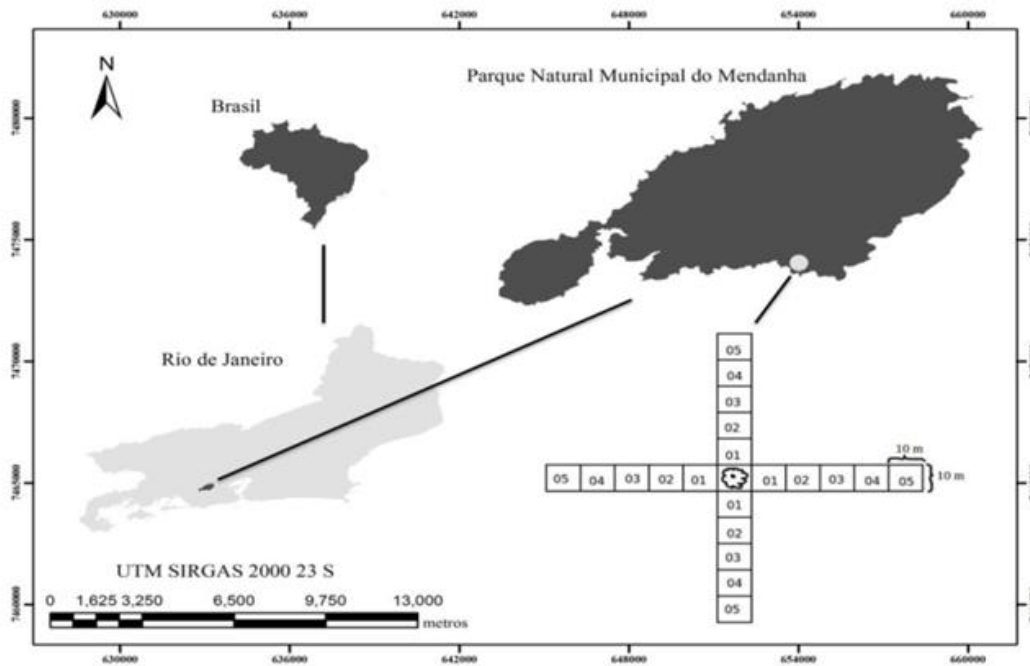


Figura 2 - Localização do PNMM e posição dos transectos utilizados para a amostragem da vegetação em 2012 (Mapa cedido pelo Laboratório de Manejo de Paisagens da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro - UFRRJ).

Os indivíduos arbóreos com Circunferência à Altura do Peito – CAP ou a 1,30 m do solo, ou com Diâmetro à Altura do Peito – DAP maior ou igual a 5 cm de cada parcela, inclusive os mortos em pé, foram numerados com placas de alumínio de 4 cm x 3 cm, com impressão em baixo relevo. Os dados biométricos (altura total e CAP) foram coletados e registrados em fichas de campo. Os indivíduos bifurcados tiveram seus fustes medidos individualmente, sendo considerados apenas aqueles que atendiam ao critério de inclusão pré-definido acima.

Algumas espécies vegetais não puderam ser identificadas imediatamente. Para isso, o procedimento usado foi a anotação de todas as características que facilitassem a identificação posterior como, por exemplo, o nome popular, a cor do ritidoma, exsudatos, etc.

Entre março e julho de 2012, foram coletadas amostras das morfoespécies utilizando tesoura de poda alta. As amostras botânicas foram prensadas em jornal e preservadas em álcool durante todo o período de permanência no campo. Este material botânico coletado foi levado ao laboratório, onde foi submetido à secagem em estufa, para posterior identificação através de características morfológicas, comparando-o às exsicatas disponíveis no Herbário da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (RBR), consulta bibliográfica e auxílio de especialistas.

A validação dos nomes das espécies e a exclusão das sinonímias botânicas foram obtidas através de consulta aos *sites* do Missouri Botanical Garden - MOBOT (2015), ao Herbário Virtual da Flora e dos Fungos – INCT (Flora Brasil, 2015) e do International Plant Names Index - IPNI (2015).

Todos os dados contidos nas fichas de campo foram inicialmente transferidos para planilhas, com auxílio do programa Microsoft Excel.

Os mesmos procedimentos realizados em 2012 foram repetidos no ano de 2015, avaliando-se, em seguida, o ingresso e morte das espécies da área de estudo pelos diâmetros.

4.3 ANÁLISE FITOSSOCIOLÓGICA

4.3.1 ANÁLISE DA DIVERSIDADE E EQUABILIDADE

Para a análise da diversidade e da equabilidade foram utilizados os índices de Shannon-Weaver (H') e Pielou (J'), respectivamente, segundo as fórmulas (9) e (10) (BROWER; ZAR, 1984).

$$H' = -\sum p_i * \ln p_i \qquad p_i = \frac{n_i}{N} \quad (9)$$

Onde: H' = Índice de Shannon-Weaver; p_i = proporção de indivíduos da i -ésima espécie; \ln = logaritmo de base neperiano (e); n_i = número de indivíduos amostrados para a espécie i ; N = número total de indivíduos amostrados.

$$J = \frac{H'}{H_{max}} \quad \text{Sendo: } H_{max} = \ln(S) \quad (10)$$

Onde: J = Equabilidade de Pielou; S = número total de espécies amostradas; H' = Índice de diversidade de Shannon.

4.3.2 ANÁLISE DA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL

Para o cálculo da distribuição espacial, foi aplicado o Índice de McGinnies (IGA), de acordo com a fórmula (11) (MCGINNIES, 1934). Todos os índices foram calculados por meio do programa Mata Nativa 3 (CIENTEC, 2006).

$$IGA_i = \frac{D_i}{d_i} \quad (11) \quad \text{Sendo: } D_i = \frac{n_i}{uT} \quad d_i = \ln(1 - f_i) \quad f_i = \frac{u_i}{uT}$$

Onde: IGA_i = "Índice de McGinnies" para a i -ésima espécie; D_i = densidade observada da i -ésima espécie; d_i = densidade esperada da i -ésima espécie; f_i = frequência absoluta da i -ésima espécie; \ln = logaritmo neperiano; n_i = número de indivíduos da i -ésima espécie; u_i = número de unidades amostrais em que a i -ésima espécie ocorre; uT = número total de unidades amostrais.

Classificação IGA = Classificação do padrão de distribuição dos indivíduos das espécies, que obedece a seguinte escala (MCGINNIES, 1934):

$IGA_i < 1$: distribuição uniforme

$IGA_i = 1$: distribuição aleatória

$1 < IGA_i < 2$: tendência ao agrupamento

$IGA_i > 2$: distribuição agregada ou agrupada.

4.3.3 ANÁLISE DA ESTRUTURA HORIZONTAL

Os parâmetros fitossociológicos utilizados na análise da estrutura horizontal foram: Frequência Relativa (FR), Densidade Relativa (DR), Dominância Relativa (DoR) e Valor de Importância (VI), descritos através das fórmulas (1) a (8) (MUELLER-DUMBOIS; ELLEMBERG, 1974; FREITAS; MAGALHÃES, 2012).

$$FA_i = \left(\frac{u_i}{uT} \right) \times 100 \quad (1)$$

$$FR_i = \left(\frac{FA_i}{\sum_{i=1}^P FA_i} \right) \times 100 \quad (2)$$

Onde: FAi = frequência absoluta da i -ésima espécie na comunidade vegetal; FRi = frequência relativa da i -ésima espécie na comunidade vegetal; ui = número de unidades amostrais em que a i -ésima espécie ocorre; ut = número total de unidades amostrais; P = número de espécies amostradas.

$$DAi = \left(\frac{ni}{A} \right) \quad (3)$$

$$DRi = \left(\frac{DAi}{DT} \right) \times 100 \quad (4)$$

Onde: DAi = densidade absoluta da i -ésima espécie, em número de indivíduos por hectare; ni = número de indivíduos da i -ésima espécie na amostragem; ni = número total de indivíduos amostrados; A = área total amostrada, em hectare; DRi = densidade relativa (%) da i -ésima espécie.

$$DoAi = \left(\frac{ABi}{A} \right) \quad (5)$$

$$DoRi = \left(\frac{DoAi}{DoT} \right) \times 100 \quad (6)$$

Onde: $DoAi$ = dominância absoluta da i -ésima espécie, em m^2/ha ; ABi = área basal da i -ésima espécie, em m^2 , na área amostrada; A = área amostrada, em hectare; $DoRi$ = dominância relativa (%) da i -ésima espécie.

$$VIi = DRi + FRi + DoRi \quad (7)$$

$$VI(\%)i = \frac{VIi}{3} \quad (8)$$

Onde: VI = Valor de Importância.

Os parâmetros fitossociológicos referentes à estrutura horizontal foram calculados com o auxílio do programa Mata Nativa 3 (CIENTEC, 2006).

4.3.4 ANÁLISE DA DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA

Os indivíduos amostrados em 2015 foram distribuídos em classes de diâmetros com amplitude de 5 cm (ALVES JR. et al., 2009). Em seguida, a frequência dos diâmetros foi adequada por meio da função de distribuição, utilizada por De Liocourt (KERR, 2013) (equação 1).

$$\ln y_i = \beta_0 + \beta_1 x_i + \varepsilon_i \quad (\text{eq. 01})$$

Onde:

$\ln y$ – logaritmo natural da média da frequência por classe de diâmetro, com amplitude de 5 cm, por hectare. Quando houve ausência de indivíduos nas classes somou-se o número 1 (constante a todas as classes) para se calcular o centro de classe de diâmetro (x) (ALVES JR. et al., 2009).

β_0, β_1 – parâmetros estruturais da vegetação em relação à distribuição dos diâmetros

ε_i – erro aleatório

Com base na função de distribuição ajustada, foi obtido o quociente ‘q’ específico, calculado pela equação 2, tomando como base a razão entre as frequências de uma classe de diâmetro qualquer (x_i) pela frequência imediatamente acima (x_{i+1}) (KERR, 2013).

$$q = \frac{e^{(\beta_0 + \beta_1 x_i)}}{e^{(\beta_0 + \beta_1 x_{i+1})}} \quad (\text{eq. 2})$$

Após obter o valor de ‘q’, pode-se gerar a curva da diferença entre as frequências (observada e estimada), recalculando-se o valor de β_{1i} (equação 3), para melhor compreender o comportamento de uma determinada espécie dentro de uma comunidade (KERR, 2013).

$$\beta_1 = \frac{\ln(q)}{x_{(i)} - x_{(i-1)}} \quad (\text{eq. 3})$$

4.4 PERCEPÇÃO DOS GESTORES DAS UCs

Esta etapa da pesquisa foi realizada através de uma abordagem descritiva dos dados quali-quantitativos (DALFOVO, 2008) para avaliar 71 UCs situadas no estado do Rio de Janeiro, sendo 17 sob tutela do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), 32 do Instituto Estadual do Ambiente (INEA) e 22 da Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SMAC).

Para cada UC foi enviado um questionário semiestruturado, visando captar a percepção dos gestores diante da problemática das invasões biológicas nas UCs (FREITAS; MAIA, 2009) (Anexo I), e sobre a necessidade de se implementar uma política pública que auxilie no manejo destas espécies. O questionário foi encaminhado aos gestores das UCs federais, estaduais e municipais do estado do Rio de Janeiro, com exceção de três sob tutela do INEA e cinco sob tutela da SMAC, as quais não foi possível obter os endereços eletrônicos. Sendo assim, o questionário foi enviado a 17 UCs federais, 29 estaduais e 17 municipais, totalizando 63 UCs no estado do Rio de Janeiro.

O questionário foi baseado em três aspectos: 1) Informações básicas sobre as UCs, como nome, localização, categoria de manejo, área, ecossistemas abrangidos, estado de elaboração do plano de manejo, formação de conselho gestor e estrutura para pesquisa; 2) Informações sobre invasões biológicas nas UCs, como a ocorrência, grupos taxonômicos, grau de preocupação diante do problema, tempo de ocorrência, medidas de controle, eficácia dos métodos, conhecimentos sobre outras técnicas utilizadas no controle; e 3) Informações sobre as estratégias para conservação, como recursos financeiros, recursos humanos, a existência de parcerias consolidadas para essa finalidade e opinião dos gestores para uma parceria com instituições para resolução do problema.

A coleta de dados foi realizada por meio de um questionário eletrônico, elaborado com o auxílio da ferramenta Google Docs e disponibilizado no link <<https://goo.gl/Vxbfc6>>, para compartilhamento de documentos e preenchimento de formulários *on-line*. O link do questionário foi enviado aos endereços de e-mail dos gestores das UCs do estado do Rio de Janeiro, os quais foram obtidos com o ICMBio e no site da World Wildlife Fund - WWF Brasil (2015), na aba 'Observatório de UCs', e também por meio de contato telefônico. Após o envio das respostas pelos gestores das UCs, os questionários foram exportados do Google Docs para a extensão xls. Em seguida, os dados obtidos através das respostas do questionário foram processados no Software SPSS Statistics 23 para a construção de tabelas e de gráficos no programa Microsoft Excel.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DO ESTRATO ARBÓREO

5.1.1 COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA

Na borda de fragmento estudada no Parque Natural Municipal do Mendanha (PNMM) foram contabilizados 231 indivíduos, com 268 fustes no total, incluindo os indeterminados e mortos. Os indivíduos identificados e vivos são pertencentes a 23 famílias, 35 gêneros, sendo seis espécies identificadas somente a nível de gênero e 30 espécies com classificação completa de seus epítetos específicos. Destes, apenas um indivíduo, ou 0,43%, foi identificado somente a nível de família; 15 indivíduos, ou 6,49%, foram classificados até gêneros; e 199 indivíduos, ou 86,14%, puderam ser identificados a nível de espécie. Cinco indivíduos, ou 2,16%, não puderam ser identificados em nenhum táxon (indeterminados), e foram contabilizados quatro indivíduos mortos, ou 1,73% do total de indivíduos encontrados na área de estudo.

As famílias com os maiores valores de riqueza de espécies foram Fabaceae, com cinco espécies, e em seguida Meliaceae e Myrtaceae, com três espécies em cada família.

As quatro espécies mais presentes na borda de fragmento estudada foram *A. heterophyllus*, *Guarea guidonia* (L.) Sleumer, *Trema micrantha* (L.) Blume e *Psychotria leiocarpa* Cham. & Schltdl., com 132 árvores, representando 57,14% de todos os indivíduos da comunidade estudada. A espécie *A. heterophyllus* totalizou 81 indivíduos, representando 35,06% de todos os indivíduos amostrados. *G. guidonia* foi a segunda espécie com mais indivíduos (26), ou 11,25% do total; *T. micrantha* com 14 indivíduos (6,06%), e *P. leiocarpa* com 11 indivíduos, ou 4,76% do total. Os 99 indivíduos restantes totalizaram 42,85% do total de árvores amostradas (Figura 3).

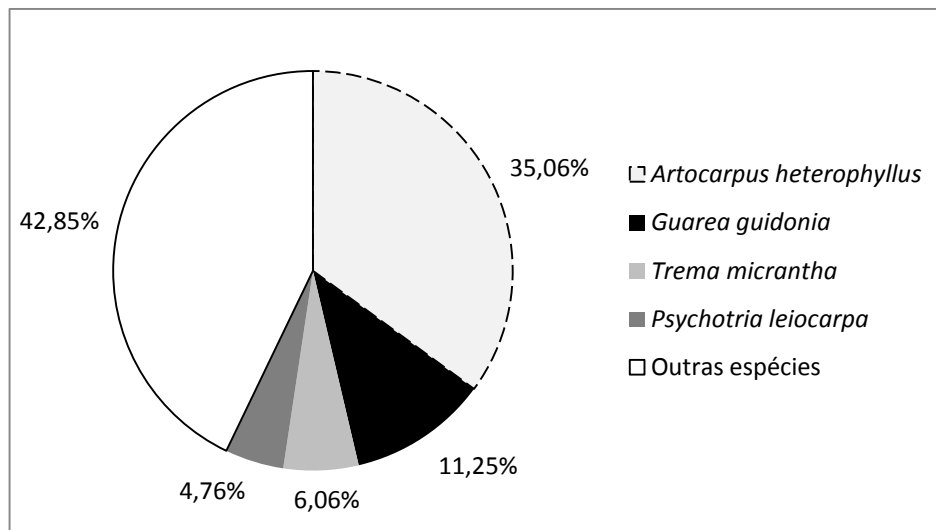


Figura 3: Porcentagem (%) das quatro espécies mais abundantes e das demais espécies presentes na comunidade vegetal, na borda de um fragmento de Floresta Ombrófila Densa Submontana no PNMM, RJ.

Em 2012, foram amostrados 191 indivíduos, sendo 40 a menos do que em 2015. Além disso, as famílias Moraceae, Meliaceae e Fabaceae foram as que apresentaram maior abundância de indivíduos naquele ano, com 67, 30 e 17, respectivamente, totalizando 114, ou quase 60% do total. Com relação às famílias com os maiores números de espécies em 2012, destacaram-se Fabaceae e Myrtaceae, com três espécies cada, seguidas de Bignoniaceae, Caricaceae, Melastomataceae e Meliaceae, cada uma apresentando duas espécies. Assim, pode-se observar um aumento de duas espécies de 2012 para 2015 para a família Fabaceae, e Myrtaceae com o mesmo número de espécies (FREITAS et al., 2017).

5.1.2 DIVERSIDADE E EQUABILIDADE

O índice de diversidade de Shannon para a área amostrada, de 0,2 ha, foi de $H' = 2,49$ nats/ind, e o de equabilidade de Pielou foi de $J = 0,67$ (Tabela 1).

Tabela 1: Comparação entre a composição florística, a diversidade e a equabilidade entre os anos de 2012 e 2015, da comunidade vegetal na borda de um fragmento de Floresta Ombrófila Densa Submontana no PNMM, RJ (Fonte dos dados de 2012: Freitas et al., 2017).

Ano	Nº de indivíduos	Nº de espécies	Nº de famílias	H'	J
2012	191	28	20	2,6	0,74
2015	231	36	23	2,5	0,67

Entre 2012 e 2015, foi possível observar que, apesar do aumento do número de indivíduos, espécies e famílias, houve uma diminuição na diversidade da comunidade arbórea. Mesmo após o controle físico de *A. heterophyllus* em 2011, sua presença na comunidade arbórea continuou causando alterações importantes na riqueza e na diversidade de espécies, nos anos seguintes ao anelamento (FABRICANTE et al., 2012). Apesar de a área de estudo ser menor se comparada às áreas de outras pesquisas, o fragmento apresentou baixa diversidade com relação à sua proporção.

Este valor para o índice de Shannon foi menor que o encontrado por Cruz et al. (2013) ($H' = 3,96$) em um estudo realizado em Macaé, RJ, numa área de 0,6 ha, sobre a estrutura e florística de comunidade arbórea em duas áreas de Floresta Ombrófila Densa. Estes mesmos autores também consideram que o valor para o índice de diversidade de Shannon encontrado em sua pesquisa foi intermediário, se comparado a outras localidades do estado do Rio de Janeiro.

Campos et al. (2011) encontraram valores de diversidade e equabilidade de $H'=4,051$ nats/ind e $J=0,817$, respectivamente, na área de estudo em 1 ha de um componente arbóreo de Floresta Ombrófila Densa Submontana, estado de São Paulo. Guedes-Bruni et al. (2006) também realizaram um estudo em 1 ha de área, em Floresta Ombrófila Densa, no estado do Rio de Janeiro, onde encontraram valores de índice de Shannon $H'=4,57$ nats/ind e de equabilidade $J=0,88$ que, segundo os autores, são valores comumente encontrados no estado em Floresta Ombrófila Densa Submontana e Montana.

Em um estudo sobre a estrutura e a composição florística do estrato arbóreo de um remanescente de Mata Atlântica Submontana, o índice de Shannon de $H'=3,91$ nats/ind encontrou-se entre os mais altos se comparado aos de outras matas consideradas perturbadas na região do estudo, porém, bem inferior ao encontrado em matas preservadas e maduras (CARVALHO et al., 2007).

Kurtz e Araújo (2000) encontraram $H'=4,20$ nats/ind e $J=0,85$ em um trecho de Floresta Ombrófila Densa Submontana na Estação Ecológica (ESEC) Estadual do Paraíso, em Cachoeiras de Macacu. Segundo os autores, o índice de diversidade encontrado neste estudo foi um dos mais altos já registrados para a Mata Atlântica, sendo reflexo da grande riqueza de espécies e da alta equabilidade.

A borda de fragmento estudada no PNMM apresentou baixo valor de índice de diversidade e de equabilidade, se comparada com outros resultados encontrados para a Mata Atlântica em Floresta Ombrófila Densa Submontana, no estado do Rio de Janeiro. Este

resultado era esperado, visto que o efeito de borda pode causar alterações e redução da biodiversidade de fragmentos florestais, resultando em uma estrutura física menos desenvolvida da vegetação, como foi observado por Zaú e Freitas (2007), em um estudo realizado em um trecho de Mata Atlântica no Parque Nacional (PARNA) da Tijuca, Rio de Janeiro.

A invasão da espécie exótica *A. heterophyllus* também justifica a baixa diversidade e equabilidade, pois invasões biológicas em comunidades vegetais são perturbações que podem alterar a dinâmica natural da floresta (ZENNI; ZILLER, 2011).

5.1.3 DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL

De acordo com a Classificação IGA (MCGINNIES, 1934), das 41 espécies, incluindo indeterminados e mortos, apenas duas apresentaram padrão de distribuição agregado, ou agrupado: *A. heterophyllus* e *Ocotea* sp. 2, ou 4,87% das espécies. 29 espécies, ou 70,73%, apresentaram padrão de distribuição uniforme, dentre elas *P. leiocarpa*; e 10 espécies, ou 24,39%, apresentaram padrão de distribuição com tendência ao agrupamento, como *G. guidonia* e *T. micrantha* (Tabela 2).

Tabela 2 – Valores e classificação da distribuição espacial, segundo o Índice de McGinnies (IGA), das espécies presentes no fragmento estudado de Floresta Ombrófila Densa Submontana, no PNMM, RJ.

Família/espécie	Ui	Ut	IGA	Classificação IGA
ANACARDIACEAE				
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	3	20	0,92	Uniforme
ANNONACEAE				
<i>Annona</i> sp.	1	20	0,97	Uniforme*
<i>Guatteria candolleana</i> Schltld.	4	20	1,12	Tend. Agrup.
APOCYNACEAE				
<i>Tabernaemontana laeta</i> Mart.	4	20	1,12	Tend. Agrup.
ARECACEAE				
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	1	20	0,97	Uniforme*
BIGNONIACEAE				
<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	2	20	0,95	Uniforme
<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K. Schum.	2	20	0,95	Uniforme
CANNABACEAE				
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	7	20	1,62	Tend. Agrup.
CARICACEAE				
<i>Carica papaya</i> L.	1	20	0,97	Uniforme*
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A. DC.	1	20	0,97	Uniforme*
CELASTRACEAE				

<i>Maytenus obtusifolia</i> Mart.	1	20	0,97	Uniforme*
ERYTHROXYLACEAE				
<i>Erythroxylum pulchrum</i> A.St.-Hil.	4	20	1,12	Tend. Agrup.
FABACEAE				
<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan	1	20	0,97	Uniforme*
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F. Macbr.	4	20	0,9	Uniforme
<i>Inga edulis</i> Mart.	1	20	1,95	Tend. Agrup.*
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	4	20	1,12	Tend. Agrup.
<i>Pseudopiptadenia</i> sp.	7	20	0,93	Uniforme
LAURACEAE				
<i>Nectandra membranaceae</i> (Sw.) Griseb.	1	20	0,97	Uniforme*
<i>Ocotea</i> sp. 2	3	20	2,15	Agregada
LEGUMINOSAE				
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F. Blake	1	20	1,95	Tend. Agrup.*
MALVACEAE				
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	1	20	0,97	Uniforme*
MELASTOMATACEAE				
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	2	20	0,95	Uniforme
<i>Miconia</i> sp.	1	20	0,97	Uniforme*
MELIACEAE				
<i>Cabrarea canjerana</i> (Vell.) Mart.	2	20	0,95	Uniforme
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	12	20	1,47	Tend. Agrup.
<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	1	20	0,97	Uniforme*
MORACEAE				
<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	17	20	3,08	Agregada
MYRTACEAE				
<i>Eugenia</i> sp.	2	20	0,95	Uniforme
<i>Marlierea glazioviana</i> Kiaersk.	3	20	0,92	Uniforme
Myrtaceae 2	1	20	0,97	Uniforme*
NYCTAGINACEAE				
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	5	20	1,22	Tend. Agrup.
PHYTOLACCACEAE				
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	5	20	0,87	Uniforme
RUBIACEAE				
<i>Cordia concolor</i> (Cham.) Kuntze	1	20	0,97	Uniforme*
<i>Psychotria leiocarpa</i> Cham. & Schltldl.	11	20	0,69	Uniforme
SALICACEAE				
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	1	20	0,97	Uniforme*
SAPINDACEAE				
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	3	20	0,92	Uniforme
URTICACEAE				
<i>Cecropia</i> sp.	3	20	0,92	Uniforme
INDETERMINADA 10				
Indeterminada 10	1	20	0,97	Uniforme*
INDETERMINADA 11				
Indeterminada 11	1	20	0,97	Uniforme*
INDETERMINADA 7				
Indeterminada 7	2	20	1,42	Tend. Agrup.
MORTA				
Morta	4	20	0,9	Uniforme

Onde: U_i - número de unidades amostrais em que a i -ésima espécie ocorreu; U_t - número total de unidades amostrais; IGA - “Índice de McGinnies” para a i -ésima espécie.

*Os asteriscos indicam valores muito baixos de unidades amostrais.

Para se discutir os resultados sobre a distribuição das espécies na borda de fragmento florestal estudada, foi considerada a escala micro, de acordo com Hay et al. (2000), em que as espécies podem se distribuir no espaço de forma aleatória, agrupada ou uniforme. Sendo assim, como a maior parte das espécies apresentaram um padrão de distribuição uniforme, pode-se considerar que este tipo de espaçamento resultou de interações negativas entre os indivíduos destas espécies, como a competição por recursos e espaço (HAY et al., 2000).

Quando o padrão de distribuição de uma espécie é agrupado, ou agregado, isto significa que os indivíduos agregam-se nos locais mais favoráveis do habitat (HAY et al., 2000). A espécie *A. heterophyllus* apresentou este tipo de distribuição e índice de McGinnies (IGA) de 3,08, que, segundo Abreu e Rodrigues (2010), é determinado pela maneira com que suas sementes são dispersas no meio, através de barocoria; ou também através de zoocoria, quando os animais expelem suas fezes contendo suas sementes (BERNASOL; LIMA-RIBEIRO, 2010).

Em 2012, seu IGA=2,08 foi menor do que em 2015, evidenciando que, após quatro anos após a realização do anelamento, os indivíduos desta espécie encontraram-se mais agregados do que um ano após o controle físico (FREITAS et al., 2017). De acordo com Bernasol e Lima-Ribeiro (2010), as populações podem se estruturar espacialmente sob influência de ações antrópicas, em ecossistemas perturbados. Isso pode ser observado com o levantamento de 2015, com a morte de alguns indivíduos de *A. heterophyllus* como consequência do controle físico, fazendo com que sua distribuição espacial se agregasse ainda mais com relação a 2012. Da perspectiva de invasão biológica, é possível que, pelo fato de uma espécie invasora apresentar padrão de distribuição agregado, seu controle possa ser realizado mais facilmente.

G. guidonia e *T. micrantha*, espécies com considerável densidade na comunidade estudada com relação às outras, apresentaram padrão de distribuição com tendência ao agrupamento, com IGA de 1,47 e 1,62, respectivamente. Este fator pode ser justificado por sua elevada densidade relativa e presença de um relevante número de indivíduos de pequeno porte, auxiliando na formação de pequenas e densas manchas na vegetação (NASCIMENTO et al., 2001). Em 2012, de acordo com os dados obtidos a partir do estudo realizado por Freitas et al. (2017), *G. guidonia* apresentou o mesmo padrão de distribuição, com mesmo

valor de IGA; e *T. micrantha* apresentou IGA=1,23, tendo sofrido pouca modificação em sua distribuição neste período de tempo.

5.1.4 ESTRUTURA HORIZONTAL

Foram obtidos os seguintes resultados para os parâmetros fitossociológicos analisados no ano de 2015:

Para a espécie invasora *A. heterophyllus*, foram encontrados os valores: Frequência Relativa (FR)=12,88, Densidade Relativa (DR)=35,06 e Dominância Relativa (DoR)=49,76, totalizando em um Valor de Cobertura (VC)=84,82 e Valor de Importância (VI)=97,7. De acordo com Freitas e Magalhães (2012), elevados valores de densidade, frequência e dominância representam as espécies mais importantes dentro de uma comunidade arbórea, quando analisada apenas a estrutura horizontal (Tabela 3).

A segunda espécie com maior VI foi *G. guidonia*, com 32,67, apresentando FR=9,09, DR=11,26, DoR=12,32 e VC=23,58. Observou-se uma diferença relevante entre seus valores e os da espécie dominante.

No levantamento realizado em 2012, na mesma área de estudo, o VI para *A. heterophyllus* foi de 106,85 (FREITAS et al., 2017). A diminuição do VI de 2012 para 2015 pode estar relacionada com o anelamento realizado em 2011. O método físico para controle dos indivíduos desta espécie invasora foi eficaz em algumas árvores, porém, foi observado que houve rebrota de alguns caules logo abaixo do anelamento, muitas vezes apresentando vários fustes (Figura 4).



Figura 4 – Indivíduo adulto da espécie invasora *A. heterophyllum*, anelado em 2011, apresentando rebrota com três novos fustes após o controle físico, no PNMM.

Segundo Sá Dechoum e Ziller (2013), a utilização apenas de um método físico, como o anelamento, não é suficiente para se realizar um controle efetivo de espécies exóticas invasoras, sendo aconselhável a utilização também de um controle químico.

Em ecossistemas invadidos por *A. heterophyllum*, a abundância de espécies nativas tende a diminuir e a dominância de *A. heterophyllum* tende a aumentar ao longo do tempo (ZENNI; ZILLER, 2011). Abreu e Rodrigues (2010) relataram o potencial invasor das jaqueiras, em um estudo realizado no PARNA da Tijuca, e observaram que esta espécie pode regenerar-se melhor do que algumas espécies nativas da Mata Atlântica.

Em 2012, *G. guidonia* também foi a espécie com o segundo maior VI, porém com valor de 39,0 (FREITAS et al., 2017), mostrando que perdeu um pouco de sua importância ecológica após três anos.

Cruz et al. (2013) realizaram um estudo em duas áreas de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas e Submontana no estado do Rio de Janeiro, em que *A. heterophyllum* também estava presente como a espécie dominante. Os valores para esta espécie encontrados por estes autores, para a 1ª área, foram de FR=10, DR=15,8, DoR=37,25, VC=53,1 e VI=63,1. A espécie que ficou em segundo lugar em termos de VI foi *G. opposita*, com 24,2, FR=10, DR=12,8, DoR=1,39 e VC=14,2. Na 2ª área do estudo *A. heterophyllum* também foi a espécie

que apresentou VI mais alto, com 37,2, e FR=10, DR=9, DoR=18,27 e VC=27,2. A segunda espécie mais importante para esta área foi *Ficus gomelleira* Kunth & C.D. Bouché, com os valores de FR=6,7, DR=1,3, DoR=18,56, VC=19,8 e VI=26,5.

Resultados semelhantes evidenciando a invasão de *A. heterophyllus* na Mata Atlântica também foram relatados em outras regiões do país. Geiseler (2014) realizou um estudo em Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, analisando os efeitos da população de *A. heterophyllus* sobre a estrutura do componente arbóreo na Reserva Biológica (REBIO) de Saltinho, uma UC Federal de Proteção Integral em Mata Atlântica, Tamandaré, PE, encontrando VI de 108,14 para esta espécie. A segunda espécie com segundo maior VI nesta área de estudo foi *Henriettea succosa* (Aubl.) DC., com 70,65.

Em outro fragmento de Floresta Ombrófila Densa em Moreno, Pernambuco, Batista et al. (2012) realizaram um estudo sobre a estrutura fitossociológica e diamétrica da comunidade arbórea e encontraram o maior VI para *A. heterophyllus* (43,67), justificado por seu alto valor de DoR. A espécie que ficou em segundo lugar foi *Miconia prasina* (Sw.) DC., com VI=22,69.

No PNMM, a espécie que ficou em terceiro lugar foi *P. leiocarpa*, com VI=15,65. Com relação aos parâmetros fitossociológicos, esta espécie apresentou DR=4,76, FR=8,33, DoR=2,55 e VC=7,31 (Tabela 3).

Tabela 3 – Parâmetros fitossociológicos, em ordem decrescente de Valor de Importância (VI), das espécies encontradas na borda de fragmento no PNMM, RJ.

Nome científico	N	AB	DR	FR	DoR	VC	VC (%)	VI	VI (%)
<i>Artocarpus heterophyllus</i>	81	3,950	35,06	12,88	49,76	84,82	42,41	97,70	32,57
<i>Guarea guidonia</i>	26	0,978	11,26	9,09	12,32	23,58	11,79	32,67	10,89
<i>Psychotria leiocarpa</i>	11	0,203	4,76	8,33	2,55	7,31	3,66	15,65	5,22
<i>Trema micrantha</i>	14	0,096	6,06	5,3	1,21	7,27	3,64	12,58	4,19
<i>Pseudopiptadenia</i> sp.	8	0,243	3,46	5,3	3,07	6,53	3,26	11,83	3,94
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	5	0,485	2,16	3,03	6,11	8,28	4,14	11,31	3,77
<i>Gallesia integrifolia</i>	5	0,415	2,16	3,79	5,23	7,39	3,7	11,18	3,73
<i>Guapira opposita</i>	7	0,209	3,03	3,79	2,63	5,66	2,83	9,45	3,15
<i>Tabernaemontana laeta</i>	5	0,148	2,16	3,03	1,86	4,03	2,01	7,06	2,35
<i>Apuleia leiocarpa</i>	4	0,176	1,73	3,03	2,22	3,95	1,98	6,98	2,33
<i>Erythroxylum pulchrum</i>	5	0,127	2,16	3,03	1,6	3,76	1,88	6,80	2,26
Morta	4	0,128	1,73	3,03	1,61	3,35	1,67	6,38	2,13
<i>Ocotea</i> sp. 2	7	0,037	3,03	2,27	0,47	3,50	1,75	5,77	1,92
<i>Guatteria candolleana</i>	5	0,044	2,16	3,03	0,56	2,72	1,36	5,75	1,92
<i>Miconia cinnamomifolia</i>	2	0,261	0,87	1,52	3,29	4,16	2,08	5,67	1,89
<i>Cecropia</i> sp.	3	0,090	1,3	2,27	1,14	2,44	1,22	4,71	1,57
<i>Cupania vernalis</i>	3	0,022	1,3	2,27	0,27	1,57	0,79	3,85	1,28
<i>Astronium graveolens</i>	3	0,014	1,3	2,27	0,18	1,48	0,74	3,75	1,25

Marlierea glazioviana	3	0,010	1,3	2,27	0,12	1,42	0,71	3,69	1,23
Cabralea canjerana	2	0,081	0,87	1,52	1,02	1,89	0,94	3,40	1,13
Sparattosperma leucanthum	2	0,058	0,87	1,52	0,73	1,59	0,8	3,11	1,04
Indeterminada 7	3	0,017	1,3	1,52	0,22	1,52	0,76	3,03	1,01
Jacaranda macrantha	2	0,026	0,87	1,52	0,32	1,19	0,6	2,71	0,9
Eugenia sp.	2	0,011	0,87	1,52	0,14	1,01	0,5	2,52	0,84
Schizolobium parahyba	2	0,006	0,87	0,76	0,08	0,95	0,47	1,70	0,57
Indeterminada 10	1	0,040	0,43	0,76	0,51	0,94	0,47	1,70	0,57
Inga edulis	2	0,004	0,87	0,76	0,05	0,92	0,46	1,68	0,56
Jacaratia spinosa	1	0,013	0,43	0,76	0,17	0,60	0,3	1,36	0,45
Miconia sp.	1	0,006	0,43	0,76	0,08	0,51	0,26	1,27	0,42
Indeterminada 11	1	0,006	0,43	0,76	0,07	0,51	0,25	1,26	0,42
Maytenus obtusifolia	1	0,004	0,43	0,76	0,05	0,49	0,24	1,24	0,41
Casearia sylvestris	1	0,004	0,43	0,76	0,05	0,48	0,24	1,24	0,41
Nectandra membranaceae	1	0,004	0,43	0,76	0,05	0,48	0,24	1,24	0,41
Anadenanthera macrocarpa	1	0,003	0,43	0,76	0,04	0,47	0,24	1,23	0,41
Trichilia lepidota	1	0,003	0,43	0,76	0,03	0,47	0,23	1,22	0,41
Carica papaya	1	0,002	0,43	0,76	0,03	0,46	0,23	1,22	0,41
Myrtaceae 2	1	0,002	0,43	0,76	0,03	0,46	0,23	1,22	0,41
Annona sp.	1	0,002	0,43	0,76	0,03	0,46	0,23	1,22	0,41
Euterpe edulis	1	0,002	0,43	0,76	0,03	0,46	0,23	1,22	0,41
Cordia concolor	1	0,002	0,43	0,76	0,03	0,46	0,23	1,22	0,41
Ceiba speciosa	1	0,002	0,43	0,76	0,02	0,46	0,23	1,22	0,41
Total	231	7,938	100	100	100	200	100	300	100

Onde: N – número de indivíduos; AB – Área Basal (ind x ha⁻¹); DR – Densidade Relativa; FR – Frequência Relativa; DoR – Dominância Relativa; VC (%) – Percentual de Valor de Cobertura; VI (%) – Percentual de Valor de Importância.

Em sua área de dispersão original, *A. heterophyllus* apresenta um padrão de abundância diferente, sendo considerada rara e apresentando poucos indivíduos por hectare (CHITTIBABU; PARTHASARATHY, 2000). Em um estudo realizado por estes autores, na Índia, a espécie ficou em 13º lugar em relação à sua densidade populacional. Abreu (2008) citou alguns fatores que seriam facilitadores para a invasão da população de jaqueiras nos ecossistemas da Mata Atlântica, como as diferenças climáticas entre os locais (ausência de estação seca marcante, que é característica das regiões de clima de monção), a ausência de espécies que dominem os estratos da vegetação, o que é observado em florestas tropicais asiáticas, a grande produção de frutos e índices elevados de germinação das sementes em campo.

No PNMM, foram encontrados altos valores de frequência, densidade e dominância relativas para *A. heterophyllus* com relação às outras espécies. Isto significa que, além de apresentar distribuição agregada, também é dominante com relação às outras e aparece em grande número na comunidade (LAMPRECHT, 1990). O fato de que se trata de uma UC de

Proteção Integral pode ter favorecido sua invasão, dificultando a implementação de projetos para sua exploração, visto que esta categoria de manejo não possibilita o uso direto dos recursos naturais e nem permite seu consumo nem coleta (ZILLER; SÁ DECHOUM, 2013).

G. guidonia, que ficou em segundo lugar em VI, apresentou valores mais altos de densidade e dominância relativas com relação ao seu valor de frequência relativa, indicando que se trata de uma espécie de grande porte com relação às vezes em que aparece na comunidade, porém com tendência ao agrupamento. A terceira espécie mais importante na comunidade estudada, *P. leiocarpa*, apresentou frequência relativamente mais alta do que sua densidade e dominância relativas, tratando-se de uma espécie com distribuição uniforme, porém pouco dominante na comunidade (LAMPRECHT, 1990).

5.1.5 DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA

Os valores de DAP da comunidade florestal variaram entre 5,0 e 61,12 cm, sendo que 107 indivíduos (43,3%) concentraram-se na primeira classe de diâmetro, entre 5,0 e 10,0 cm, e 47 indivíduos (20,3%) na classe seguinte, entre 10,0 e 15,0 cm de diâmetro. A maior quantidade de indivíduos concentrados nas primeiras classes de diâmetro com relação aos demais, além de apresentarem uma distribuição exponencial negativa assemelhando-se ligeiramente à forma de J-invertido, indica o padrão típico de florestas inequiâneas (SOUZA et al., 2006). Embora ocorra um balanço positivo entre recrutamento e mortalidade, este efeito pode estar potencializando a propagação de novos indivíduos de *A. heterophyllus* (FELFILI, 1997; SOUZA et al., 2006; KERR, 2013; MAGALHÃES et al., 2015) (Figura 5). Estes dados corroboram com o resultado encontrado por Freitas et al. (2017), em um trabalho realizado na mesma área de estudo no ano de 2012, em que a distribuição de diâmetros na época também apresentou a forma de um J-invertido, indicando que as taxas de recrutamento de *A. heterophyllus* sugeriam um problema de invasão biológica.

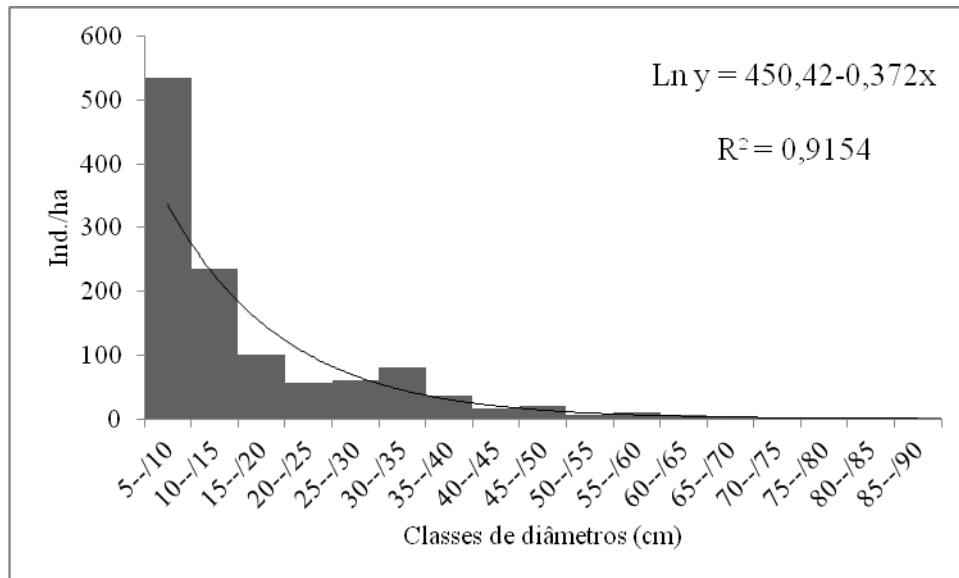


Figura 5 - Curva de distribuição diamétrica, observada e estimada, do componente arbóreo da borda de um fragmento de Floresta Ombrófila Densa Submontana, no PNMM, RJ.

Não obstante, a borda de fragmento estudada apresenta algumas interrupções nos histogramas de frequência em algumas classes diamétricas. O não acompanhamento da curva do J-invertido por estas classes diamétricas pode significar que a comunidade florestal sofre algum tipo de desequilíbrio (IMAÑA-ENCINAS et al., 2013) (Figura 5).

O déficit de indivíduos em algumas classes de diâmetros pode ocorrer como consequência de provável atividade antrópica, como retirada de madeira, ou também um evento natural, como por exemplo, queimada ou morte de indivíduos e queda (IMAÑA-ENCINAS et al., 2013).

Na borda do fragmento estudado, observou-se déficit de indivíduos nas classes diamétricas entre 15 e 30 cm, que pode ser consequência do controle físico da espécie invasora *A. heterophyllus*, realizado em 2011, pois foram encontrados alguns indivíduos mortos no levantamento de 2015. Em 2012, na mesma comunidade florestal, a distribuição dos diâmetros das espécies nativas mostrou um desequilíbrio que também pode ter sido causado pela competição com *A. heterophyllus*, notadamente entre árvores maiores (40,0 a 44,9 cm) (FREITAS et al., 2017). Um resultado similar foi encontrado por Imaña-Encinas et al. (2013), que também calcularam o quociente “q” de De Liocourt, resultando em valores irregulares entre si, o que demonstrou que a comunidade vegetal não apresentava total equilíbrio.

Apesar das falhas em algumas classes de diâmetros, o valor de $R^2 = 0,9154$ para a comunidade vegetal indica que a função se ajusta bem à distribuição dos diâmetros (SILVA; FELFILI, 2012).

A curva de distribuição diamétrica também foi estimada e observada para as espécies *A. heterophyllus* (Figura 6) e *G. guidonia* (Figura 7), pois, além de serem as duas espécies que apresentaram os maiores VI, tratam-se de uma espécie exótica invasora e uma espécie nativa da Mata Atlântica, respectivamente, o que permitiu fazer uma comparação e avaliar o quanto a espécie invasora pode estar comprometendo a regeneração da floresta nativa.

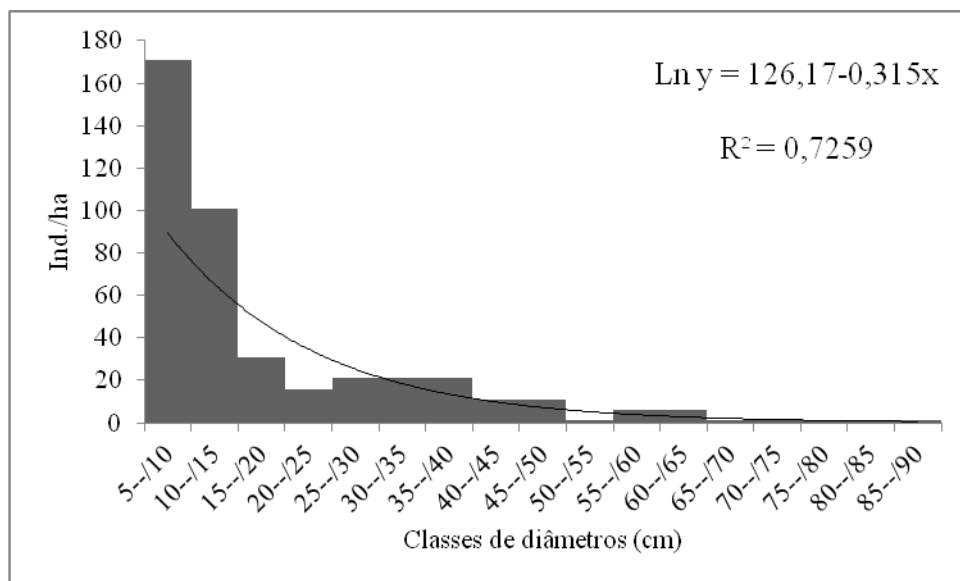


Figura 6 - Curva de distribuição diamétrica, observada e estimada, da espécie *A. heterophyllus*, presente no componente arbóreo da borda de um fragmento de Floresta Ombrófila Densa Submontana, no PNMM, RJ.

A espécie *A. heterophyllus* apresentou quantidade elevada de indivíduos nas primeiras classes diamétricas, com 34 (41,98%) entre 5,0 e 10,0 cm e 20 indivíduos (24,69%) na classe diamétrica entre 10,0 e 15,0 cm (Figura 6). Esta configuração caracteriza ligeiramente a curva de distribuição diamétrica do tipo J-invertido, com valor de $R^2 = 0,7259$. Apesar de apresentar falhas em algumas classes maiores de diâmetros, os dados indicam que está ocorrendo recrutamento da espécie no fragmento invadido (FELFILI, 1997; SILVA; FELFILI, 2012).

Os resultados de Freitas et al. (2017) para *A. heterophyllus*, nesta área de estudo no ano de 2012, apresentaram o comportamento em forma de J-invertido, o que já demonstrou o potencial de invasão da espécie nesta comunidade.

Fabricante (2013) sugere que seja realizado o controle da invasão de *A. heterophyllus* para a recuperação de áreas de ocorrência da espécie, por meio da remoção de seus regenerantes e plantio de espécies nativas zoocóricas, o que evitaria a competição entre indivíduos jovens de *A. heterophyllus* e de espécies autóctones. Além disso, o autor recomenda que a regeneração natural da espécie invasora seja continuamente eliminada, e que o anelamento de seus indivíduos adultos seja realizado no momento em que as nativas atingirem a fase reprodutiva, a fim de eliminar totalmente *A. heterophyllus* da comunidade quando as espécies nativas estiverem aptas a fornecer alimento para a fauna autóctone.

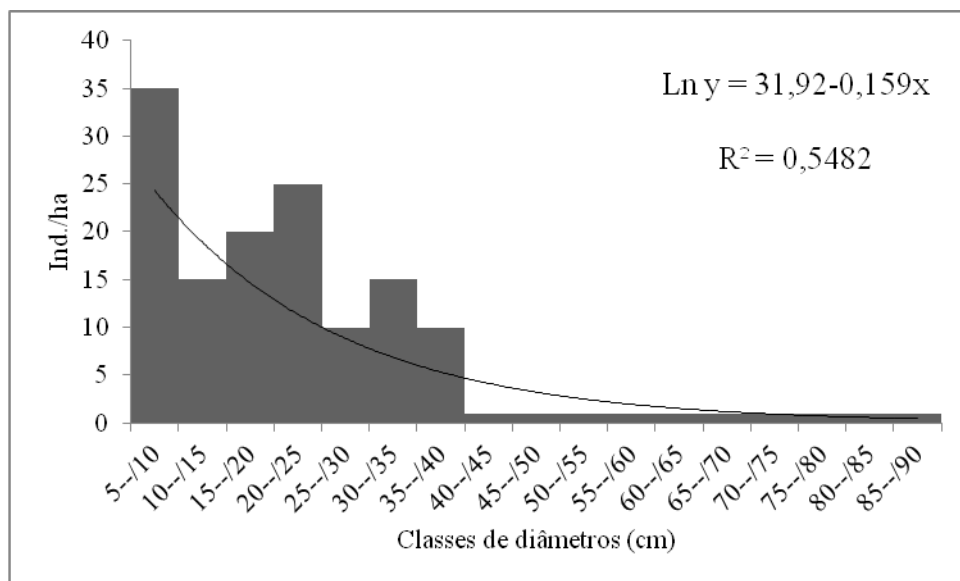


Figura 7 - Curva de distribuição diamétrica, observada e estimada, da espécie *G. guidonia*, presente no componente arbóreo da borda de um fragmento de Floresta Ombrófila Densa Submontana, no PNMM, RJ.

A espécie *G. guidonia* apresentou sete indivíduos (26,92%) na primeira classe de diâmetros, entre 5,0 e 10,0 cm. Porém, houve um déficit de indivíduos na classe seguinte, entre 10,0 e 15,0 cm, com apenas três indivíduos (11,54%). Nas classes entre 15,0 e 20,0 cm e entre 20,0 e 25,0, a quantidade de indivíduos encontrada foi maior, com quatro (15,38%) e cinco (19,23%), respectivamente (Figura 7).

De acordo com Oliveira et al. (2013), esta espécie pode indicar o histórico de intervenção antrópica em uma floresta. Esta falha na classe entre 10,0 e 15,0 cm pode estar relacionada com a invasão da espécie *A. heterophyllus*, pois após o controle físico (anelamento) da espécie invasora em 2011, houve queda natural de indivíduos. *G. guidonia* não apresentou distribuição diamétrica do tipo J-invertido, com baixo valor de $R^2 = 0,5482$.

Em um estudo realizado também em ecossistema de Floresta Ombrófila Densa Submontana, Oliveira et al. (2013) constataram que a espécie *G. guidonia* não se regenerou em clareiras naturais, nem houve recrutamento em trechos mais preservados da floresta, apresentando, assim, características de uma espécie pioneira. Isto pode justificar a quase ausência de indivíduos nas classes de diâmetros a partir de 40 cm dentro do fragmento florestal estudado.

5.2 PERCEPÇÃO DOS GESTORES DAS UCs

De um total de 63 UCs do estado do Rio de Janeiro, para as quais o questionário foi enviado, 55 gestores responderam (87,3%). Considerando as esferas de governo, responderam 16 de 17 UCs federais (94,1%), 25 de 29 UCs estaduais (86,2%), e 14 de 17 UCs municipais (82,3%).

Segundo os gestores, duas UCs foram criadas na década de 30, sendo ambas federais. Nenhuma das UCs pesquisadas foi criada nas décadas de 40 e 50, e na década de 60 houve a criação de apenas uma UC federal. A partir de 1970, houve a criação de um número maior de UCs, inclusive sob tutela do Instituto Estadual do Ambiente (INEA) e da Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SMAC). Sete foram criadas nesta década, sendo uma federal, três estaduais e três municipais. O número continuou a crescer na década de 80, com cinco UCs federais, seis estaduais e uma municipal. Durante a década de 90, houve a criação de um número mais baixo de UCs, com quatro sob tutela do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), duas do INEA e três da SMAC. Em seguida, de 2000 a 2009, foi o período com o maior número de UCs criadas, com 17 localizadas no estado do Rio de Janeiro, sendo duas federais, oito estaduais e sete municipais. De 2010 a 2015, houve a criação de apenas uma UC federal, porém, o número de novas UCs estaduais criadas continuou alto para apenas cinco anos, com seis no total, e nenhuma municipal (Figura 8).

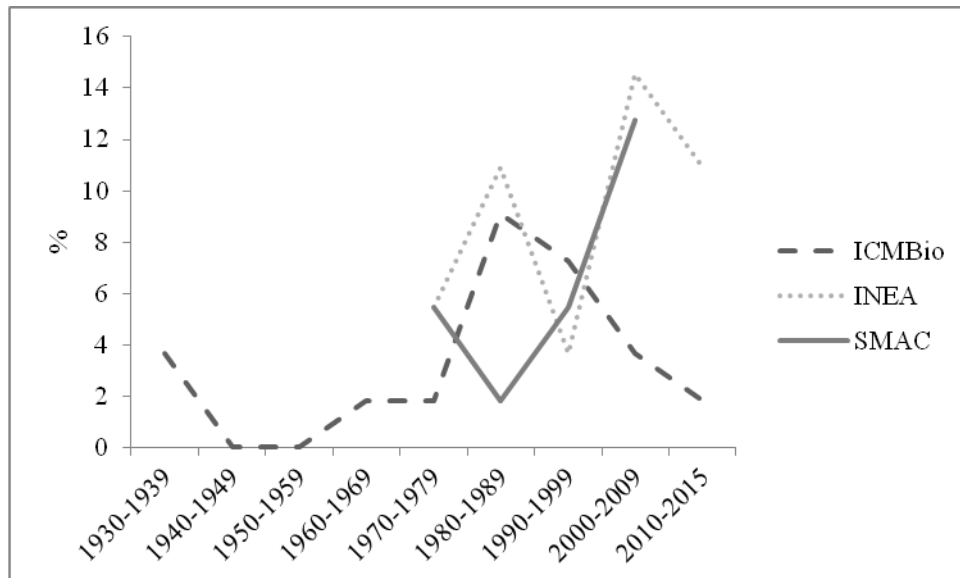


Figura 8: Proporção, em porcentagem (%), de UCs federais, estaduais e municipais criadas entre 1930 e 2015 no estado do RJ.

Medeiros (2006) realizou uma abordagem sobre a criação de UCs no Brasil, apresentando os antecedentes e debates que deram origem à criação das primeiras áreas protegidas no país dentro de seu contexto sociopolítico.

A partir da década de 30, o país começou a se urbanizar e industrializar, o que causou mudanças no cenário político e social brasileiro, além do novo projeto político para a modernização do país. Em 1934, foi criado o primeiro Código Florestal Brasileiro, fato que deu alicerce a grande parte dos instrumentos legais que possibilitariam a efetiva criação de áreas protegidas no Brasil (MEDEIROS, 2006). As duas UCs criadas no estado do Rio de Janeiro, na década de 30, enquadradas neste contexto sociopolítico, e cujos gestores responderam ao questionário, foram o PARNA do Itatiaia, em 1937, sendo o primeiro do país, e o PARNA da Serra dos Órgãos, em 1939. O PARNA da Tijuca foi criado em 1961, também enquadrado no conceito de Parque Nacional do Código Florestal de 1934.

A Floresta da Tijuca resultou de um conjunto de políticas governamentais para a preservação e recuperação do meio ambiente. Antes de sua criação pelo Decreto 50.923, a área da Floresta da Tijuca esteve sob a jurisdição sucessiva de um grande número de órgãos federais, estaduais e municipais. Devastada pela cafeicultura no século XIX, ela foi replantada com o objetivo garantir o abastecimento de água para a população da cidade do Rio de Janeiro; e, mais tarde, para uso turístico, recreativo e educacional (DRUMMOND, 1988).

Ainda segundo Medeiros (2006), o artigo 5º da Lei nº 5.197/1967 definiu-se como função do Poder Público Federal criar as REBIOS Nacionais. Durante a década de 70, houve

diversos encontros ambientais internacionais que refletiram no cenário político brasileiro. Então, em 1974, foi criada a REBIO de Poço das Antas, contabilizando uma das sete UCs totais criadas na década de 70 no estado do Rio de Janeiro. As seis demais UCs criadas nesta década, de acordo com as respostas fornecidas por seus respectivos gestores, foram estaduais e municipais, sendo elas: o Parque Estadual (PE) do Desengano em 1970, a REBIO Estadual de Guaratiba em 1974, a REBIO Estadual de Araras em 1977 (estaduais); e o Parque Natural Municipal (PNM) Darke de Mattos em 1975, o PE do Grajaú em 1978 e o PNM da Catacumba em 1979 (municipais).

A criação do maior número de UCs entre 2000 e 2009 foi consequência da consolidação do SNUC, no ano 2000, que regulamentou e possibilitou a implantação e a gestão das categorias de UCs nas instâncias federal, estadual e municipal, nos grupos Proteção Integral e Uso Sustentável (BRASIL, 2000; RYLANDS; BRANDON, 2005). Porém, a expansão de UCs sob tutela do ICMBio não aumentou nesta década.

A Figura 9 mostra a proporção de UCs federais, estaduais e municipais classificadas nos grupos de Proteção Integral e Uso Sustentável.

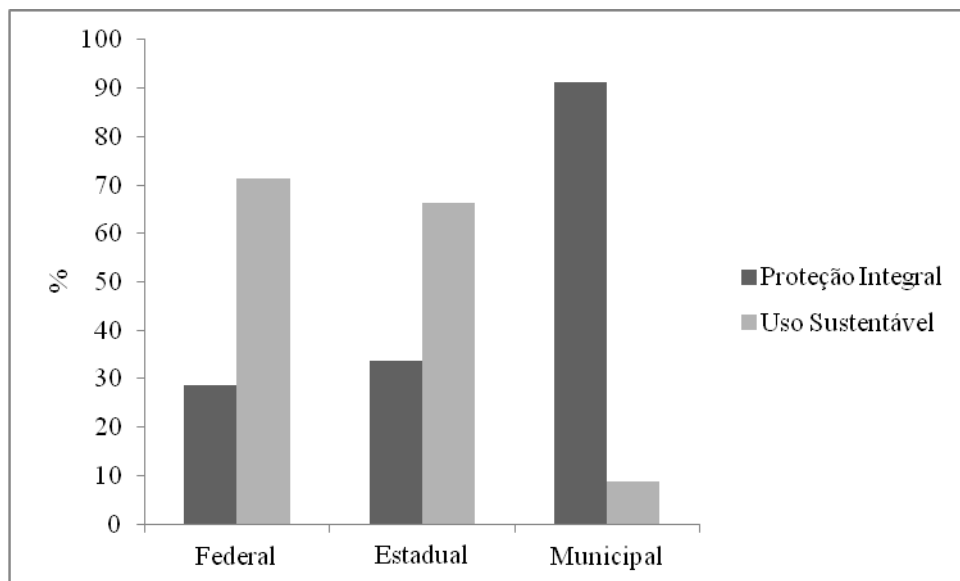


Figura 9: Proporção, em porcentagem (%) de área, de UCs federais, estaduais e municipais no estado do RJ, classificadas nos grupos de Proteção Integral e Uso Sustentável.

O resultado do questionário mostrou que, no total do universo amostral desta pesquisa, existem 396.938 ha de área de UCs federais, 356.338 ha de área de UCs estaduais e 2.306 ha de área de UCs municipais.

Das UCs cujos gestores responderam ao questionário, 10 federais são classificadas como de Proteção Integral, representando 29% da área total de UCs sob tutela do ICMBio; e 71% é classificada como sendo de Uso Sustentável, totalizando seis. Das UCs estaduais, 12 são de Proteção Integral (34% da área total); e 13 (66%) da área é categorizada como de Uso Sustentável. Com relação às UCs municipais, 91% da área total é classificada como de Proteção Integral, totalizando 13 UCs; e 9% como de Uso Sustentável, sendo apenas uma UC sob tutela da SMAC neste grupo. Os resultados obtidos a partir das respostas dos gestores das UCs federais e estaduais corroboram com o trabalho de Rylands e Brandon (2005), que afirmam que a maior parte da superfície protegida no Brasil é composta por UCs de Uso Sustentável, onde são permitidas muitas atividades humanas, que podem gerar algum tipo de impacto ambiental.

A partir do fim da segunda metade do século XIX, o maior surgimento de UCs criadas no Brasil teve como objetivo inicial preservar áreas detentoras de características ligadas à beleza natural, à grandiosidade e à raridade. Além disso, também houve a preocupação para se proteger mananciais hídricos a fim de garantir o fornecimento de água para a população; e a proteção de algumas espécies populares da fauna, como o mico-leão-dourado (DRUMMOND et al., 2010).

A criação de UCs de Uso Sustentável, inicialmente, foi motivada pela possibilidade de extração de madeira, e que mais tarde também viabilizaria a exploração de outros tipos de recursos naturais nestas áreas (DRUMMOND et al., 2010).

Com relação à proporção de UCs inseridas dentro das diferentes fisionomias da Mata Atlântica no estado do RJ, os valores das áreas das UCs foram transformados em porcentagem para se obter sua proporção dentro dos ecossistemas, de acordo com a classificação do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (1992): Costeiro (C), Floresta Ombrófila (FO) e Floresta Estacional (FE); além das UCs inseridas em dois ecossistemas simultaneamente: Floresta Ombrófila e Costeiro (FO/C), e Floresta Ombrófila e Floresta Estacional (FO/FE) (Figura 10).

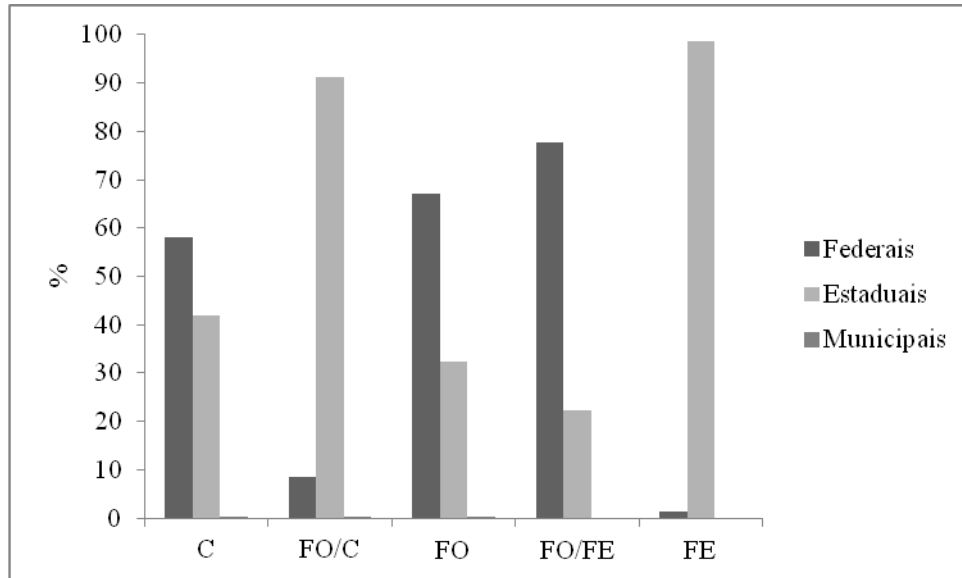


Figura 10: Proporção, em porcentagem (%) de área, de UCs federais, estaduais e municipais no estado do RJ, inseridas nos ecossistemas Costeiro (C), Floresta Ombrófila/Costeiro (FO/C), Floresta Ombrófila (FO), Floresta Ombrófila/Floresta Estacional (FO/FE) e Floresta Estacional (FE).

As áreas de UCs inseridas dentro dos ecossistemas são referentes às 55 UCs cujos gestores responderam ao questionário, sendo que, no total de área existente, essa proporção é maior do que a do universo amostral deste estudo.

O ecossistema de Floresta Ombrófila ficou em destaque, com a maior área total de UCs das três esferas de governo compreendidas dentro de seu domínio, totalizando 421.372 ha (55%). Dentre elas, as que possuem mais área neste ecossistema são as UCs federais, com 276.930 ha, seguidas das estaduais e municipais. Isto se deve provavelmente ao fato de que este ecossistema encontra-se mais protegido em áreas de difícil acesso (RANGEL; GUERRA, 2013). De acordo com Ziller e Sá Dechoum (2013), a Floresta Ombrófila é o ecossistema que possui o maior número de ocorrências de espécies exóticas invasoras na região Sudeste. Dentre as UCs compreendidas exclusivamente dentro desta formação vegetal está o PNMM.

A área total de UCs compreendidas dentro dos ecossistemas de Floresta Ombrófila e Costeiro, simultaneamente, foi de 163.532 ha (22%), ficando em segundo lugar. Esta categoria de ecossistemas recebeu destaque pelo grande número de UCs sob tutela do INEA, com 91% do total da área pertencente a esta esfera de governo dentro desta categoria.

O ecossistema exclusivamente Costeiro compreende um total de 134.220 ha (18%) de UCs federais, estaduais e municipais. Ficando em terceiro lugar, destacaram-se as UCs federais, com 77.872 ha (58%), e apenas 41 ha de UCs sob tutela da SMAC.

Existem 36.120 ha de UCs (5%) dentro dos ecossistemas de Floresta Ombrófila e Floresta Estacional, compreendendo apenas UCs sob tutela do ICMBio e do INEA. As UCs federais encontram-se em maior proporção, com 28.084 ha (quase 78%).

O ecossistema Floresta Estacional foi o que apresentou menor área de UCs compreendidas dentro de seu domínio no estado do RJ, com um total de 9.337 ha de UCs estaduais e apenas uma federal (pouco mais de 1% da área total). Nenhuma UC sob tutela da SMAC abrange este ecossistema, que não é uma formação de vegetacional característica de áreas próximas ao litoral (IBGE, 2012). De acordo com um estudo realizado por Ziller e Sá Dechoum (2013), esta formação vegetacional ficou em segundo lugar em número de ocorrências de espécies exóticas invasoras dentro de seu domínio na região Sudeste.

Com relação às invasões biológicas nos grupos de proteção, as UCs de Proteção Integral apresentaram maior número de ocorrências de espécies exóticas invasoras (52) do que as UCs de Uso Sustentável (20). Um resultado similar foi encontrado por Ziller e Sá Dechoum (2013), que relataram 902 ocorrências reportadas em 163 UCs de Proteção Integral, e 268 em 64 UCs de Uso Sustentável.

As UCs de Proteção Integral têm como objetivo preservar a natureza, sendo admitido apenas o uso indireto dos seus recursos naturais, e o das de Uso Sustentável é compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parcela dos seus recursos naturais (BRASIL, 2000). Desta forma, é possível que a presença de espécies exóticas invasoras em UCs de Uso Sustentável permita que a exploração e a pressão sobre espécies nativas sejam reduzidas (ZILLER; SÁ DECHOUM, 2013). Como previsto na Estratégia Nacional sobre espécies exóticas invasoras para UCs de Uso Sustentável, deve-se “elaborar regulamentação de uso para espécies exóticas utilizadas em sistemas de produção, contemplando ações de prevenção, controle e manejo” (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA, 2009).

As invasões biológicas em UCs não representam um problema recente no Brasil (SAMPAIO; SCHMIDT, 2013), sendo que começaram a ser detectadas pelo ICMBio, INEA e SMAC há mais de três décadas atrás, como mostram os resultados obtidos pelas respostas dos gestores do estado do RJ.

De acordo com os gestores, as invasões biológicas foram detectadas em 10 das 16 UCs federais há até duas décadas atrás. Em cinco delas, foram detectadas há 30 anos ou mais; e em apenas uma UC federal, este problema foi identificado recentemente, pois trata-se de uma UC criada em 2010.

Em oito UCs estaduais, as invasões biológicas foram detectadas recentemente, ou seja, há menos de uma década. Em apenas duas o problema foi detectado há mais de três

décadas. Porém, segundo os seus gestores, estas UCs foram criadas nos anos de 2013 e 2012, respectivamente.

Algumas UCs, principalmente Áreas de Proteção Ambiental (APAs), encontram-se localizadas em ambiente urbano. De acordo com Pimenta et al. (2013), os ecossistemas urbanos constituem-se das mudanças promovidas no meio como resultado das interações do ser humano com a natureza. Dentre essas interações, pode-se considerar que as invasões biológicas são um dos processos mais expressivos de alterações ambientais, estando diretamente relacionado com a ocupação em ecossistemas urbanos (PINTO et al., 2014). Desta forma, espécies invasoras encontram-se presentes em áreas onde hoje ocupam algumas UCs na cidade do Rio de Janeiro antes mesmo de sua criação.

Metade das UCs municipais (sete), detectaram espécies invasoras em sua área há uma década atrás. De acordo com os gestores, duas UCs as constataram recentemente. Estas UCs foram criadas na década de 70, sendo necessário verificar o motivo exato pelo qual as espécies invasoras não haviam sido identificadas há mais tempo. Seus planos de manejo nunca foram atualizados, mas as medidas de controle e erradicação das espécies invasoras encontram-se em andamento.

De acordo com Ziller e Sá Dechoum (2013), o fator mais preocupante em relação ao combate das invasões biológicas no Brasil é a falta de manejo destas espécies em muitas UCs, além de que seu diagnóstico e monitoramento são muitas vezes realizados tardiamente, e não são realizadas ações focadas em sua prevenção.

Sendo assim, todos os gestores que responderam ao questionário informaram que pelo menos uma espécie exótica invasora ocorre nas UCs, com exceção de uma UC municipal de Proteção Integral, cujo gestor informou que esse tipo de impacto ambiental não atinge a UC. Porém, de acordo com Cohen (2007), esta UC também sofre com o problema de invasões biológicas, mencionando o combate permanente às espécies exóticas em conjunto com parcerias, e realizando o plantio de espécies nativas e a retirada de espécies exóticas.

Apesar de informarem haver invasão pela espécie *Corbicula fluminea* em duas UCs estaduais, ambas de Uso Sustentável, os gestores afirmaram que este tipo de impacto ambiental não atinge estas UCs. Uma UC federal sofre com impactos causados por invasões biológicas, que foram detectadas há mais de 30 anos. Porém, a espécie invasora ainda não foi identificada.

A tabela 4 apresenta as principais espécies invasoras causadoras de impactos nas UCs federais, estaduais e municipais, conforme informado pelos gestores que responderam ao questionário.

Tabela 4 – Lista de espécies invasoras exóticas da fauna e da flora presentes nas UCs pesquisadas e abundância de UCs federais, estaduais e municipais no estado do RJ que abrigam estas espécies como principais ameaças a seus ecossistemas, de acordo com seus gestores.

Nome científico	ICMBio	INEA	SMAC
FAUNA			
<i>Callithrix jacchus</i> (mico-estrela)	1	2	4
<i>Canis lupus familiaris</i> (cachorro)	0	2	0
<i>Cichla</i> spp (tucunaré)	1	0	0
<i>Clarias gariepinus</i> (bagre-africano)	3	0	0
<i>Corbicula fluminea</i> (amêijoia-asiatica)	0	2	0
<i>Oreochromis niloticus</i> (tilápia)	2	2	0
<i>Oryctolagus</i> sp (coelho-europeu)	1	0	0
<i>Sus scrofa</i> (javali)	1	0	0
<i>Tubastraea coccinea</i> (coral-sol)	3	2	0
<i>Tubastraea tagusensis</i>	3	1	0
FLORA			
<i>Archontophoenix cunninghamiana</i> (palmeira-australiana)	0	1	0
<i>Artocarpus heterophyllus</i> (jaqueira)	1	1	3
<i>Bambusa</i> spp. (bambus)	0	0	1
<i>Brachiaria</i> spp (capim-braquiária)	1	4	0
<i>Casuarina equisetifolia</i> (casuarina)	0	6	0
<i>Dracaena fragrans</i> (dracena)	1	0	0
<i>Eucalyptus</i> spp. (eucalipto)	1	0	0
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> (sabiá)	0	0	1
<i>Musa paradisiaca</i> (bananeira)	1	2	1
<i>Panicum</i> spp. (capim-colonião)	1	2	2
<i>Phyllostachys aurea</i> (bambu-cana-da-índia)	1	0	0
<i>Pteridium arachnoideum</i> (samambaia-das-taperas)	0	1	0
<i>Struthantus flexicaulis</i> (erva-de-passarinho)	0	0	1
<i>Thypha domingensis</i> (taboa)	0	1	0
<i>Tradescantia zebrina</i> (zebrina)	0	1	2

IMPRECISÕES

Capim (diversas espécies)	0	1	0
Ervas daninhas	0	1	0
Frutíferas	0	1	0
Gramíneas	2	0	0
Gramíneas africanas	1	0	0
Peixe	1	0	0
Plantas rasteiras	0	2	0
Saguís, animais domésticos e fauna variada	1	0	0

No total, foram informados os nomes de 10 espécies da fauna e 15 da flora, dentre elas, *A. heterophyllus*, objeto de estudo deste trabalho.

As imprecisões mencionadas na tabela são referentes às espécies cujos nomes populares foram informados, não sendo especificados seus nomes científicos. O uso de nomes populares para designar as espécies não é desejável, pois podem variar de região para região, e muitas vezes uma mesma espécie pode ter diversas denominações. Desta forma, o uso do nome científico de cada espécie é imprescindível (PEDRALLI et al., 2002).

Segundo os gestores, a espécie *A. heterophyllus* está presente em UCs sob tutela das três esferas de governo: federal, estadual e municipal. Ela foi mencionada como a principal espécie invasora em uma UC sob tutela do ICMBio, uma sob tutela do INEA e três sob tutela da SMAC. As respostas desta pesquisa correspondem aos resultados de alguns estudos realizados sobre a invasão das jaqueiras em UCs do Rio de Janeiro, como Gomes, E. (2007), Abreu e Rodrigues (2010), Sampaio e Schmidt (2013) e Santana et al. (2015).

Com relação às colocações atribuídas pelos gestores à problemática das invasões biológicas, cinco de UCs federais consideram que a problemática das invasões biológicas fica em 3º dentre suas prioridades, sendo esta a colocação com maior proporção entre as UCs federais; e para a maior proporção das UCs sob tutela do INEA e da SMAC, este problema ficou em 2º lugar, com nove e seis UCs, respectivamente. Os gestores de três UCs não responderam a esta pergunta, sendo uma sob tutela do INEA e duas sob tutela da SMAC.

Também, três gestores forneceram outros tipos de respostas. O gestor de uma UC federal respondeu ser difícil fazer uma colocação objetiva por não trabalharem desta maneira, mas que as invasões biológicas são um dos principais problemas da UC. O gestor de uma UC estadual respondeu não haver uma colocação, mas que o problema está atrelado a questões como a propagação de incêndios florestais, “sufocamento” das espécies nativas,

empobrecimento do solo, e que afetam o desenvolvimento da agricultura livre de agrotóxicos, dentre outros. A terceira UC, cuja resposta foi outra, é municipal.

O grau com que as invasões biológicas ocorrem nas UCs federais, estaduais e municipais pode ser observado de acordo com a Figura 11.

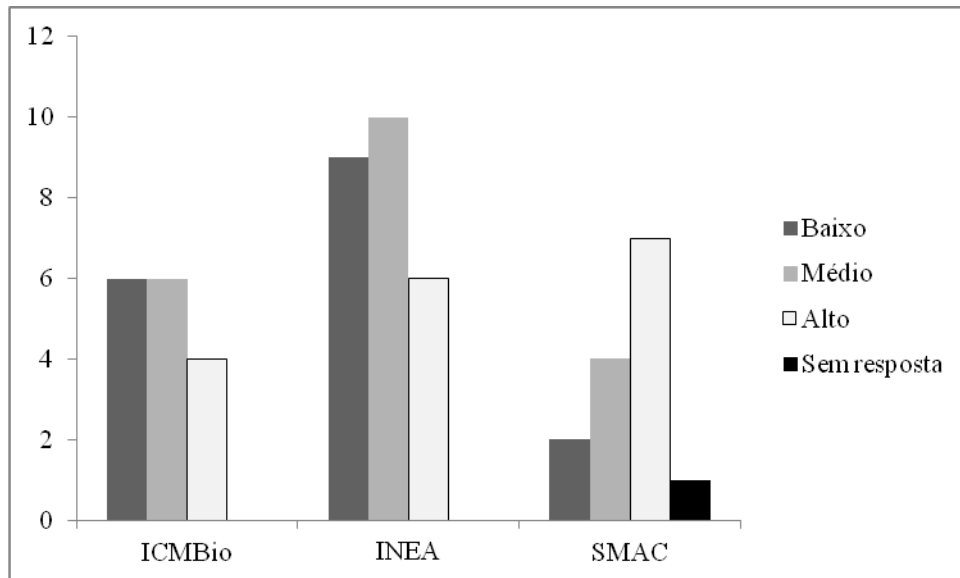


Figura 11: Grau com que ocorrem as invasões biológicas nas UCs municipais, estaduais e federais no estado do RJ.

Apenas quatro UCs federais declararam grau “alto” de ocorrência de invasões biológicas, apresentando o menor número de UCs dentre as esferas de governo. As UCs municipais foram as que mais apresentaram grau “alto” de invasões, com sete no total. As UCs estaduais apresentaram o maior número de UCs com grau “médio” e “baixo” de invasões biológicas, com 10 e nove, respectivamente.

35 (63,6%) das 55 UCs possuem Plano de Manejo, dentre elas 13 (81,3%) das 16 UCs federais, 13 (52%) das 25 UCs estaduais e nove (64,3%) das 14 UCs municipais. Os gestores de duas UCs estaduais não responderam a esta pergunta.

As figuras 12 e 13 indicam os métodos de controle e erradicação das espécies invasoras e o grau de sucesso obtido após a intervenção.

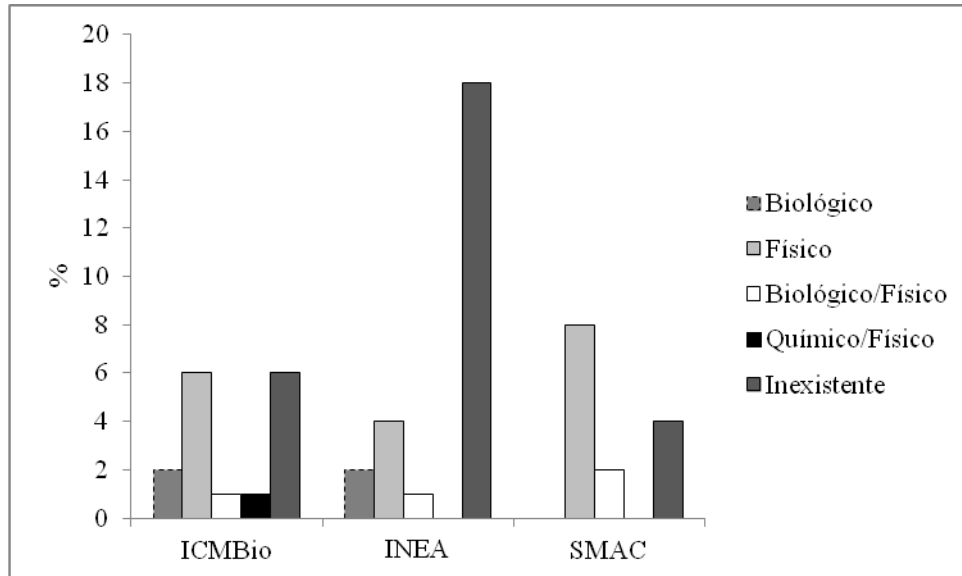


Figura 12: Métodos utilizados para controle e erradicação de espécies invasoras nas UCs municipais, estaduais e federais no estado do RJ.

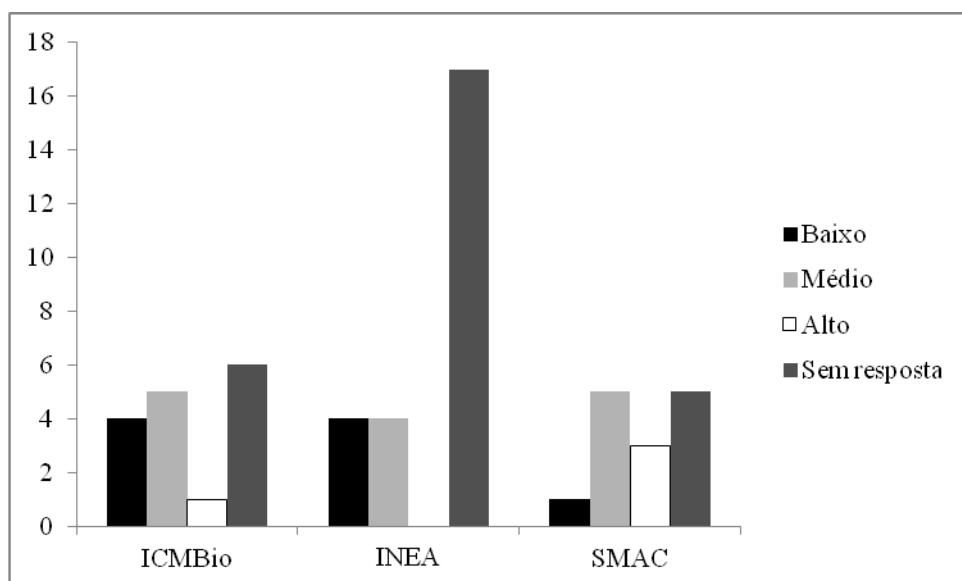


Figura 13: Grau de sucesso obtido após a intervenção com os métodos de controle e erradicação de espécies invasoras nas UCs municipais, estaduais e federais no estado do RJ.

O método mais utilizado pelas UCs municipais, estaduais e federais para controle e erradicação de espécies invasoras foi o método Físico (32,7%). Não foram utilizados os métodos Químico e Biológico/Químico em nenhuma UC. Além disso, nenhuma UC municipal utilizou os métodos Biológico, Químico e Químico/Físico; nenhuma UC estadual utilizou os métodos Químico e Químico/Físico; e nenhuma UC federal utilizou o método

Químico. Cerca de metade das UCs não utiliza nenhum método de controle e erradicação de espécies invasoras.

Foi possível observar que poucas UCs (apenas quatro) obtiveram grau Alto de sucesso após a intervenção com os métodos de controle e erradicação de espécies invasoras. 14 UCs obtiveram grau Médio, nove obtiveram grau Baixo e os gestores de 28 UCs não responderam à pergunta.

O uso predominante do método físico poderia explicar a baixa quantidade de UCs com grau Alto de sucesso no controle e erradicação das invasões biológicas, pois, segundo Sá Dechoum e Ziller (2013), os métodos mecânicos não se mostram eficazes se não houver a utilização de um posterior controle químico.

O controle químico foi utilizado juntamente com o físico em apenas uma UC federal. Nesta UC, é feito o controle da espécie *A. heterophyllus* (objeto de estudo do presente trabalho), de *D. fragrans* (dracena) e de gramíneas. De acordo com seu gestor, o grau de sucesso obtido após o controle é Médio. É importante ressaltar que o método químico deve ser utilizado com total conhecimento técnico sobre o produto e cumprindo-se rigorosamente normas de segurança e de proteção ambiental, a fim de garantir que apenas a espécie invasora será tratada (SÁ DECHOUM; ZILLER, 2013).

Quanto às fontes e recursos financeiros recebidos pelas UCs para o controle das invasões biológicas, das 55 UCs, os gestores de 13 (24%) não responderam a esta pergunta, sendo 12 sob tutela do INEA e uma sob tutela da SMAC.

12 UCs (22%) responderam não receber nenhum tipo de recurso financeiro, sendo sete federais e cinco estaduais. De acordo com Godoy e Leuzinger (2015) e Medeiros et al. (2011), os investimentos recebidos pelas UCs federais em todo o Brasil entre 2001 e 2011 não sofreram reajuste, mesmo com um aumento de 83,5% da área total coberta por UCs.

Além destas, o gestor de uma UC sob tutela do INEA informou que a fonte provável seria da Câmara de Compensação Ambiental, entendendo-se que a UC ainda não recebe recursos. O gestor de outra UC estadual declarou que as fontes de recursos são mínimas, podendo ser consideradas inexistentes, além de terem pouca logística.

Os gestores de seis UCs (11%) disseram possuir recursos próprios, dentre elas, duas sob tutela do ICMBio; três sob tutela do INEA; e uma sob tutela da SMAC. Todas possuem apenas recursos financeiros próprios, com exceção de duas UCs estaduais, que também recebem auxílio de empresas e por Medidas Compensatórias, respectivamente.

Cinco UCs municipais (9%) recebem recursos financeiros através de Termos de Adoção com a prefeitura, empresas e fundações. Além dessas, algumas recebem recursos por

meio de Termo de Compromisso e Medidas Compensatórias, totalizando sete (13%) UCs, sendo uma federal, uma estadual e cinco municipais.

Os gestores das UCs restantes informaram receber recursos financeiros através de outros meios, como parcerias, organizações não governamentais (ONGs), projetos, empreendimentos, Justiça Federal (condicionante em processo), de comitês, fundações, ICMBio, Tropical Forest Conservation Act (TFCA) e orçamentários e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), totalizando em 10 UCs. De acordo com Godoy e Leuzinger (2015), recursos oriundos de diferentes meios que não do governo acabam sendo necessários para que os gestores possam realizar ações de fiscalização, infraestrutura e controle nas UCs.

Dos 55 gestores, 43 (78%) concordariam com a adoção de medidas de controle de espécies invasoras realizadas com o apoio da sociedade civil, como ONGs e cooperativas, mesmo que para fins comerciais. Destas, são 11 (25,6%), 21 (48,8%) e 11 (25,6%) de UCs municipais, estaduais e federais, respectivamente. Três UCs sob tutela da SMAC, uma do INEA e cinco do ICMBio não concordam com esta medida, totalizando em 16% das UCs. Os gestores de três UCs estaduais não responderam a esta pergunta.

Dentre os caminhos legais propostos pelos gestores das UCs federais para a consolidação desse tipo de parceria, foram sugeridos a promoção de um Termo de Ajuste de Conduta (TAC) via Ministério Público para legalizar a ação; licitação ou Termo de Reciprocidade sustentado por um plano de trabalho a ser aprovado pelo ICMBio; cooperação técnica, celebração de parcerias e termos de cooperação via Ministério Público; convênio entre as entidades com o ICMBio ou outro termo de formalização de parceria; com a apresentação e plano de ação detalhado e sua validação junto aos técnicos e Conselho da UC; termos de reciprocidade que, segundo os gestores, trata-se de um instrumento legal adotado pelo ICMBio para parcerias sem transferência de recursos financeiros entre as partes; contrato de concessão pública; e Normativas do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, MMA, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) e ICMBio.

Os gestores das UCs estaduais propuseram o fortalecimento dos Programas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA); a intervenção pontual para a erradicação da espécie e com participação do INEA; termo de cooperação; medidas compensatórias; termo de cooperação técnica entre instituições; a regulamentação e programas de incentivo; através da estruturação da UC e por termos de parceria, que poderia iniciar com a participação do grupo interessado no Conselho Consultivo da UC; através de editais que contemplem

pagamento por serviços ambientais e práticas de reflorestamento; parcerias público-privadas; e convênios e parcerias para controle e pesquisa científica. Cinco dos gestores que concordariam com este apoio não fizeram nenhuma sugestão. Três dos que concordaram disseram que não deveria haver fins comerciais através deste apoio.

Por fim, os gestores das UCs municipais sugeriram termos de adoção por empresas privadas fragmentando em setores; conselhos consultivos ou mosaicos de áreas protegidas com a participação de atores relacionados à própria UC; fomentar e incentivar a política de adoção de áreas verdes por se tratar de um instrumento mais simples e mais célere, sendo que para o controle de espécies exóticas invasoras de fauna seria mais adequada a realização de projetos mais específicos, sendo eles de pesquisa ou não; convênios; Termos de Cooperação Técnica e similares; e por meio da aproximação de ONGs e cooperativas da prefeitura para que seja possível viabilizar estas ações. Quatro gestores que concordaram com este apoio não fizeram sugestões. Segundo o gestor de uma UCs municipal, ela não deveria ter sido classificada como tal, visto que se tratava de um pomar de uma fazenda onde 70% de sua vegetação é exótica. Outro gestor disse que dependeria de autorização da SMAC.

Assim, é possível observar que o fato de uma UC estar delimitada, mesmo as de Proteção Integral, não impede que os processos de invasões biológicas se expandam, sendo necessário que a percepção dos gestores com relação a esta temática esteja relacionada a uma conscientização para que o manejo esteja focado na detecção precoce, na erradicação e no controle de espécies exóticas em ambientes naturais (ZILLER; SÁ DECHOUM, 2013).

6 CONCLUSÃO

Com a realização deste projeto foi possível concluir que, apesar do aumento da abundância de indivíduos na comunidade vegetal estudada, entre 2012 e 2015, a diversidade e a equabilidade diminuíram neste período, provavelmente devido à resistência da invasão de *A. heterophyllus*. O anelamento realizado em 2011 foi efetivo para alguns indivíduos da espécie invasora. Porém, a rebrota dos indivíduos sobreviventes manteve alta a sua importância dentro da comunidade.

Existe um engajamento por parte dos gestores das Unidades de Conservação (UCs) do estado do Rio de Janeiro com relação à problemática das Invasões Biológicas, especialmente nas UCs federais. Eles mostraram haver comprometimento no combate às espécies invasoras por meio de diversas medidas previstas nos planos de manejo, com algum grau de sucesso, e muitas vezes estando abertos à adoção de medidas realizadas com o apoio da sociedade civil.

Segundo os gestores, é urgente a adoção de medidas para o controle de espécies exóticas invasoras, como *A. heterophyllus*, sendo possível promover o seu manejo adequado em conjunto com a sociedade civil, realizando sua exploração para fins comerciais e auxiliar na redução de seus impactos sobre as espécies nativas da Mata Atlântica.

7 ESTUDOS FUTUROS

Os resultados deste estudo expõem a importância de se avaliar os impactos causados por espécies invasoras em Unidades de Conservação (UCs), assim como a percepção de seus gestores diante desta temática.

Assim, propõe-se que sejam realizadas diferentes formas de pesquisas, que possibilitem fazer uma análise desta problemática, como estudos sobre regeneração de florestas invadidas, ingresso de espécies e fatores que podem estar relacionados às invasões, como a topografia do terreno, o tipo e as propriedades do solo, fatores abióticos, e a relação das espécies invasoras com as espécies nativas.

Diante da temática da invasão de *A. heterophyllus* no PNMM, sugere-se que sejam utilizadas outras formas de controle desta espécie. A participação da sociedade civil e a consolidação de parcerias para a retirada e comercialização de seus frutos podem ser algumas das possibilidades para a solução do problema da invasão desta espécie em UCs.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, Rodolfo Cesar Real de. Dinâmica de populações da espécie exótica invasora *Artocarpus heterophyllus* L. (Moraceae) no Parque Nacional da Tijuca - Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2008. 77 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Escola Nacional de Botânica Tropical, Rio de Janeiro, 2008.

ABREU, Rodolfo Cesar Real de; RODRIGUES, Pablo José Francisco. Exotic tree *Artocarpus heterophyllus* (Moraceae) invades the Brazilian Atlantic Rainforest. *Rodriguésia*, Rio de Janeiro: JBRJ, v. 61, n. 4, p. 677-688, oct./dec. 2010.

ALVES JUNIOR, Francisco Tarcísio et al. Estrutura diamétrica de um fragmento de Floresta Atlântica em matriz de cana-de-açúcar, Catende, Pernambuco, Brasil. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande: UAEA/UFCG, v. 13, n. 3, p. 328-333, mai./jun. 2009.

ASIA-PACIFIC ASSOCIATION OF AGRICULTURAL RESEARCH INSTITUTIONS - APAARI. *Jackfruit Improvement in the Asia-Pacific Region: A Status Report*. Bangkok, Thailand: Asia-Pacific Association of Agricultural Research Institutions, 2012. 182 p.

BATISTA, Andreson Pedro Bernardina et al. Estrutura fitossociológica, diamétrica e hipsométrica da comunidade arbórea de um fragmento de floresta atlântica no Município de Moreno, Pernambuco, Brasil. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, Mossoró: GVAA, v. 7, n. 5, p. 114-120, dez. 2012 (Edição Especial).

BERGALLO, Helena G. et al. Invasion by *Artocarpus heterophyllus* (Moraceae) in an island in the Atlantic Forest Biome, Brazil: distribution at the landscape level, density and need for control. *Journal of Coastal Conservation*, European Union: Springer, v. 20, n. 3, p. 191-198, jun. 2016.

BERNASOL, Wilson Pereira; LIMA-RIBEIRO, Matheus de Souza. Estrutura espacial e diamétrica de espécies arbóreas e seus condicionantes em um fragmento de cerrado sentido restrito no sudoeste goiano. *Hoehnea*, São Paulo: Instituto de Botânica, v. 37, n. 2, p. 181-198, jun. 2010.

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. *Natureza online*, Santa Teresa: ESFA, v. 7, n. 1, p. 51-55, jan./jul. 2009.

BORTOLOTTI, Orcial Ceolin; MENEZES JR, Ayres de Oliveira; HOSHINO, Adriano Thibes. Abundância de inimigos naturais de pulgões do trigo em diferentes distâncias da borda da mata. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília: EMBRAPA, v. 51, n. 2, p. 187-191, fev. 2016.

BRASIL. Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, n. 31, p. 1, 12 fev. 1998. Seção 1.

Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9605.htm> Acesso em: 16 mar. 2015.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC, estabelece critérios e normas para a criação, implantação e gestão das unidades de conservação. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, p. 1, 17 jul. de 2000. Seção 1. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9985.htm> Acesso em: 15 abr. 2015.

_____. Decreto nº 4339, de 22 de agosto de 2002. Institui princípios e diretrizes para a implementação da Política Nacional da Biodiversidade. *Diário Oficial da União*. Brasília, DF, n. 163, p. 2, 2002. Seção 1. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4339.htm> Acesso em: 31 jul. 2015.

_____. Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, p. 1, 22 dez. 2006. Seção 1. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/11428.htm> Acesso em: 28 jul. 2015.

_____. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, p. 1, 28 mai. 2012. Seção 1. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm> Acesso em: 28 jul. 2015.

BRAUN-BLANQUET, Josias. *Fitosociologia: bases para el estudio de las comunidades vegetales*. 3 ed. Madrid: Aum. Blume, 1979. 820 p.

BROWER, James E.; ZAR, Jerrold H. *Field and laboratory methods for general ecology*. 2 ed. Iowa: Wm. C. Brown Publishers, 1984. 226 p.

CALLEGARO, Rafael Marian. *Variações florísticas e estruturais de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista Montana em Nova Prata-RS*. Santa Maria, 2012. 96 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2012.

CAMPOS, Mariana Cruz Rodrigues de et al. Florística e fitossociologia do componente arbóreo da transição Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas - Floresta Ombrófila Densa Submontana do Núcleo Picinguaba/PESM, Ubatuba, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, São Paulo: FAPESP, v. 11, n. 2, p. 301-312, abr./jun. 2011.

CARVALHO, Fabricio Alvim; NASCIMENTO, Marcelo Trindade; BRAGA, João Marcelo Alvarenga. Estrutura e composição florística do estrato arbóreo de um remanescente de Mata Atlântica submontana no município de Rio Bonito, RJ, Brasil (Mata Rio Vermelho). *Revista Árvore*, Viçosa: SIF, v. 31, n. 4, p. 717-730, ago. 2007.

CASTRO, Raphaela Aguiar de; SOUZA, Bruna de Sá Rodrigues de; FABRICANTE, Juliano Ricardo. Avaliação da percepção e do nível de conhecimento dos estudantes do campus de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Vale do São Francisco, Petrolina-PE, sobre o tema Invasão Biológica. In: XII CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 12., 2015, São Lourenço. Anais do XII Congresso de Ecologia do Brasil. São Lourenço: Sociedade de Ecologia do Brasil, 2015. 3 p.

CATTANEO, Mariana. *La dispersión de coníferas exóticas en áreas naturales: ejemplos de Nueva Zelanda*. Christchurch, 2005. Resultados de dissertação de Mestrado – University of Canterbury, Christchurch, 2005. Disponível em: <<http://www.institutohorus.org.br/download/artigos/conifinvasorasNZ.pdf>> Acesso em: 26 jul. 2015.

CHAVES, Alan Del Carlos Gomes et al. A importância dos levantamentos florístico e fitossociológico para a conservação e preservação das florestas. *Agropecuária Científica no Semiárido*, Campina Grande: UFCG, v. 9, n. 2, p. 42-48, abr./jun. 2013.

CHAZDON, Robin L. Chance and determinism in tropical forest succession. In: CARSON, Walter P.; SCHNITZER, Stefan A. (Eds.) *Tropical Forest Community Ecology*. Oxford: Blackwell Scientific, 2008. 536 p. cap. 23, p. 384-408.

CHITTIBABU, C. V.; PARTHASARATHY, N. Attenuated tree species diversity in human-impacted tropical evergreen forest sites at Kolli hills, Eastern Ghats, India. *Biodiversity and Conservation*, Dordrecht: Springer, v. 9, n. 11, nov. 2000.

CIENTEC. *Software Mata Nativa 3: Sistema para Análise Fitossociológica, Elaboração de Inventários e Planos de Manejo de Florestas Nativas: Manual do usuário*. Viçosa: CIENTEC Ltda., 2006. 295 p.

COHEN, Marcos. *Avaliação do Uso de Estratégias Colaborativas na Gestão de Unidades de Conservação do Tipo Parque na Cidade do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro, 2007. 341 f. Tese (Doutorado em Administração) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

COLAUTTI, Robert I. et al. Is invasion success explained by the enemy release hypothesis? *Ecology Letters*, Oxford: CNRS, v. 7, n. 8, p. 721-733, aug. 2004.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução nº 429, de 28 de fevereiro de 2011. Dispõe sobre a metodologia de recuperação das Áreas de Preservação Permanente – APPs. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, n. 43, p. 76, 02 mar. 2011. Seção 1. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=644>> Acesso em: 20 jul. 2015.

COOMES, David A.; REES, Mark; TURNBULL, Lindsay. Identifying aggregation and association in fully mapped spatial data. *Ecology*, Washington, DC: ESA, v. 80, n. 2, p. 554-565, mar. 1999.

CORAIOLA, Márcio; NETTO, Sylvio Péllico. Análise da estrutura horizontal de uma Floresta Estacional Semidecidual localizada no município de Cássia-MG. *Revista Acadêmica: ciências agrárias e ambientais*, Curitiba: PUCPR, v. 1, n. 2, p. 11-19, abr./jun. 2003.

CRUZ, Adriano Rosa; SILVA-GONÇALVES, Kelly Cristina; NUNES-FREITAS, André Felipe. Estrutura e florística de comunidade arbórea em duas áreas de Floresta Ombrófila Densa em Macaé, RJ. *Rodriguésia*, Rio de Janeiro: JBRJ, v. 64, n. 4, p. 791-805, out./dez. 2013.

DALFOVO, Michael Samir; LANA, Rogério Adilson; SILVEIRA, Amélia. Métodos quantitativos e qualitativos: um resgate teórico. *Revista Interdisciplinar Científica Aplicada*, Blumenau: ÂNIMA/UNISOCIESC, v.2, n.4, p. 1-13, jul. 2008.

DIAS, Sidclay Calaça. Planejando estudos de diversidade e riqueza: uma abordagem para estudantes de graduação. *Acta Scientiarum*, Maringá: UEM, v. 26, n. 4, p. 373-379, out./dez. 2004.

DRUMMOND, José Augusto. O Jardim dentro da Máquina: breve história ambiental da Floresta da Tijuca. *Estudos Históricos*, Rio de Janeiro: CPDOC/FGV, v. 1, n. 2, p. 276-298, dez. 1988.

DRUMMOND, José Augusto; FRANCO, José Luiz de Andrade; OLIVEIRA, Daniela de. Uma análise sobre a história e a situação das unidades de conservação no Brasil. In: GANEM, Roseli Senna. *Conservação da Biodiversidade: Legislação e Políticas Públicas*. Brasília, DF: Câmara dos Deputados, Edições Câmara, 2010. 437 p. (Série memória e análise de leis, n. 2). p. 341-385.

DURIGAN, Giselda. Métodos para análise de vegetação arbórea. In: CULLEN JUNIOR, Laury; RUDRAN, Rudy; VALLADARES-PADUA, Cláudio. (Eds.) *Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre*. 2. ed. rev. Curitiba: UFPR, 2006. 652 p. pt. 2, cap. 17, p. 455-480.

ELEVITCH, Craig R.; MANNER, Harley I. Species Profiles for Pacific Island Agroforestry: *Artocarpus heterophyllus* (jackfruit). In: *Traditional trees of Pacific Islands: their culture, environment and use*. Hōlualoa, Hawaii: Permanent Agriculture Resources (PAR), 2006. 816 p. ver. I.IV.

EUROPEAN UNION. Regulation (EU) n° 1143/2014 of the European parliament and of the Council of 22 October 2014 on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species. *Official Journal of the European Union*, L 317, p. 35–55, 2014. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1417443504720&uri=CELEX:32014R1143>> Acesso em: 17 ago. 2016.

FABRICANTE, Juliano Ricardo et al. Invasão Biológica de *Artocarpus heterophyllus* Lam. (Moraceae) em um fragmento de Mata Atlântica no Nordeste do Brasil: impactos sobre a fitodiversidade e os solos dos sítios invadidos. *Acta Botanica Brasilica*, Feira de Santana: SBB, v. 26, n. 2, p. 399-407, abr./jun. 2012.

FABRICANTE, Juliano Ricardo. Sociabilidade de espécies da mata atlântica com a exótica invasora *Artocarpus heterophyllus* Lam. *Revista de Biologia Neotropical*, Goiânia: UFG, v. 10, n. 2, p. 18-25, jul./dez. 2013.

FELFILI, Jeanine Maria. Diameter and height distributions in a gallery forest tree community and some of its main species in central Brazil over a six-year period (1985-1991). *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo: SBSP, v. 20, n. 2, p. 155-162, dez. 1997.

FELFILI, Jeanine Maria; SILVA JÚNIOR, Manoel Cláudio da. Distribuição dos diâmetros numa faixa de Cerrado na Fazenda Água Limpa (FAL) em Brasília-DF. *Acta Botanica Brasilica*, Feira de Santana: SBB, v. 2, n. 1-2, p. 85-104, dez. 1988.

FINOTTI, Ricardo et al. Variação na estrutura diamétrica, composição florística e características sucessionais de fragmentos florestais da bacia do rio Guapiaçu (Guapimirim/Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil). *Acta Botanica Brasilica*, Feira de Santana: SBB, v. 26, n. 2, p. 464-475, abr./jun. 2012.

FLORA BRASIL. Herbário virtual da flora e dos fungos – INCT. Disponível em: <<http://inct.florabrasil.net/>>. Acesso em: 20 nov. 2015.

FONTES, José Roberto Antoniol et al. *Manejo integrado de plantas daninhas*. Planaltina, DF: EMBRAPA Cerrados, 2003. 48 p. (Embrapa Cerrados – Documentos, 103).

FREITAS, Catarina Dias de. A Educação Ambiental nas Unidades de Conservação. *Sinapse Ambiental*, edição especial, Betim: PUC, v. 5, n. 1, p. 67-85, abr. 2008.

FREITAS, Juliana Rodrigues da Silva Ribeiro de; MAIA, Kércia Maria Pontes. Um estudo de percepção ambiental entre alunos do ensino de jovens e adultos e 1º ano do Ensino Médio da Fundação de Ensino de Contagem (FUNEC) – MG. *Revista Sinapse Ambiental*, Betim: PUC, v. 6, n. 2, p. 52-77, dez. 2009.

FREITAS, Welington Kiffer de; MAGALHÃES, Luís Mauro Sampaio. Métodos e parâmetros para estudo da vegetação com ênfase no estrato arbóreo. *Floresta e Ambiente*, Seropédica: UFRRJ, v. 19, n. 4, p. 520-539, out./dez. 2012.

FREITAS, Welington Kiffer de et al. Invasion impact of *Artocarpus heterophyllus* Lam. (Moraceae) at the edge of an Atlantic Forest fragment in the city of Rio de Janeiro, Brazil. *Bioscience Journal*, Uberlândia: UFU, v. 33, n. 2, p. 422-433, mar./abr. 2017.

FUJII, Yoshiharu et al. Screening of 239 medicinal plant species for allelopathic activity using the sandwich method. *Weed Biology and Management*, Tohoku: NARCT, v. 3, n. 4, p. 233-241, oct./dez. 2003.

GARDENER, Mark R. et al. Plant invasions research in Latin America: fast track to a more focused agenda. *Plant Ecology and Diversity*, Edinburgh: Taylor & Francis, v. 5, n. 2, p. 225-232, jun. 2012.

GEISELER, Sabine. Efeitos da população de *Artocarpus heterophyllus* Lam. sobre a estrutura do componente arbóreo e regenerante na Reserva Biológica de Saltinho, Tamandaré – PE. Recife, 2014. 77 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Departamento de Ciência Florestal, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2014.

GLOBAL INVASIVE SPECIES PROGRAMME – GISP. *América do Sul invadida: A crescente ameaça das espécies exóticas invasoras*. Florianópolis: Instituto Hórus, 2005. 80 p.

GLOBAL INVASIVE SPECIES PROGRAMME – GISP. *Invasive alien species and protected areas: A scoping report, part I. Scoping the scale and nature of invasive alien species threats to protected areas, impediments to IAS management and mean to address those impediments.* Bangalore: GISP, 2007. 93 p.

GODOY, Larissa Ribeiro da Cruz; LEUZINGER, Márcia Dieguez. O financiamento do Sistema Nacional de Unidades de Conservação no Brasil. Características e tendências. *Revista de Informação Legislativa*, Brasília: Senado Federal, v. 52, n. 206, p. 223-243, abr./jun. 2015.

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

GOMES, Raimundo Pimentel. *Fruticultura brasileira.* 13 ed. São Paulo: Nobel, 2007. 448 p.

GONÇALVES, Gerlândio Suassuna et al. Métodos de controle de *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. (Fabaceae) em áreas invadidas no semiárido do Brasil. *Ciência Florestal*, Santa Maria: UFSM, v. 25, n. 3, p. 645-653, jul./set. 2015.

GUEDES-BRUNI, Rejan R. et al. Composição florística e estrutura de dossel em trecho de Floresta Ombrófila Densa Atlântica sobre morrote mamelonar na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia*, Rio de Janeiro: JBRJ, v. 57, n. 3, p. 429-442, set./dez. 2006.

HAQ, Nazmul. *Jackfruit: Artocarpus heterophyllus.* Southampton: University of Southampton, 2006. 192 p.

HAY, John D. et al. Comparação do padrão da distribuição espacial em escalas diferentes de espécies nativas do cerrado, em Brasília, DF. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo: SBSP, v. 23, n. 3, p. 341-347, set. 2000.

HENRY-SILVA, Gustavo Gonzaga. A importância das unidades de conservação na preservação da diversidade biológica. *Revista LOGOS*, Rio de Janeiro: UERJ, n. 12, p. 127-151, jul./dez. 2005.

HOROWITZ, Cristiane et al. Manejo da flora exótica invasora no Parque Nacional de Brasília: contexto histórico e atual. *Biodiversidade Brasileira*, Brasília: ICMBio, v. 3, n. 2, p. 217-236, jul./dez., 2013.

IMAÑA-ENCINAS, José et al. Distribuição diamétrica de um fragmento de Floresta Atlântica no município de Santa Maria de Jetibá, ES. *Floresta*, Curitiba: UFPR, v. 43, n. 3, p. 385-394, jul./set. 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. *Manual Técnico da Vegetação Brasileira.* Rio de Janeiro: IBGE, 1992. 92 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. *Censo Demográfico 2010*. Disponível em: <<http://www.censo2010.ibge.gov.br>> Acesso em: 10 mar. 2015.

_____. *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. 2 ed. revisada e ampliada. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 271 p.

INTERNATIONAL PLANTS NAMES INDEX - IPNI. Disponível em: <<http://www.ipni.org/>> Acesso em: 20 nov 2015.

KERR, Gary. The management of silver fir forests: de Liocourt (1898) revisited. *Forestry*, Oxford: Oxford University Press, v. 86, n. 1, p. 1-10, jan. 2013.

KURTZ, Bruno Coutinho; ARAÚJO, Dorothy Sue Dunn de. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de um trecho de Mata Atlântica na Estação Ecológica Estadual do Paraíso, Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia*, Rio de Janeiro: JBRJ, v. 51, n. 78, p. 69-112, jul./dez. 2000.

LAMPRECHT, Hans. *Silvicultura nos trópicos: Ecossistemas florestais e respectivas espécies arbóreas - possibilidades e métodos de aproveitamento sustentado*. Eschborn: Instituto de Silvicultura da Universidade Gottingen, 1990. 343 p.

LEÃO, Tarciso C. C. et al. *Espécies Exóticas Invasoras no Nordeste do Brasil: Contextualização, Manejo e Políticas Públicas*. Recife: Cepan, 2011. 99 p.

LEVIN, Simon A. The problem of pattern and scale in Ecology. *Ecology*, Washington DC: ESA, v. 73, n. 6, p. 1943-1967, dec. 1992.

LIMA, Haroldo C. et al. Caracterização fisionômico-florística e mapeamento da vegetação da Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, Rio de Janeiro, Brasil. *Rodriguésia*, Rio de Janeiro: JBRJ, v. 57, n. 3, p. 369-389, set./dez. 2006.

LORENZINI, Artur Raimundo. *Fitossociologia e aspectos dendrológicos da goiabeira-serrana na Bacia Superior do Rio Uruguai*. Lages, 2006. 51 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) - Centro de Ciências Agroveterinárias, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2006.

MAGALHÃES, Luís Mauro Sampaio; FREITAS, Welington Kiffer de. Composição florística e similaridade de fragmentos florestais com diferentes idades, na região serrana do Rio de Janeiro. *Revista de Ciências Agrárias*, Recife: UFRPE, v. 56, n. 3, p. 212-220, jul./set. 2013.

MAGALHÃES, Luís Mauro Sampaio et al. De provedora a invasora: como a jaqueira foi transformada em um grave problema ambiental para as Unidades de Conservação da Cidade do Rio de Janeiro. In: PONTES, Jorge Antônio Lourenço. *Biodiversidade carioca: segredos revelados*. Rio de Janeiro: Technical Books Ltda, 2015. 432 p. p. 308-326.

MAGURRAN, Anne E. *Measuring Biological Diversity*. Oxford: Blackwell Science Ltd, 2004. 256 p.

MARIN, Andréia Aparecida; OLIVEIRA, Haydée Torres; COMAR, Vito. A Educação Ambiental num contexto de complexidade do campo teórico da Percepção. *Interciencia*, São Paulo: SBPC, v. 28, n. 10, p. 616-619, out. 2003.

MARTINS, Fernando Roberto; SANTOS, Flavio Antonio Maës dos. Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade. In: I CONGRESSO BRASILEIRO DE CONSERVAÇÃO E MANEJO DA BIODIVERSIDADE, 1., 1999, Ribeirão Preto. *Anais do I Congresso Brasileiro de Conservação e Manejo da Biodiversidade*. Ribeirão Preto: Universidade Estadual Paulista, Revista Holos, 1999. 1 v., p. 236-267.

MCGINNIES, William Grovenor. The relationship between frequency index and abundance as applied to plant populations in a semi-arid region. *Ecology*, Durham: ESA, v. 15, n. 3, p. 263-282, jul. 1934.

MEDEIROS, Rodrigo. Evolução das tipologias e categorias de áreas protegidas no Brasil. *Ambiente & Sociedade*, Campinas: ANPPAS, v. 9, n. 1, p. 41-64, jan./jun. 2006.

MEDEIROS, Rodrigo et al. *Contribuição das unidades de conservação brasileiras para a economia nacional: sumário executivo*. Brasília: UNEP/WCMC, 2011. 44 p.

MELO, Adriano Sanches. O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica*, São Paulo: FAPESP, v. 8, n. 3, p. 21-27, jul./set. 2008.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE - MMA. *Convenção sobre Diversidade Biológica: – CDB: Biodiversidade 2*. Brasília, DF, 2000. 30 p.

_____. *Biodiversidade Brasileira: Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros*. Brasília: MMA/SBF, 2002. 404 p.

_____. *Estratégia Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras*. Brasília: CONABIO, DF, 2009. 23 p.

_____. *Quarto relatório nacional para a Convenção sobre Diversidade Biológica: Biodiversidade 38*. Brasília, DF, 2011. 248 p.

_____. *Biomass: Mata Atlântica*. Brasília, DF, 2014a. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomass/mata-atlantica>> Acesso em: 22 abr. 2015.

_____. *Espécies Exóticas Invasoras*. Brasília, DF, 2014b. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biosseguranca/especies-exoticas-invasoras>> Acesso em: 22 abr. 2015.

MISSOURI BOTANICAL GARDEN - MOBOT. 2012. Disponível em: <<http://www.missouribotanicalgarden.org/>> Acesso em 20 nov. 2015.

MUELLER-DOMBOIS, Dieter; ELLENBERG, Heinz. *Aims and methods in vegetation ecology*. New York: John Wiley and Sons, 1974. 547 p.

MYERS, Norman et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, London: NPG, v. 403, n. 6772, p. 853-858, fev. 2000.

N'GUYEN, Anouk et al. Improving invasive species management by integrating priorities and contributions of scientists and decision makers. *Ambio*, Stockholm: Springer, v. 45, n. 3, p. 280-289, apr. 2016.

NASCIMENTO, André R. Terra; LONGHI, Solon Jonas; BRENA, Doádi Antônio. Estrutura e padrões de distribuição espacial de espécies arbóreas em uma amostra de Floresta Ombrófila Mista em Nova Prata, RS. *Ciência Florestal*, Santa Maria: UFSM, v. 11, n. 1, p. 105-119, jan./jun. 2001.

NASCIMENTO JÚNIOR, José Lúcio; NASCIMENTO, Patrícia Maria Pereira do. Ecoturismo, natureza e história: o caso do Parque Natural Municipal da Serra do Mendanha, RJ. In: II ENCONTRO FLUMINENSE DE USO PÚBLICO EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO. TURISMO, RECREAÇÃO E EDUCAÇÃO: CAMINHOS QUE SE CRUZAM NOS PARQUES, 2., 2015, Niterói. *Anais do II Encontro Fluminense de Uso Público em Unidades de Conservação. Turismo, recreação e educação: caminhos que se cruzam nos parques*. Niterói: Universidade Federal Fluminense, 2015. 2 v., p. 284-292.

NATIONAL INVASIVE SPECIES COUNCIL - NISC. *Meeting the Invasive Species Challenge: National Invasive Species Management Plan*. Washington, DC: USDA, 2001. 80 p. Disponível em: <<https://www.invasivespeciesinfo.gov/toolkit/nmp.shtml>> Acesso em: 17 ago. 2016.

_____. *2008-2012 National Invasive Species Management Plan*. Washington, DC: USDA, 2008. 35 p. Disponível em: <<https://www.invasivespeciesinfo.gov/toolkit/nmp.shtml>> Acesso em: 17 ago. 2016.

NUNES, Luís Alfredo Pinheiro Leal; FILHO, João Ambrósio de Araújo; MENEZES, Rony Ítalo de Queiroz. Recolonização da fauna edáfica em áreas de Caatinga submetidas a queimadas. *Revista Caatinga*, Mossoró: UFERSA, v. 21, n. 3, p. 214-220, jul./set. 2008.

ODUM, Eugene P. *Ecologia*. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988. 434 p.

OLIVEIRA, Rogério Ribeiro de et al. Ecologia histórica de populações da carrapeta (*Guarea guidonia* (L.) Sleumer) em florestas de encosta do Rio de Janeiro. *Pesquisas, Botânica*, São Leopoldo: Instituto Anchieta de Pesquisas, v. 64, p. 323-339, jan./dez. 2013.

PEDRALLI, Gilberto et al. Uso de nomes populares para as espécies de Araceae e Dioscoreaceae no Brasil. *Horticultura Brasileira*, Brasília: ABH, v. 20, n. 4, p. 530-532, dez. 2002.

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

PIELOU, Evelyn Chrystalla. *Mathematical ecology*. New York: Wiley, 1977. 385 p.

PIMENTA, Neder Cassio; FILHO, Teobaldo Solino; PICOLI, Rosângela Laura. Ecosistemas urbanos e a conservação da biodiversidade: benefícios sociais e ambientais do parque de uso múltiplo da Asa Sul. In: IV CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 4., 2013, Salvador. *Anais do IV Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental*. Salvador: Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais e Saneamento, 2013. v. 4, p. 1-14.

PINTO, José Miguel Mesquita Gomes. *As invasões biológicas no quadro dos riscos naturais: conceptualização e análise preliminar para o Alto Minho, Portugal*. Porto, 2014. 71 p. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologia do Ambiente) – Departamento de Geociências Ambiente e Ordenamento do Território, Universidade do Porto, 2014.

PINTO, Maria Alice da Silva et al. Invasão biológica de *Corythucha ciliata* em espaços verdes urbanos de Portugal: modelação do nicho ecológico com o método de máxima entropia. *Ciência Florestal*, Santa Maria: UFSM, v. 24, n. 3, p. 597-607, jul./set. 2014.

PONTES, Jorge Antônio Lourenço; PONTES, Rafael Cunha; ROCHA, Carlos Frederico Duarte. The snake community of Serra do Mendanha, in Rio de Janeiro State, southeastern Brazil: composition, abundance, richness and diversity in areas with different conservation degrees. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos: IIE, v. 69, n. 3, p. 795-804, jul./set. 2009.

PREFEITURA DO RIO DE JANEIRO. Decreto nº 22.662 de 19 de fevereiro de 2003. Dispõe sobre a renomeação e a gestão dos parques públicos municipais, considerados como Unidades de Conservação, segundo a Lei nº 9.985, de 18/07/00 e Decreto nº 4.340, de 22/08/02 e dá outras providências. *Diário Oficial do Município do Rio de Janeiro*, Rio de Janeiro, p. 89, 10 fev. 2003. Seção 3. Disponível em: <<http://mail.camara.rj.gov.br/APL/Legislativos/scpro1316.nsf/b63581b044c6fb760325775900523a41/d02dbed11fa1353903257c0c0049e245?OpenDocument>> Acesso em: 15 jun. 2015.

_____. Projeto de Lei nº 3.757/2006. Dispõe sobre o Código Ambiental Estadual. *Diário Oficial do Estado do Rio de Janeiro*, Rio de Janeiro, n. 155, p. 2, 20 de ago. 2007. pt. 2.

_____. *Parques*. 2015. Disponível em: <http://www0.rio.rj.gov.br/pcrj/destaques/prog_fim_de_semana2/parques.htm> Acesso em: 07 mai. 2015.

RANGEL, Luana de Almeida; GUERRA, Antonio Jose Teixeira. A Qualidade do Solo como Indicadora de Erosão em Trilhas na Área de Proteção Ambiental do Cairuçu – Paraty. *Revista Brasileira de Geografia e Física*, Recife: UFPE, v. 6, n. 3, p. 540-554, mai./jun. 2013.

RIBEIRO, Milton Cezar et al. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, São Paulo: ELSEVIER, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, jun. 2009.

RODAL, Maria Jesus Nogueira; SAMPAIO, Everardo V. de Sá Barreto; FIGUEIREDO, Maria Angélica. *Manual sobre métodos de estudo florístico e fitossociológico: Ecosistema Caatinga*. Brasília: SBB, 2013. 24 p.

RYLANDS, Anthony B.; BRANDON, Katrina. Unidades de conservação brasileiras. *Megadiversidade*, Belo Horizonte: Conservation International, v. 1, n. 1, p. 27-35, jul. 2005.

SÁ DECHOUM, Michele de. Métodos e técnicas de erradicação e controle de espécies exóticas invasoras aplicáveis em Unidades de Conservação: as melhores práticas. In: VI CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO E SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE CONSERVAÇÃO DA NATUREZA - SIMPÓSIO SOBRE INVASÕES BIOLÓGICAS - CBUC, 6., 2009, Curitiba. *Palestra no VI Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação e Simpósio Internacional de Conservação da Natureza*, Curitiba, 2009. 6v.

SÁ DECHOUM, Michele de; ZILLER, Sílvia Renate. Métodos para controle de plantas exóticas invasoras. *Biotemas*, Florianópolis: UFSC, v. 26, n. 1, p. 69-77, mar. 2013.

SAMPAIO, Alexandre Bonesso; SCHMIDT, Isabel Belloni. Espécies Exóticas Invasoras em Unidades de Conservação Federais do Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, v. 3, n. 2, p. 32-49, jul./dez. 2013.

SAN JOSÉ, José J.; FARIÑAS, Mario R.; ROSALES, Judith. Spatial patterns of trees and structuring factors in a *Trachypogon* savanna of the Orinoco Llanos. *Biotropica*, Lawrence: ATBC, v. 23, n. 2, p. 114-123, jun. 1991.

SANTANA, Cláudio Alexandre de Aquino; FREITAS, Welington Kiffer de; MAGALHÃES, Luís Mauro Sampaio. Estrutura e similaridade em florestas urbanas da região metropolitana do Rio de Janeiro. *Interciencia*, v. 40, n. 7. p. 479-486, jul. 2015.

SCOLFORO, José Roberto Soares. *Biometria Florestal: modelagem do crescimento e da produção de florestas plantadas e nativas*. Lavras: UFLA/FAEPE, 1998. 441p

SIGG, Jake. *O papel dos herbicidas na conservação da biodiversidade*. California: California Exotic Plant and Pest Council News, summer/fall 1999. Disponível em <http://www.institutohorus.org.br/inf_download.htm#artigocien> Acesso em: 17 mai. 2015.

SILVA, Juliana Silvestre; FELFILI, Jeanine Maria. Distribuição de diâmetros de um cerradão distrófico no Distrito Federal (DF), Brasil. *Pesquisa Florestal Brasileira*, Colombo: Embrapa Florestas, v. 32, n. 72, p. 463-470, out./dez. 2012.

SILVA, Thaise Sousa da; CÂNDIDO, Gesinaldo Ataíde; FREIRE, Eliza Maria Xavier. Conceitos, percepções e estratégias para conservação de uma Estação Ecológica da Caatinga nordestina por populações do seu entorno. *Sociedade & Natureza*, Uberlândia: UFU, v. 21, n. 2, p. 23-37, ago. 2009.

SIQUEIRA, Josafá Carlos. Bioinvasão Vegetal: dispersão e propagação de espécies nativas e invasoras exóticas no campus da Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC-Rio). *Pesquisas, série Botânica*, São Leopoldo: IAP, n. 57, p. 319-330, 2006.

SOUZA, Deoclides Ricardo de et al. Análise estrutural em Floresta Ombrófila Densa de Terra Firme não explorada, Amazônia Oriental. *Revista Árvore*, Viçosa: SIF, v. 30, n. 1, p. 75-87, jan./fev. 2006.

TABARELLI, Marcelo et al. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. *Megadiversidade*, Belo Horizonte: Conservation International, v. 1, n. 1, p. 132-138, jul. 2005.

TESSMANN, Dauri J. Controle biológico: aplicações na área de ciência das plantas daninhas. In: *Biologia e Manejo de Plantas Daninhas*. OLIVEIRA JR., Rubem Silvério de; CONSTANTIN, Jamil; INOUE, Miriam Hiroko. *Biologia e Manejo de Plantas Daninhas*. 22. ed. Curitiba: Omnipax Editora Ltda, 2011. 348 p. cap. 4, p. 79-94.

VIOLANTE, Adriano de Cerqueira. *Moradores e turistas no município de Porto Rico, PR: percepção ambiental no contexto de mudanças ecológicas*. Maringá, 2006. 126 f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) – Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2006.

WESTBROOKS, Randy G. *Invasive plants, changing the landscape of America: Fact Book*. Washington, DC: Federal Interagency Committee for the Management of Noxious and Exotic Weeds (FICMNEW), 1998. 107 p.

WORLD WILDLIFE FUND BRASIL. *Observatório de UCs*. Disponível em: <<http://observatorio.wwf.org.br/unidades/>> Acesso em 20 nov. 2015.

ZALBA, Sérgio; Ziller, Sílvia Renate. Manejo adaptativo de espécies exóticas invasoras: colocando a teoria em prática. *Natureza e Conservação*, ABECO, v. 5, n. 2, p. 16-22, out. 2007.

ZAÚ, André Scarambone; FREITAS, Leandro. Efeitos de borda em um trecho de Floresta Atlântica, Parque Nacional da Tijuca, Rio de Janeiro, Brasil: estrutura física da vegetação arbóreo-arbustiva. In: VIII CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 8., 2007, Caxambu. *Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil*. Caxambu: Sociedade de Ecologia do Brasil, 2007.

ZENNI, Rafael Dudeque; ZILLER, Sílvia Renate. An overview of invasive plants in Brazil. *Revista Brasileira de Botânica*, São Paulo: SBSP, v. 34, n. 3, p. 431-446, jul./set. 2011.

ZILLER, Sílvia Renate; SÁ DECHOUM, Michele de. Plantas e vertebrados exóticos invasores em Unidades de Conservação no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, Brasília, DF: ICMBio, v. 3, n. 2, p. 4-31, jul./dez. 2013.

ZILLER, Sílvia Renate. Espécies exóticas da flora invasoras em Unidades de Conservação. In: CAMPOS, João Batista; TOSSULINO, Márcia de Guadalupe Pires; MÜLLER, Carolina Regina Cury (Org.) *Unidades de Conservação: Ações para valorização da biodiversidade*. Curitiba: IAP, 2006. 348 p. cap. 2, p. 34-52.

ZISENIS, Marcus. Alien plant species: A real fear for urban ecosystems in Europe? *Urban Ecosystems*, New York: Springer, v. 18, n. 2, p. 355-370, jun. 2015.

ANEXO I

**Questionário de avaliação sobre a Percepção dos Gestores
das Unidades de Conservação do Estado do Rio de Janeiro
diante do tema Invasão Biológica.**

Desde já agradecemos pela sua colaboração!

Sabemos como é escasso o seu tempo, mas tenha a certeza que você estará contribuindo não somente para uma dissertação de mestrado, mas também com nosso esforço em melhor compreender os rumos das políticas públicas voltadas para controle e a para a erradicação das espécies exóticas invasoras. Todas as informações aqui reveladas terão total sigilo. Qualquer dúvida entre em contato.

Responsável: Lise da Rocha Vivès (cel.: 24-992144134 e e-mail: lisevives@yahoo.com.br)

A) Informações sobre a UC

1. Nome da Unidade:
2. Data de criação:
3. Tutela:
4. Área:
5. Município(s):
6. Categoria de manejo:
7. Ecossistema(s) abrangente(s):
8. Possui Plano de Manejo? (S) (N)
9. O Plano de Manejo: nunca foi atualizado () mais de 5 anos () menos de 5 anos ()
10. Possui conselho consultivo? (S) (N)
11. Grau de participação do Conselho? pouca () mediana () alta ()
12. A UC dispõe de estrutura física para pesquisa? (S) (N)
13. Quais? _____

B) Quanto às invasões biológicas

14. Esse tipo de impacto ambiental atinge a UC? (S) (N)
15. Qual colocação você atribuiria para esse problema? ____º lugar
16. Em que grau ocorre? baixo () médio () alto ()
17. Quando foi detectada? recentemente () 1 década () 2 décadas () 3 décadas ()
mais ()
18. Qual a principal espécie causadora desse impacto? _____
19. Medidas de controle/erradicação: inexistente () interrompida () em andamento ()
20. Foi utilizado método: físico () químico () biológico ()
21. Caso tenha sido utilizado mais de um, qual deles demonstrou melhor resultado?

22. Existe algum tipo de parceria? (S) (N)
23. Caso tenha algumas parceria especificar:
Universidade () Empresas () Sociedade () Órgão ambiental do governo ()
24. Intensidade de intervenção: baixa () média () alta ()
25. Aplicada de forma: sistemática () eventual ()
26. Qual o grau de sucesso? baixo () médio () alto ()
27. Quais as fontes e recursos financeiros para o controle?

28. Quais as fontes e recursos humanos para o controle?

29. Além das experiências relatadas no item 4, tem conhecimento sobre alguma experiência bem sucedida no controle de exóticas em alguma UC?

30. Você concordaria com a adoção de medidas de controle de espécies invasoras realizadas com apoio da sociedade civil (ONGs e Cooperativas), mesmo com fins comerciais? (S) (N)
31. Caso concorde, em sua opinião, qual o caminho legal para a consolidação desse tipo de parceria?

