



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro Biomédico

Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

Lucas Costa Monteiro Lopes

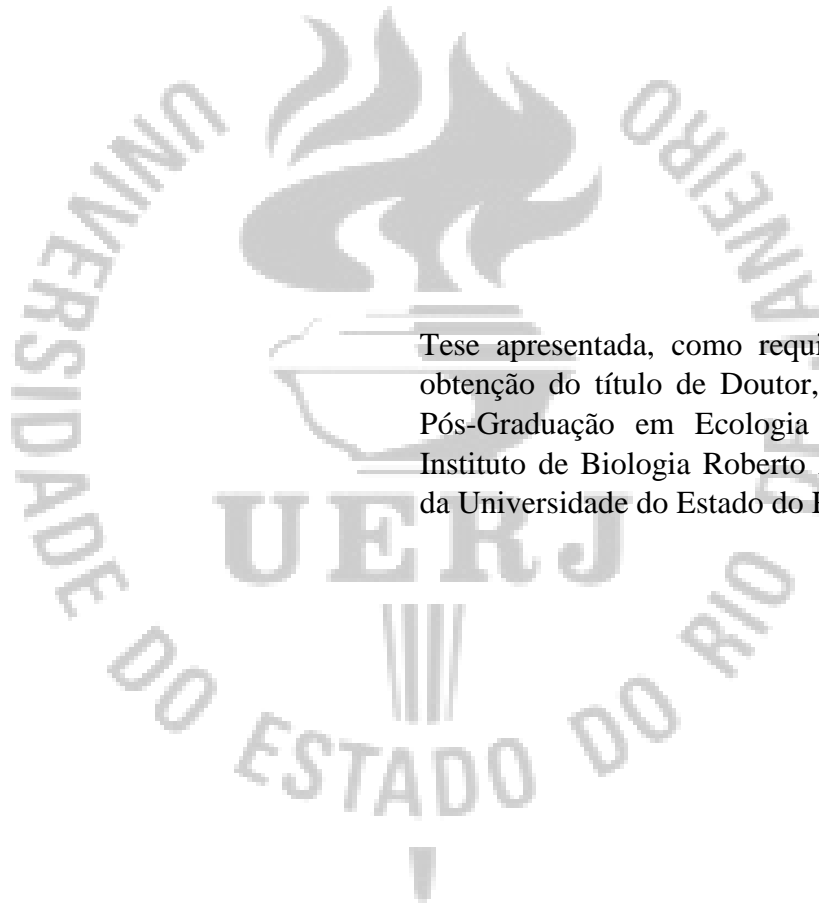
**Influência de espécies exóticas invasoras no componente arbóreo da
Floresta Atlântica: avaliação das características funcionais, diversidade
filogenética e estrutura da comunidade**

Rio de Janeiro

2018

Lucas Costa Monteiro Lopes

Influência de espécies exóticas invasoras no componente arbóreo da Floresta Atlântica: avaliação das características funcionais, diversidade filogenética e estrutura da comunidade



Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, do Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Orientador: Prof. Dr. Bruno Henrique Pimentel Rosado

Rio de Janeiro

2018

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

L864	<p>Lopes, Lucas Costa Monteiro. Influência de espécies exóticas invasoras no componente arbóreo da Floresta Atlântica: avaliação das características funcionais, diversidade filogenética e estrutura da comunidade / Lucas Costa Monteiro Lopes. – 2018. 143f.: il.</p> <p>Orientador: Bruno Henrique Pimentel Rosado. Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.</p> <p>1. Artocarpus - Ilha Grande, Baía da (RJ) - Teses. 2. Espécies exóticas - Brasil - Teses. 3. Espécies em extinção - Brasil - Teses. 4. Bioinvasão - Teses. 5. Diversidade biológica - Teses. I. Rosado, Bruno Henrique Pimentel Rosado. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes. III. Título.</p> <p>CDU 582.635.3(815.2)</p>
------	---

Rosalina Barros *CRB/7 - 4204* - Responsável pela elaboração da ficha catalográfica.

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Lucas Costa Monteiro Lopes

**Influência de espécies exóticas invasoras no componente arbóreo da Floresta Atlântica:
avaliação das características funcionais, diversidade filogenética e estrutura da
comunidade**

Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, do Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Aprovada em 27 de fevereiro de 2018

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Bruno Henrique Pimentel Rosado(Orientador)
Instituto de Biologia Roberto Alcantara Gomes - UERJ

Prof^ª. Dra. Beatriz Grosso Fleury
Instituto de Biologia Roberto Alcantara Gomes - UERJ

Prof^ª. Dra. Rita de Cássia Quitete Portela
Universidade Federal do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Jerônimo Boelsums Barreto Sansevero
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro

Rio de Janeiro

2018

DEDICATÓRIA

A cidade do Rio de Janeiro que proporcionou imensas e positivas alterações em minha vida
pessoal e profissional, dedico!

AGRADECIMENTOS

A Universidade do Estado do Rio de Janeiro por todos os ensinamentos Sociais e Científicos e por me mostrar o quão importante é ter uma Universidade de qualidade e inclusiva. Este muro cinzas possuem muitas almas fortes que lutam pela qualidade social e científica. A UERJ vale a luta, resiste e reage.

Ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução por toda a estrutura, os ensinamentos e união. Tenho orgulho de estar me formando Ecólogo com vocês.

Ao meu orientador Bruno Rosado por aceitar me orientar via email de coração aberto e com empolgação. Por todos seus ensinamentos que foram fundamentais em minha formação, por trazer frequentemente um boom de informações e questionamentos que me fizeram refletir e aprimorar os conhecimentos e a pesquisa. E por ser compreensivo em momentos que precisei me ausentar. Brigadasso!

A CAPES pela bolsa de Doutorado que me possibilitou prosseguir na Ciência.

A FAPERJ pelo financiamento de quase todo o projeto que foi fundamental para o desenvolvimento da pesquisa.

Ao CNPQ, ao PPBio Mata Atlântica e a Professora Helena Bergallo, pela oportunidade de trabalhar como bolsista no ano de 2014.

Ao CEADS e todos seus membros, pela estrutura de alojamento, deslocamento e recepção. Mesmo em situações financeiras difíceis, vocês fizeram o possível para facilitar o andamento da pesquisa. Agradeço a todos seus funcionários (Alice, Luana, Tais, Terezinha, Claudio, Silvio, Kelly, Wilson, Mario, Ana Paula, Dona Teresa, Nani, Kelly, Magda, Anisia, Cleiton, Professoras: Catia Callado e Sonia Barbosa, e demais..).

A todos que me auxiliaram no Campo: Thiago, Laís, Agata, Jessica, Catia, Sara, Rosiane, Gabrielle, Indira, Dario, Yago, Brígiti, Mid, Wesley, Cristiane, Caio, Lucas, Marcos, Vitor, Vania, Paulo, Jeane, Fabi e Bruno. Em especial: ao Thiago pelos muitos campos juntos e experiências botânicas, ecológicas e de vida; a Laís, fiel companheira, me ajudou em vários campos com muita competência, alegria e amor.

Aos especialistas que me auxiliaram na identificação das espécies: Marcelo Souza (Myrtaceae), Alexandre Quinet (Lauraceae), Haroldo Lima, Davi Nepomuceno e Marcelo Catilhorri (Fabaceae), Michel Ribeiro (Lecythidaceae), Elton de Lirio (Monimiaceae), Carla Manão (Rubiaceae), Lilian Prado (Melastomataceae) e ao Thiago Amorim que me auxiliou em diversas outras famílias.

Ao Laboratório de Ecologia Vegetal com todos seus membros atuais e egressos: Bruno, André, Beth, Thiago, Laís, Dario, Iláine, Indira, Lidi, Brigiti, Wal, Agata, Michele, Sara, Maria Paula, Yan, Jessica, Naira, Rodrigo pelas trocas de experiências, ajudas e conversas sobre quase tudo. Ao Laboratório de pequenos mamíferos por me adotarem em várias ocasiões, desde dos seminários científicos, bate papos e festinhas. A Carol, Rodrigo e Jessica pelas conversas e troca de informações sobre nossas invasoras.

A Sonia e a Verusca, queridas do meu coração, pelas assistências burocráticas fundamentais, pelos sorrisos e conselhos, vocês são ótimas!

A professora Helena Bergallo pelo apoio, pela maneira que você ensina a pesquisar (competência e garra aliados a leveza) e pela fundamental revisão da Tese.

Ao professor André Dias pelo auxílio em diversas dúvidas estatísticas e ecológicas.

A professora Elizabeth Rios pelos vários conselhos profissionais e experiências de uma grande veterana da UERJ.

Ao professor Carlos Frederico Rocha pelas maravilhosas aulas e ensinamentos de Artigos científicos.

Aos professores Helena Bergallo, Jerônimo Sansevero, Rita Portela, André Zaú e Beatriz Fleury por aceitarem a participar da banca da tese. Aos professores Jerônimo e Nena em especial pelas várias sugestões em meu exame de qualificação.

Aos meus ex-orientadores que participaram e foram muito importantes em minha formação: Monica Tognella, Adriana Lobão, André Amorim e Eduardo Mariano-Neto.

Aos meus companheiros de república: Charles, Natan, Thiago, Luan e Carlos, que se tornaram amigos e colegas com saldos positivos de convivência, pelas muitas experiências compartilhadas e momentos agradáveis com muita alegria e amor. Em especial ao Charles pela amizade e por ter me aberto as portas e com muita sabedoria me apresentou e introduziu ao Rio de Janeiro.

Aos queridos amigos do grupo Peg...Tes...: Jaque, Atila, Paula e Carol: em que compartilhamos conversas e momentos alegres sobre ciência, vivências e amores. Em especial a Jaque, minha companheirona, com muito amor e alegria chamamos samba para energizarmos.

Aos amigos da Ecologia pelas conversas de corredor, profissionais e pessoais que me acrescentaram muito.

A Teresa, mãe de muitos pesquisadores e turistas na Ilha Grande, pelo carinho e amor enorme, além das cervejas geladas e pastéis saborosos, agradeço.

A Mayne, queridona das antigas, pelo apoio no Rio, pela amizade, sabedoria e alegria. Eh Baiana! Vlw de mais.

A Vivi, guerreira, pela parceria, amor e solidariedade constante, nossas conversas nas confraternizações e em diversos outros momentos são sempre ótimas e enérgicas.

Ao Felipe, com muito cuidado, paciência e amor foi fundamental em meu crescimento pessoal e me auxiliou com as malícias do Rio e em diversos momentos de muita alegria em minha vida.

Agradeço também pelos vários ensinamentos de saúde pessoal e pública.

Aos diversos outros amigos e colegas. A amizade e companheirismo são fundamentais para seguirmos forte e bem na vida.

Ao meu Pai Celmo (in memoriam) pelo amor e exemplo de bondade e generosidade.

Ao meu irmão Matheus pelo companheirismo e exemplo de competência.

A minha mãe Lucimar pelo amor e por ter me oferecido as melhores oportunidades possíveis de seguir as minhas escolhas. Meu amor maior!

O que mais preocupa é o silêncio dos bons

Martin Luther King

Liberdade é resistência e a luz da consciência a alma não tem cor

Pilares et al. 2017- Samba enredo Salgueiro 2018

RESUMO

LOPES, Lucas Costa Monteiro. *Influência de espécies exóticas invasoras no componente arbóreo da Floresta Atlântica: avaliação das características funcionais, diversidade filogenética e estrutura da comunidade*. 2018. 143f.: il. Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) – Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

A invasão biológica é apontada como uma das maiores causas de extinção de espécies. No entanto, os mecanismos que direcionam tais impactos são escassos nos estudos e poucas pesquisas abordam múltiplas variáveis respostas da comunidade frente a invasão. Portanto, objetivamos avaliar se *Artocarpus heterophyllus* e outras espécies exóticas influenciaram na composição; taxonômica e filogenética, diversidade; taxonômica, filogenética e funcional, parâmetros estruturais e estoque de carbono em uma floresta tropical Insular no Brasil. O estudo foi desenvolvido na Ilha Grande, Angra dos Reis, Estado do Rio de Janeiro em áreas com recentes impactos antrópicos e algumas com invasão de *A. heterophyllus*. Quantificamos os indivíduos lenhosos (árvores, arvoretas e arbustos) com diâmetro a altura do peito (DAP) ≥ 5 cm em 16 parcelas de 15m de raio (706m²); sendo oito com *A. heterophyllus* e oito sem *A. heterophyllus*. Encontramos 1.048 indivíduos em 99 espécies e 43 famílias. Outras seis espécies exóticas foram detectadas na área, sendo três espécies observadas também em áreas sem *A. heterophyllus*. Devido a tal observação, comparamos também áreas com (11 parcelas) e sem (5 parcelas) exóticas- incluindo *A. heterophyllus* e as outras seis espécies exóticas. Do total de espécies quantificado, coletamos características funcionais em indivíduos de 83, abrangendo o mínimo de 80% do valor de cobertura de cada parcela. As características mensuradas foram: área foliar, área foliar específica, conteúdo de massa seca, espessura foliar, razão de área foliar e densidade da madeira. Estas características funcionais estão relacionadas ao uso dos recursos para crescimento ou de forma mais conservativa pelas espécies. Observamos maior biomassa em áreas com *A. heterophyllus*, variação nas composição taxonômica e filogenética em áreas com e sem *A. heterophyllus* e com e sem exóticas (*A. heterophyllus* + outras seis exóticas) e redução da diversidade filogenética (Índice MNTD e métrica NTI) para áreas com exóticas. Observamos também que a equabilidade funcional aumenta com o aumento da abundância de *A. heterophyllus*. Neste sentido, observamos influências positivas (aumento de: biomassa-estoque de carbono e da equabilidade funcional), negativas (alteração da composição taxonômica e filogenética e redução da diversidade filogenética) e neutras de *A. heterophyllus* e das outras espécies exóticas em parâmetros da comunidade e ecossistema. Ressaltamos cautela em porpor manejo para tais espécies e se este for porposto com base nos impactos negativos, uma análise de risco em como substituir os impactos positivos das exóticas na comunidade deve ser feita.

Palavras-chave: *Artocarpus heterophyllus*. Biodiversidade. Estoque de carbono. Ilha Grande.

Invasão biológica.

ABSTRACT

LOPES, Lucas Costa Monteiro. *Influence of invasive exotic species in tree component of Atlantic forest: evaluation of functional characteristics, phylogenetic diversity and community structure*. 2018. 143f.: il. Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) – Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

The biological invasion is pointed out as one of the major causes of extinction of species. However, the mechanisms that drive such impacts are scarce in the studies, and few surveys approach multiple community responses to invasion. Therefore, we aimed to evaluate if *Artocarpus heterophyllus* and other exotic species would influence in the taxonomic and phylogenetic composition, taxonomic, phylogenetic and functional diversity, structural parameters and carbon stock in an Insular tropical forest in Brazil. The study was developed in Ilha Grande, Angra dos Reis, State of Rio de Janeiro in areas with recent anthropic impacts and some with invasion of *A. heterophyllus*. We quantified the woody individuals (tree, treelets and shrubs) with diameter at breast height (DBH) ≥ 5 cm in 16 plots of 15 m radius (706 m²), being eight with *A. heterophyllus* and eight without *A. heterophyllus*. We found 1,048 individuals in 99 species and 43 families. Six other exotic species were detected in the area, being three of these species were also observed in areas without *A. heterophyllus*. Due to this observation, we also compared areas with exotics (11 plots) and without exotics (5 plots) - including *A. heterophyllus* and the other six exotic species. From the total number of species quantified, we collected functional characteristics in individuals of 83 species, covering a minimum of 80% of the coverage value of each plot. These functional characteristics are related to the use of the resources for growth or in a more conservative way by the species. The characteristics measured were: leaf area, specific leaf area, dry mass content, leaf thickness, leaf area ratio and wood density. We observed higher biomass in areas with *A. heterophyllus*, variation in taxonomic and phylogenetic composition in areas with and without *A. heterophyllus* and with and without exotic (*A. heterophyllus* + other six exotic) and reduction of phylogenetic diversity (MNTD index and NTI metric) for areas with exotic. In this sense, we observed positive influences (increase of biomass-stock of Carbon and functional equability), negative (alteration of taxonomic and phylogenetic composition and reduction of phylogenetic diversity) and neutral of *A. heterophyllus* and other exotic species in community and ecosystem parameters. We emphasize caution in providing management for such species and if it is based on the negative impacts, a risk analysis on how to replace the positive impacts of exotic species in the community should be made.

Keywords: *Artocarpus heterophyllus*. Biodiversity. Carbon stock. Ilha Grande. Biological invasion.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Localização da área de estudo. Ilha Grande, Angra dos Reis, Estado do Rio de Janeiro, Brasil.....	23
Figura 2 -	Quantificação dos diferentes tipos de artigos (estudos de caso, revisão com banco de dados e revisões teóricas) relacionados a invasão biológica.....	52
Figura 3 -	Quantificação das diferentes abordagens dos artigos (estritamente ecológico, ecológico/econômico e ecológico/social) relacionados a invasão biológica.....	52
Figura 4 -	Quantificação de artigos de invasão biológica em cada nível de organização (comunidade, ecossistema, espécies/população)	53
Figura 5 -	Quantificação de artigos sobre invasão biológica classificados em cada tipo de variável resposta abordado (taxonômica, filogenética e funcional)	54
Figura 6 -	Quantificação das formas de vida (árvore, arbusto, erva, trepadeira) das plantas invasoras abordadas em 172 artigos científicos sobre invasão vegetal.....	55
Figura 7 -	Espécies com maior Biomassa vegetal (g/m^2) em florestas secundárias na Ilha Grande, RJ, Brasil.....	84
Figura 8 -	Curva de rarefação comparando a riqueza de áreas com (J) e sem (C) Jaqueira (<i>Artocarpus heterophyllus</i>) em florestas Secundárias na Ilha Grande, RJ, Brasil.....	85
Figura 9 -	Curva de rarefação comparando a riqueza de áreas com (E) e sem exóticas (C) em florestas Secundárias na Ilha Grande, RJ, Brasil.....	86
Figura 10 -	Escalonamento multidimensional não-métrico da composição de espécies das parcelas em áreas com (J) e sem (C) jaqueira (<i>Artocarpus heterophyllus</i>) em florestas secundárias na Ilha Grande, RJ, Brasil.	86

Figura 11 -	Escalonamento multidimensional não-métrico da composição de espécies das parcelas em áreas com (E) e sem (C) exóticas em florestas secundárias na Ilha Grande, RJ, Brasil.....	87
Figura 12 -	Escalonamento multidimensional não-métrico da composição filogenética (MPD) das parcelas em áreas com (J) e sem (C) jaqueira (<i>Artocarpus heterophyllus</i>) em florestas secundárias na Ilha Grande, RJ, Brasil.....	88
Figura 13 -	Escalonamento multidimensional não-métrico da composição filogenética (MPD) das parcelas em áreas com (E) e sem (C) exóticas em florestas secundárias na Ilha Grande, RJ, Brasil.....	88
Figura 14 -	Curva de rarefação comparando a riqueza de áreas com (J) e sem (C) jaqueira em florestas Secundárias na Ilha Grande, RJ, Brasil.....	92
Figura 15 -	Curva de rarefação comparando a riqueza de áreas com (E) e sem (C) exóticas em florestas Secundárias na Ilha Grande, RJ, Brasil.....	92
Figura 16 -	Curva de rarefação comparando a riqueza de áreas com (J) e sem (C) jaqueira (<i>Artocarpus heterophyllus</i>) em florestas Secundárias na Ilha Grande, RJ, Brasil.....	93
Figura 17 -	Curva de rarefação comparando a riqueza de áreas com (E) e sem (C) exóticas em florestas Secundárias na Ilha Grande, RJ, Brasil.....	93
Figura 18 -	Quantidade de espécies em cada grupo de estratégia ecológica C (competidora) S (tolerante ao estresse) e R (ruderal) em floresta com espécies exóticas na Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil.....	112
Figura 19 -	Triangulo CSR representando as estratégias ecológicas das espécies em floresta com espécies exóticas na Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil.....	113

Figura 20 -	Análise de covariância entre abundância absoluta de <i>A. heterophyllus</i> e os valores de equabilidade funcional na comunidade, em floresta com espécies exóticas na Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil.....	117
Figura 21 -	Análise de covariância entre abundância absoluta de <i>A. heterophyllus</i> e o valor médio da área foliar das espécies na comunidade, em floresta com espécies exóticas na Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil.....	120
Figura 22 -	Análise de covariância entre abundância absoluta de <i>A. heterophyllus</i> e o valor médio da espessura foliar das espécies na comunidade, em floresta com espécies exóticas na Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil.....	121
Figura 23 -	Análise de covariância entre abundância absoluta de espécies exóticas e o valor médio da espessura foliar das espécies na comunidade, em floresta com espécies exóticas na Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil.....	122
Figura 24 -	Análise de covariância entre abundância absoluta de espécies exóticas e o valor médio da densidade da madeira das espécies na comunidade, em floresta com espécies exóticas na Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil.....	123

LISTA DE TABELAS

Tabela 1-	Hipóteses sobre o sucesso de invasão as espécies e suas predições.....	32
Tabela 2-	Classificações dos artigos relacionados a invasão de espécies exóticas vegetais em diferentes categorias e subcategorias.....	37
Tabela 3-	Lista de artigos quantificados e utilizados para o manuscrito de revisão.....	39
Tabela 4-	Lista de espécies quantificadas em áreas antropizadas na Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil.....	79
Tabela 5-	Abundância das espécies exóticas em floresta secundária na Ilha Grande, RJ, Brasil.....	83
Tabela 6-	Valores de significância das regressões lineares com variáveis dependentes: abundância de jaqueira (<i>Artocarpus heterophyllus</i>) e abundância de exóticas em florestas secundárias na Ilha Grande, RJ, Brasil.....	90
Tabela 7-	Resultados das comparações entre locais com e sem <i>Artocarpus heterophyllus</i> -Jaqueira e com e sem exóticas, excluindo a jaqueira e excluindo as exóticas em florestas secundárias na Ilha Grande, RJ, Brasil.....	91
Tabela 8-	Resultados dos testes T (incluindo espécies nativas e exóticas), comparando áreas com e sem <i>Artocarpus heterophyllus</i> (Jackfruits), e com e sem exóticas em floresta com espécies exóticas na Ilha Grande, Angra dos Reis, Estado do Rio de Janeiro, Brasil.....	115

Tabela 9-	Resultados das regressões lineares (incluindo espécies nativas e exóticas), relacionando a abundância de <i>Artocarpus heterophyllus</i> (Jackfruits) com parâmetros funcionais na comunidade, e abundância de espécies exóticas com parâmetros funcionais na comunidade em floresta com espécies exóticas na Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil.....	116
Tabela 10-	Resultados dos testes T (excluindo os valores de <i>Artocarpus heterophyllus</i>), comparando áreas com e sem <i>Artocarpus heterophyllus</i> (Jackfruits), e com e sem exóticas em floresta com espécies exóticas na Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil.....	118
Tabela 11-	Resultados dos testes T (excluindo os valores das espécies exóticas), comparando áreas com e sem <i>Artocarpus heterophyllus</i> (Jackfruits), e com e sem exóticas em floresta com espécies exóticas na Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil.	119
Tabela 12-	Lista de espécies de árvores/arbustos com primeiro registro coletado na Ilha Grande Ilha Grande, Angra dos Reis, Rio de Janeiro, Brasil.el.....	137

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO GERAL.....	19
1	PLANTAS EXÓTICAS INVASORAS: APONTANDO LACUNAS TEÓRICAS E EMPÍRICAS.....	29
1.1	Introdução.....	30
1.2	Materiais e métodos	36
1.3	Resultados.....	39
1.4	Discussão.....	55
1.4.1	<u>Tipo de abordagem da pesquisa.....</u>	56
1.4.2	<u>Nível de organização avaliado.....</u>	56
1.4.3	<u>Relações filogenéticas e características funcionais.....</u>	59
1.4.4	<u>Formas de vida e processo de invasão.....</u>	61
1.5	Considerações finais.....	61
1.6	Referências.....	63
2	IMPACTOS TAXONÔMICOS, FILOGENÉTICOS E ECOSSITEMICOS DE PLANTAS EXÓTICAS EM FLORETA TROPICAL: SÃO REAIS AS PREDIÇÕES TEÓRICAS.....	70
2.1	Introdução.....	71
2.2	Materiais e métodos.....	74
2.2.1	<u>Área de estudo.....</u>	74
2.2.2	<u>Coleta dos dados.....</u>	74
2.2.3	<u>Análise dos dados.....</u>	76
2.3	Resultados.....	78
2.4	Discussão.....	94
2.5	Referências.....	98

3	CARACTERÍSTICAS FUNCIONAIS DE PLANTAS NATIVAS E EXÓTICAS EM UMA FLORESTA TROPICAL INSULAR: QUAIS AS DIFERENÇAS E IMPACTOS?.....	105
3.1	Introdução.....	106
3.2	Materiais e métodos.....	108
3.2.1	<u>Área de estudo.....</u>	108
3.2.2	<u>Coleta dos dados.....</u>	109
3.2.3	<u>Análise dos Dados.....</u>	110
3.3	Resultados.....	112
3.4	Discussão.....	123
3.5	Referências.....	127
4	A IMPORTÂNCIA DE AMOSTRAR ÁREAS ANTROPIZADAS PARA NOVOS REGISTROS DE ESPÉCIES LENHOSAS.....	133
4.1	Introdução.....	134
4.2	Materiais e métodos	134
4.3	Resultados e discussão.....	135
4.4	Referências.....	139
	CONCLUSÕES GERAIS.....	142
	REFERÊNCIAS.....	143

INTRODUÇÃO GERAL

As comunidades ecológicas são um conjunto de espécies que co-ocorrem em um dado local, sendo difícil delimitá-las, portanto em estudos ecológicos geralmente as comunidades são definidas arbitrariamente (Faith 1996). As explicações dos processos que estruturam comunidades remontam ao século passado quando Clements (1916), considerou comunidades como unidades fechadas, como superorganismos de fácil definição no espaço e alteradas por variáveis abióticas e bióticas. Dez anos mais tarde, Gleason (1926) propôs que as comunidades são abertas e resultantes das interações das espécies com influência de processos históricos estocásticos e variáveis abióticas, é de pouca definição no espaço.

Os trabalhos pioneiros de Clements e Gleason foram os precursores de estudos que buscam avaliar a preponderância de mecanismos determinísticos, compatível com a visão de Clements, ou mecanismos estocásticos tal como previsto por Gleason (Booth & Larson 1992; Weiher & Keddy 2001). Considerando tanto processos determinísticos quanto estocásticos, diferentes processos como; filtragem biogeográfica, abiótica e biótica, mediados por abordagens funcionais e filogenéticas, são apontados para explicar a regra de montagem de comunidades e coexistência das espécies (Clark 2008; Keddy 1992; Hubbel 2001; Wright 2002; Tuomisto *et al.* 2003; Chave 2008; Vellend 2010). Neste sentido, o estudo de espécies exóticas invasoras não está desacoplado do corpo teórico da ecologia de comunidades. Os processos que determinam o sucesso de espécies invasoras devem ser compreendidos através da mesma lente que permite a compreensão de mecanismos que estruturam comunidades ecológicas, tais como a substituição de espécies ao longo da sucessão e características funcionais mediando interações competitivas (Meiners 2007; Mascaro *et al.* 2011; Hulme & Bernard-Verdier 2017).

Sob essa ótica portanto, diferentes estudos buscaram entender os mecanismos associados ao sucesso das plantas invasoras. E padrões de similaridades e diferenças filogenéticas (Strauss *et al.* 2006; Ordonez 2014; Li *et al.* 2015) e de características funcionais (Funk & Vitousek 2007; Leishman *et al.* 2007; Leishman *et al.* 2010; Funk 2013; Ordonez 2014) são apontados. Espécies exóticas, ao serem introduzidas em outro local, não precisam superar o filtro biogeográfico, uma vez que o homem ao introduzi-la transpõe tal processo (Espínola & Junior 2007). Contudo, para ter sucesso no estabelecimento e invasão, estas espécies precisam superar filtros abióticos e bióticos (Keddy 1992; Vellend 2010) através de suas características funcionais (i.e., morfológicas, fisiológicas e fenológicas que afetam o fitness e descrevem respostas das espécies a um dado fator ambiental; Violle *et al.* 2007; Rosado *et al.* 2016). Neste sentido, as espécies exóticas, uma vez que possuem diferentes capacidades

fisiológicas e de interação foram classificadas em exóticas casuais, naturalizadas e invasoras (Richardson *et al.* 2000). As exóticas casuais não conseguem estabelecer populações nos locais introduzidos; as naturalizadas estabelecem populações, mas não conseguem se espalhar em grandes áreas; as invasoras estabelecem populações e possuem rápida dispersão no novo ambiente (uma vez que se espalham a uma taxa de 100m em < 50anos), ocupando áreas extensas (Richardson *et al.* 2000). Nem todas as espécies invasoras geram impacto no local introduzido, mas as que causam, a magnitude do impacto vai depender do tamanho da área ocupado, de sua abundância local e do grau de seu efeito no meio por indivíduo (Parker *et al.* 1999).

Estudos que avaliaram a influência das espécies invasoras nas relações filogenéticas e funcionais das comunidades tropicais são escassos. No Neotrópico, estes se tornam mais importantes, pois é uma região com elevada diversidade de táxons vegetais, que pode refletir em maior variação funcional entre espécies e indivíduos (Gentry 1982), sendo também uma região de recente especiação para alguns gêneros megadiversos de Angiospermas (Chardebali *et al.* 2001; Richardson *et al.* 2001).

Inserido no Neotrópico, o Brasil é um dos países com maior riqueza de espécies vasculares do mundo (Forzza *et al.* 2012), onde foram apontados dois hotspots de biodiversidade (Floresta Atlântica e Cerrado) (Myers *et al.* 2000) e detectado 117 espécies exóticas (invasoras e potencialmente invasoras) (Zenni & Ziller 2011). Neste sentido, a Floresta Atlântica é o segundo maior domínio florestal do Brasil, com maior diversidade de espécies vegetais e de endemismos (Martini *et al.* 2007; Stehmann *et al.* 2009; Forzza *et al.* 2012). A elevada diversidade de espécies e de endemismos estão relacionados à heterogeneidade ambiental deste Domínio (Oliveira-Filho & Fontes 2000; Marques *et al.* 2011) e a processos históricos; como as flutuações climáticas que propiciaram os refúgios pleistocênicos e elevada especiação alopátrica dos táxons (Perret *et al.* 2007).

Apesar da elevada diversidade vegetal apontada para a Floresta Atlântica (Stehmann *et al.* 2009; Forzza *et al.* 2012), diversos fatores antrópicos provocam distúrbios, como a perda e fragmentação de habitats que causam redução de espécies (Pardini *et al.* 2009; Rigueira *et al.* 2013), de linhagens filogenética (Santos *et al.* 2010; Andrade *et al.* 2015), de grupos e diversidade de características funcionais (Santos *et al.* 2008; Pessoa *et al.* 2017), hiper dominância de espécies nativas pioneiras (Lobo *et al.* 2011; Tabarelli *et al.* 2012) e alteração da estrutura florestal (Faria *et al.* 2009; Rocha-Santos *et al.* 2016). Dessa maneira, os distúrbios na Floresta Atlântica podem ser favoráveis ao estabelecimento das espécies exóticas (Zenni 2015), o que gera preocupação quanto a conservação dessas fisionomias e incentivos para estudos mais focados em avaliar a existência ou não de impactos associados a invasão.

Entre as espécies exóticas na Floresta Atlântica, *Artocarpus heterophyllus* (Jaqueira) é apontada com maiores registros (Zenni & Ziller 2011) e considerada invasora em diversos locais (Boni *et al.* 2009; Abreu & Rodrigues 2010; Fabricante *et al.* 2012; Bergallo *et al.* 2016). *A. heterophyllus* é relatada como causadora de extinção de espécies vegetais (Fabricante *et al.* 2012), redução da dispersão de espécies nativas (Bergallo *et al.* 2009; Raíces *et al.* 2017), e efeito alelopático em teste de laboratório (Perdomo & Magalhães 2007). Por outro lado, *A. heterophyllus* é importante recurso alimentar para espécies animais especialistas e ameaçadas de extinção (Canalle *et al.* 2009; Oliveira *et al.* 2011) e para espécies generalistas (Lacerda 2017; Raíces *et al.* 2017).

Face ao exposto, dividimos a tese em quatro capítulos:

No primeiro capítulo fizemos uma revisão sistemática e quantitativa de artigos científicos na literatura, o qual objetivamos apontar lacunas teóricas e empíricas quanto aos estudos de invasão biológica com plantas terrestres, abordando os diferentes níveis hierárquicos, os diferentes tipos de impacto e as formas de vida das plantas exóticas e/ou invasoras estudadas.

No segundo capítulo objetivamos avaliar se *A. heterophyllus* e outras seis espécies exóticas provocaram impactos na comunidade; riqueza e composição de espécies, diversidade e composição filogenética e parâmetros estruturais (área basal e abundância dos indivíduos), e no ecossistema; biomassa-estoque de carbono em uma floresta Tropical Insular no sudeste do Brasil.

No terceiro capítulo objetivamos investigar quais as características funcionais que poderiam favorecer o sucesso de invasão de *Artocarpus heterophyllus*, e se *A. heterophyllus* e outras seis espécies exóticas influenciam nos padrões de estratégias ecológicas e na diversidade funcional da comunidade em uma floresta Tropical Insular no sudeste do Brasil.

No quarto capítulo objetivamos ressaltar a importância de quantificar áreas com espécies exóticas invasoras para o registro de novas ocorrências de espécies e consequente maior conhecimento da biodiversidade.

Área de estudo

O presente trabalho foi desenvolvido no Parque Estadual da Ilha Grande (PEI), Angra do Reis, Rio de Janeiro, Brasil (23° 5' 2.01" e 23° 12' 21.35" S; 44° 5' 39.57" e 44° 22' 33.32" W). (Figura 1). A Ilha possui aproximadamente 19.000ha e o PEI abrange cerca de 65% da Ilha. O clima da Ilha Grande é tropical chuvoso e altitude variando do nível do mar a 1130 m (Oliveira & Coelho-Neto 2000).

A vegetação predominante é floresta Ombrófila Densa em diferentes estágios de regeneração (Oliveira 2002), existindo também outras fitofisionomias como: restingas e manguezais (Araujo & Oliveira 1988). Em algumas áreas da Ilha Grande a vegetação nativa foi suprimida para plantio de diferentes cultura agrícolas (Oliveira & Coelho-Neto 2000; Raíces *et al.* 2017), existindo atualmente florestas que estão em estágios iniciais e secundários de regeneração (Oliveira 2002). Isso também facilitou a introdução de diferentes espécies exóticas vegetais (Callado *et al.* 2009) e animais (Rocha *et al.* 2009) nestas florestas.

Artocarpus heterophyllus é uma das espécies vegetais exóticas ao longo da Ilha (Callado *et al.* 2009), sendo apontada como invasora, devido a elevada abundância e por estar amplamente distribuída (Bergallo *et al.* 2016). Fatores apontados que influenciam essa ampla distribuição são; a alta produção de frutos, principalmente entre outubro e março e a dispersão da sementes por espécies nativas de mamíferos (Raíces *et al.* 2017). Outras espécies vegetais exóticas como; amendoeira – *Terminalia cattapa* L.; bananeira- *Musa paradisiaca* L.; mangueira- *Mangifera indica* L.; sombreiro - *Clitoria fairchildiana* R.A. Howard; zebrina – *Tradescantia zebrina* Heynh. ex Bosse também são relatadas para o parque (Callado *et al.* 2009).

Figura 1 - Localização da área de estudo. Ilha Grande, Angra dos Reis, Estado do Rio de Janeiro, Brasil.



Fonte: Ferreira et al. 2013.

Referências

- Abreu, R.C.R. & Rodrigues, P.J.F.P 2003. Exotic tree *Artocarpus heterophyllus* (Moraceae) invades the Brazilian Atlantic Rainforest. *Rodriguesia*, 61(4): 677-688.
- Andrade, E.R.; Jardim, J.G.; Santos, B.A.; Melo, F.P.L.; Talora, D.C.; Faria, D. & Cazetta, E. 2015. Effects of habitat loss on taxonomic and phylogenetic diversity of understory Rubiaceae in Atlantic forest landscapes. *Forest Ecology and Management*, 349: 73-84.
- Araujo, D.S.D. & Oliveira, R.R. 1988. Reserva Biológica Estadual da Praia do Sul (Ilha Grande, Estado do Rio de Janeiro): Lista Preliminar da Flora. *Acta Botanica Brasilica* 1(2): 83-94.
- Bergallo, H.G.; Raíces, D.S.L.; Uzêda, M.C.; Rocha, C.F.D.; Abreu, R.C. & Ferreira, P.M. 2009. Densidade de jaqueiras e seus efeitos na comunidade de pequenos mamíferos, dispersão de sementes e agregados de solo na Ilha Grande, RJ. *Anais do I Congresso Brasileiro sobre Bioinvasão*. Universidade Federal do Maranhão, São Luís, CD-ROM.
- Bergallo, H.G.; Bergallo, A.C.; Rocha, H.B. & Rocha, C.F.D. 2016. 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*, 20(1): 1-8.
- Boni, R.; Novelli, F.Z. & Silva, A.G. 2009. 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 On Line*, 7(1):51–55.
- Booth, B.D. & Larson, D.W. 1992 Impact of language, history and choice of system on the study of assembly rules. *Ecological Assembly Rules Perspectives, advances, retreats* (eds E. Weiher & P. Keddy), p. Cambridge University
- Callado, C.H.; Barros, A.A.M.; Ribas, L.A.; Albarello, N., Gagliardi, R. & Jascone, C.E. 2009. Flora e Cobertura Vegetal. In: Bastos, M. & Callado, C.H. (eds). *O Ambiente da Ilha Grande*. Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável, CEADS, Rio de Janeiro, pp 91–161.
- Canale, G.R.; Suscke, P.; Rocha-Santos, L.; Bernardo, C.S.S.; Kierulff, M.C.M. & Chivers, D.J. 2016. Seed Dispersal of Threatened Tree Species by a Critically Endangered Primate in a Brazilian Hotspot. *Folia Primatologica*, 87:123-140.
- Chanderbali, A.S.; Van Der Werff, H. & Renner, S.S. 2001. Phylogeny and historical biogeography of Lauraceae: evidence from the chloroplast and nuclear genomes. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 88:104–134.
- Chave, J. 2008. Spatial variation in tree species composition across tropical forests: Pattern and process. In: Carson, W.P. & Schitzer, S.A. (Eds.). *Tropical forest community ecology*, pp. 11–30. Wiley-Blackwell, A John Wiley & Sons, Ltd. Publication, Chichester, U.K.
- Clark, J. 2008. Beyond neutral science. *Trends in Ecology and Evolution*, 24(1): 1-8.

Clements, F.E. 1916. Plant succession – an analysis of the development of vegetation. Carnegie Institution of Washington, Washington, DC.

Espinola, L. A., & Julio, H. F. 2007. Espécies Invasoras: conceitos, modelos y atributos. *Interciencia*, 32(9): 580-585.

Fabricante, J.R.; Araújo, K.C.T.; Andrade, J.A.; Ferreira, J.V.A. 2012. 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*. 26(2): 399-407.

Faria, D.M.; Mariano-Neto, E.; Martini, A.M.Z.; Ortiz, J.V.; Montingelli, R.G.; Rosso, S.; Paciencia, M.L.B. & Baumgarten, J. 2009. Forest structure in a mosaic of rainforest sites: The effect of fragmentation and recovery after clear cut. *Forest Ecology and Management*, 257: 2226-2234.

Fauth, J.E.; Bernardo, J.; Camara, M.; Resetarits Jr., W. J.; Buskirk, J.V. & Mccollum, S. A. 1996. Simplifying the jargon of community ecology: a conceptual approach. *The American Naturalist*, 147:282-286.

Ferreira, P.M. 2013. Chuva de sementes: dinâmica de dispersão na presença de uma espécie exótica invasora, *Artocarpus heterophyllus* Lam. (Jaqueira), no Parque Estadual da Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ. Dissertação apresentada a Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Forzza, R.C.; Baumgratz, J.F.A.; Bicudo, C.E.M.; Canhos, D.A.L.; Carvalho Jr, A.A.; Nadruz Coelho, M.A.; Costa, A.F.; Costa, D.P.; Hopkins, M.G.; Leitman, P.M.; Lohmann, L.G.; Lughadha, E.N.; Maia, L.C.; Martinelli, G.; Menezes, M.; Morim, M.P.;

Peixoto, A.L.; Pirani, J.R.; Prado, J.; Queiroz, L.P.; Souza, S.; Castro, V.C.; Stehmann, J.R.; Sylvestre, L.S.; Walter, B.M.T.; Zappi, D.C. 2012. New Brazilian Floristic List Highlights Conservation Challenges. *BioScience*, 62(1): 39-45.

Funk, J.F. & Vitousek, P.M. 2007. Recurse-use efficiency and plant invasion in low-resource systems. *Nature*, 446: 1079-1081

Funk, J.F. 2013. The physiology of invasive plants in low-resource environments. *Conservation Physiology*, 1: 1-17.

Gentry, A.H. 1982. Neotropical Floristic Diversity: Phytogeographical Connections Between Central and South America, Pleistocene Climatic Fluctuations, or an Accident of the Andean Orogeny? *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 69:557-593.

Gleason, H.A. 1926. The Individualistic Concept of the Plant Association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 53: 7-26.

Hubbell, S.P. 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press, Oxfordshire.

- Hulme, P. & Bernard-Verdier 2017. Comparing traits of native and alien plants: can we do better? *Functional Ecology*, 1-9.
- Keddy, P.A. 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science*, 3:157-164.
- Lacerda, A.C.M. 2017. Bom para quem? Influências positivas e negativas de uma espécie exótica invasora sobre populações de pequenos mamíferos. Dissertação apresentada ao Programa de Ecologia e Evolução pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro. 51pg.
- Leishman, M.R.; Haslehurst, T.; Ares, A. & Baruch, Z. 2007. Leaf trait relationship of native and invasive plants: community and global-scale comparisons. *New Phytologist*, 176: 635-643.
- Leishman, M.R.; Thomson, V.P. & Cooke, J. 2010. Native and exotic invasive plants have fundamentally similar carbon capture strategies. *Journal of Ecology*, 98: 28-42.
- Li, S.; Cadotte, M. W.; Meiners, S.J.; Hua, Z.; Shu, H.; Li, J. & Shu, W. 2015. The effects of phylogenetic relatedness on invasion success and impact: deconstructing Darwin's naturalisation conundrum. *Ecology Letters*, 1-8.
- Lobo, D.; Leão, T.; Melo, F.P.L.; Santos, A.M.M. & Tabarelli, M. 2011. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. *Diversity and Distributions*. 17, 287–296.
- Marques, M.C.M.; Saine, M.D. & Liebsch, D. 2011. Diversity distribution and floristic differentiation of the coastal lowland vegetation: implications for the conservation of the Brazilian Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation* 20:153-168.
- Martini, A.M.Z.; Fiaschi, P.; Amorim, A.M. & Paixão, J.L. 2007. A hot-point within a hot-spot: a high diversity site in Brazil's Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation*, 16: 3111-3128.
- Mascaro, J., Hughes, R.F. & Schnitzer, S.A. (2011) Novel forests maintain ecosystem processes after the decline of native tree species. *Ecological Monographs*, 82: 221–228.
- Meiners, S.J. 2007. Native and Exotic Plant Species Exhibit Similar Population Dynamics During Succession. *Ecology*, 88: 1098–1104.
- Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- Oliveira, R.R. & Coelho-Netto, A.L. 2000. Processos interativos homem floresta na evolução da paisagem da Ilha Grande, RJ. *Revista do Departamento de Geografia UERJ*, 8: 29–38.
- Oliveira, R.R. 2002. Ação antrópica e resultantes sobre a estrutura e composição da Mata Atlântica na Ilha Grande, RJ. *Rodriguésia*, 53:33–58.
- Oliveira Filho, A.T. & Fontes, M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forest in south-eastern Brazil, and the influence of climate. *Biotropica* 32(4b):793-810.
- Oliveira, L.C.; Neves, L.G.; Raboy, B.E. & Dietz, J.M. 2011. Abundance of Jackfruit (*Artocarpus heterophyllus*) Affects Group Characteristics and Use of Space by Golden-

Headed Lion Tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) in *Cabruca* Agroforest. *Environmental Management*, 48(2): 248-262.

Ordonez, A. 2014. Functional and phylogenetic similarity of alien plants to co-occurring natives. *Ecology*, 95(5): 1191-1202.

Pardini, R.; Faria, D.; Accacio, G.M.; Laps, R.R.; Mariano-Neto, E.; Paciencia, M.L.B.; Dixo, M. & Baumgarten, J. 2009. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation*, 142: 1178-1190.

Parker, I.M.; Simberloff, D.; Lonsdale, W.M.; Goodell, K.; Wonham, M.; Kareiva, P.M.; Williamson, M.H.; Von Holle, B.; Moyle, P.B.; Byers, J.E. & Goldwasser, L. 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasion*, 1: 3-19.

Perdomo, M. & Magalhães, L.M.S. 2007. Ação alelopática da jaqueira (*Artocarpus heterophyllus*) em laboratório. *Floresta e Ambiente*. 14(1): 52 – 55.

Pessoa, M.S.; Rocha-Santos, L.; Talora, D.C.; Mariano-Neto, E.; Hambuckers, A. & Cazetta, E. 2017. Fruit biomass availability along a forest cover gradiente. *Biotropica*, 49(1): 45–55

Perret, M.; Chautems, A. & Spichiger, R. 2006. Dispersal–vicariance analysis in the tribe Sinningieae (Gesneriaceae): a clue to understanding biogeographical history of the Brazilian Atlantic Forest. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 93:340–358.

Raíces, D. S., Ferreira, P. M., Mello, J. H., & Bergallo, H. G. (2017). Smile, you are on camera or in a live trap! The role of mammals in dispersion of jackfruit and native seeds in Ilha Grande State Park, Brazil. *Nature Conservation Research*, 2(4): 78-89.

Richardson, D. M., Pysek, P., Rejmánek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D., & West, C. J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distribution*, 6(2): 93-107.

Richardson, J.E.; Pennington, R.T.; Pennington, T.D & Hollingsworth, P.M. 2001. Recent and rapid diversification of a species-rich genus of Neotropical trees. *Science* 293:2242–2245.

Rigueira, D.M.G.; Rocha, P.L.B. & Mariano-Neto, E. 2013. Forest cover, extinction thresholds and time lags in woody plants (Myrtaceae) in the Brazilian Atlantic Forest: resource for conservation. *Biodiversity and Conservation*, 22: 3141-3163

Rocha, C.F.D. Bergallo, H.G.; Alves, M.A.S.; Van Sluys, M. Mazzoni, R. & Santos, S.B. A Fauna de ambientes anteriores. In: Bastos, M. & Callado, C.H. *O Ambiente da Ilha Grande*. Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável, CEADS, Rio de Janeiro 163-246p.

- Rocha-Santos, L.; Pessoa, M.P.; Cassano, C.R.; Talora, D.C.; Orihuela, R.L.L.; Mariano-Neto, E.; Morante-Filho, J.C.; Faria, D. & Cazetta, E. 2016. The shrinkage of a forest: Landscape-scale deforestation leading to overall changes in local forest structure. *Biological Conservation*, 196: 1-9.
- Rosado, B.H.P. Figueiredo, M.S.L.; de Mattos, E.A.; & Grelle, C.E.V. 2016. Eltonian shortfall due to the Grinnellian view: functional ecology between the mismatch of niche concepts. *Ecography*, 39: 1034–1041.
- Santos, B.A.; Peres, C.A.; Oliveira, M.A.; Grillo, A.; Alves-Costa, C.P. & Tabarelli, M. 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biological Conservation*, 141(1): 249-260.
- Santos, B.A.; Arroyo-Rodriguez, V.; Moreno, C.E. & Tabarelli, M. 2010. Edge-Related Loss of Tree Phylogenetic Diversity in the Severely Fragmented Brazilian Atlantic Forest. *Plos One*, 5(9): 1-7.
- Stehmann, J.R.; Forzza, R.C., Salino, A.; Sobral, M.; da Costa, D.P. & Kamino L.H.Y. 2009. *Plantas da Floresta Atlântica*. Rio de Janeiro Botanical Garden.
- Strauss, S. Y., Webb, C. O., & Salamin, N. 2006. Exotic taxa less related to native species are more invasive. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103: 5841–5845.
- Tabarelli, M.; Peres, C. A. & Melo, F.P.L. 2012. The ‘few winners and many losers’ paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. *Biological Conservation*, 155: 136-140.
- Tuomisto, H., Ruokolainen, K. & Yli-Halla, M. 2003. Dispersal, environmental, and floristic variation of Western Amazonian forests. *Science*, 299: 241–244.
- Vellend, M. 2010. Conceptual synthesis in community ecology. *The Quarterly Review of Biology*, 85(2):183-206.
- Violle, C., Navas, M.; Vile, D., Kazakou, E.; Fortunel, C.; Hummel, I.; Garnier, E. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116: 882-892.
- Weiher, E. & Keddy, P. 2001. Other perspectives on community assembly. *Ecological Assembly Rules* (eds E. Weiher & P. Keddy), pp. 251–271. Cambridge University Press, Cambridge.
- Wright S.J. 2002. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. *Oecologia*, 130:1–14.
- Zenni, R.D. & Ziler, S.R. 2011. An overview of invasive plants in Brazil. *Revista Brasileira de Botanica*, 34(3): 431-446.
- Zenni, R.D. 2015. The naturalized flora of Brazil: a step towards identifying future invasive non-native species. *Rodriguésia*, 66(4): 1137-1144.

1. PLANTAS EXÓTICAS INVASORAS: APONTANDO LACUNAS TEÓRICAS E EMPÍRICAS

Resumo

Diferentes hipóteses são apontadas para tentar explicar as causas das invasões biológicas e dos impactos de algumas dessas espécies nas comunidades e ecossistemas. Contudo, ainda existe escassez de dados empíricos para darem robustez a essas hipóteses. Portanto, objetivamos apontar lacunas teóricas e empíricas associadas aos estudos de invasão biológica com espécies vegetais e diagnosticar as principais direções que precisam ser focadas em estudos futuros. Buscamos na base Web of Science artigos sobre plantas invasoras em diferentes regiões do mundo. Encontramos 209 artigos e 172 destes foram selecionados, pois 37 artigos não estavam relacionados as perguntas dessa pesquisa ou foram desenvolvidos com plantas aquáticas. Detectamos que estudos empíricos avaliando os reais impactos das espécies invasoras nas comunidades e ecossistemas ainda são insipientes para concluirmos padrões em maiores escalas. Será necessário priorizar estudos abordando os impactos em diferentes níveis de organização e nas relações filogenéticas e funcionais das comunidades e ecossistemas, uma vez que estes dados elucidarão os mecanismos de invasão e vão proporcionar mais robustez as medidas de conservação. Além disso, abordagens envolvendo participação social e as relações econômicas nos possíveis impactos das espécies invasoras são necessárias para obtenção de recurso e melhor planejamento de conservação das áreas naturais.

Palavras-chave: características funcionais, participação social, relações filogenéticas, valoração econômica.

1.1 Introdução

Dentre as várias causas de perda de biodiversidade, espécies invasoras figuram como uma das mais relevantes para a redução do número de espécies em escala global (Mack et al. 2000; Vilà et al. 2011; Simberloff et al. 2013). Embora seja um tópico prático e de suma importância por ser aplicado a políticas de conservação, este tópico deve ser visto à luz das teorias ecológicas e, neste sentido, a falta de um componente teórico mais robusto faz com que, por exemplo, se parta da premissa que todas as espécies exóticas invasoras têm crescimento rápido em relação as nativas (Tecco et al. 2010). Neste sentido, o embasamento de ações de manejo não pode ser baseado em premissas frágeis, o que gera falta de precisão nas afirmações sobre os impactos dessas espécies (Scarano 2006).

Aspectos globais ligados ao setor econômico como agricultura, pecuária e plantas ornamentais comerciais são apontadas como principais causadores da introdução de espécies em ecossistemas naturais (Andreu & Vilà 2010, Gardener et al. 2012, Lehan et al. 2013, Simberloff et al. 2013). Além disso, variações climáticas podem ser associadas ao maior ou menor risco de invasão nas comunidades (MacDougall et al. 2009, Bradley et al. 2010), pois modificações nos recursos abióticos favorecem algumas espécies em detrimento de outras, o que pode causar alterações na distribuição dos táxons (Moro et al. 2012).

Uma das falhas mais recorrentes em estudos sobre invasão biológica é a equivocada generalização das espécies introduzidas pelo homem (Richardson et al. 2000, Moro et al. 2012), na qual muitas vezes são referidas com mesmo sentido. No entanto, foi proposto há quase duas décadas que as espécies introduzidas podem ser classificadas em: exóticas casuais, naturalizadas e invasoras de acordo com sua capacidade de estabelecimento e dispersão (Richardson et al. 2000). As espécies denominadas exóticas casuais não estabelecem populações viáveis nos locais introduzidos, geralmente apresentando um ou poucos indivíduos localmente (Richardson et al. 2000); as naturalizadas possuem populações estabelecidas, mas não se expandem em grandes áreas, pois não possuem alta capacidade de dispersão em seu novo ambiente (Richardson et al. 2000) e as invasoras têm grandes populações desenvolvidas e ocupam extensas áreas nos locais onde foram introduzidas (Richardson et al. 2000). Além disso, essas classificações, não são triviais, precisa-se ter conhecimento de todas essas fases após introdução, pois espécies exóticas podem se tornar naturalizadas e potencialmente invasoras (Pysek et al. 2008). Neste sentido, embora relevantes, tais classificações são herméticas do ponto de vista de aplicação prática imediata.

Diferentes hipóteses são apontadas para explicar o sucesso de invasão das espécies (Tabela 1; MacDougall et al. 2009). Por exemplo; a maior diversidade de espécies pode indicar maior resistência às invasões nas comunidades quando comparadas as comunidades menos diversas (Levine et al. 2000, Kennedy et al. 2002). Essa hipótese segue a premissa de que comunidades mais diversas apresentam menos recursos disponíveis que possam favorecer a entrada e expansão das espécies invasoras -entretanto, os mesmos fatores que podem favorecer uma maior riqueza de espécies são os mesmos que podem favorecer maiores taxas de invasão (Tilman 2004). Outro exemplo é a hipótese das “novas armas”, na qual espécies invasoras produzem compostos alelopáticos à germinação de sementes e crescimento de plântulas de espécies nativas (Callaway & Aschehoug 2000). No entanto, algumas dessas hipóteses carecem de maior embasamento empírico (Jeschke et al. 2012) e, além disso, o sucesso de invasão pode ser melhor explicado, quando as hipóteses sugeridas para tal sucesso são avaliadas de maneira sinérgica, uma vez que diferentes processos atuam de maneira simultânea na determinação do sucesso da invasão (Lau & Schultheis 2015, Zeng et al. 2015).

Tabela 1 - Hipóteses sobre o sucesso de invasão as espécies e suas predições.

Hipótese	Predição	Exemplo
Nicho vago	Sucesso das invasoras quando ocupam nichos não explorados por espécies residentes.	Tilman 2004
Diversidade como resistência a invasão Biológica	Maior diversidade da comunidade tem menor quantidade de nicho vagos, funcionando com barreira para invasão.	Levine 2000; Kennedy <i>et al.</i> 2002
Novas armas	Espécies invasoras causam impactos sobre as nativas através de novas vias, ex: utilizando compostos alelopáticos químicos.	Callaway & Aschehoug 2000
Escape dos inimigos naturais	Espécies nativas são danificadas por herbívoros e patógenos que não danificam ou causam menores danos as espécies invasoras.	Keane & Crawley 2002
Novos Nichos	Espécies invasoras exploram melhor os novos nichos criados por distúrbios antrópicos.	Shea & Chesson 2002
Naturalização de Darwin	Espécies invasoras filogeneticamente mais distantes das nativas possuem maior sucesso de invasão devido a maior diferença de nicho e fitness com espécies nativas.	Strauss et al. 2006
“Try harder” e “Join the locals”	Espécies invasoras podem ter características funcionais diferentes (“Try harder”) ou similares (“Join the locals”) das nativas quanto a aquisição dos recursos.	Tecco et al. 2010

Fonte: Modificada MacDougall et al. 2009.

Apesar das invasões biológicas serem vistas como uma teoria a parte em alguns estudos (Marquet et al. 2014), os processos chave para o entendimento da vulnerabilidade de espécies à invasão e o sucesso de espécies invasoras num dado ambiente são os mesmos presentes nos estudos sobre montagem de comunidades (Tilman 2004). Neste sentido, dois aspectos fundamentais que podem ser o ponto de partida para o entendimento sobre os processos que determinam invasões biológicas são: filtros ambientais e características funcionais.

Em termos gerais, para colonizar, se estabelecer e atingir dominância em uma determinada área, além do filtro biogeográfico (superado pelo auxílio humano no caso das espécies introduzidas - Espínola & Junior 2007), as espécies devem lidar com filtros fisiológicos e bióticos (Keddy 1992; Espínola & Junior 2007). Neste sentido, a capacidade das espécies em passar por estes filtros se deve pela posse de características funcionais (i.e. morfológicas, fisiológicas e fenológicas) que afetam o fitness (Violle et. al, 2007) e pode atingir a dominância em um determinado local (Rosado & de Mattos 2010). Em termos funcionais, características podem refletir tanto as respostas dos indivíduos e espécies às condições e recursos (característica resposta), como seus possíveis efeitos sobre o funcionamento do ecossistema e de outras espécies (característica efeito) (Lavorel & Garnier 2002). Para as espécies invasoras, a identificação de características de resposta permitiria avaliar a sua habilidade de invadir e se estabelecer no novo local e características de efeito o modo como modificariam processos e serviços ecossistêmicos (Shea & Chesson 2002). Portanto, a probabilidade de invasão e os possíveis efeitos dos táxons invasores nas comunidades e ecossistemas, estão diretamente ligados a abordagem funcional que permite comparar como espécies invasoras diferem da comunidade nativa em termos de resposta e efeito (MacDougall et al. 2009; Drenovsky *et al.* 2012).

Quanto a previsibilidade da invasão, não há uma única direção sobre como as características funcionais (*Sensu* Violle et al. 2007) devem diferir das espécies nativas, uma vez que cada ambiente pode apresentar variáveis ambientais que favoreçam determinadas características (Thompson et al. 1995, Crawley et al. 1996, Funk & Vitousek 2007). Com base nisso, os processos que mediam a invasão de espécies exóticas são classificados em “try harder” e “join the locals” (Tecco et al. 2010). A hipótese “try harder” propõe que espécies exóticas possuem trade-offs mais acentuados que diferem das espécies nativas e que são vantajosas para seu fitness (Crawley et al. 1996, Tecco et al. 2010). Por exemplo, se em um ambiente com menor disponibilidade de recursos a estratégia primordial para sobrevivência é um uso conservativo de recursos, nativas e exóticas apresentam uma alocação de recursos para atender à esta estratégia, mas as exóticas apresentariam um uso conservativo superior. Em ambientes

onde a estratégia primordial para sobrevivência está ligada a um rápido crescimento, nativas e invasoras apresentariam convergência, mas como superioridade das exóticas invasoras (Tecco et al. 2010). Por isso, o termo “try-harder”, ou seja, independentemente da estratégia vantajosa em um ambiente, as exóticas seriam mais eficientes que nativas em um determinado trade-off. Ao contrário, na hipótese “join the locals”, exóticas teriam características similares as espécies nativas, o que está relacionado à existência de intensa restrição de recursos do ambiente gerando uma convergência funcional dessas características (Thompson et al. 1995, Tecco et al. 2010). A compreensão destas duas hipóteses que versam sobre a gama de estratégias de exóticas, coloca em xeque a proposição estreita de que exóticas apresentariam uma estratégia de ruderalidade (Hiero et al. 2005).

Do ponto de vista de efeito, apesar do sucesso de invasão de muitas espécies, nem todas geram impactos em seu novo local (Moro et al. 2012). Por um lado, estudos apontam efeitos negativos associados à invasão, como extinção de espécies (Vitousek et al. 1996, Vilà et al. 2011), alterações nos níveis tróficos (Callaway et al. 2004, Vilà et al. 2011) e nos processos ecossistêmicos (Jackson et al. 2002, Ehrenfeld 2003, Brooks et al. 2004) e danos econômicos diretos (Pimentel et al. 2000). Por outro lado, em ambientes degradados, as invasoras podem ter efeitos positivos e acelerar o processo de sucessão como: realizar a restauração de solos, ciclagem de nutrientes e recursos hídricos (Ewel & Putz 2004) e recuperar funções ecossistêmicas (D’Antônio & Meyerson 2002), funcionando como facilitadoras para o estabelecimento de plantas nativas (Lugo 2004). Plantas invasoras também podem ter diversas utilidades culturais, fitoterápicas e alimentícias para populações locais (Crepaldi & Peixoto 2010, Almeida et al. 2012). Além disso, em algumas situações, as medidas práticas para o controle das espécies invasoras podem ter efeitos negativos sobre as espécies nativas (Rinella et al. 2009). Neste sentido, embora assumam-se a premissa de que os efeitos da presença das espécies exóticas invasoras são sempre negativos, os estudos citados acima indicam que podem ser negativos ou positivos dependendo do processo em questão (i.e. impactos ecológicos ou sócio econômicos), da escala de estudo, do nível hierárquico (i.e. população ou ecossistema) e da intensidade dos impactos. Assim, qualquer tomada de decisão quanto as prioridades de manejo de exóticas devem contemplar estes aspectos, pois dependendo do grupo taxonômico ou do nível de organização avaliado, diferentes respostas das comunidades e ecossistemas podem ser observadas (Jeschke et al. 2014).

No entanto, não é claro se as mudanças ocorridas nos ambientes naturais estão diretamente relacionadas à invasão e/ou por outros distúrbios antrópicos pretéritos o que levanta dúvidas sobre os efeitos das plantas invasoras em nível de comunidade e ecossistema

(Gurevicht & Padilha 2004). Por exemplo, perda e fragmentação de habitat podem ser as principais causas de redução de espécies nativas, no entanto, esses distúrbios que proporcionam uma variação dos recursos que podem favorecer o estabelecimento de invasoras, são os mesmos que podem levar espécies nativas ao declínio (Davies et al. 2000, Shea & Chesson 2002, Gurevicht & Padilha 2004, Hierro et al. 2005). Ou seja, a separação dos efeitos de distúrbio e exóticas invasoras é fundamental para determinar os mecanismos por trás de declínios as populações e espécies de comunidade nativa e alterações em processos ecossistêmicos.

Face às diferentes teorias, hipóteses e resultados contrastantes sobre o efeito de espécies exóticas invasoras e a escassez de conhecimento sobre os mecanismos de invasão, o objetivo deste estudo foi avaliar se existem padrões gerais acerca de espécies exóticas/invasoras em diferentes escalas ou se a aplicação do modelo de invasão pode estar enviesada com base em preponderância de estudos em poucas áreas (escala espacial, níveis hierárquicos, tipo de variável resposta e forma de vida) de conhecimento sobre o tema. Neste sentido, nossas questões são:

1) Quantos estudos, além de avaliar os impactos ecológicos, quantificam e/ou relatam os custos econômicos gerados pelas espécies invasoras e/ou para manejá-las? Quantos abordam relações de conhecimento humano sobre estas espécies e participação social para controlá-las?

2) Existe maior quantidade de estudos avaliando os efeitos das espécies invasoras em nível de comunidade (espécies e relações tróficas) ou ecossistema (ciclos biogeoquímicos, decomposição e ciclo do fogo)? E quantos estudos de caso efetivamente observaram impactos negativos das espécies invasoras nas comunidades e ecossistemas?

3) Uma vez que a teoria de nicho das espécies é subjacente à ideia de invasão biológica, qual a proporção de estudos com espécies introduzidas possui abordagens funcionais e filogenéticas que são capazes de descrever os mecanismos e processos pelos quais espécies introduzidas podem passar por filtros fisiológicos e bióticos?

4) Qual a forma de vida vegetal das espécies exóticas/invasoras (arbórea, arbustiva, herbácea ou trepadeira) é menos abordada quanto ao processo de invasão?

1.2 Materiais e métodos

Realizamos o levantamento dos artigos na base Web of Science, utilizando as palavras chave: "invasive plants" AND/OR "exotic plants" AND/OR "aliens plants", focamos em espécies vegetais terrestres. A busca foi realizada no título dos artigos que foram publicados até outubro de 2014, inseridos nas grandes áreas: Plant Sciences; Biodiversity Conservation, Forestry, Water Resources e Agriculture.

Entre os artigos encontrados, selecionamos todos que tiveram abordagem ecológica com a presença de espécies exóticas e/ou invasoras em ecossistemas naturais. Consideramos artigos sobre (I) as influências (positivas, negativas e nulas) de plantas invasoras nas comunidades e ecossistemas naturais, (II) participação social para a detecção, controle ou manejo dessas espécies, (III) quantificação de custos econômicos relacionados à invasão e controle das invasoras, (IV) padrões de distribuição das espécies exóticas/invasoras com Check List regionais dessas espécies, (V) características funcionais, parâmetros populacionais e genéticos associados ao sucesso de invasão. Classificamos os artigos quanto a diferentes abordagens para apontar lacunas sobre o conhecimento do tema (Tabela 2).

Tabela 2 - Classificações dos artigos relacionados a invasão de espécies exóticas vegetais em diferentes categorias e subcategorias.
(continua)

1- tipo da pesquisa	<p>1.1) estudo de caso; referiam-se a pesquisas em escala local ou regional, sem a utilização de banco de dados.</p> <p>1.2) Artigos revisões com banco de dados; são pesquisas que utilizaram revisão quantitativa na literatura e/ou dados de museus e herbários, com intuito de observar padrões em maior escala (regional ou intercontinental) ou gerar modelos sobre invasão de espécies vegetais.</p> <p>1.3) revisões teóricas; são estudos mais gerais e sem localidade específica, caracterizando-se por abordar conceitos, teorias e definições relacionadas a invasão de plantas.</p>
2) abordagem da pesquisa	<p>2.1) Artigos estritamente ecológico; estudos que relataram impactos (negativos, nulos ou positivos) das plantas invasoras em níveis hierárquicos (comunidade e processos ecossistêmicos), características da espécie invasora e/ou de sua população que possa favorecer a invasão e padrões de distribuição dessas invasoras em determinadas localidades.</p> <p>2.2) Artigos ecológico/econômico; estudos que quantificaram (estudos de caso) ou relataram (artigos teóricos) custos econômicos provocados pelos impactos da invasão (em ecossistemas naturais ou em sistemas agrícolas) e/ou custo do controle das espécies invasoras.</p> <p>2.3) Artigos ecológico/social, estudos que abordaram utilidades das espécies exóticas e/ou invasoras para populações humanas, bem como, pesquisas participativas com o conhecimento de grupos sociais sobre o processo de invasão, podendo propor soluções práticas para manejo ou controle destas espécies.</p>

3) nível ecológico avaliado	<p>3.1) Comunidade; estudos que possuíram perguntas relacionadas a influência das plantas exóticas/invasoras em comunidades nativas (perda de espécies ou alteração na cadeia trófica), comparação de características das espécies exóticas com nativas e/ou quantificações de plantas exóticas/invasoras em diversas escalas.</p> <p>3.2) Ecossistema; estudos que quantificaram (estudo de caso) ou relataram (artigos teóricos) características das espécies exóticas/invasoras que influenciaram ou não em processos ecossistêmicos (ciclo de água, nutrientes e fogo, decomposição e/ou detecção de substâncias alelopáticas no solo).</p> <p>3.3) Espécie/população; estudos que referiram a distribuição potencial, caracterização genética e/ou parâmetros populacionais (dinâmica e colonização) das espécies exóticas/invasoras.</p>
4) variável resposta avaliada	<p>4.1; abordagem taxonômica; quantificaram as espécies invasoras e/ou suas possíveis influências na riqueza de espécies nativas.</p> <p>4.2) abordagem filogenética; consideraram também relação de parentesco das espécies exóticas/invasoras, podendo inferir sobre processos que estruturam as comunidades.</p> <p>4.3) abordagem funcional; quantificaram características ou grupos funcionais das espécies e/ou indivíduos associados as respostas quanto ao processo de invasão.</p>
5) forma de vida da planta invasora	Árvore, arbusto, erva e/ou trepadeira.

Fonte: O autor, 2018.

1.3 Resultados

Dos 209 estudos encontrados, 37 foram excluídos por avaliarem plantas invasoras aquáticas, ou por não abordarem temas inseridos nas perguntas desta pesquisa. Dos 172 restantes (Tabela 3), um é capítulo de livro e 171 artigos que estão distribuídos em 71 revistas científicas. Classificamos 61% dos artigos como estudo de caso, 18,6% de revisão com banco de dados e 20,4% artigos teóricos (Figura 2). Quanto ao tipo de abordagem da pesquisa, 88,4% foram estudos estritamente ecológicos, 5,2% ecológico/econômico e 6,4% ecológico/social (Figura 3). Entre os estudos ecológico/econômico, um quantificou os custos de diferentes tipos de controle das espécies invasoras, um apontou danos causados pela invasão em sistemas agrícolas e sete apenas relataram sobre os custos econômicos das espécies invasoras nos sistemas naturais. Entre os estudos classificados como ecológico/social; três foram levantamentos etnobotânicos (uso medicinal das plantas invasoras) e oito foram propostas de manejo e/ou prevenção da invasão utilizando participação de grupos sociais (Figura 3).

Tabela 3 - Lista de artigos quantificados e utilizados para o manuscrito de revisão.
(continua)

DF Austin. 1978. Exotic Plants and Their Effects in Southeastern Florida. Environmental Conservation.
CJ Rayner & DF Langridge. 1985. Amino-Acids in bee-collected pollens from Australian Indigenous and exotic plants. Australian Journal of Experimental Agriculture.
IM Parker, SK Mertens & DW Schemske. 1993. Distribution of Seven Native and Two Exotic Plants in a Tallgrass Prairie in Southeastern Wisconsin: The Importance of Human Disturbance. American Midland Naturalist.
DJ Robertson, MC Robertson & T Tague. 1994. Colonization dynamics of four exotic plants in a northern Piedmont natural area. Bulletin of the Torrey Botanical Club.
S McIntyre & S Lavorel. 1994. Predicting Richness of Native, Rare, and Exotic Plants in Response to Habitat and Disturbance Variables Across a Variegated Landscape. Conservation Biology.
CM DeFerrari & RJ Naiman. 1994. A multi-scale assessment of the occurrence of exotic plants on the Olympic Peninsula, Washington. Journal of Vegetation Science.
RH Gritten. 1995. Rhododendron ponticum and some other invasive plants in the Snowdonia National Park. Plant Invasions Gritten.

K Thompson, JG Hodgson & TCG Rich. 1995. Native and alien invasive plants: more of the same? *Ecography*.

PM Kotanen, J Bergelson & DL Hazlett. 1998. Habitats of native and exotic plants in Colorado shortgrass steppe: a comparative approach. *Canadian Journal of Botany*.

M Marler. 2000. A Survey of Exotic Plants in Federal Wilderness Areas. *Forest Service Proceedings*

JM Randall. 2000. Improving Management of Nonnative Invasive Plants in Wilderness and Other Natural Areas. *Forest Service Proceedings*.

SA King & RT Buckney. 2001. Exotic plants in the soil-stored seed bank of urban bushland. *Australian Journal of Botany*.

T Weaver, D Gustafson & J Lichthardt. 2001. Exotic plants in early and late seral vegetation of fifteen northern rocky mountain environments. *Western North American Naturalist*.

RA Masters & RL Sheley. 2001. Principles and Practices for Managing Rangeland Invasive Plants. *Journal of Range Management*.

G Wozniak. 2001. Invasive plants involved in primary succession on post-industrial areas upper Silesia (Poland). *Plant Invasions: species ecology and ecosystem management*.

AD Kendle. 2001. Invasive plants on land recovering from desertification on Saint Helena Island. *Plant Invasions: species ecology and ecosystem management*.

CL Morales & MA Aizen. 2002. Does invasion of exotic plants promote invasion of exotic flower visitors? A case study from the temperate forests of the southern Andes. *Biological Invasion*.

M Voitke & H Dietz. 2002. Shifts in dominance of native and invasive plants in experimental patches of vegetation. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*.

C Bell, CA Wilen & AE Standon. 2003. Invasive plants of horticultural origins. *Hortscience*.

CJ Donlan, DA Croll & BR Tershy. 2003. Islands, Exotic Herbivores, and Invasive Plants: Their Roles in Coastal California Restoration. *Restoration Ecology*.

JF Gaskin. 2003. Molecular systematics and the control of invasive plants: A case study of *Tamarix* (Tamaricaceae). *Annals of the Missouri Botanical Garden*.

DL Larson. 2003. Native weeds and exotic plants: relationships to disturbance in mixed-grass prairie. *Plant Ecology*.

CA Duncan, JJ Jachetta, ML Brown, VF Carrithers, AK Clark, JM Ditomaso, RG Lym, KC Mcdaniel, MJ Renz & PM Rice. 2004. Assessing the Economic, Environmental, and Societal Losses from Invasive Plants on Rangeland and Wildlands. *Weed Technology*.

R Godfree, B Lepschi & D Mallinson. 2004. Ecological filtering of exotic plants in an Australian sub-alpine environment. *Journal of Vegetation Science*.

M Leishman, M Hughes & D Core. 2004. Soil phosphorus enhancement below stormwater outlets in urban bushland: spatial and temporal changes and the relationship with invasive plants. *Australian Journal of soils research*.

AM Barton, LB Brewster, AN Cox & NK Prentiss. 2004. Non-indigenous woody invasive plants in a rural New England town. *Biological Invasion*.

JS Denslow & RF Hughes. 2004. Exotic Plants as Ecosystem Dominants. *Weed Technology*.

RM Nally, E Fleishma & DD Murphy. 2004. Influence of Temporal Scale of Sampling on Detection of Relationships between Invasive Plants and the Diversity Patterns of Plants and Butterflies. *Conservation Biology*.

R Pál. 2004. Invasive Plants Threaten Segetal Weed Vegetation of South Hungary. *Weed Technology*.

ED Yatesa, DF Levia Jr. & CL Williams. 2004. Recruitment of three non-native invasive plants into a fragmented forest in southern Illinois. *Forest Ecology and Management*.

LC Yoshida & EB Allen. 2004. 15N uptake by mycorrhizal native and invasive plants from a N-enriched shrubland: a greenhouse experiment. *Biology and Fertility of Soils*.

SJ Franks, PD Pratt, FA Dray & EL Simms. 2004. Selection for Resistance in Invasive Plants. *Weed Technology*.

HL Hinz & M Schwarzlaender. 2004. Comparing Invasive Plants from Their Native and Exotic Range: What Can We Learn for Biological Control? *Weed Technology*.

L Loope, F Starr & K Starr. 2004. Protecting Endangered Plant Species from Displacement by Invasive Plants on Maui, Hawaii. *Weed Technology*.

ML Mckinney. 2004. Citizens as Propagules for Exotic Plants: Measurement and Management Implications. *Weed Technology*.

H Muller-Scharer, U Schaffner & T Steinger. 2004. Evolution in invasive plants: implications for biological control. *Trends in Ecology and Evolution*.

SP Orr, JA Rudgers & K Clay. 2005. Invasive plants can inhibit native tree seedlings: testing potential allelopathic mechanisms. *Plant Ecology*.

S Vanderhoeven, N Dassonville & P Meerts. 2005. Increased topsoil mineral nutrient concentrations under exotic invasive plants in Belgium. *Plant and Soil*.

RM Callaway, WM Ridenour, T Laboski, T Weir & JM Vitanco. 2005. Natural selection for resistance to the allelopathic effects of invasive plants. *Journal of Ecology*.

D Carpenter & N Cappuccino. 2005. Herbivory, Time since Introduction and the Invasiveness of Exotic Plants. *Journal of Ecology*.

BA Drummond. 2005. The Selection of Native and Invasive Plants by Frugivorous Birds in Maine. *Northeastern Naturalist*.

MR Leishman & VP Thomson. 2005. Experimental evidence for the effects of additional water nutrients and physical disturbance on invasive plants in low fertility Hawkesbury Sandstones soils Sydney, Australia. *Journal of Ecology*.

WH van der Putten, GW Yeates, H Duyts, CS Reis & G Karssen. 2005. Invasive plants and their escape from root herbivory: a worldwide comparison of the root-feeding nematode communities of the dune grass *Ammophila arenaria* in natural and introduced ranges. *Biological Invasion*.

SH Wu, M Rejmnek, E Grotkopp & JM DiTomaso. 2005. Herbarium records, actual distribution, and critical attributes of invasive plants: genus *Crotalaria* in Taiwan. *Taxon*.

CR Gosper, CD Stansbury & G Vivian-Smith. 2005. Seed dispersal of fleshy-fruited invasive plants by birds: contributing factors and management options. *Diversity and Distributions*.

AC Dibble & CA Rees. 2005. Does the Lack of Reference Ecosystems Limit Our Science? A Case Study in Nonnative Invasive Plants as Forest Fuels. *Journal of Forestry*.

TW Culliney. 2005. Benefits of Classical Biological Control for Managing Invasive Plants. *Critical Reviews in Plant Sciences*.

SJ Meiners & ML Cadenasso. 2005. The relationship between community diversity and exotic plants: cause or consequence of invasion? *Invasive Plants: Ecological and Agricultural Aspects*.

RG Wetzel. 2005. Invasive plants: the process within wetland ecosystems. *Invasive Plants: Ecological and Agricultural Aspects*.

J Ding, R Reardon, Y Wu, H Zheng & Weidong Fu. 2006. Biological control of invasive plants through collaboration between China and the United States of America: a perspective. *Biological Invasion*.

EA Beever, M Huso & DA Pyke. 2006. Multiscale responses of soil stability and invasive plants to removal of non-native grazers from an arid conservation reserve. *Diversity and Distributions*.

JG Ehrenfeld. 2006. A potential novel source of information for screening and monitoring the impact of exotic plants on ecosystems. *Biological Invasion*.

KM Batten, KM Scow, KF Davies & SP Harrison. 2006. Two invasive plants alter soil microbial community composition in serpentine grasslands. *Biological Invasion*.

RT Belote & JF Weltzin. 2006. Interactions between two co-dominant, invasive plants in the understory. *Biological Invasion*.

CD Huebner & PC Tobin. 2006. Invasibility of mature and 15-year-old deciduous forests by exotic plants. *Plant Ecology*.

A Kulmatiski. 2006. Exotic plants establish persistent communities. *Plant Ecology*.

L Henderson. 2006. Comparisons of invasive plants in southern Africa originating from southern temperate, northern temperate and tropical regions. *Bothalia*.

CR Gosper & G Vivian-Smith. 2006. Selecting replacements for invasive plants to support frugivores in highly modified sites: A case study focusing on *Lantana camara*. *Ecological Management & Restoration*.

W. Stanley Harpole. 2006. Resource-ratio theory and the control of invasive plants. *Plant and Soil*.

WL Peters, MH Meyer & NO Anderson. 2006. Minnesota horticultural industry survey on invasive plants. *Euphytica*.

KO Reinhart & RM Callaway. 2006. Soil biota and invasive plants. *New Phytologist*.

JW Burt, AA Muir, J Piovio-Scott, KE Veblen, AL Chang, JD Grossman & HW Weiskel. 2007. Preventing horticultural introductions of invasive plants: potential efficacy of voluntary initiatives. *Biological Invasion*.

EI Badano, E Villarroel, RO Bustamante, PA Marquet & LA Cavieres. 2007. Ecosystem engineering facilitates invasions by exotic plants in high-Andean ecosystems. *Journal of Ecology*.

AC Dibble, AC Robert, HW Band & PK Lebow. 2007. Combustion characteristics of north-eastern USA vegetation tested in the cone calorimeter: invasive versus non-invasive plants. *International Journal of Wildland Fire*.

MR Leishman, T Haslehurst, A Ares & Z Baruch. 2007. Leaf trait relationships of native and invasive plants: community- and global-scale comparisons. *New Phytologist*.

SG Yelenik, WD Stock & DM Richardson. 2007. Functional group identity does not predict invader impacts: differential effects of nitrogen-fixing exotic plants on ecosystem function. *Biological Invasion*.

SR Biswas, JK Choudhury, A Nishat & MM Rahman. 2007. Do invasive plants threaten the Sundarbans mangrove forest of Bangladesh? *Forest Ecology and Management*.

PM Herron, CT Martine, AM Latimer & SA Leicht-Young. 2007. Invasive plants and their ecological strategies: prediction and explanation of woody plant invasion in New England. *Diversity and Distributions*.

H Liu, P Stiling & RW Pemberton. 2007. Does enemy release matter for invasive plants? Evidence from a comparison of insect herbivore damage among invasive, non-invasive and native congeners. *Biological Invasion*.

A Pande, CL Williams, CL Lant & DJ Gibson. 2007. Using map algebra to determine the mesoscale distribution of invasive plants: the case of *Celastrus orbiculatus* in Southern Illinois, USA. *Biological Invasion*.

RY Yang, JJ Tang, YS Yang & X Chen. 2007. Invasive and non-invasive plants differ in response to soil heavy metal lead contamination. *Botanical Studies*.

SC Sharma, SA Malik & A Sharma 2007. A survey of the exotic plants naturalized in the vegetation of Shahjahanpur district. *Vegetos- An International Journal of Plant Research*.

N Delabays, CH Bohren & S Rometsch. 2007. Invasive plants: agricultural aspects. *Revue Suisse d'Agriculture*.

KW Davies & RL Sheley. 2007. A Conceptual Framework for Preventing the Spatial Dispersal of Invasive Plants. *Weed Science*.

CS Brown, VJ Anderson, VP Claassen, ME Stannard, LM Wilson, SY Atkinson, JE Bromberg, TA Grant III & MD Munis. 2008. Restoration Ecology and Invasive Plants in the Semiarid West. *Invasive Plant Science and Management*.

DR Gordon, DA Onderdonk, AM Fox, RK Stocker & C Gantz. 2008. Predicting Invasive Plants in Florida Using the Australian Weed Risk Assessment. *Invasive Plant Science and Management*.

D Cipollini, R Stevenson & K Cipollini. 2008. Contrasting Effects of Allelochemicals from Two Invasive Plants on the Performance of a Nonmycorrhizal Plant. *International Journal of Plant Sciences*.

NR Jordan; DL Larson & SC Huerd. 2008. Soil modification by invasive plants: effects on native and invasive species of mixed-grass prairies. *Biological Invasion*.

O Cohen, J Riov, J Katan, A Gamliel & P Bar. 2008. Reducing Persistent Seed Banks of Invasive Plants by Soil Solarization—The Case of *Acacia saligna*. *Weed science*.

SD Eigenbrode, JE Andreas, MG Cripps, H Ding, RC Biggam & Mark Schwarlander 2008. Induced chemical defenses in invasive plants: a case study with *Cynoglossum officinale* L. *Biological Invasion*.

SP. Hazell, T Vel & MDE Fellowes. 2008. The role of exotic plants in the invasion of Seychelles by the polyphagous insect *Aleurodicus dispersus*: a phylogenetically controlled analysis. *Biological Invasion*.

JM Kalwij, MP Robertson, BJ van Rensburg 2008. Human activity facilitates altitudinal expansion of exotic plants along a road in montane grassland, South Africa. *Applied Vegetation Science*.

KS Knight, J Oleksyn, AM Jagodzinski, PB Reich & M Kasproicz. 2008. Overstorey tree species regulate colonization by native and exotic plants: a source of positive relationships between understorey diversity and invisibility. *Diversity and Distributions*.

PM Severns & AD Warren 2008. Selectively eliminating and conserving exotic plants to save an endangered butterfly from local extinction. *Animal Conservation*.

T Jogesh, D Carpenter & N Cappuccino. 2008. Herbivory on invasive exotic plants and their non-invasive relatives. *Biological Invasion*.

VJ Tepedino, BA Bradley & TL Griswold. 2008. Might Flowers of Invasive Plants Increase Native Bee Carrying Capacity? Intimations From Capitol Reef National Park, Utah. *Natural Areas Journal*.

R Otfinowski, NC Kenkel, P Dixon & JF Wilmshurst. 2008. Integrating climate and trait models to predict the invasiveness of exotic plants in Canada's Riding Mountain National Park. *Canadian Journal of Plant Science*.

D Petenon & VR Pivello. 2008. Plantas invasoras: representatividade da pesquisa dos países tropicais no contexto mundial. *Natureza & Conservação*.

AX Niemiera & BV Holle. 2008. Invasive Plant Species and the Ornamental Horticulture Industry. *In* JA Drake. *Management of Invasive Weeds*.

QQ Huang, JM Wu, YY Bai, L Zhou & GX Wang. 2009. Identifying the most noxious invasive plants in China: role of geographical origin, life form and means of introduction. *Biodiversity and Conservation*.

JC Fox, YM Buckley, FD Panetta, J Bourgoïn & D Pullar. 2009. Surveillance protocols for management of invasive plants: modelling Chilean needle grass (*Nassella neesiana*) in Australia. *Diversity and Distributions*.

DJ Lee, DC Adams & CS Kim. 2009. Managing invasive plants on public conservation forestlands: Application of a bio-economic model. *Forest Policy and Economics*.

N Chacón, I Herrera, S Flores, JA González & JM Nassar. 2009. Chemical, physical, and biochemical soil properties and plant roots as affected by native and exotic plants in Neotropical arid zones. *Biology and Fertility of Soils*.

Anne-Laure Brochet, Matthieu Guillemin, Herve Fritz, Michel Gauthier-Clerc and Andy J. Green. 2009. The role of migratory ducks in the long-distance dispersal of native plants and the spread of exotic plants in Europe. *Ecography*.

M Hejda, P Pysek & V Jarosik. 2009. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology*.

X Jia, X Y Pan, B Li, JK Chen & XZ Yang. 2009. Allometric growth, disturbance regime, and dilemmas of controlling invasive plants: a model analysis. *Biological Invasion*.

CC Jones & S Reichard 2009. Current and Potential Distributions of Three Non-Native Invasive Plants in the Contiguous USA. *Natural Areas Association*.

N LaFleur, M Rubega & J Parent 2009. Does frugivory by European starlings (*Sturnus vulgaris*) facilitate germination in invasive plants? *Journal of the Torrey Botanical Society*.

DA Mortensen, ESJ Rauschert, AN Nord & BP Jones. 2009. Forest Roads Facilitate the Spread of Invasive Plants. *Invasive Plant Science and Management*.

JD Parker, LJ Richie, EM Lind & KO Maloney. 2009. Land use history alters the relationship between native and exotic plants: the rich don't always get richer. *Biological Invasion*.

PJ Prentis, DP Sigg, S Raghu, K Dhileepan, A Pavasovic1 & AJ Lowe. 2009. Understanding invasion history: genetic structure and diversity of two globally invasive plants and implications for their management. *Diversity and Distributions*.

MX Ren. 2009. The relative generality of plant invasion mechanisms and predicting future invasive plants. *Weed Research*.

QQ Huang, C Qian, Y Wang, X Jia, XF Daí, H Zhang, F He, SL Peng & GX Wang. 2010. Determinants of the geographical extent of invasive plants in China: effects of biogeographical origin, life cycle and time since introduction. *Biodiversity and Conservation*.

RG Ahern, DA Landis, AA Reznicek & DW Schemske. 2010. Spread of exotic plants in the landscape: the role of time, growth habit, and history of invasiveness. *Biological Invasion*.

J Andreu & M Vila 2010. Risk analysis of potential invasive plants in Spain. *Journal for nature conservation*.

DR Clements & A Ditommaso 2010. Climate change and weed adaptation: can evolution of invasive plants lead to greater range expansion than forecasted? *Weed Research*.

NE Davis, DM Forsyth & G Coulson 2010. Facilitative interactions between an exotic mammal and native and exotic plants: hog deer (*Axis porcinus*) as seed dispersers in south-eastern Australia. *Biological Invasion*.

J Feng & Y Zhu 2010. Alien invasive plants in China: risk assessment and spatial patterns. *Biodiversity and Conservation*.

JA Harvey, T Bukovinszky & WH van der Putten. 2010. Interactions between invasive plants and insect herbivores: A plea for a multitrophic perspective. *Biological Conservation*.

PJ Fornwalt, MR Kaufmann & TJ Stohlgren. 2010. Impacts of mixed severity wildfire on exotic plants in a Colorado ponderosa pine–Douglas-fir forest. *Biological Invasion*.

Elly Morrien, Tim Engelkes, Mirka Macel, Annelein Meisner and Wim H. Van der Putten. 2010. Climate change and invasion by intracontinental range-expanding exotic plants: the role of biotic interactions. *Annals of Botany*.

MR Leishman, VP Thomson & J Cooke. 2010. Native and exotic invasive plants have fundamentally similar carbon capture strategies. *Journal of Ecology*.

R Bangert & N Huntly. 2010. The distribution of native and exotic plants in a naturally fragmented sagebrush-steppe landscape. *Biological Invasion*.

SR Fuselli, SBG de la Rosa, MJ Eguaras & R Fritz. 2010. In vitro antibacterial effect of exotic plants essential oils on the honeybee pathogen *Paenibacillus* larvae, causal agent of American foulbrood. *Spanish Journal of Agricultural Research*.

AMO Oduor, JM Gomez & SY Strauss. 2010. Exotic vertebrate and invertebrate herbivores differ in their impacts on native and exotic plants: a meta-analysis. *Biological Invasion*.

S Lavergne, NJ Muenke & J Molofsky. 2010. Genome size reduction can trigger rapid phenotypic evolution in invasive plants. *Annals of Botany*.

MG Munshaw & CJ Lortie. 2010. Back to the basics: using density series to test regulation versus limitation for invasive plants. *Plant Ecology*.

BJ Wilke & RE Irwin. 2010. Variation in the phenology and abundance of flowering by native and exotic plants in subalpine meadows. *Biological Invasion*.

JS Prevey; MJ Germino, NJ Huntly & RS Inouye. 2010. Exotic plants increase and native plants decrease with loss of foundation species in sagebrush steppe. *Plant Ecology*.

FS de Albuquerque, P Castro-Díez, M Rueda, BA Hawkins & MA Rodríguez. 2011. Relationships of climate, residence time, and biogeographical origin with the range sizes and species richness patterns of exotic plants in Great Britain. *Plant Ecology*

SR Coutts, RD van Klinken, H Yokomizo & YM Buckley. 2011. What are the key drivers of spread in invasive plants: dispersal, demography or landscape: and how can we use this knowledge to aid management? *Biological Invasion*.

KW Davies & DD Johnson. 2011. Are We “Missing the Boat” on Preventing the Spread of Invasive Plants in Rangelands? *Invasive Plant Science and Management*.

C Dube, SP Pellerin & M Poulin. 2011. Do power line rights-of-way facilitate the spread of non-peatland and invasive plants in bogs and fens? *Botany*.

GN Ervin & DC Holly. 2011. Examining Local Transferability of Predictive Species Distribution Models for Invasive Plants: An Example with Cogongrass (*Imperata cylindrica*). *Invasive Plant Science and Management*.

J Feng, Z Zhang & Renyong Nan. 2011. The roles of climatic factors in spatial patterns of alien invasive plants from America into China. *Biodiversity and Conservation*.

QQ Huang, GX Wang, YP Hou & SL Peng. 2011. Distribution of invasive plants in China in relation to geographical origin and life cycle. *Weed research*.

N Huntly, R Bangert & SE Hanser. 2011. Native and exotic plants of fragments of sagebrush steppe produced by geomorphic processes versus land use. *Plant Ecology*.

AC Kessler, JW Merchant, CR Allen & SD Shultz. 2011. Impacts of Invasive Plants on Sandhill Crane (*Grus canadensis*) Roosting Habitat. *Invasive Plant Science and Management*.

R Mata-González, DW Martin, T McLendon, MJ Trlica & RA Pearce. 2011. Invasive plants and plant diversity as affected by groundwater depth and microtopography in the Great Basin. *Ecohydrology*.

V Matzek. 2011. Superior performance and nutrient-use efficiency of invasive plants over non-invasive congeners in a resource-limited environment. *Biological Invasion*.

E Olson, LS Kenefic, AC Dibble & JC Brissette. 2011. Nonnative invasive plants in the Penobscot Experimental Forest in Maine, USA: Influence of site, silviculture, and land use history. *The Journal of the Torrey Botanical Society*.

H Yu, J Liu, WM He, SL Miao & M Dong. 2011. *Cuscuta australis* restrains three exotic invasive plants and benefits native species. *Biological Invasion*.

JD Corbin & CM D’Antonio. 2012. Gone but Not Forgotten? Invasive Plants’ Legacies on Community and Ecosystem Properties. *Invasive Plant Science and Management*.

ME Rout & RM Callaway. 2012. Interactions between exotic invasive plants and soil microbes in the rhizosphere suggest that ‘everything is not everywhere’. *Annals of Botany*.

VT Eviner, K Garbach, JH Baty & SA Hoskinson. 2012. Measuring the Effects of Invasive Plants on Ecosystem Services: Challenges and Prospects. *Invasive Plant Science and Management*.

P Caplat, S Coutts & YM Buckley. 2012. Modeling population dynamics, landscape structure, and management decisions for controlling the spread of invasive plants. *Annals of the New York Academy of Sciences*.

TL Dickson, JL Hopwood & BJ Wilsey. 2012. Do priority effects benefit invasive plants more than native plants? An experiment with six grassland species. *Biological Invasion*.

RA García, A Fuentes-Ramírez & A Pauchard. 2012. Effects of two nitrogen-fixing invasive plants species on soil chemical properties in south-central Chile. *Gayana Botánica*.

PG Hahn & ME Dornbush. 2012. Exotic consumers interact with exotic plants to mediate native plant survival in a Midwestern forest herb layer. *Biological Invasion*.

KJ Harvey, DA Nipperess, DR Britton & L Hughes. 2012. Australian family ties: does a lack of relatives help invasive plants escape natural enemies? *Biological Invasion*.

R LaPaix, K Harper & B Freedman. 2012. Patterns of exotic plants in relation to anthropogenic edges within urban forest remnants. *Applied Vegetation Science*.

Z Severoglu & II Ozyigit. 2012. Powdery mildew disease in some natural and exotic plants of Istanbul, Turkey. *Pakistan Journal of Botany*.

M Simpon & B Prots. 2012. Predicting the distribution of invasive plants in the Ukrainian Carpathians under climatic change and intensification of anthropogenic disturbances: implications for biodiversity conservation. *Environmental Conservation*.

CL Gucker, K Zouhar, JK Smith & KR Stone. 2012. Characteristics of information available on fire and invasive plants in the eastern United States. *Fire Ecology*.

G Durigan, NM Ivanauskas, MJB Zakia & RCR Abreu. 2013. Control of Invasive Plants: Ecological and Socioeconomic Criteria for the Decision Making Process. *Natureza & Conservação*.

ML Wilkerson. 2013. Invasive plants in conservation linkages: a conceptual model that addresses an underappreciated conservation issue. *Ecography*.

T Engelkes & NJ Mills. 2013. A fast-track for invasion: invasive plants promote the performance of an invasive herbivore. *Biological Invasion*.

NE Lehan, JR Murphy, LP Thorburn & BA Bradley. 2013. Accidental introductions are an important source of invasive plants in the Continental United States. *American journal of botany*.

M Pintó-Marijuan & Sergi Munné-Bosch. 2013. Ecophysiology of invasive plants: osmotic adjustment and antioxidants. *Trends in Ecology and Evolution*.

AMO Oduor. 2013. Evolutionary responses of native plant species to invasive plants: a review. *New Phytologist*.

MI Shinwari & Y Fujii. 2013. Allelopathic Evaluation of shared invasive plants and weeds of Pakistan and Japan for environmental risk assessment. *Pakistan Journal of Botany*.

JM Heberling & JD Fridley 2013. Resource-use strategies of native and invasive plants in Eastern North American forests. *New Phytologist*.

D Lemke, CJ Schweitzer, W Tadesse, Y Wang & JA Brown. 2013. Geospatial Assessment of Invasive Plants on Reclaimed Mines in Alabama. *Invasive Plant Science and Management*.

R Liao, B Gao & J Fang. 2013. Invasive plants as feedstock for biochar and bioenergy production. *Bioresource Technology*.

LA Morandin & C Kremen. 2013. Bee Preference for Native versus Exotic Plants in Restored Agricultural Hedgerows. *Restoration Ecology*.

M Rout, T Cchrzanowski, T Westlie, T Deluca, R Callaway & W Holben. 2013. Bacterial Endophytes enhance competition by invasive Plants. *American Journal of Botany*.

C Smith-Ramírez, G Arellano, E Hagen, R Vargas, J Castillo & A Miranda. 2013. The role of *Turdus falcklandii* (Aves: Passeriforme) as disperser of invasive plants in the Juan Fernández Archipelago. *Revista Chilena de Historia Natural*.

HF Xiao, DA Schaefer, YB Lei, Y L Zhen, YP Li, XD Yang & YL Feng. 2013. Influence of invasive plants on nematode communities under simulated CO₂ enrichment. *European Journal of Soil Biology*.

Z Fan, WK Moser, MH Hansen, & MD Nelson. 2013. Regional Patterns of Major Nonnative Invasive Plants and Associated Factors in Upper Midwest Forests. *Forest Science*.

M Gaertner, R Biggs, M Te Beest, C Hui, J Molofsky & DM Richardson. 2014. Invasive plants as drivers of regime shifts: identifying high-priority invaders that alter feedback relationships. *Diversity and Distributions*.

JN Barney. 2014. Bioenergy and Invasive Plants: Quantifying and Mitigating Future Risks. *Invasive Plant Science and Management*.

ME Dornbush. 2014. The myriad surprises of unwanted guests: invasive plants and dynamic soil carbon pools. *New Phytologist*.

ES Meier, S Dullinger, NE Zimmermann, D Baumgartner, A Gattringer & K Heulber. 2014. Space matters when defining effective management for invasive plants. *Diversity and Distributions*.

Y Gao, H-W Yu & W-M He. 2014. Soil space and nutrients differentially promote the growth and competitive advantages of two invasive plants. *Journal of Plant Ecology*.

JB Zedlera & S Kercher. 2014. Causes and Consequences of Invasive Plants in Wetlands: Opportunities, Opportunists, and Outcomes. *Critical Reviews in Plant Sciences*.

BA Bradley. 2014. Remote detection of invasive plants: a review of spectral, textural and phenological approaches. *Biological Invasion*.

SL Flory & JT Bauer. 2014. Experimental evidence for indirect facilitation among invasive plants. *Journal of Ecology*.

G Fried, B Laitung, C Pierre, N Chague & FD Panetta. 2014. Impact of invasive plants in Mediterranean habitats: disentangling the effects of characteristics of invaders and recipient communities. *Biological Invasion*.

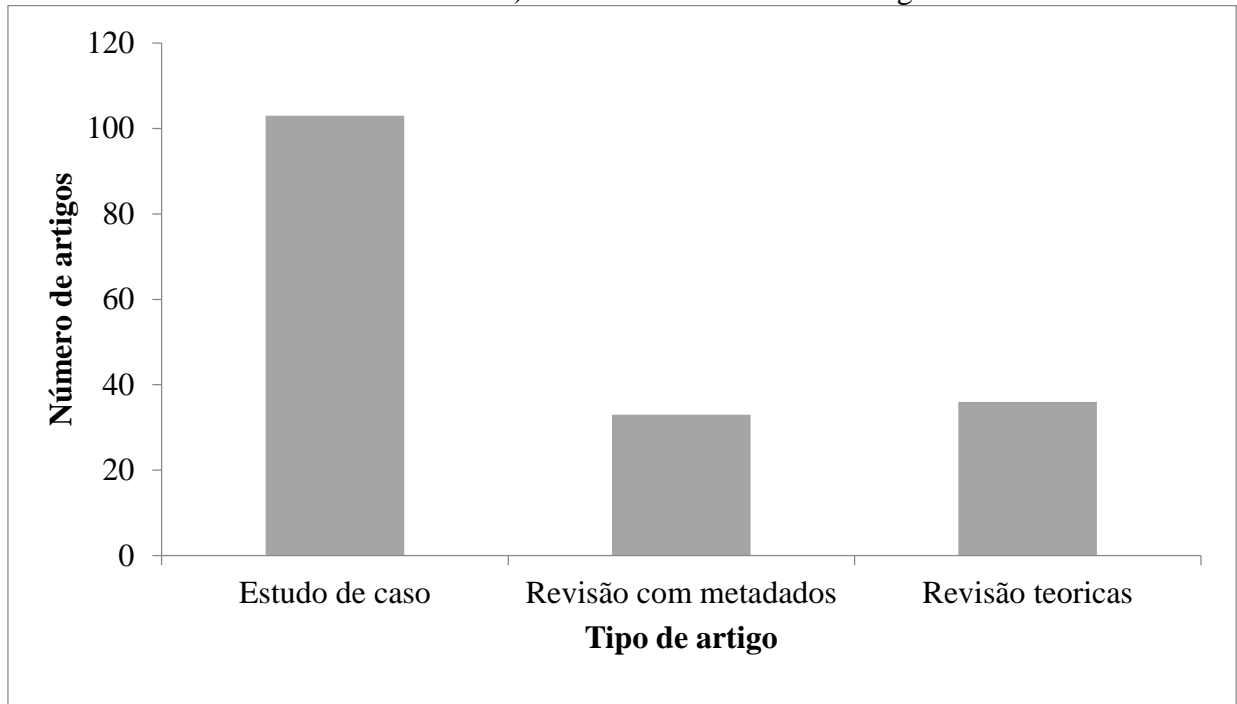
JL Maron, J Klironomos, L Waller & RM Callaway. 2014. Invasive plants escape from suppressive soil biota at regional scales. *Journal of Ecology*.

QQ Hou, BM Chen, SL Peng & L-Y Chen. 2014. Effects of extreme temperature on seedling establishment of nonnative invasive plants. *Biological Invasion*.

CS Sheppard & MC Stanley. 2014. Does Elevated Temperature and Doubled CO₂ Increase Growth of Three Potentially Invasive Plants? *Invasive Plant Science and Management*.

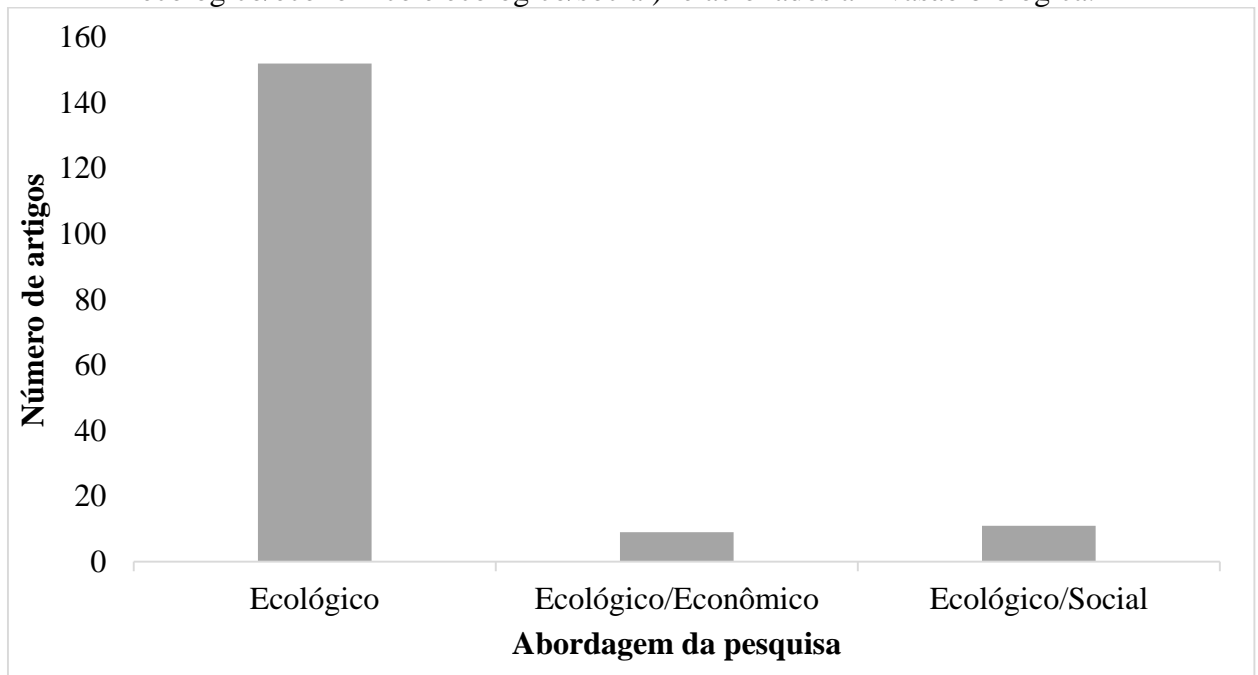
Fonte: O autor, 2018.

Figura 2 - Quantificação dos diferentes tipos de artigos (estudos de caso, revisão com banco de dados e revisões teóricas) relacionados a invasão biológica.



Fonte: O autor, 2018.

Figura 3 - Quantificação das diferentes abordagens dos artigos (estritamente ecológico, ecológico/econômico e ecológico/social) relacionados a invasão biológica.



Fonte: O autor, 2018.

Quanto ao nível ecológico avaliado, 143 artigos foram desenvolvidos no nível de comunidade, 24 no nível de ecossistema e 17 no nível populacional e de espécie (Figura 4). Onze artigos não foram incluídos nesta classificação, pois relataram teorias de forma generalizada, não direcionando para os níveis em questão. Onze artigos abrangeram mais de um nível de ecológico, uma vez que tinham mais de uma variável reposta.

Figura 4 - Quantificação de artigos de invasão biológica em cada nível de organização (comunidade, ecossistema, espécies/população).



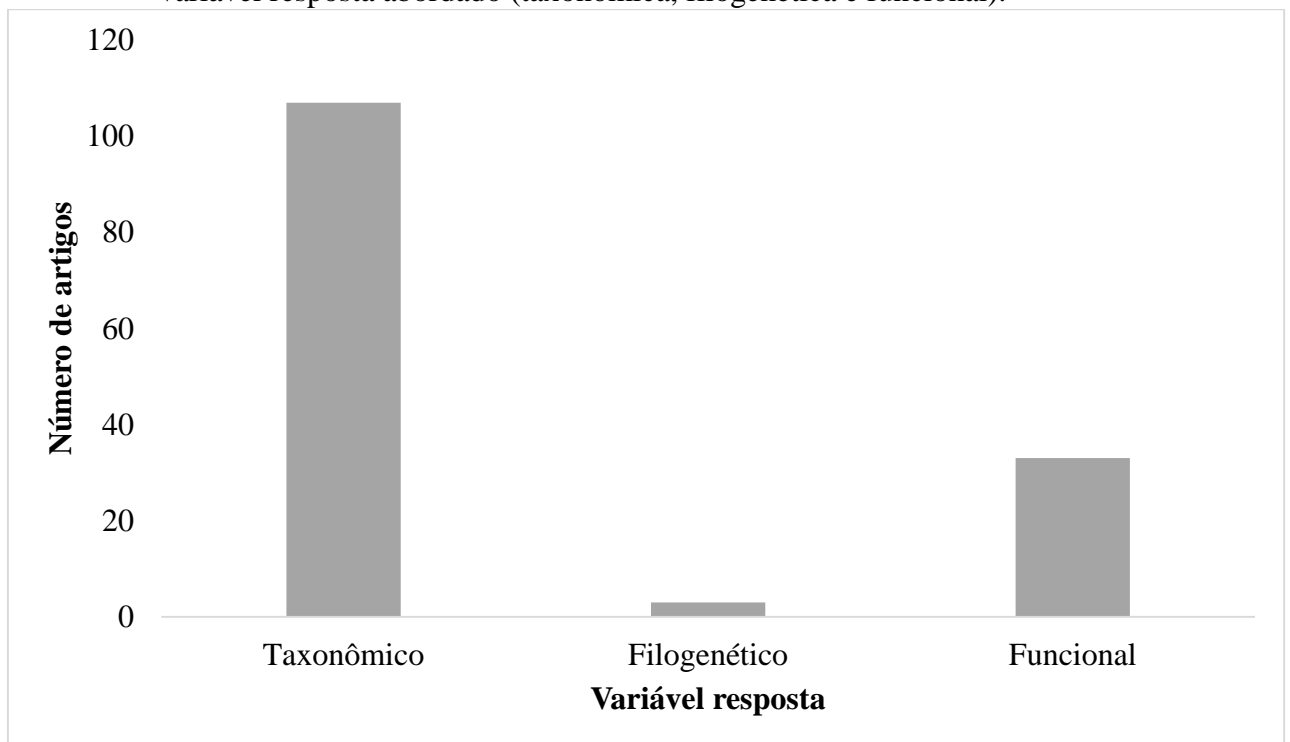
Fonte: O autor, 2018.

Entre os 103 estudos de caso, 50,5% avaliaram efetivamente impactos destas espécies no nível de comunidade e ecossistemas. Os demais ou quantificaram espécies invasoras, através de registro da espécie em determinadas regiões, ou compararam espécies nativas e invasoras quanto a características funcionais ou interações com a fauna (herbívoros, polinizadores ou dispersores). Entre os que avaliaram impactos efetivos, 75% apontaram efeitos negativos das espécies invasoras em nível de comunidade (redução ou variação na composição de espécies em diferentes níveis tróficos), dois apontaram efeitos positivos e negativos (positivo para um grupo de espécies e negativo para outro grupo) e cinco relataram efeitos nulos das invasoras. Em ecossistemas, sete apontaram efeitos negativos (variação na composição e/ou concentração de nutrientes, incluindo presença de compostos alelopáticos e aumento na frequência do fogo)

e três efeitos positivos (enriquecimento de nutrientes do solo). Sete trabalhos apontaram efeitos negativos em nível de comunidade e ecossistema.

Entre os 143 estudos em nível de comunidade, 71,3% tiveram abordagem taxonômica, 2,1% abordagem filogenética e 23,1% abordagem funcional (17 com características funcionais e 16 utilizaram grupos funcionais), 3,5% tiveram abordagem funcional e taxonômica (Figura 5). Dos 17 que avaliaram características funcionais, 12 mediram ou citaram características vegetativas (descreveram assimilação de nutrientes e uso da água) e cinco relataram sobre características reprodutivas (dois com morfologia dos frutos, um com germinação de sementes, um com quantidade de pólen e um com revisão de características de frutos, flores e sementes em herbários). Todos que utilizaram grupos funcionais consideraram as formas de vida ou o ciclo de vida das plantas como um grupo funcional.

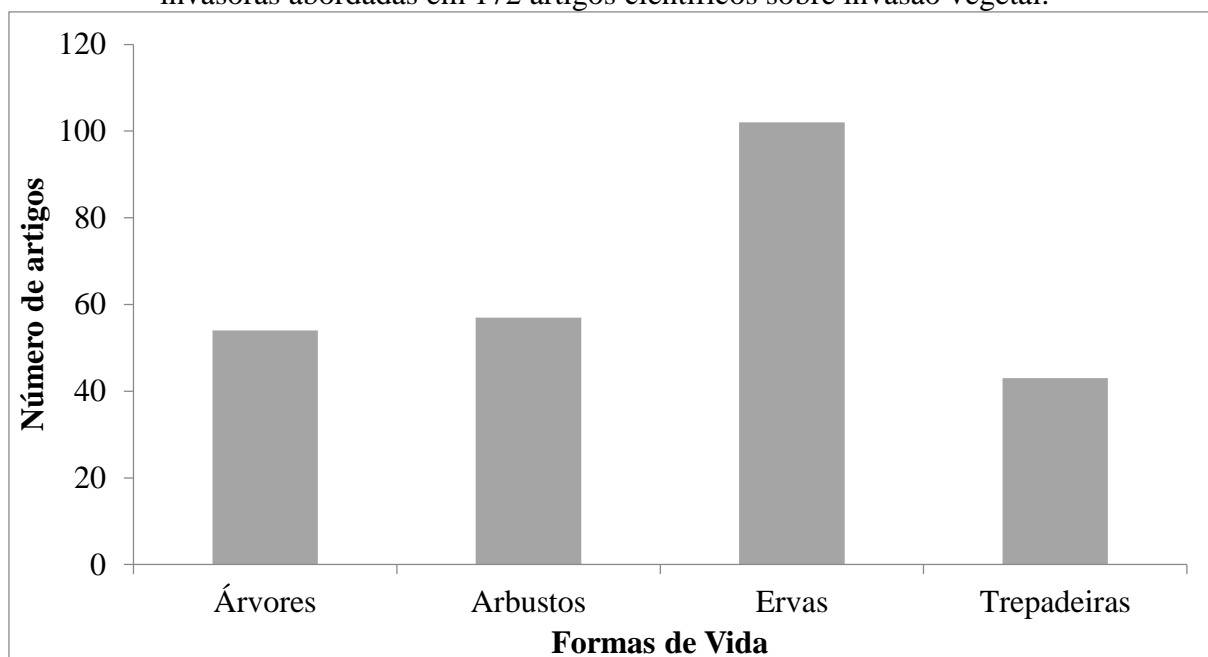
Figura 5 - Quantificação de artigos sobre invasão biológica classificados em cada tipo de variável resposta abordado (taxonômica, filogenética e funcional).



Fonte: O autor, 2018.

Quanto à forma de vida, 103 estudos avaliaram espécies herbáceas, 57 arbustivas, 54 arbóreas e 43 trepadeiras. Além disso, 24 estudos avaliaram mais de uma forma de vida e 21 abrangeram as quatro formas de vida abordadas nesta pesquisa (Figura 6).

Figura 6 - Quantificação das formas de vida (árvore, arbusto, erva, trepadeira) das plantas invasoras abordadas em 172 artigos científicos sobre invasão vegetal.



Fonte: O autor, 2018.

1.4 Discussão

A maior quantidade de estudos de caso é um padrão comum nos trabalhos científicos, pois para realizar análises em maior escala (revisão com banco de dados) e formular novas hipóteses em artigos teóricos, precisa ter embasamento empírico (Paneton & Pivello 2008). Contudo, ressaltamos que os artigos de revisão e teóricos também foram representativos, resultado corroborado por outro estudo de revisão sobre invasão biológica (Paneton & Pivello 2008). Isto possivelmente é devido ao tema estar inserido na ecologia da conservação e levantar questões aplicadas a políticas públicas frente às rápidas alterações antrópicas.

1.4.1 Tipo de abordagem das pesquisas

Uma das lacunas que verificamos é a carência de estudos que tiveram abordagem econômica e social. Uma abordagem que quantifique aspectos econômicos e sociais é fundamental para avaliação de danos ecológicos provocados por algumas invasoras (Durigan et al. 2013, Simberloff et al. 2013, Jeschke et al. 2014). As atividades econômicas e culturais de populações humanas podem, localmente, serem as principais facilitadoras da introdução das espécies e, possivelmente, não terem conhecimento dos danos ecológicos que possam ocorrer após este processo (Simberloff et al. 2013). Portanto, mais pesquisas incluindo a participação social e de valoração econômica quanto à invasão são fundamentais, pois integrando informações desses diferentes aspectos, se pode esclarecer a viabilidade e necessidade ou não do controle das espécies invasoras e prevenir futuras introduções (Simberloff et al. 2013).

1.4.2 Nível de organização avaliado

Pesquisas com abordagens no nível de espécie e populacional são mais escassas. No entanto, esses tipos de abordagens são fundamentais, pois compreendendo a dinâmica populacional das espécies invasoras e suas características relacionadas às variáveis ambientais do local invadido, pode-se elucidar o potencial de invasão e consequentes medidas de prevenção e manejo (Kolar & Lodge 2001, Simberloff et al. 2013). Para uma espécie ser considerada invasora, precisa ter populações estabelecidas em áreas extensas no local introduzido (Richardson et al. 2000). Ou seja, um levantamento populacional dessas espécies é condição fundamental antes de assumir que espécies exóticas possam ser consideradas invasoras. Entretanto, estudos negligenciam essa classificação e assumem a priori que invasoras ocorrem em grande densidade, mas poucos realmente quantificam os parâmetros populacionais (Hierro et al. 2005).

Estudos em nível de comunidade foram mais observados quando comparados aos outros níveis de organização, indicando que existe um viés de estudos avaliando a quantificação de espécies exótica/invasoras e seus possíveis impactos na biodiversidade. Similarmente, Vilà et al. (2011) também encontraram a preponderância de estudos em nível de comunidade, associando efeitos na riqueza, biomassa e abundância das espécies e alterações na cadeia trófica (Vilà et al. 2011). Importante notar que nossos resultados indicam como a carência de estudos em outros níveis hierárquicos se relaciona ao alerta de Jeschke et al. (2012) que apontaram que

a hipótese “novas armas” apesar de ser confirmada na maioria dos estudos que a avaliaram, carece de dados empíricos. Essa hipótese ao ser testada pode trazer resultados importantes quanto ao impacto das espécies invasoras em processos ecossistêmicos e as respostas a invasão podem ser diferentes dependendo do nível avaliado (Jeschke et al. 2104).

Existem diversas ligações entre alterações na comunidade afetando ecossistemas e vice-versa, contudo, essa abordagem mútua é pouco explorada em pesquisas que avaliaram a influência das espécies invasoras nestes níveis (Levine et al. 2003, Vilà et al. 2011). Por exemplo, os impactos das espécies invasoras na ciclagem de nutrientes podem afetar indiretamente a estrutura das comunidades, pois alterando os recursos existentes no ambiente, algumas espécies antes limitadas, podem ter vantagens na aquisição e uso dos novos recursos mais abundantes, o que favorecerá seu fitness (Levine et al. 2003). O contrário também pode ser observado, pois a variação na dominância das espécies na comunidade tende a influenciar de forma contundente nos processos ecossistêmicos locais (Denslow & Hughes 2004), uma vez que espécies dominantes possuem características funcionais que fornecem diferenciados recursos para o ambiente (Grime 1988), como exemplo: qualidade e quantidade de folhíço que alteram processos de decomposição.

Apenas 50,5% dos estudos de caso relataram efeitos das espécies invasoras, o que traz à tona a carência de informação sobre os impactos dessas espécies em comunidades e ecossistemas naturais. Corroborando nossos resultados, Hedja et al. (2009) mencionaram que existem muitos relatos de efeitos das invasoras, mas poucas evidências empíricas. Entre os estudos que avaliaram o efeito, a maioria relatou impactos negativos em nível de comunidade e ecossistemas, principalmente detectando redução de espécies com a presença e aumento de densidade da espécie invasora. Entretanto, tal como mencionado anteriormente, fatores como diferentes distúrbios antrópicos podem ter influenciado preteritamente ou estar atuando conjuntamente com as espécies invasoras nas alterações das comunidades biológicas (Gurevicht & Padilha 2004). Logo, possíveis impactos de espécies invasoras sobre comunidades nativas carecem de embasamento. Por exemplo, Kalwij et al. (2008) relataram que as plantas invasoras estão associadas a proximidade com as estradas, locais onde diversas atividades humanas estão influenciando na composição biótica. Resultados similares foram observados em outros estudos locais, nos quais a riqueza de exóticas/invasoras estão associadas às bordas das florestas, enquanto as espécies nativas na maioria das áreas apresentaram maior riqueza com a distância da borda (King & Buckney 2001, Larson et al. 2003, LaPaix et al. 2012). Fatos como esses, podem obscurecer se existe o impacto negativo pela espécie invasora

e, caso exista, o quão proporcionalmente está associado à invasão frente aos outros fatores antrópicos. Além disso, definir se o efeito de uma espécie é negativo ou positivo é diretamente dependente do processo avaliado. Processos como enriquecimento de nutrientes no solo relatados nos artigos (Vilà et al. 2011) podem ser considerados como positivos no ecossistema, entretanto essa afirmação é controversa e vem sendo debatida na literatura (Simberloff et al. 2013).

Efeitos nulos podem estar associados à resistência biótica da comunidade residente, em que as espécies nativas adquiriram rápidas respostas evolutivas frente à presença de um novo organismo (Oduor 2013). No entanto, vale ressaltar que a menor quantidade de estudos indicando estes efeitos nulos pode estar relacionado ao viés de publicação (Levine et al. 2003), no qual pesquisas que não encontraram resultados significativos são mais difíceis de serem aceitas em revistas científicas.

Ressaltamos também a ausência de trabalhos com abordagem multidirecional em pesquisas em escalas locais, pois a maioria dos estudos de caso encontrados em nossa busca focou em uma variável resposta (um grupo taxonômico ou um nível de organização). No entanto, resultados com múltiplas variáveis repostas podem trazer informações mais completas sobre os possíveis impactos (positivos, negativos ou nulos) da invasão biológica (Jeschke et al. 2014). Por exemplo, Godfree et al. (2004) encontraram que ervas exóticas aumentaram a riqueza de ervas nativas, mas reduziram a riqueza de árvores nativas em ambientes Sub-Alpinos na Austrália. O mesmo foi constatado em uma meta-análise com 199 artigos compilados, no qual relataram que plantas invasoras reduzem o fitness (42.7%) e crescimento (22.1%) das espécies, diversidade vegetal (50,7%) e decomposição (15.6%), mas aumentam a disponibilidade de nitrogênio no solo (53.7%) (Vilà et al. 2011). Rout & Callaway (2012) detectaram que a relação de plantas invasoras com microorganismos no solo apresenta diferentes padrões dependendo do local estudo. Dessa forma, como os resultados podem ser contrastantes, sugerimos que antes de investir recursos no controle de espécies invasoras, estudos abordando diversas variáveis respostas devam ser realizados em escala local para um manejo adequado.

1.4.3 Relações filogenéticas e características funcionais

Entre os estudos de comunidade, observamos apenas três trabalhos com abordagem filogenética e 17 que quantificaram características funcionais. Espécies exóticas filogeneticamente mais distantes da comunidade nativa tenderiam a ser as principais invasoras, por possivelmente apresentarem características evolutivas que proporcionem diferenças associadas ao seu sucesso de invasão (Strauss et al. 2006). Resultado similar foi observado para a interação de herbívoros e patógenos entre plantas nativas e invasoras, no qual quanto mais próximo filogeneticamente a espécie invasora era das nativas, maior era a colonização na invasora por esses hospedeiros, favorecendo as plantas nativas mais distantes na filogenia (Harvey et al. 2012). Além disso, a presença de espécies invasoras pode provocar diferentes padrões de estruturação filogenética das comunidades, como: agregação (baixa diversidade filogenética) e dispersão (alta diversidade filogenética) (Bennett et al. 2014, Constán-Nava et al. 2015). Para tais resultados podemos inferir sobre alguns processos dominantes nas comunidades como; filtros ambientais geralmente selecionando a existência de espécies mais aparentadas e competição geralmente proporcionando a existências de espécies menos aparentadas, devido a exclusão de espécies que competem de forma similar pelos recursos (Webb et al. 2002).

Identificar as características funcionais das espécies invasoras e nativas facilita o entendimento dos mecanismos que favorecem a invasão (Rejmánek & Richardson 1996, Shea & Chesson 2002, Pysek et al. 2008, Durigan et al. 2013), pois essas características podem indicar superioridade quanto ao fitness dos táxons invasores (MacDougall et al. 2009). Um estudo com o gênero *Pinus* (espécies invasoras e não invasoras) pontuou características relacionadas ao sucesso de algumas espécies e diagnosticaram que as invasoras apresentam características r estrategistas (ex: menor tamanho de semente e rápido crescimento na fase juvenil), quando comparadas a não invasoras (Rejmánek & Richardson 1996). Somado a isso, em outro estudo foi observado que indivíduos de espécies invasoras têm maiores populações, banco de sementes, crescimento e taxa de regeneração em locais onde foram introduzidos quando comparados a indivíduos da mesma espécie em seus locais nativos (Hinz & Schwarzlender 2004). Em nossa pesquisa, entre os estudos com comunidade, apenas 17 quantificaram características funcionais (vegetativas e reprodutivas). Portanto, sugerimos maior foco para a coleta das características respostas e efeitos de espécies nativas e invasoras, para avaliarmos os mecanismos do possível sucesso de invasão e impactos nos níveis tróficos

da comunidade e ecossistemas. Além disso, características funcionais devem ser mais explicativas que a separação em grupos funcionais, pois ao agrupar pode-se perder informações. No entanto, é importante ter conhecimento prévio de quais características que realmente estão associadas ao processo em questão, pois determinações convencionais de mensuração de características podem não trazer resultados verdadeiros quanto ao mecanismo funcional que se pretende esclarecer (Rosado et al. 2013).

Ressaltamos que a escassez de estudos é ainda maior para coletas de características reprodutivas (características das flores associadas a polinização e das sementes e frutos associados a dispersão) das plantas e essas precisam ser priorizadas em pesquisas futuras, uma vez que a dispersão (Coutts et al. 2011) e polinização (Bradley et al. 2010) são consideradas fatores chaves para a expansão de espécies invasoras. Encontramos quatro artigos que avaliaram processos associados a essas características, como: maior germinação das sementes em plantas exóticas comparadas a nativas em variações extremas de temperatura (Hou et al. 2014); maior produção de flores por plantas exóticas que nativas e redução na floração de espécies nativas na presença de espécies exóticas (Wilke & Irwin 2010); plantas exóticas são mais visitadas por abelhas polinizadoras que plantas nativas (Tepedino et al. 2008) e plantas nativas são mais visitadas por abelhas que plantas exóticas (Morandim & Kremen 2013). Portanto, além de resultados contrastantes, ainda são poucos os que quantificaram características morfo-fisiológicas reprodutivas (Gosper et al. 2005, Wu et al. 2005, Gosper & Vivian-Smith 2006), que possam explicar estes mecanismos de atração da fauna.

Outra abordagem pouco estudada é delimitação do contraste filogenético das espécies (nativas e exótica/invasoras) com seus atributos funcionais, uma vez que essa abordagem pode trazer informações se o sucesso das espécies invasoras está mais relacionado a sua relação de parentesco com a comunidade nativa ou com características funcionais associadas ao novo ambiente independente da filogenia. Ordonez (2014) observou em uma análise global, que as exóticas estão mais próximas filogeneticamente da comunidade nativa do que entre elas, mas são mais distintas funcionalmente. Essa irradiação funcional pode estar associada ao sucesso de invasão, pois espécies exóticas com maior diferenciação funcional em relação às nativas (espécies chamadas de “*Try Harder*”) podem ser as principais invasoras e ter maior impacto nas comunidades (Tecco et al. 2010).

1.4.4 Forma de vida e o processo de invasão

Espécies herbáceas foram mais estudadas nos artigos. Estes resultados são observados devido a questões econômicas mundiais, pois diversas plantas invasoras herbáceas causam danos econômicos a países desenvolvidos (localizados na América do Norte e Europa), que apresentam maior investimento em recursos de pesquisa (Paneton & Pivello 2008; Vilà et al. 2011).

Detectamos menor quantidade de pesquisas com trepadeiras e árvores, possivelmente devido a menor abordagem do tema nas regiões tropicais (Paneton & Pivello 2008). Entretanto, Tecco et al. (2010) encontraram que espécies arbóreas podem ser as principais ameaças de invasão e impactos negativos em ecossistemas na Argentina, pois árvores invasoras divergiram mais das espécies nativas quanto a características funcionais de uso da água e assimilação de nutrientes. Dessa forma, com base no observado por Tecco et al. (2010) e nos resultados reportados aqui, sugerimos que árvores invasoras devem ser priorizadas nos estudos, principalmente em florestas tropicais, nas quais essa forma de vida é preponderante e são apontadas as maiores diversidades de espécies (Gentry 1982, Gaston 2000). Além disso, plantas arbóreas podem ter diferentes padrões quanto à invasão em comparação as espécies herbáceas, e sem a compreensão desses padrões, ações públicas podem ser ineficazes.

1.5 **Considerações finais**

Concluimos que ainda existem muitas informações para serem esclarecidas sobre o tema espécies exóticas/invasoras. Isso envolve desde claros conceitos básicos de classificação das espécies como as confusas denominações de espécies exóticas, naturalizadas e invasoras, bem como, avaliações dos reais impactos das espécies invasoras em nível de comunidade e ecossistema. Além disso, abordagens funcionais e filogenéticas são apontadas como boas ferramentas para auxiliar na compreensão dos mecanismos de invasão, mas ainda foram pouco utilizadas para tal tema.

Após verificar de forma mais clara quais são os efeitos e mecanismos envolvidos na invasão, outra lacuna que os estudos devem sanar é a maior valoração econômica dos possíveis impactos das espécies invasoras e a participação social para o controle dessas espécies, quando necessário. A integração dessas informações é fundamental para medidas de manejo e conservação (Simberloff et al. 2013), pois se pode avaliar a relação custo/benefício para a necessidade de controle.

1.6 Referências

- Adreu, J., & Vilà, M. 2010. Risk analysis of potential invasive plants in Spain. *Journal for Nature Conservation*, 18: 34-44. DOI:10.1016/j.jnc.2009.02.002.
- Almeida, C. F. C. B. R., Cabral, D. L. V., Almeida, C. C. B. R., Amorim, E. L. C., Araújo, J. M., Albuquerque, U. P. 2012. Comparative study of the antimicrobial activity of native and exotic plants from the Caatinga and Atlantic Forest selected through an ethnobotanical survey. *Pharmaceutical Biology*, 50(2): 201–207. DOI: 10.3109/13880209.2011.596205.
- Bennett, J. A.; Stotz, G. C., & Cahill Jr., J.F. 2014. Patterns of phylogenetic diversity are linked to invasion impacts, not invasion resistance, in a native grassland. *Journal of Vegetation Science*, 25(6): 1315-1326. DOI: 10.1111/jvs.12199.
- Bradley, B.A., Blumenthal, D.M., Wilcove, D., & Ziska, L.H. 2010. Predicting plant invasions in an era of global change. *Trend in Ecology and Evolution*, 25(5): 310-318. DOI:10.1016/j.tree.2009.12.003.
- Brooks, M. L., D'Antonio, C. M., Richardson, D. M., Grace, J. B., Keeley J. E., DiTomaso, J. M., Hobbs, R. J., Pellant, M., & Pyke, D. 2004. Effects of invasive alien plants on fire regimes. *BioScience*, 54:677–88. DOI: 10.1641/0006-3568.
- Constán-Nava, S., Soliveres, S., Torices, R., Serra, L., & Bonet, A. 2015. Direct and indirect effects of invasion by the alien tree *Ailanthus altissima* on riparian plant communities and ecosystem multifunctionality. *Biological Invasions*, 17:1095-1108. DOI 10.1007/s10530-014-0780-4.
- Callaway, R. M., & Aschehoug, E. T. 2000. Invasive plants versus their new and old neighbors: a mechanism for exotic invasion. *Science*, 290, 521–523. DOI: 10.1126/science.290.5491.521.
- Callaway, R. M., Thelen, G. C., Rodriguez, A., & Holben, W. E. 2004. Soil biota and exotic plant invasion. *Nature*, 427(19): 1-3. doi:10.1038/nature02322.
- Coutts, S. R., Klinken, R. D., Yokomizo, H., & Buckley, Y.M. 2011. What are the key drivers of spread in invasive plants: dispersal, demography or landscape: and how can we use this knowledge to aid management? *Biological Invasions*, 13:1649-1661. DOI 10.1007/s10530-010-9922-5.
- Crawley, M. J., Harvey, P. H., & Purvis, A. 1996. Comparative ecology of the native and aliens floras of the British Isles. *Philosophical transactions of the Royal Society of London*, 351, 1251–1259. DOI: 10.1098/rstb.1996.0108.
- Crepaldi, M. O. S., & Peixoto, A. L. 2010. Use and knowledge of plants by “Quilombolas” as subsidies for conservation efforts in an area of Atlantic Forest in Espírito Santo State, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 19: 39-60. DOI 10.1007/s10531-009-9700-9.
- D' Antonio, C., & Meyerson, L. A. 2002. Exotic Plant Species as Problems and Solutions in Ecological Restoration: A Synthesis. *Restoration Ecology*, 10(4): 703–713. DOI: 10.1046/j.1526-100X.2002.01051.x.

- Davis, M. A., Grime, J. P., & Thompson, K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: A general theory of invasibility. *Journal of Ecology*, 88: 528–534. DOI: 10.1046/j.1365-2745.2000.00473.x
- Denslow, J. S., & Hughes, R.F. 2004. Exotic Plants as Ecosystem Dominants. *Weed Technology*, 18: 1283-1287. DOI: org/10.1614/0890-037X(2004)018[1283:EPAED]2.0.CO;2.
- Drenovsky, R.E.; Grewell, B.J.; D'Antonio, C.M.; Funk, J.L.; James, J.J.; Molinari, N.A.; Parker, I.M. & Richards, C.L. 2012. A functional trait perspective on plant invasion. *Annals of Botany*, 110: 141–153. DOI:10.1093/aob/mcs100.
- Durigan, G., Ivanauskas, N. M., Zakia, M. J. B., & Abreu, R. C. R. 2013. Control of Invasive Plants: Ecological and Socioeconomic Criteria for the Decision Making Process. *Natureza & Conservação*, 11(1): 23-30. DOI: org/10.4322/natcon.2013.003.
- Ehrenfeld, J. G. 2003. Effects of Exotic Plant Invasions on Soil Nutrient Cycling Processes. *Ecosystems*, 6: 503-523. DOI: 10.1007/s10021-002-0151-3.
- Espinola, L. A., & Julio, H. F. 2007. Especies Invasoras: coceptos, modelos y atributos. *Interciencia*, 32(9): 580-585. DOI: 0378-1844/07/09/580-06.
- Ewel, J., & Putz, F. E. 2004. A place for alien species in ecosystem restoration. *Frontier Ecology Environment*, 2(7): 354–360. DOI: 10.1890/1540-9295(2004)002[0354:APFASI] 2.0.CO;2.
- Funk, J. F., & Vitousek, P. M. 2007. Recourse-use efficiency and plant invasion in low-resource systems. *Nature*, 446: 1079-1081. DOI: 10.1038/nature05719.
- Gardener, M. R., Bustamante, R. O., Herrera, I., Durigan, G., Pivello, V. R., Moro, M. F., Stoll, A., Langdon, B., Baruch, Z., Rico, A., Arredondo-Nuñez, A., & Flores, S. 2012. Plant invasions research in Latin America: fast track to a more focused agenda. *Plant Ecology & Diversity*, 5(2): 225-232. DOI:10.1080/17550874.2011.604800.
- Gaston, K. J. 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature*, 405: 200-227. doi:10.1038/35012228.
- Gentry, A. H. 1982. Patterns of neotropical plant species diversity. *Evolution Biology*, 15: 1-84.
- Godfree, R., Lepschi, B., & Mallinson, D. 2004. Ecological filtering of exotic plants in an Australian sub-alpine environment. *Journal of Vegetation Science*, 15: 227-236. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2004.tb02257.x
- Gosper, C. R., Stansbury, C. D., & Vivian-Smith, G. 2005. Seed dispersal of fleshy-fruited invasive plants by birds: contributing factors and management options. *Diversity and Distribution*, 11: 549-558. DOI: 10.1111/j.1366-9516.2005.00195.x.
- Gosper, C. R., & Vivian-Smith, G. 2006. Selecting replacements for invasive plants to support frugivores in highly modified sites: A case study focusing on *Lantana camara*. *Ecological Management and Restoration* 7(3): 197-203. DOI: 10.1111/j1442-8903.2006.00309.x.

- Grime, J. P. 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology*, 86: 902-910.
- Gurevitch, J., & Padilha, D. K. 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? *Trend in Ecology and Evolution*, 19(9): 470-474. DOI:10.1016/j.tree.2004.07.005.
- Harvey, K. J., Nipperess, D. A., Britton, D. R., & Hughes, L. 2012. Australian family ties: does a lack of relatives help invasive plants escape natural enemies? *Biological Invasions*, 14:2423-2434. DOI: 10.1007/s10530-012-0239-4.
- Hejda, M., Pysek, P., & Jarosik, V. 2009. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology*, 97: 393-403. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2009.01480.x.
- Hierro, J. L., Maron, J. L., & Callaway, R. M. 2005. A biogeographical approach to plant invasions: the importance of studying exotics in their introduced and native range. *Journal of Ecology*, 93: 5-15. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2004.00953.x.
- Hinz, H. L., & Schwarzlaender, M. 2004. Comparing Invasive Plants from Their Native and Exotic Range: What Can We Learn for Biological Control? *Weed Tecnology*, 18: 1533-1541. DOI: 10.1614/0890-037X.
- Hou, Q., Chen, B., Peng, S., & Chen, L. 2014. Effects of extreme temperature on seedling establishment of nonnative invasive plants. *Biological Invasions*, 16: 2049-2061. DOI: 10.1007/s10530-014-0647-8.
- Jackson, R. B., Banner, J. L., Jobbágy, E. G., Pockman, W. T., & Wall, D. H. 2002. Ecosystem carbon loss with woody plant invasion of grasslands. *Nature*, 418: 623-626. DOI: 10.1038/nature00952.
- Jeschke, J. M., Aparicio, L. G., Haider, S., Heger, T., Lortie, C. J., Pysek, P. & Strayer, D. L. 2012. Support for major hypotheses in invasion biology is uneven and declining. *NeoBiota*, 14:1-20. doi: 10.3897/neobiota.14.3435.
- Jeschke, J. M., Bacher, S., Blackburn, T. M., Dick, G. T. A., Essl, F., Evans, T., Gaertner, M., Hulme, P. E., Kuhn, I., Mrugala, A., Pergl, J., Pysek, P., Rabitsch, W., Ricciardi, A., Richardson, D. M., Sendek, A., Vilà, M., Winter, M., & Kumschick, S. 2014. Defining the Impact of Non-Native Species. *Conservation Biology*, 0: 1-7. DOI: 10.1111/cobi.12299.
- Kalwij, J. M., Robertson, M. P., & Rensburg B. J. B. 2008. Human activity facilitates altitudinal expansion of exotic plants along a road in montane grassland, South Africa. *Applied Vegetation Science*, 11(4): 491-498. DOI: 10.3170/2008-7-18555.
- Keane, R.M. & Crawley, M.J. 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(4) 164-170. DOI: 0169-5347/02.
- Keddy, P.A. 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science*, 3:157-164. DOI: 10.2307/3235676.

- Kennedy, T. A., Naeem, S., Howe, K. M., Knops, J. M. H., Tilman, D., & Reich, P. 2002. Biodiversity as a barrier to ecological invasion. *Nature*, 417: 636-638. DOI: 10.1038/nature00776.
- King, S. A., & Buckney, R. T. 2001. Exotic plants in the soil-stored seed bank of urban bushland. *Australian Journal of Botany*. 49: 717-720. DOI: org/10.1071/BT01016.
- Kolar, C. S., & Lodge, D. M. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 199-204. DOI: org/10.1016/S0169-5347(01)02101-2
- LaPaix, R., Harper, K., & Freedman, B. 2012. Patterns of exotic plants in relation to anthropogenic edges within urban forest remnants. *Applied Vegetation Science*, 15: 525-535. DOI: 10.1111/j.1654-109X.2012.01195.x.
- Lau, J. A., & Schultheis, E. H. 2015. When two invasion hypotheses are better than one. *New Phytologist*, 205: 958-960. 10.1111/nph.13260.
- Larson, D. 2003. Native weeds and exotic plants: relationships to disturbance in mixed-grass prairie. *Plant Ecology* 169: 317–333. DOI: 10.1023/A:1026046810307.
- Lavorel, S., & Garnier, E. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plants traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology*, 16: 545-556. DOI: 10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x.
- Lehan, N. E., Murphy, J. R., Thorburn, L. P., & Bradley, B. A. 2013. Accidental Introduction are an important source of invasive plants in the continental United States. *American Journal of Botany*, 100(7): 1287-1293. DOI:10.3732/ajb.1300061.
- Levine, J. M. 2000. Species Diversity and Biological Invasions: Relating Local Process to Community Pattern. *Science*, 288: 852-854. DOI: 10.1126/science.288.5467.852.
- Levine, J. M., Vilà, M., D'Antonio, C., Dukes, J. S., Gridulis, K., & Lavorel, S. 2003. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant. *Proceedings the Royal of Society*, 270: 775–781. DOI: 10.1098/rspb.2003.2327.
- Lugo, A. 2004. The outcome of alien tree invasions in Puerto Rico. *Frontier Ecology Environment*, 2 (5): 265–273. DOI: 10.1890/1540-9295(2004)002[0265:TOOATI]2.0.CO;2.
- MacDougall, A. S., Gilbert, B., & Levine, J. M. 2009. Plants invasions and the niche. *Journal of Ecology*, 97: 609-615. DOI: 10.1111/j.1365-2745.2009.01514.x
- Mack, R.N.; Simberloff, D.; Lonsdale, W.M.; Evans, H.; Clout, M. & Bazzaz, F. A. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*, 10: 689-710. DOI: 10.1890/1051-0761(2000)010[0689:BICEGC]2.0.CO;2.
- Marquet, P. A., Allen, A. P., Brown, J. H., Dunne, J. A., Enquist, B. J., Gillooly, J. F., Gowaty, P. A., Green, J. L., Harte, J., Hubbell, S. P., O'Dwyer, J., Okie, J. G., Ostling, A., Ritchie, M., Storch, D., & West, G. B. On Theory in Ecology. *BioScience*, 64(8): 701-710. DOI:10.1093/biosci/biu098.

- Morandim, L. A., & Kremem, C. 2013. Bee Preference for Native versus Exotic Plants in Restored Agricultural Hedgerows. *Restoration Ecology*, 21(1): 26-32. DOI: 10.1111/j.1526-100X.2012.00876.x.
- Moro, M. F., Souza, V. C., Oliveira-Filho, A. T., Queiroz, L. P., Fraga, C. N., Rodal, M. J. N., Araújo, F. S., & Martins, F. R. 2012. Alienígenas na sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia? *Acta Botanica Brasilica*, 26(4): 991-999. DOI: org/10.1590/S0102-33062012000400029.
- Oduor, A. M. O. 2013. Evolutionary responses of native plant species to invasive plants: a review. *New Phytologist*, 200: 986–992. DOI: 10.1111/nph.12429.
- Ordonez, A. 2014. Functional and phylogenetic similarity of alien plants to co-occurring natives. *Ecology*, 95(5): 1191-1202. DOI: 10.1890/13-1002.1
- Paneton, D., & Pivello, V. R. 2008. Plantas invasoras: representatividade da pesquisa dos países tropicais no contexto mundial. *Natureza & Conservação*, 6 (1): 65-77.
- Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R., & Morrison, D. 2000. Environmental and Economic Costs of Nonindigenous Species in the United States. *BioScience*, 50(1): 53-65. DOI: 10.1641/0006-3568(2000)050[0053:EAECON]2.3.CO.
- Pysek, P., Richardson, D. M., Pergl, J., Jarosik, V., Sixtová, Z., & Weber, E. 2008. Geographical and taxonomic biases in invasion ecology. *Trend in Ecology and Evolution*, 23(5): 237-244. DOI: org10.1016/j.tree.2008.02.002.
- Rejmánek, M., & Richardson, D. M. 1996. What Attributes Make Some Plant Species More Invasive? *Ecology*, 77(6): 1655-1661. DOI: 10.2307/2265768.
- Richardson, D. M., Pysek, P., Rejmánek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D., & West, C. J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distribution*, 6(2): 93-107. DOI: 10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x.
- Rinella, M. J., Maxwell, B. D., Fay, P. K., Weaver, T., & Sheley, R. L. 2009. Control effort exacerbates invasive-species problem. *Ecological Applications*, 19(1): 155–162. DOI: 10.1890/07-1482.1.
- Rosado, B.H.P. & De Matos, E.A. 2010. Interspecific variation of functional traits in a CAM-tree dominated sandy coastal plain. *Journal of Vegetation Science*, 21:43-54. DOI: 10.1111/j.1654-1103.2009.01119.x.
- Rosado, B. H. P., Diaz, A. T. C., & De Matos, E. A. 2013. Going Back to Basics: Importance of Ecophysiology when Choosing Functional Traits for Studying Communities and Ecosystems. *Natureza & Conservação*, 11(1): 15-22. DOI: org/10.4322/natcon.2013.002.
- Rout, M. E., & Callaway, R. M. 2012. Interactions between exotic invasive plants and soil microbes in the rhizosphere suggest that ‘everything is not everywhere’. *Annals of Botany*, 110: 213-222. DOI: 10.1093/aob/mcs061.

Scarano, F.R. 2006. Prioridades para Conservação: a linha tênue que separa teorias e dogmas. In: Rocha, C.F.D.; Bergallo, H.G.; Van Sluys, M.; Aves, M.A.S. *Biologia da Conservação: Essências*. Editora RIMA. 299-313p.

Shea, K., & Chesson, P. 2002. Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trend in Ecology and Evolution*, 17(4): 170-176. DOI: [org/10.1016/S0169-5347\(02\)02495-3](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02495-3).

Simberloff, D., Martin, J., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., Courchamp, S., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pysek, P., Sousa, R., Tacacchi, E., & Vilà, M. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trend in Ecology and Evolution*, 28(1): 58-66. DOI: [org/10.1016/j.tree.2012.07.013](https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013).

Strauss, S. Y., Webb, C. O., & Salamin, N. 2006. Exotic taxa less related to native species are more invasive. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103: 5841–5845. DOI: [10.1073_pnas.0508073103](https://doi.org/10.1073/pnas.0508073103).

Tecco, P. A., Díaz, S., Cabido, M., & Urcelay, C. 2010. Functional traits of alien plants across contrasting climatic and land-use regimes: do aliens join the locals or try harder than them? *Journal of Ecology*, 98: 17–27. DOI: [10.1111/j.1365-2745.2009.01592.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01592.x).

Tepedino, V. J., Bradley, B. A., & Griswold, T. L. 2008. Might flowers of Invasive plants increase native Bee carrying capacity? Intimations from capitol reef National Park, Utah. *Natural Areas Association*, 28(1):44-50. DOI: [org/10.3375/0885-8608\(2008\)28\[44:MFOIPI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3375/0885-8608(2008)28[44:MFOIPI]2.0.CO;2).

- Tilman, D. 2004. Niche tradeoffs, neutrality, and community structure: A stochastic theory of resource competition, invasion, and community assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(30): 10854-10861. DOI: 10.1073_pnas.0403458101.
- Thompson, K., Hodgson, J. G., & Rich, T. C. G. 1995. Native and alien invasive plants: more of the same? *Ecography*, 18:390-402. DOI: 10.1111/j.1600-0587.1995.tb00142.x.
- Vitousek, P. M., D' Antonio, C. M., Loope, L. L., & Westbrooks, R. 1996. Biological Invasions as Global Environmental Change. *American Scientist*, 84: 468-478.
- Vilà, M., Espinar, J. L., Hejda, M., Hulme, P. E., Jarosik, V., Maron, J. L., Pergl, J., Schaffner, U., Sun, Y., & Pysek, P. 2011. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters*, 14: 702–708. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x.
- Violle, C., Navas, M.; Vile, D., Kazakou, E.; Fortunel, C.; Hummel, I.; Garnier, E. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116: 882-892. doi: 10.1111/j.2007.0030-1299.15559.x
- Webb, C. O., Ackerly, D. D., McPeck, M. A., & Donoghue, M. J. 2002. Phylogenies and Community Ecology. *Annual Review of Ecology and Systematic*, 33: 475-505. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150448.
- Wilke, B. J., & Irwin, R. E. 2010. Variation in the phenology and abundance of flowering by native and exotic plants in subalpine meadows. *Biological Invasions*, 12: 2363-2372. DOI 10.1007/s10530-009-9649-3.
- Wu, S., Rejmánek, M., Grotkoop, E., & Ditomaso, J. 2005. Herbarium records, actual distribution, and critical attributes of invasive plants: genus *Crotalaria* in Taiwan. *Taxon*, 54(1): 133-138. DOI: 10.2307/25065311.
- Zeng, Y. L., Feng, Y. L., Zhang, L. K., Callaway, R. M., Valiente-Banuet, A., Luo, D., Liao, Z., Lei, Y., Barclay, G. F., & Silva-Pereira, C. 2015. Integrating novel chemical weapons and evolutionarily increased competitive ability in success of a tropical invader. *New Phytologist*, 205: 1350-1359. DOI: 10.1111/nph.13135.

2. IMPACTOS TAXONÔMICOS, FILOGENÉTICOS E ECOSSISTÊMICOS DE PLANTAS EXÓTICAS EM FLORESTA TROPICAL: SÃO REAIS AS PREDIÇÕES TEÓRICAS?

Resumo

Espécies invasoras são apontadas como uma das maiores causas para extinção de espécies, contudo, a carência de dados empíricos e a falta de informação com múltiplas variáveis respostas enfraquecem tal afirmação. Objetivamos avaliar quais os efeitos de *Artocarpus heterophyllus* Lam. e outras seis espécies exóticas nos parâmetros estruturais, riqueza de espécies, diversidade filogenética, composição taxômica e filogenética e estoque de carbono em um floresta Tropical Insular no sudeste do Brasil. Quantificamos os indivíduos lenhosos com diâmetro a altura do peito (DAP) $\geq 5\text{m}$ em 16 parcelas de 15m de raio (706m²); sendo oito com *A. heterophyllus* e oito sem *A. heterophyllus*. Encontramos 1.048 indivíduos em 99 espécies. Outras seis espécies exóticas foram detectadas na área, sendo três espécies observadas também em áreas sem *A. heterophyllus*. Observamos maior biomassa em áreas com *A. heterophyllus*, variação nas composição taxonômica e filogenética em áreas com e sem *A. heterophyllus* e com e sem exóticas (*A. heterophyllus* + outras seis exóticas) e redução da diversidade filogenética (Índice MNTD e métrica NTI) para áreas com exóticas. Portanto, observamos influências positivas, negativas e neutras de *A. heterophyllus* e das outras espécies exóticas em parâmetros da comunidade e ecossistema. Neste sentido, ressaltamos que antes de propor qualquer medida de controle das espécies exóticas, estudos mais aprofundados envolvendo mais grupos taxômicos e parâmetros ecossistêmicos precisam ser desenvolvidos.

Palavras-chave: *Artocarpus heterophyllus*, Biodiversidade, Estoque de Carbono, Floresta Atlântica, Parâmetros Estruturais

2.1 Introdução

A invasão biológica é apontada como uma das maiores causas para a redução de espécies (Vitouseck *et al.* 1996; Mack *et al.* 2000; Vilà *et al.* 2011; Simberloff *et al.* 2013) e alterações de processos ecossistêmicos (Ehrenfeld 2003; Denslow & Hughes 2004; Cipollini *et al.* 2008; Vilà *et al.* 2011). A presença e abundância das espécies invasoras podem também promover homogeneização biótica da comunidade, através do processo denominado de “few winners and many losers” (McKinney & Lockwood 1999), no qual as espécies exóticas, tendo sucesso na invasão de um dado local, potencialmente podem reduzir a diversidade genética e/ou de espécies e/ou funcional entre áreas, promovendo maior similaridade destes parâmetros (Olden *et al.* 2004). No entanto, a correta compreensão do efeito deletério de espécies exóticas invasoras, deve contemplar o fato de que a magnitude dos efeitos de plantas invasoras na composição, diversidade e estrutura das comunidades diferem em função dos seguintes fatores: características das espécies exóticas e da comunidade invadida (Vilà *et al.* 2006; Hedja *et al.* 2009; Mullah *et al.* 2014) e das escalas espaço-temporais (Proches *et al.* 2008; Strayer *et al.* 2006). Neste sentido, os efeitos de espécies exóticas invasoras são contexto-dependentes (Diham *et al.* 2005; Vilà *et al.* 2006). Somado a isso, a magnitude do impacto de cada espécie invasora em um ecossistema depende de sua abundância local, tamanho da área ocupada e efeito de modificação ambiental per capita (Parker *et al.* 1999).

Embora espécies exóticas invasoras sejam comumente reconhecidas como causadoras de efeitos deletérios, vários estudos indicam que essas espécies podem ter papel positivo em aspectos como: recuperação de ambientes degradados e proteção dos solos, proporcionando condições favoráveis para o estabelecimento de espécies nativas, aumentando a riqueza local (Lugo 2004; Ewel & Putz 2004; Hobbs *et al.* 2006; Matinez 2010). Neste sentido, é premente a necessidade de uma compreensão dos diferentes processos ecológicos associados à invasão biológica a partir de uma abordagem que “não julgue as espécies pelas suas origens” (Davis *et al.* 2011), mas pelo o que elas são – em termos funcionais (Davis *et al.* 2011; Drenovsky *et al.* 2012).

Além da diversidade taxonômica, a diversidade filogenética vem sendo utilizada como variável resposta frente a diferentes processos que estruturam as comunidades (Weeb *et al.* 2002; Kembel & Hubbell 2006; Forest *et al.* 2007; Cavender-Bares *et al.* 2009; Silva & Batalha 2009; Morlon *et al.* 2011; Safi *et al.* 2011), incluindo processos antrópicos relatados como causadores da extinção de espécies (Cadotte *et al.* 2008; Santos *et al.* 2010; Arroyo-Rodrigues

et al. 2012; Bennett *et al.* 2014; Constán-Nava *et al.* 2015). A diversidade filogenética pode trazer uma resposta refinada aos processos que estruturam a comunidade, sendo na maioria das vezes atribuída a presença de filtros ambientais severos, quando se observa agregação filogenética das assembleias de espécies e preponderância de interações competitivas quando é detectada dispersão filogenética (Webb *et al.* 2002; Cianciaruso *et al.* 2009). Contudo, processos nulos e de outras filtragens abiótica e biótica também podem ser observados nas comunidades com resultados distintos (Webb *et al.* 2002; Gerhold *et al.* 2015). Neste sentido, estudos na Europa apontaram diferentes resultados quanto a estruturação filogenética das comunidades vegetais associados a presença de espécies exóticas: a) dispersão, resultado ao aumento da diversidade filogenética (Bennett *et al.* 2014) e b) agregação, devido a diminuição da diversidade filogenética (Constán-Nava *et al.* 2015). No entanto, são ausentes estudos com variação filogenética das assembleias frente a presença de espécies exóticas e/ou invasoras em regiões neotropicais.

Além destes aspectos, a avaliação do impacto dos táxons invasores sobre a biodiversidade e processos ecossistêmicos devem considerar os históricos de uso das áreas, tais como: poluição, fragmentação e perda de habitat e alterações nos ciclos de nutrientes e fogo, que podem influenciar na quantidade de espécies nativas e favorecer a entrada e estabelecimento das espécies invasoras sinergicamente (Hobbs & Huenneke 1992; Gurevicht & Padilha 2004; Diham *et al.* 2005; Diham *et al.* 2007). Geralmente esses fatores não são considerados nas amostragens, o que pode trazer falsa informação de que perda de espécies nativas é direcionada principalmente devido a invasão (Gurevicht & Padilha 2004).

Toda a complexidade exposta acima é ainda maior em ambientes insulares que, em comparação ao continental, são indicados como mais suscetíveis ao risco de invasão (Simberloff 1995; Dawson *et al.* 2017) e fragilidade das comunidades de espécies nativas (Vitousek 1988). Além disso, no caso do Brasil, ilhas oceânicas são os ambientes com maior carência de estudos quanto à invasão biológica (Zenni *et al.* 2016).

No que tange ao efeito de espécies exóticas em florestas tropicais, sobre o estoque de carbono, os estudos estão concentrados em sistemas agroflorestais (Montagini & Nair 2004; Jacobi *et al.* 2013; Schroth *et al.* 2015; Abbas *et al.* 2017), sendo ausentes em florestas naturais. Neste sentido, o estoque de carbono na vegetação, um processo fundamental do seu funcionamento (Cox *et al.* 2000; Chave *et al.* 2005; Vieira *et al.* 2008), é especialmente relevante na compreensão sobre como espécies invasoras mediam as alterações ecossistêmicas às mudanças climáticas.

No Brasil foram quantificadas 117 espécies vegetais exóticas (potencial invasoras e invasoras) (Zenni & Ziller 2011). *Artocarpus heterophyllus* (Jaqueira) foi a invasora relatada com maior quantidade de registro na Floresta Atlântica (Zenni & Ziller 2011), domínio considerado um *hotspot* de biodiversidade (Myers *et al.* 2000). Nativa das florestas Tropicais na Índia, em seu local de origem, a jaqueira é considerada rara e tolerante a sombra (Khan 2004). Entretanto, em condições de maior luminosidade, suas sementes apresentam maiores taxas de germinação e suas plântulas possuem maior crescimento (Khan 2004). Estudos relataram elevada densidade de *A. heterophyllus* em escala local na floresta Atlântica (Boni *et al.* 2009; Abreu & Rodrigues 2010; Bergallo *et al.* 2016). Observou-se também que a presença e abundância da jaqueira promoveram redução de espécies vegetais em florestas urbanas (Fabricante *et al.* 2012) e efeito alelopático sobre a germinação de espécies nativas em testes em laboratório (Perdomo & Magalhães 2007). No entanto, ainda existem poucas evidências dos efeitos de *A. heterophyllus* em variáveis ecossistêmicas em comunidades florestais.

Dado o exposto acima, nosso objetivo é avaliar se existem impactos de espécies exóticas invasoras sobre a estrutura da comunidade arbórea, diversidade taxonômica e filogenética e processo ecossistêmico (i.e. estoque de carbono) em uma floresta Tropical Insular no sudeste do Brasil. Devido à elevada densidade de *A. heterophyllus* na floresta Atlântica e algumas evidências de efeitos negativos sobre espécies nativas, desenvolvemos as seguintes hipóteses: (i) Os parâmetros estruturais (abundância de indivíduos, área basal e biomassa-estoque de carbono), a diversidade filogenética e a riqueza de espécies serão menores em áreas com *Artocarpus heterophyllus* e outras exóticas, e diminuirão à medida que aumenta a abundância destas. (ii) Assumindo a premissa de que espécies exóticas podem levar a extinção de nativas por competição, hipotetizamos que a composição filogenética e taxonômica também será alterada pela presença das espécies exóticas. Assim, as áreas com a presença de *Artocarpus heterophyllus* e outras espécies exóticas terão maior similaridade entre as parcelas quanto a composição taxonômica e filogenética, quando comparadas as áreas sem *A. heterophyllus* e sem exóticas, indicando homogeneização biótica direcionado por essas espécies.

2.2 Materiais e métodos

2.2.1 Área de estudo

A Ilha Grande está localizada em Angra dos Reis, Estado do Rio de Janeiro, Brasil e apresenta uma área de 19.000 ha, (23°05'2.01", 23°12'21.35" S e 44°05'39.57", 44°22'33.32" O) (Ferreira 2013). O Parque Estadual da Ilha Grande (PEIG) ocupa aproximadamente 62% da Ilha, sendo o restante protegido por outras Unidades de Conservação (Ferreira 2013). Desenvolvemos este estudo no PEIG, ao longo das trilhas que ligam a Vila Dois Rios a praias do Caxadaço, Parnaioca e da Cachoeira da Mãe D'água.

O clima da região é tropical quente e úmido com precipitação anual de 2400 mm e temperatura média de 24 °C (Oliveira & Coelho-Neto 2000). O relevo da ilha é bastante acidentado, variando em altitude de 0 até 1031 m - Serra do Retiro (Oliveira 2002). A vegetação da Ilha Grande é classificada como Floresta Ombrófila Densa e em maior parte é constituída de florestas em estágio avançado de regeneração (Oliveira 2002). No entanto, próximo aos povoados existem predominância de florestas mais jovens com evidentes impactos antrópicos (Oliveira 2002).

Artocarpus heterophyllus é uma das espécies mais invasoras da Ilha Grande, ocupando diversas localidades com elevada abundância de indivíduos (Bergallo *et al.* 2016). Contudo, outras espécies exóticas de diversos grupos taxonômicos são observadas na Ilha; entre os vegetais foram registradas: amendoeira – *Terminalia cattapa* L.; bananeira- *Musa paradisiaca* L.; mangueira- *Mangifera indica* L.; sombreiro - *Clitoria fairchildiana* R.A. Howard; zebrina – *Tradescantia zebrina* Heynh. ex Bosse (Callado *et al.* 2009). Na Ilha Grande, as espécies vegetais exóticas são observadas geralmente em localidades em regeneração onde existiram distúrbios pretéritos mais intensos (plantações, pastos e antigas moradias).

2.2.2 Coleta dos dados

Alocamos 16 parcelas circulares (8 em áreas com jaqueira e 8 em áreas sem jaqueira) com 15 m de raio (706,5 m²), distribuídos em localidades próximos a Vila Dois Rios que apresentaram similares históricos de uso da terra (Bergallo *et al.* 2016). O total da área amostrada foi de 1,13 ha, sendo 0,565 ha em cada grupo. As parcelas tiveram distância mínima de 200 m entre elas. Em três parcelas sem jaqueira, observamos outras espécies exóticas,

portanto, comparamos também áreas com e sem exóticas com quantidade amostrais desiguais (11 parcelas com exóticas e 5 sem exóticas).

Marcamos e quantificamos todos os indivíduos arbóreo-arbustivos iguais ou maiores que 5 cm de diâmetros a altura do peito (DAP), sendo esses mensurados quanto ao DAP e coletados ramos para identificação. Identificamos os indivíduos ao menor nível taxonômico possível (comparação em herbários, auxílio de especialistas e consulta a literatura). Com base nestas medidas foram obtidos os parâmetros estruturais: abundância, área basal e biomassa dos indivíduos além de riqueza, diversidade filogenética, composição taxonômica e filogenética por unidade amostral.

Em cada unidade amostral, selecionamos indivíduos que compusessem pelo menos 80% do valor de cobertura (densidade relativa + dominância relativa) das espécies na parcela. De cada indivíduo, coletamos quatro galhos, do qual cortamos uma seção de aproximadamente 5 cm. De cada amostra, retiramos a casca e quantificamos o volume da madeira, seguindo o princípio de Arquimedes - empuxo (Montanheiro 1990; Rosado & De Mattos 2010), o qual imergimos a madeira em pote de água sobre uma balança portátil. Posteriormente as amostras foram secas por cinco dias em estufa e após, quantificamos a massa seca em uma balança. Com as medidas de volume e massa, calculamos a densidade da madeira como a razão da massa sobre o volume.

Coletamos as madeiras de 377 indivíduos em 85 espécies. A biomassa foi calculada para estimarmos o estoque de carbono das espécies. Para este cálculo seguimos o modelo alométrico proposto por Chave *et al.* (2005), o qual utilizamos as variáveis: DAP e densidade da madeira. Utilizamos uma média por espécie da densidade da madeira para o cálculo de biomassa. A equação utilizada foi: $Biomassa = d \times \exp(-1,499 + 2,148 \ln(D) + 0,207 (\ln(D))^2 - 0,0281 (\ln(D))^3)$, sendo d: densidade da madeira e D: DAP do tronco. Para indivíduos com mais de um tronco, calculamos a biomassa de cada tronco e somamos os valores.

Em uma das 16 parcelas não foi possível coletar amostras das madeiras dos indivíduos, uma vez que árvores grandes haviam caído sobre as demais plantas, restando poucos indivíduos vivos. Contudo, utilizamos o valor médio da densidade da madeira por espécie para calcularmos a biomassa vegetal dessa parcela. Além disso, para quatro indivíduos não foi possível coletar quatro galhos para medirmos o volume e massa das madeiras, isso porque os galhos estavam juvenis, portanto, calculamos a média com duas ou três madeiras para estes indivíduos.

2.2.3 Análise de dados

Comparamos todos estes parâmetros entre os grupos amostrais (com e sem jaqueira; com e sem exótica), com o objetivo de avaliar se existe influência de *Artocarpus heterophyllus* e outras espécies exóticas em parâmetros da comunidade e ecossistema.

Calculamos a análise de espécies indicadoras (ISA) (Dulfrene & Legendre 1997), baseada na frequência e abundância relativa das espécies nas parcelas, com intuito de detectar as espécies indicadoras de cada área (com e sem jaqueira; com e sem exótica), usando 10.000 permutações.

Comparamos a abundância, área basal e biomassa dos indivíduos entre os grupos (com e sem jaqueira; com e sem exótica) através do teste T de Student e a riqueza de espécies através da curva de rarefação. A composição de espécies entre os grupos foi comparada através da Análise de variância multivariada com permutação (PERMANOVA) (Anderson 2001), utilizando a distância de Bray-curtis e 10.000 permutações.

Calculamos a diversidade filogenética alfa por parcela, abordando a estrutura filogenética da comunidade (índice MPD) e sua métrica NRI, bem como, a estrutura filogenética dos táxons mais próximos (índice MNTD) e sua métrica NTI (Webb *et al.* 2002). As métricas NRI e NTI foram calculadas, uma vez que são menos sensíveis ao tamanho da amostra quando comparados aos seus respectivos índices MPD e MNTD (Webb 2000). Utilizamos a lista de espécies quantificada na pesquisa, calibramos a árvore através da proposta de Magallón *et al.* (2015) com o comando BLADJ e calculamos os respectivos índices e métricas no Software Pyllocom 4.2, (Webb *et al.* 2008). Comparamos os valores dos índices e métricas de diversidade filogenética entre as áreas (com e sem jaqueira; com e sem exótica) através de testes T, com o intuito de investigar se as respectivas espécies exóticas geraram modificação na diversidade filogenética da comunidade. A composição filogenética foi calculada através de uma matriz de distância das diversidades filogenéticas das parcelas (Índice MPD), utilizando a função comdist. Usamos o MPD, pois é o índice que representa a estrutura filogenética central do conjunto de espécies. Comparamos os grupos através da PERMANOVA, com o objetivo de mensurar se ocorre variação de linhagens evolutivas entre as áreas avaliadas.

Avaliamos se o gradiente de aumento da abundância de *A. heterophyllus* e de outras exóticas amostradas influencia a riqueza, diversidade filogenética, área basal, abundância e biomassa dos indivíduos através de regressões lineares.

Simulamos a retirada de *A. heterophyllus* e de outras espécies exóticas para avaliarmos o peso das mesmas sobre as métricas estruturais da comunidade (Hejda & de Bello 2013) e comparamos os parâmetros estruturais (abundância, área basal e biomassa, com teste T), a riqueza de espécies (curva de rarefação), diversidade filogenética (índices MPD e MNTD; as métricas NRI e NTI- através do teste T) e composição taxonômica e filogenética (PERMANOVA) entre as áreas.

Visualizamos a similaridade quanto a composição taxonômica e filogenética entre as parcelas através do escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS). A partir disso calculamos o centroide da composição taxonômica e filogenética no NMDS para cada grupo (parcelas com e sem jaqueira; com e sem exótica) e as distâncias de cada parcela para o centroide. Essas distâncias indicam o quanto está variando a composição taxonômica e filogenética entre as parcelas de cada grupo, representando uma medida de originalidade taxonômica e filogenética respectivamente. Comparamos os grupos (com e sem jaqueira; com e sem exótica) quanto a estas distâncias através de teste T. Contudo, devido a não ter normalidade dos dados para os valores de distância das parcelas e seus respectivos centroides, quanto a composição filogenética entre as áreas com e sem jaqueira, comparamos especificamente este grupo com o teste de permutação de Monte Carlo.

As curvas de rarefação por indivíduo e a permutação de Monte Carlo foram calculadas no software Past (Hammer *et al.* 2001). O teste T, o ISA (pacote labdsv; Roberts 2012) a PERMANOVA (pacote vegan; Oksanen *et al.* 2010), o NMDS (pacote vegan; Oksanen *et al.* 2010), a composição e similaridade filogenética (pacote picante; Kembel *et al.* 2014) foram calculados em ambiente R (R Development Core Team 2017). Consideramos para todas as análises a significância de $p < 0,05$.

2.3 Resultados

Quantificamos 1.048 indivíduos de plantas lenhosas, distribuídos em 99 espécies e 43 famílias (Tabela 4). Destes indivíduos, 549 foram quantificados em áreas sem jaqueira e 499 em áreas com jaqueira. Observamos 72 espécies (69 nativas e três exóticas) em áreas sem jaqueira e 66 (60 nativas e 6 exóticas) em áreas com jaqueira. Detectamos mais seis espécies exóticas nas áreas amostradas, sendo; *Clitoria fairchildiana* (33 ind.), *Dracaena fragans* (1 ind.), *Magifera indica* (4 ind.), *Polyscias guilfoylei* (2 ind.) e *Roystonea oleracea* (3 ind.) em áreas com jaqueira, e *C. fairchildiana* (3 ind.), *P. guajava* (3 ind.) e *R. oleracea* (1 ind.) em áreas sem jaqueira (Tabela 5).

Tabela 4 - Lista de espécies quantificadas em áreas antropizadas na Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil.
(continua)

Family	Species	Total	J	WJ	E	WE
Meliaceae	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	137	17	120	57	80
Melastomataceae	<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	102	42	60	78	24
Moraceae	<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	94	94	0	94	0
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum pulchrum</i> A.St.-Hil.	58	23	35	25	33
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	54	10	44	46	8
Melastomataceae	<i>Miconia calvescens</i> DC.	44	32	12	42	2
Fabaceae	<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	36	33	3	36	0
Lauraceae	<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	35	22	13	28	7
Cunoniaceae	<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	32	23	9	27	5
Lauraceae	<i>Ocotea glaziovii</i> Mez	27	21	6	23	4
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana laeta</i> Mart.	26	6	20	6	20
Annonaceae	<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	24	9	15	14	10
Sapindaceae	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	24	2	22	4	20
Piperaceae	<i>Piper amplum</i> Kunth	17	12	5	16	1
Fabaceae	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	16	2	14	4	12
Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	16	4	12	4	12
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum flexuosum</i> Mart.	15	6	9	6	9
Peraceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	14	3	11	3	11
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	14	4	10	6	8
Solanaceae	<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp.	14	1	13	9	5
Piperaceae	<i>Piper arboreum</i> Aubl.	13	8	5	13	0
Melastomataceae	<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	12	10	2	11	1
Moraceae	<i>Ficus insipida</i> Willd.	12	8	4	8	4
Malvaceae	<i>Eriotheca pentaphylla</i> (Vell. & K.Schum.) A.Robyns	10	8	2	9	1
Fabaceae	<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	9	0	9	0	9
Myrtaceae	<i>Campomanesia schlechtendaliana</i> (O.Berg) Nied.	9	0	9	0	9

Rubiaceae	<i>Coussarea meridionalis</i> (Vell.) Müll.Arg.	9	4	5	4	5
Rubiaceae	<i>Psychotria nuda</i> (Cham. & Schldtl.) Wawra	9	4	5	5	4
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	8	4	4	4	4
Phyllantaceae	<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	8	6	2	6	2
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	8	5	3	6	2
Bignoniaceae	<i>Cybistax antisyphilitica</i> (Mart.) Mart.	7	6	1	6	1
Melastomataceae	<i>Tibouchina estrellensis</i> (Raddi) Cogn.	7	3	4	4	3
Bignoniaceae	<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.	6	6	0	6	0
Solanaceae	<i>Cestrum axillare</i> Vell.	6	5	1	6	0
Calophylaceae	<i>Kiemelyera membranacea</i> Casar.	5	0	5	0	5
Anacardiaceae	<i>Magifera indica</i> L.	4	4	0	4	0
Arecaceae	<i>Roystonea oleracea</i> (Jacq.) O.F. Cook	4	3	1	4	0
Moraceae	<i>Ficus pulchella</i> Schott	4	4	0	4	0
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	4	4	0	4	0
Solanaceae	<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	4	0	4	3	1
Asteraceae	<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	3	0	3	0	3
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	3	3	0	3	0
Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	3	0	3	0	3
Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i> L.	3	2	1	2	1
Myristicaceae	<i>Virola oleifera</i> (Schott) A.C.Sm.	3	1	2	1	2
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.	3	0	3	3	0
Rubiaceae	<i>Psychotria vellosiana</i> Benth	3	1	2	1	2
Rubiaceae	<i>Rustia formosa</i> (Cham. & Schldtl.) Klotzsch	3	0	3	0	3
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	3	3	0	3	0
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	3	2	1	2	1
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	2	1	1	1	1
Aquifoliaceae	<i>Ilex integerrima</i> (Vell.) Reissek	2	0	2	0	2
Araliaceae	<i>Polyscias guilfoylei</i> (W.Bull.) L.H.Bailey	2	2	0	2	0
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	2	2	0	2	0

Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.	2	2	0	2	0
Clusiaceae	<i>Tovomita leucantha</i> (Schltdl.) Planch. & Triana	2	1	1	2	0
Fabaceae	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	2	1	1	2	0
Malvaceae	<i>Luehea</i> sp.	2	0	2	0	2
Meliaceae	<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	2	1	1	1	1
Myrtaceae	<i>Eugenia speciosa</i> Cambess.	2	2	0	2	0
Myrtaceae	<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	2	1	1	1	1
Rubiaceae	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	2	0	2	1	1
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	2	2	0	2	0
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	1	0	1	1	0
Annonaceae	<i>Annona dolabripetala</i> Raddi.	1	0	1	0	1
Aquifoliaceae	<i>Ilex</i> sp.	1	1	0	1	0
Aquifoliaceae	<i>Ilex cerasifolia</i> Reissek	1	0	1	1	0
Araliaceae	<i>Schefflera</i> sp.	1	0	1	1	0
Asparagaceae	<i>Dracaena fragrans</i> (L.) Ker Gawl.	1	1	0	1	0
Boraginaceae	<i>Cordia</i> sp.	1	0	1	0	1
Boraginaceae	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	1	1	0	1	0
Clusiaceae	<i>Garcinia brasiliensis</i> Mart.	1	0	1	0	1
Euphorbiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	1	0	1	0	1
Euphorbiaceae	<i>Caryodendron janeirense</i> Müll.Arg.	1	1	0	1	0
Fabaceae	<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	1	0	1	0	1
Fabaceae	<i>Andira ormosioides</i> Benth.	1	0	1	0	1
Fabaceae	<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	1	1	0	1	0
Fabaceae	<i>Inga edulis</i> Mart.	1	0	1	1	0
Fabaceae	<i>Inga subnuda</i> subsp. <i>luschnathiana</i> (Benth.) T.D.Penn.	1	1	0	1	0
Fabaceae	<i>Pseudopiptadenia inaequalis</i> (Benth.) Rauschert	1	0	1	0	1
Fabaceae	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	1	0	1	1	0
Lecythidaceae	<i>Couratari pyramidata</i> (Vell.) Kunth	1	1	0	1	0
Melastomataceae	<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin	1	1	0	1	0

Melastomataceae	<i>Miconia</i> sp.	1	1	0	1	0
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	1	0	1	0	1
Monimiaceae	<i>Mollinedia acutissima</i> Perkins	1	0	1	0	1
Moraceae	<i>Ficus arpazusa</i> Casar.	1	1	0	1	0
Myrtaceae	<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	1	0	1	1	0
Myrtaceae	<i>Eugenia astringens</i> Cambess.	1	0	1	0	1
Myrtaceae	<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	1	0	1	0	1
Polygonaceae	<i>Ruprechtia</i> sp.	1	0	1	0	1
Primulaceae	<i>Myrsine</i> sp.	1	0	1	0	1
Primulaceae	<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	1	1	0	1	0
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	1	1	0	1	0
Rutaceae	<i>Dictyoloma vandellianum</i> A.Juss	1	1	0	1	0
Sapindaceae	<i>Cupania emarginata</i> Cambess.	1	0	1	0	1
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	1	1	0	1	0
Vochysiaceae	<i>Vochysia bifalcata</i> Warm.	1	0	1	0	1

Legenda - Total: número total de indivíduos; J: número de indivíduos em áreas com jaqueira; WJ: número de indivíduos em áreas sem jaqueira;

E: número de indivíduos em áreas com exóticas; WE: número de indivíduos em áreas sem exóticas.

Fonte: O autor, 2018.

Tabela 5 - Abundância das espécies exóticas em floresta secundária na Ilha Grande, RJ, Brasil.

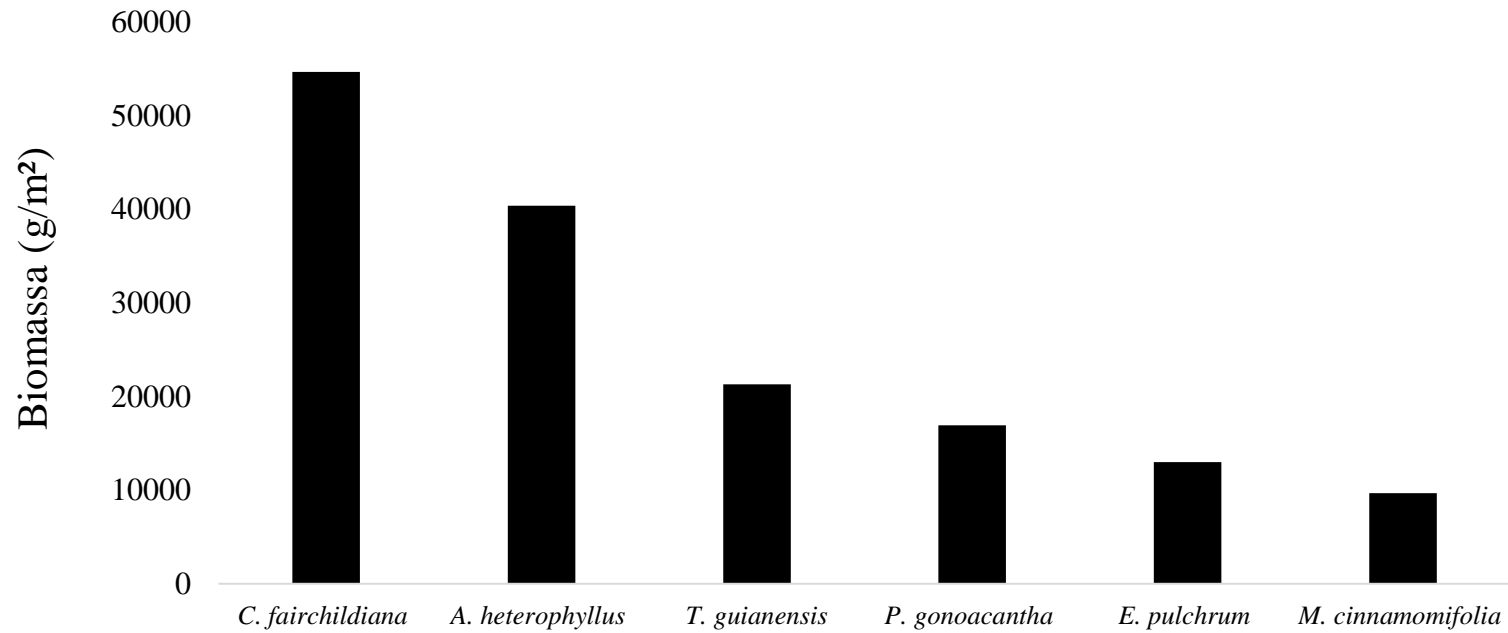
Espécies	DT	DJ	DC
<i>Artocarpus heterophyllus</i>	94	94	0
<i>Clitoria fairchildiana</i>	36	33	3
<i>Magifera indica</i>	4	4	0
<i>Roystonea oleracea</i>	4	3	1
<i>Psidium guajava</i>	3	0	3
<i>Polyscias guilfoylei</i>	2	2	0
<i>Dracaena fragans</i>	1	1	0

Legenda: DT: densidade total; DJ: densidade na área com jaqueira; DC: densidade na área sem jaqueira.

Fonte: O autor, 2018.

As espécies mais abundantes foram *Guarea guidonia* (137 ind.), *Miconia prasina* (102 ind.) e *Artocarpus heterophyllus* (94 ind.), com maior área basal foram *Clitoria fairchildiana* (51.078,6m²), *A. heterophyllus* (43.462,9m²) e *Tapirira guianensis* (26.053,4m²) e com maior biomassa também foram *C. fairchildiana*, *A. heterophyllus* e *T. guianensis* (Figura 7).

Figura 7 - Espécies com maior Biomassa vegetal (g/m^2) em florestas secundárias na Ilha Grande, RJ, Brasil.



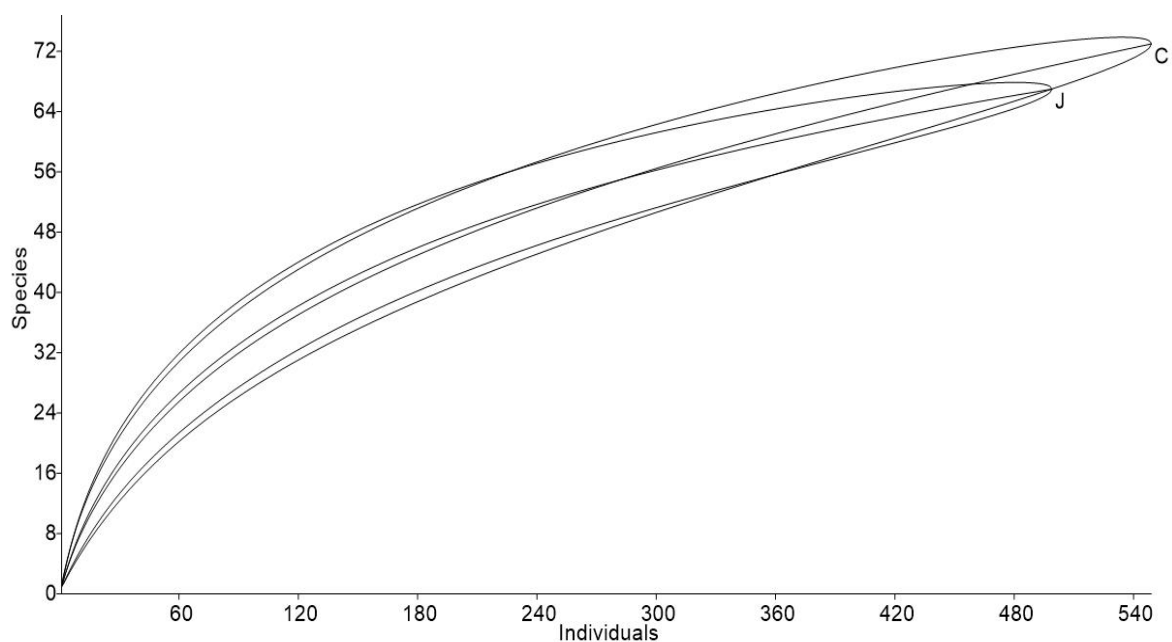
Legenda: Calculamos a Biomassa a partir do modelo alométrico de Chave *et al.* 2005 e utilizamos a densidade da madeira média da espécie. As espécies no gráfico são: *Clitoria fairchildiana*, *Artocarpus heterophyllus*, *Tapirira guianensis*, *Piptadenia gonoacantha*, *Erythroxylum pulchrum*, *Miconia cinnamomifolia*.
Fonte: O autor, 2018.

A espécie indicadora para a área com jaqueira foi *Clitoria fairchildiana* (69%; $p=0,034$), além da jaqueira (*A. heterophyllus*, 100%; $p=0,0001$) e para as áreas sem jaqueira a indicadora foi *Cupania oblongifolia* (80%; $p=0,013$). Para as áreas com exóticas, as espécies indicadoras foram *Miconia calvescens* (74%; $p=0,034$) e *Piper amplum* (72%; $p=0,026$), além de *A. heterophyllus* (73%, $p=0,022$) e *C. fairchildiana* (73%, $p=0,023$), e para as áreas sem exóticas, as espécies indicadoras foram *Cupania oblongifolia* (92%, $p=0,001$), *Pera glabrata* (89%; $p=0,002$) e *Erythroxylum pulchrum* (74%; $p=0,042$).

Para as áreas com e sem jaqueira não observamos diferenças na abundância de indivíduos ($t=-0,641$; $p=0,532$) e área basal ($t=-2,084$; $p=0,06$). Contudo, a biomassa foi maior nas áreas com jaqueira ($t=2,414$; $p=0,033$). Na comparação entre as áreas com e sem exóticas a abundância de indivíduos ($t=-0,744$; $p=0,489$), a área basal ($t=1,051$; $p=0,312$) e a biomassa ($t=1,344$; $p=0,202$) não diferiram significativamente.

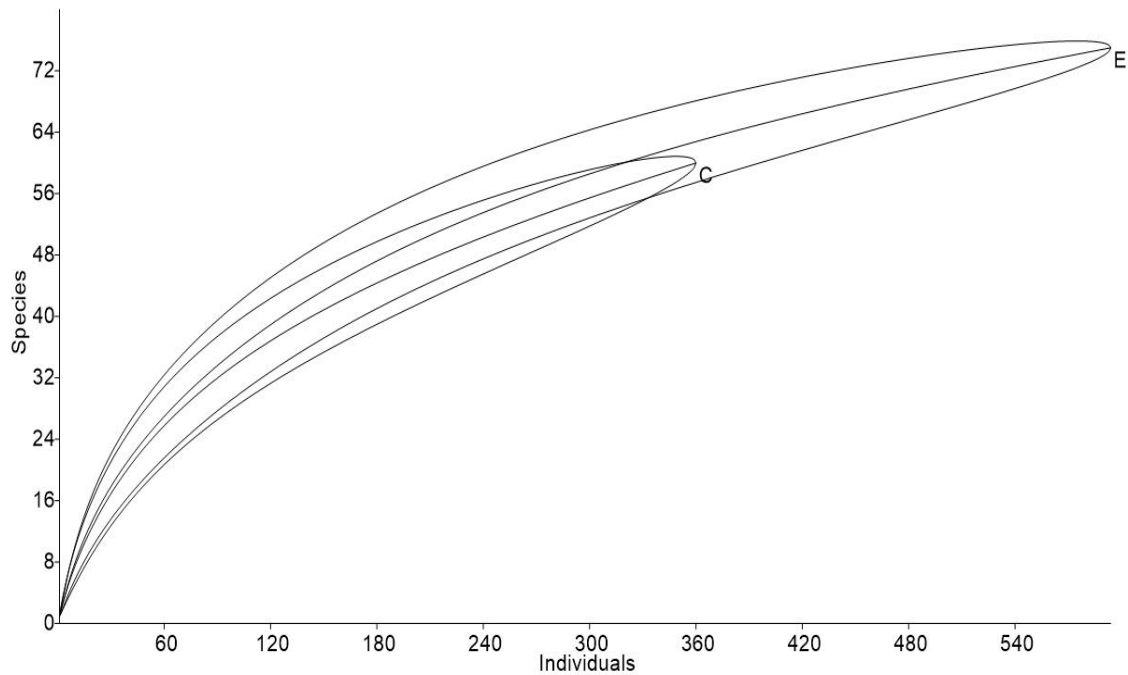
A riqueza de espécies não diferiu nas áreas com e sem jaqueira e nas áreas com e sem exótica (Curva de rarefação; Figuras 8 e 9). No entanto, a composição de espécies variou entre as áreas com e sem jaqueira (PERMANOVA: $F= 3,699$; $p= 0,00005$) e com e sem exótica (PERMANOVA; $F=2,81$; $p=0,0023$) (NMDS; Figuras 10 e 11).

Figura 8 - Curva de rarefação comparando a riqueza de áreas com (J) e sem (C) Jaqueira (*Artocarpus heterophyllus*) em florestas Secundárias na Ilha Grande, RJ, Brasil.



Fonte: O autor, 2018.

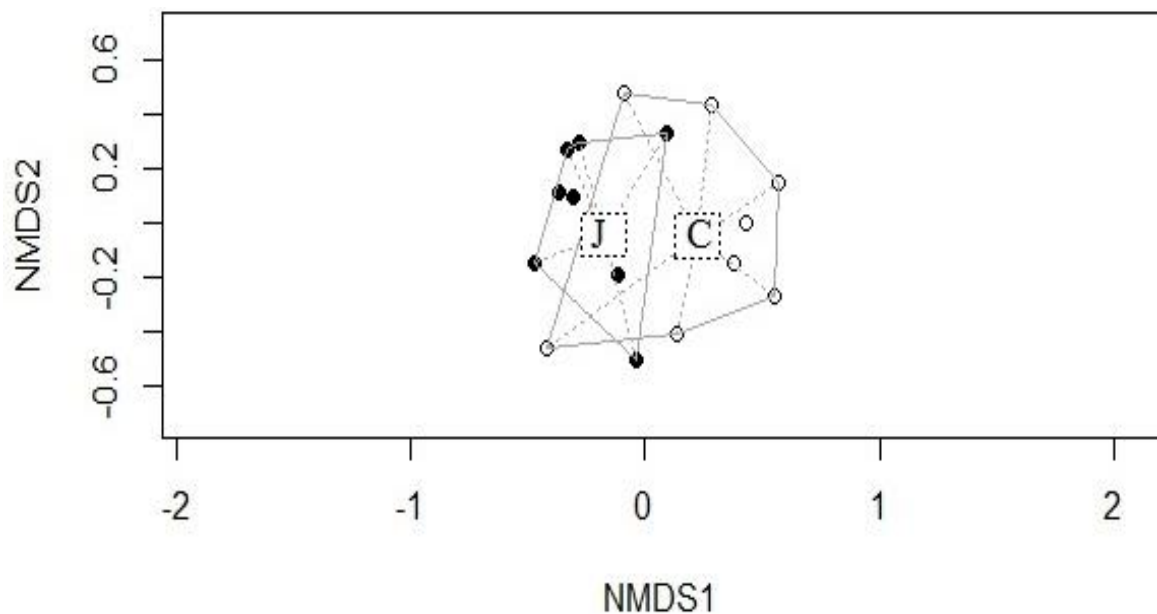
Figura 9 - Curva de rarefação comparando a riqueza de áreas com (E) e sem exóticas (C) em florestas Secundárias na Ilha Grande, RJ, Brasil.



Fonte:

O autor, 2018.

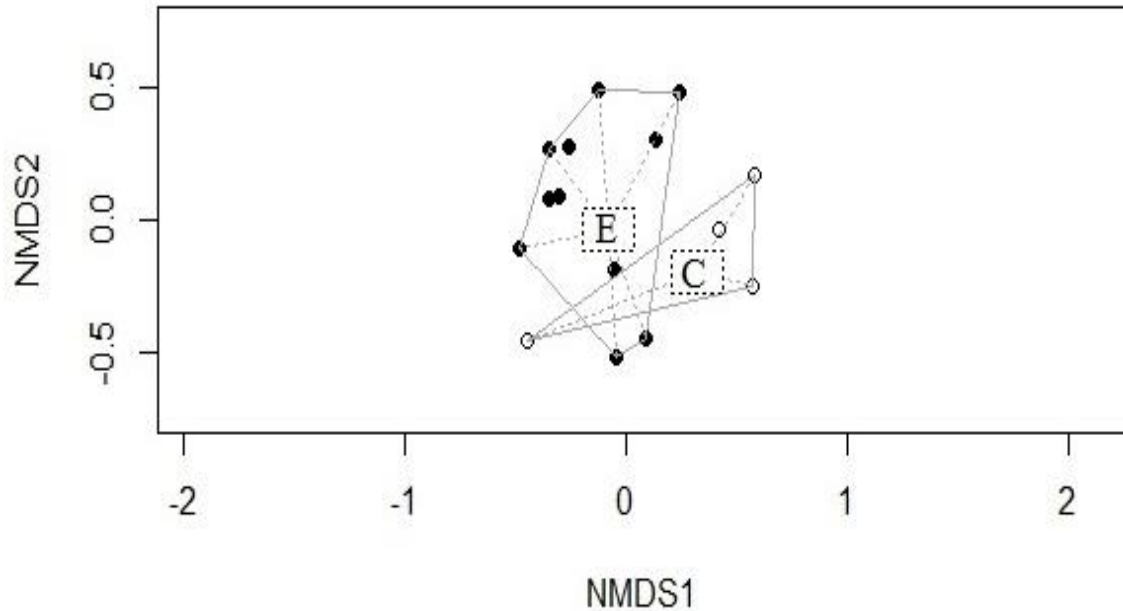
Figura 10 - Escalonamento multidimensional não-métrico da composição de espécies das parcelas em áreas com (J) e sem (C) jaqueira (*Artocarpus heterophyllus*) em florestas secundárias na Ilha Grande, RJ, Brasil.



Nota: No centro de cada grupo está localizado o centroide que é a média das distâncias de similaridade entre os grupos.

Fonte: O autor, 2018.

Figura 11 - Escalonamento multidimensional não-métrico da composição de espécies das parcelas em áreas com (E) e sem (C) exóticas em florestas secundárias na Ilha Grande, RJ, Brasil.

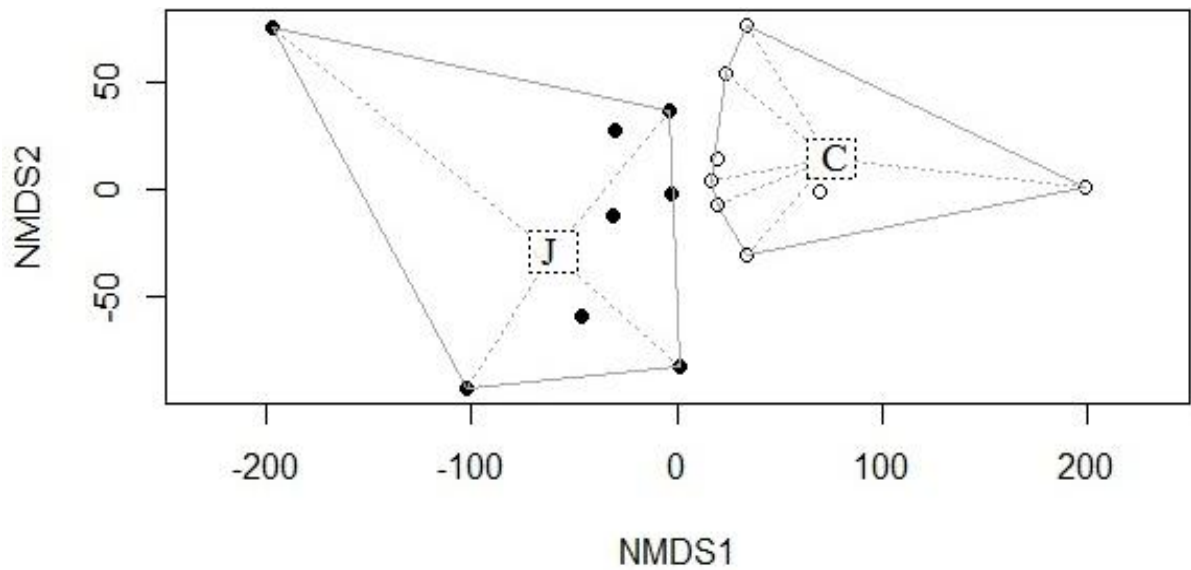


Legenda: No centro de cada grupo está localizado o centróide que é a média das distâncias de similaridade entre os grupos.

Fonte: O autor, 2018.

A diversidade filogenética não diferiu entre as áreas com e sem jaqueira (MPD; $t=1,38$; $p=0,20$; MNTD; $t=-0,37$; $p=0,74$; NRI; $t=-0,99$; $p=0,34$; NTI; $t=0,49$; $p=0,63$). Entretanto, encontramos maior diversidade filogenética para os táxons terminais para as áreas sem exóticas, comparadas a áreas com exóticas (MNTD; $t=-3,19$; $p=0,008$; NTI; $t=2,93$ $p=0,02$). Contudo, a estrutura filogenética das espécies não variou entre estes grupos (MPD; $t=0,42$; $p=0,69$; NRI; $t=-0,61$; $p=0,56$). A composição filogenética variou entre as áreas com e sem jaqueira (PERMANOVA; $F=1,54$; $p=0,003$) e com e sem exótica (PERMANOVA; $F=1,35$; $p=0,015$) (Figuras 12 e 13).

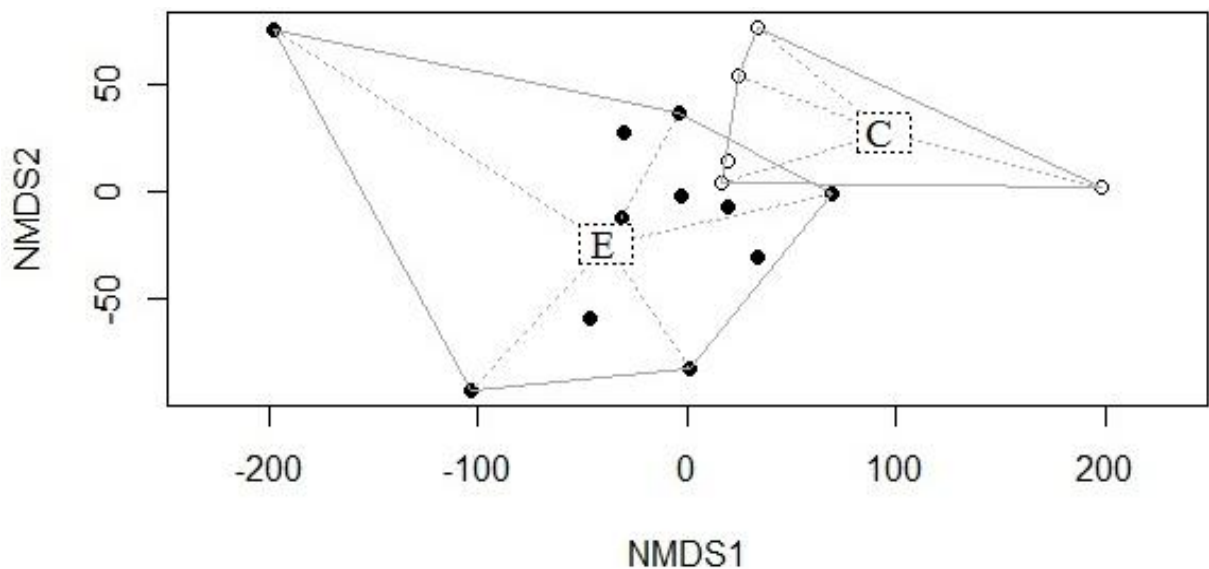
Figura 12 - Escalonamento multidimensional não-métrico da composição filogenética (MPD) das parcelas em áreas com (J) e sem (C) jaqueira (*Artocarpus heterophyllus*) em florestas secundárias na Ilha Grande, RJ, Brasil.



Legenda- No centro de cada grupo está localizado o centroide que é a média das distâncias de similaridade entre os grupos.

Fonte: O autor, 2018.

Figura 13 - Escalonamento multidimensional não-métrico da composição filogenética (MPD) das parcelas em áreas com (E) e sem (C) exóticas em florestas secundárias na Ilha Grande, RJ, Brasil.



Legenda - No centro de cada grupo está localizado o centroide que é a média das distâncias de similaridade entre os grupos.

Fonte: O autor, 2018.

Não observamos efeito da abundância de jaqueira e de exóticas em nenhum dos parâmetros avaliados da comunidade: riqueza, abundância, área basal, biomassa e diversidade filogenética (regressões lineares; Tabela 6).

Ao retirarmos os indivíduos de jaqueira para as análises estatísticas, observamos que apenas as composições taxonômica e filogenética variaram entre áreas com e sem jaqueira (Permanova; Tabela 7). No caso da comparação entre as áreas com e sem exóticas, a composição taxonômica variou e a métrica de diversidade filogenética – NTI diminuiu em áreas com exóticas (Permanova; Tabela 7). Além disso, quando retiramos todas exóticas para as análises, observamos diminuição da área basal e densidade de indivíduos para as áreas com jaqueira e variação na composição taxonômica e filogenética entre as áreas com e sem jaqueira (Tabela 7). A riqueza de espécies não variou para os grupos comparados, mesmo retirando jaqueiras e todas outras exóticas da análise (Curvas de rarefação; Figuras 14, 15, 16 e 17).

Tabela 6 - Valores de significância das regressões lineares com variáveis dependentes: abundância de jaqueira (*Artocarpus heterophyllus*) e abundância de exóticas em florestas secundárias na Ilha Grande, RJ, Brasil.

	Abundance of Jackfruits			Abundance of exotic		
	F	p	R ²	F	p	R ²
<i>Structural parameters</i>						
Density	0,063	0,806	0,067	0,034	0,858	-0,069
Basal Area	2,512	0,135	0,092	2,346	0,148	0,082
Biomass	2,655	0,126	0,099	2,526	0,134	0,092
Species Richness	0,192	0,668	0,057	0,00003	0,995	-0,071
<i>Phylogenetic Diversity</i>						
MPD	2.192	0.161	0.074	3.055	0.102	0.121
MNTD	0.008	0.931	-0.071	0.144	0.712	-0.061
NRI	2.716	0.122	0.103	4.008	0.065	0.167
NTI	0.044	0.836	-0.068	0.529	0.479	-0.032

Fonte: O autor, 2018.

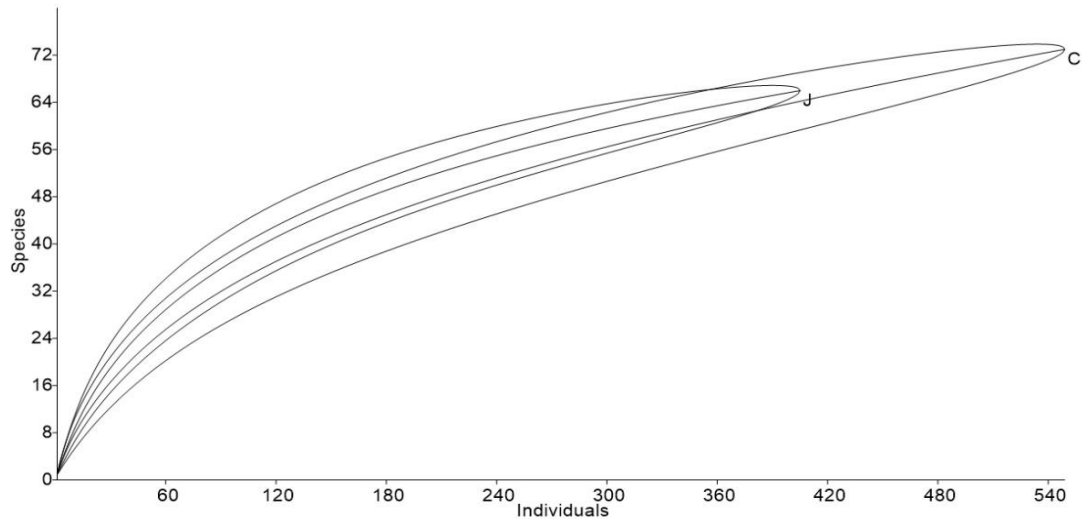
Tabela 7 - Resultados das comparações entre locais com e sem *Artocarpus heterophyllus*-Jaqueira e com e sem exóticas, excluindo a jaqueira e excluindo as exóticas em florestas secundárias na Ilha Grande, RJ, Brasil.

<i>Comparação entre áreas com e sem Jaqueiras (remoção de Jaqueiras)</i>			<i>Comparação entre áreas com e sem Exóticas (remoção de Jaqueira)</i>		
	T	p		T	p
Abundância	-1.885	0.086	Abundância	-1.405	0.214
Area basal	0.153	0.882	Area basal	-0.384	0.707
Biomassa	0.777	0.454	Biomassa	0.199	0.846
MPD	2.106	0.056	MPD	0.844	0.4305
MNTD	0.060	0.953	MNTD	-1.982	0.068
NRI	-1.766	0.099	NRI	-1.115	0.299
NTI	0.317	0.756	NTI	2.493	0.0295*
	F	p		F	p
Composição taxonômica	2.219	0.002*	Composição taxonômica	2.178	0.0022*
Composição filogenética	1.214	0.033*	Composição filogenética	1.105	0.132
<i>Comparação entre áreas com e sem Jaqueiras (remoção de Exóticas)</i>			<i>Comparação entre áreas com e sem Exóticas (remoção de exóticas)</i>		
	T	p		T	p
Abundância	-2.321	0.037*	Abundância	-1.756	0.134
Area basal	-2.279	0.039*	Area basal	-2.847	0.0164*
Biomassa	-1.777	0.098	Biomassa	-2.01	0.080
MPD	1.92	0.078	MPD	0.526	0.618
MNTD	0.1675	0.870	MNTD	-1.897	0.079
NRI	-1.664	0.118	NRI	-0.894	0.401
NTI	0.417	0.683	NTI	2.684	0.022*
	F	p		F	p
Composição taxonômica	2.030	0.0036*	Composição taxonômica	2.030	0.0037*
Composição filogenética	1.241	0.03*	Composição filogenética	1.083	0.178

Nota: Asteriscos (*) indicam em resultados significativos ($p < 0.05$).

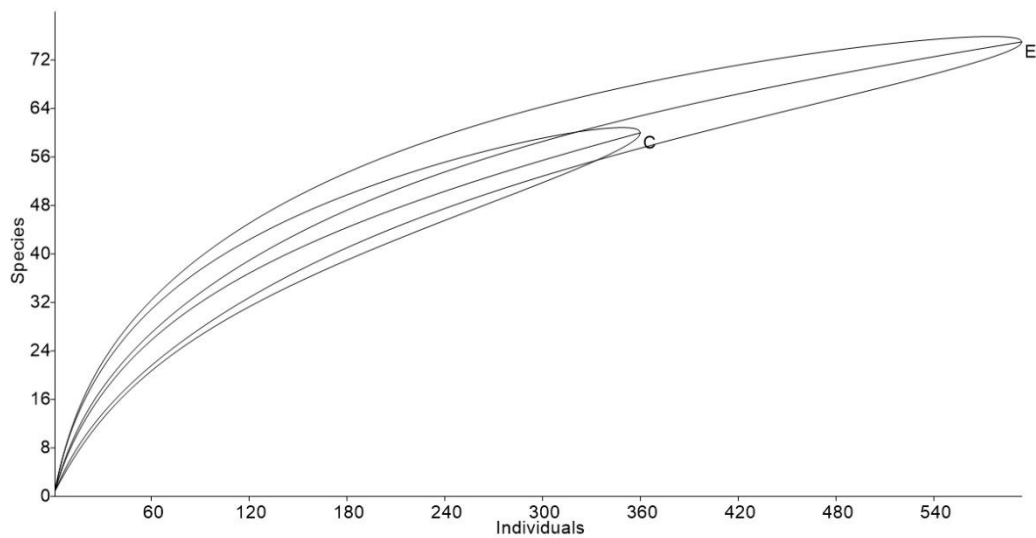
Fonte: O autor, 2018.

Figura 14 - Curva de rarefação comparando a riqueza de áreas com (J) e sem (C) jaqueira em florestas Secundárias na Ilha Grande, RJ, Brasil. Nesta curva os indivíduos de jaqueira não foram incluídos.



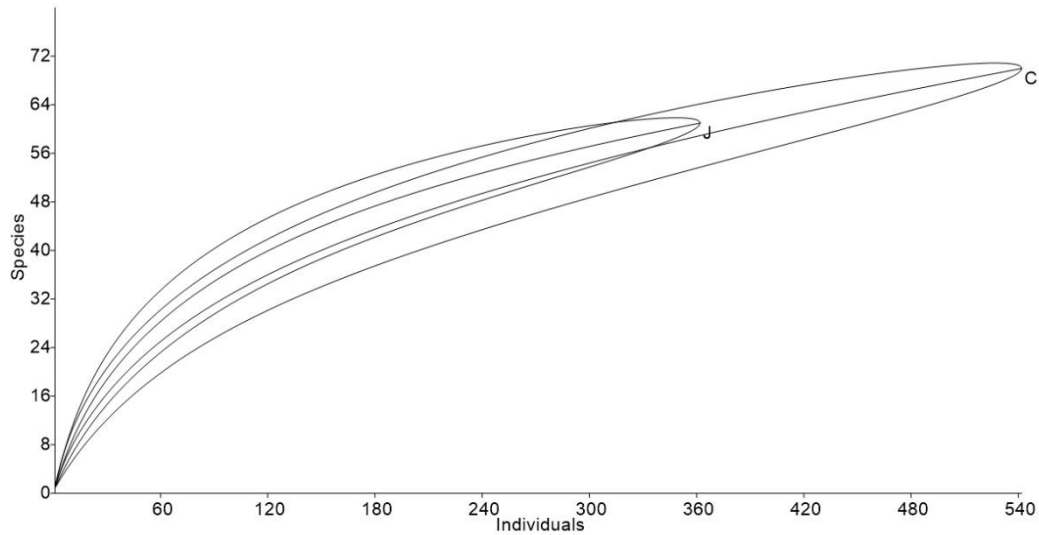
Fonte: O autor, 2018.

Figura 15 - Curva de rarefação comparando a riqueza de áreas com (E) e sem (C) exóticas em florestas Secundárias na Ilha Grande, RJ, Brasil. Nesta curva os indivíduos de jaqueira não foram incluídos.



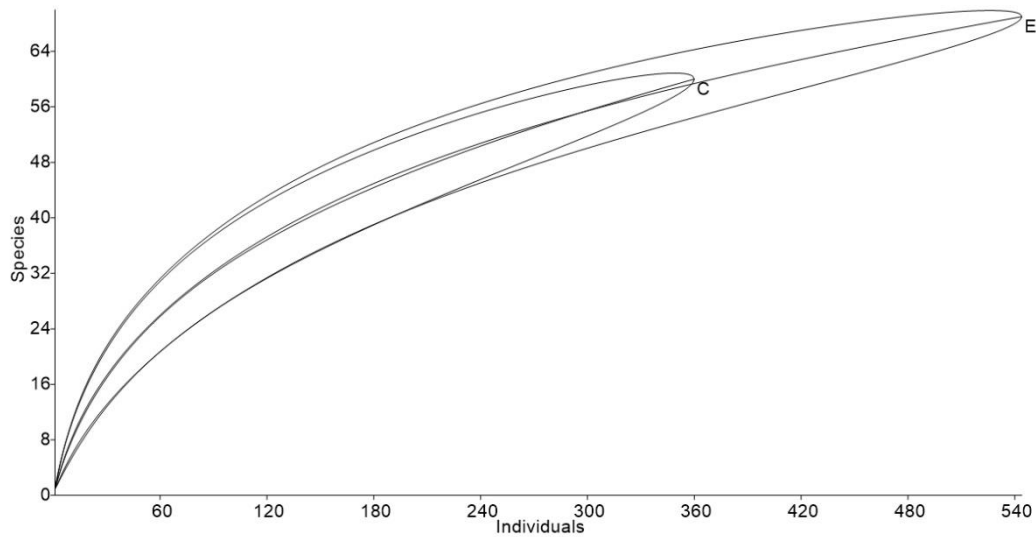
Fonte: O autor, 2018.

Figura 16 - Curva de rarefação comparando a riqueza de áreas com (J) e sem (C) jaqueira (*Artocarpus heterophyllus*) em florestas Secundárias na Ilha Grande, RJ, Brasil. Nesta curva os indivíduos das espécies exóticas não foram incluídos.



Fonte: O autor, 2018.

Figura 17 - Curva de rarefação comparando a riqueza de áreas com (E) e sem (C) exóticas em florestas Secundárias na Ilha Grande, RJ, Brasil. Nesta curva os indivíduos das espécies exóticas não foram incluídos.



Fonte: O autor, 2018.

Observamos nos NMDs a localização das parcelas quanto à similaridade da composição de espécies e a posição do centroide de cada grupo avaliado. Detectamos agrupamento das parcelas com jaqueira e outro agrupamento das parcelas sem jaqueira, o mesmo observamos para os grupos com e sem exótica (Figura 4 e 5). No entanto, as distâncias de similaridade taxonômica (com e sem jaqueira: $t=0,524$, $p=0,608$ com e sem exótica: $t=1,598$, $p=0,132$) e filogenética (com e sem jaqueira: p Monte Carlo= 0,45 com e sem exótica: $t=-0,38$, $p=0,709$) entre as parcelas e seus respectivos centroides não variaram significativamente entre os grupos, indicando que a mudança gradual de espécies e de linhagens evolutivas são similares entre os grupos comparados (Figuras 10, 11, 12 e 13).

2.4 Discussão

Observamos efeitos positivos, negativos e nulos de *Artocarpus heterophyllus* e outras espécies exóticas. Consideramos alteração na composição taxonômica e filogenética como impacto negativo, uma vez que composição é um parâmetro que não aumenta, nem diminui, e a comunidade foi modificada em sua condição natural. Além disso, poucos parâmetros variaram os resultados quando retiramos os indivíduos de *Artocarpus heterophyllus* e outras espécies exóticas das análises, o que levam a questionamentos quanto a necessidade de controle ou não dessas espécies.

A riqueza similar entre as áreas contraria outros estudos que observaram redução da riqueza devido à presença de espécies invasoras (Vitousek *et al.* 1996; Vilà *et al.* 2011; Fabricante *et al.* 2012; Constán-Nava *et al.* 2015; Lazarro *et al.* 2015), em especial, com a presença de *Artocarpus heterophyllus* (Fabricante *et al.* 2012). Entretanto, nossa hipótese foi parcialmente corroborada, uma vez que *A. heterophyllus* e outras espécies exóticas provocaram alteração na composição de espécies, o que também foi observado em outros trabalhos com comunidades de animais (Bergallo *et al.* 2009) e vegetais (Fabricante *et al.* 2012). Isso indica que as espécies exóticas avaliadas proporcionaram substituição das espécies na comunidade, mas não extinções significativas, o que resultou em riqueza similar às das áreas controle. Tal alteração na composição pode ser decorrente da influência de *A. heterophyllus* na filtragem da comunidade a partir de processos como chuva de sementes (Ferreira 2013) e dispersão das espécies nativas vegetais (Bergallo *et al.* 2009; Raíces *et al.* 2017). Por outro lado, *A. heterophyllus* foi apontada como recurso alimentar importante para o crescimento populacional do mico leão da cara dourada (*Leontopithecus chrysomelas*) (Oliveira *et al.* 2011), bem como

na dieta do macaco prego do peito amarelo (*Sapajus xanthosternos*) (Canale *et al.* 2016), ambas espécies ameaçadas de primatas no sul da Bahia. Portanto, existe um contraponto de papéis negativos e positivos de *A. heterophyllus* em diferentes parâmetros populacionais e das comunidades.

Detectamos que as linhagens de plantas diferem entre os grupos, mas a diversidade de linhagens filogenéticas se manteve em áreas com e sem *A. heterophyllus*, uma vez que observamos diversidade filogenética similar e variação na composição filogenética entre estas áreas. Por outro lado, a alteração da composição filogenética e redução da diversidade filogenética (índice MNTD e métrica NTI) para as áreas com espécies exóticas, indica que as exóticas em conjunto, e não a influência isolada de *A. heterophyllus*, estão deixando a comunidade com espécies filogeneticamente mais aparentadas quanto aos táxons terminais na filogenia, o que pode resultar em comunidade mais susceptível a possíveis alterações ambientais futuras (Forest *et al.* 2007). Resultados contrastantes foram observados em comunidades vegetais na Europa, onde as espécies exóticas provocaram tanto dispersão (Bennett *et al.* 2014) quanto atração filogenética (Constán-Nava *et al.* 2015). Portanto, espécies exóticas podem ter efeitos variados sobre os padrões filogenéticos de uma comunidade e mais informações empíricas são necessárias para detectar padrões e entender os mecanismos.

Em relação ao efeito de exóticas sobre processos ecossistêmicos observamos o papel positivo de *Artocarpus heterophyllus* e *Clitoria fairchildiana* no incremento de biomassa e consequente estoque de carbono da comunidade, mostrando importante serviço ecossistêmico desenvolvido por essas espécies, principalmente em período no qual existem alertas sobre as rápidas alterações climáticas e de acúmulo de CO₂ na atmosfera. Outros estudos também apontam contribuições positivas das espécies exóticas para o aumento da riqueza e de serviços ecossistêmicos em áreas degradadas (Lugo 2004; Martinez 2010). Dessa forma, novas interações tróficas e funções das espécies podem promover recuperação dessas áreas que foram intensamente impactadas preteritamente, são os chamados novos ecossistemas (Hobbs *et al.* 2006). Portanto, as espécies exóticas podem ser benéficas e/ou maléficas dependendo do nível de organização avaliado (população, comunidade, ecossistema) e/ou do grupo taxonômico (Jeschke *et al.* 2014) e esses diferentes efeitos podem variar com o tempo de existência em sua nova localidade (Strayer *et al.* 2006). Neste sentido, qualquer política de manejo de espécies exóticas invasoras deve contemplar efeitos positivos e negativos de modo a termos, a partir de avaliações de risco mais concretas e baseadas em fundamentação científica, os impactos e ajustes necessários em qualquer política de manejo e conservação que envolva espécies

exóticas. Embora seja importante o manejo e erradicação de espécies exóticas em alguns contextos, tais práticas não podem ser feitas a despeito de avaliações de risco. A complexidade da necessidade de tais avaliações emerge a partir do momento em que avaliarmos o estoque de carbono, podemos facilitar a captação de recursos financeiros para conservação florestal, uma vez que existem convenções internacionais que sugerem o fornecimento de recursos para se preservar o estoque de carbono (Evans *et al.* 2011), e neste caso, a presença das espécies exóticas pode ser fundamental para este objetivo.

A diminuição significativa da abundância, área basal e biomassa-estoque de carbono quando retiramos *Artocarpus heterophyllus* e outras exóticas da análise, reflete o quanto estas espécies contribuem de forma direta e positivamente nestes parâmetros. Por outro lado, tais espécies influenciam de forma direta e negativamente na diversidade filogenética. Além disso, os efeitos dessas espécies na composição taxonômica são indiretos, uma vez que mesmo retirando *A. heterophyllus* e outras exóticas da análise, essa variável continuou diferindo entre as áreas comparadas. Portanto, novamente reiteramos que os impactos de *A. heterophyllus* e outras exóticas são positivos, negativos e nulos.

Com base no exposto acima, a ideia de homogeneização biótica associada as espécies invasoras, parte da premissa que essas espécies tenderiam a ser pioneiras generalistas (Olden *et al.* 2004). Contudo, *A. heterophyllus* é tolerante a sombra (Khan 2004) e em seu ambiente de origem sua abundância foi maior em áreas com menor distúrbio humano (Chittibabu & Parthasarathy 2000), além de ter grandes frutos e sementes, características que não são comuns a espécies invasoras generalistas (Rejmánek & Richardson 1996).

Outros fatores como a perda e fragmentação de habitat podem levar a uma hiperdominância de espécies pioneiras nativas e possivelmente há maiores chances de homogeneização das comunidades, quando comparadas a áreas que tiveram invasão (Tabarelli *et al.* 2012). Essas evidências sugerem que homogeneização biótica possivelmente não está relacionada apenas com a presença de exóticas invasoras e sim com as características das espécies, sejam nativas ou exóticas (Tabarelli *et al.* 2012). Além disso, mesmo quando as espécies exóticas estão relacionadas a homogeneização biótica, a presença delas pode estar associada a outros distúrbios pretéritos, como a urbanização que vem sendo apontado como fator preponderante para o processo de homogeneização (Mckinney 2006). Neste sentido, distúrbios seriam o fator promotor de entrada de espécies exóticas e responsáveis por efeitos deletérios sobre espécies nativas. Portanto, o processo de invasão por si só, nem sempre vai direcionar uma homogeneização biótica (presente estudo; Tabarelli *et al.* 2012).

Destacamos que este estudo é pioneiro ao avaliar impacto das espécies exóticas no estoque de carbono em florestas naturais e observamos impactos positivos. Portanto com nossos resultados mostrando efeitos positivos, negativos e nulos em diferentes parâmetros da comunidade e ecossistema, sugerimos que antes de propor qualquer controle de *A. heterophyllus* e das outras espécies exóticas, devemos ter estudos mais aprofundados dos efeitos dessas espécies em nível de comunidade e ecossistema. Além disso, em um estudo de revisão foi observado que na maioria das vezes, o controle das espécies invasoras em ilhas não teve sucesso (Smith-Ramírez *et al.* 2017), portanto, deve-se ainda ter mais cautela ao iniciar esse tipo de medida. Uma vez que, controlar sem informações robustas, podem gerar impactos negativos em alguns parâmetros da comunidade e ecossistema e tem altos custos financeiros (Smith-Ramírez *et al.* 2017).

2.5 Referências

Abbas, F.; Hammad, H.M.; Fahad, S.; Cerdà, A.; Rizwan, M.; Farhad, W.; Ehsan, S. & Bakhat, H.F. 2017. Agroforestry: a sustainable environmental practice for carbon sequestration under the climate change scenarios—a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(12): 11177-11191.

Abreu, R.C.R. & Rodrigues, P.J.F.P. 2010. Exotic tree *Artocarpus heterophyllus* (Moraceae) invades the Brazilian Atlantic Rainforest. *Rodriguesia*, 61(4): 677-688.

Anderson, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26:32–46.

Arroyo-Rodríguez, V.; Cavender-Bares, J.; Escobar, F.; Melo, F.P.L.; Tabarelli, M. & Santos, B.A. Maintenance of tree phylogenetic diversity in a highly fragmented rain forest. *Journal of Ecology*, 100: 702-711.

Bennett, J.A.; Stotz, G.C. & Cahill Jr., J.F. Patterns of phylogenetic diversity are linked to invasion impacts, not invasion resistance, in a native grassland. *Journal of Vegetation Science*, 25(6): 1315-1326.

Bergallo, H.G.; Raíces, D.S.L.; Uzêda, M.C.; Rocha, C.F.D.; Abreu, R.C. & Ferreira, P.M. 2009. Densidade de jaqueiras e seus efeitos na comunidade de pequenos mamíferos, dispersão de sementes e agregados de solo na Ilha Grande, RJ. *Anais do I Congresso Brasileiro sobre Bioinvasão*. Universidade Federal do Maranhão, São Luís, CD-ROM.

Bergallo, H.G.; Bergallo, A.C.; Rocha, H.B. & Rocha, C.F.D. 2016. 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*, 20(1): 1-8.

Boni, R.; Novelli, F.Z. & Silva, A.G. 2009. 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 On Line*, 7(1):51–55.

Cadotte, M.W.; Cardinale, B.J. & Oakley, T.H. 2008. Evolutionary history and the effect of biodiversity on plant productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 105(44): 17012–17017.

Callado, C.H.; Barros, A.A.M.; Ribas, L.A.; Albarello, N., Gagliardi, R. & Jascone, C.E. 2009. Flora e Cobertura Vegetal. In: Bastos, M. & Callado, C.H. (eds). *O Ambiente da Ilha Grande*. Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável, CEADS, Rio de Janeiro, pp 91–161.

Canale, G.R.; Suscke, P.; Rocha-Santos, L.; Bernardo, C.S.S.; Kierulff, M.C.M. & Chivers, D.J. 2016. Seed Dispersal of Threatened Tree Species by a Critically Endangered Primate in a Brazilian Hotspot. *Folia Primatologica*, 87:123-140.

- Cavender-Bares, J.; Kozak, K.H.; Fine, P.V.A. & Kembel, S.W. 2009. The merging of community ecology and phylogenetic biology. *Ecology Letters*, 12: 693-715.
- Chave, J.; Andalo, C.; Brown, S.; Cairns, M.A.; Chambers, J.Q.; Eamus, D.; Folster, H.; Fromard, F.; Higuchi, N.; Kira, T.; Lescure, J.P.; Nelson, B.W.; Ogawa, H.; Puig, H. Riéra, B. & Yamakura, T. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145:87-99.
- Chittibabu, C.V. & Parthasarathy, N. 2000. Attenuated tree species diversity in human-impacted tropical evergreen forest sites at Kolli hills, Eastern Ghats, India. *Biodiversity and Conservation*, 9: 1493–1519.
- Cianciaruso, M.V.; Silva, I.A. & Batalha, M.A. Diversidade Filogenética e Funcional: novas abordagens para a Ecologia de Comunidades. *Biota Neotropica*, 9(3): 93-103.
- Cipollini, D.; Stevenson, R. & Cipollini, K. 2008. Contrasting Effects of Allelochemicals from Two Invasive Plants on the Performance of a Nonmycorrhizal Plant. *International Journal of Plant Sciences*, 179(3): 371-375.
- Constán-Nava, S.; Soliveres, S.; Torices, R.; Serra, L. & Bonet, A. 2015. Direct and indirect effects of invasion by the alien tree *Ailanthus altissima* on riparian plant communities and ecosystem multifunctionality. *Biological Invasions*, 17:1095-1108.
- Cox, P.M.; Betts, R.A.; Jones, C.D.; Spall, S.A. & Totterdell, I.J. 2000. Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate mode. *Nature*, 408(9): 184-187.
- Davis, M.A.; Chew, M.K.; Hobbs, R.J.; Lugo, A.E.; Ewel, J.J.; Vermeij, G.J. *et al.* 2011. Don't judge species on their origins. *Nature*, 474: 153-154.
- Dawson, W.; Moser, D.; Kleunen, M.; Kreft, H.; Pergl, J.; Pysek, P.; Weigelt, P.; Winter, M.; Lenzner, B.; Blackburn, T.M.; Dyer, E.E.; Cassey, P.; Scrivens, S.L.; Economo, E.P.; Guénard, B.; Capinha, C.; Seebens, H.; García-Díaz, P.; Nentwig, W.; García-Berthou, E.; Casal, C.; Mandrak, N.E.; Fuller, P.; Meyer, C. & Essl, F. 2017. Global hotspots and correlates of alien species richness across taxonomic groups. *Nature Ecology and Evolution*, 1:1-7.
- Denslow, J.S. & Hughes, R.F. 2004. Exotic Plants as Ecosystem Dominants. *Weed Technology*, 18: 1283-1287.
- Development Core Team R 2017. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Diham, R.K.; Tylianakis, J.M.; Hutchison, M.A.; Ewers, R.M. & Gemmill, N.J. 2005. Are invasive species the drivers of ecological change? *Trends in Ecology and Evolution*, 20(9):470-474.
- Diham, R.K.; Tylianakis, J.M.; Gemmill, N.J; Rand, T.A. & Ewers, R.M.; 2007. Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. *Trends in Ecology and Evolution*, 22(9): 489-496.
- Drenovsky, R.E.; Grewell, B.J.; D'Antonio, C.M.; Funk, J.L.; James, J.J.; Molinari, N. *et al.* 2012 . A functional trait perspective on plant invasion. *Annals of Botany*. 110 (1): 141-153.

- Dufrene M. & Legendre P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67:345–366
- Ehrenfeld, J.G. 2003. Effects of Exotic Plant Invasions on Soil Nutrient Cycling Processes. *Ecosystems*, 6:503-523.
- Evans, K.; Murphy, L. & de Jong W. 2013. Global versus local narratives of REDD: a case study from Peru's Amazon. *Environmental Science & Policy*, 35: 98-108.
- Ewel, J. & Putz, F.E. 2004. A place for alien species in ecosystem restoration. *Frontier Ecology Environment*, 2(7): 354–360.
- Fabricante, J.R.; Araújo, K.C.T.; Andrade, J.A.; Ferreira, J.V.A. 2012. 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*. 26(2): 399-407.
- Ferreira, P.M. 2013. Chuva de sementes: dinâmica de dispersão na presença de uma espécie exótica invasora, *Artocarpus heterophyllus* Lam. (jaqueira), no Parque Estadual da Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ. Dissertação apresentada a Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.
- Forest, F. *et al.* 2007. Preserving the evolutionary potential of floras in biodiversity hotspots. *Nature*, 445(15): 757-760.
- Gerhold, P.; Cahill Jr., J.F., Winter, M., Bartish, I.V. & Prinzing, A. 2015. Phylogenetic patterns are not proxies of community assembly mechanisms (they are far better). *Functional Ecology*, 29: 600-614.
- Gurevitch, J. & Padilha, D.K. 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? *Trend in Ecology and Evolution*, 19(9): 470-474.
- Hammer, O.; Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. 2001. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologica Electronica*, 4:1–9.
- Hejda, M.; Pysek, P. & Jarosik, V. 2009. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology*, 97: 393-403.
- Hejda, M. & de Bello, F. 2013. Impact of plant invasions on functional diversity in the vegetation of Central Europe. *Journal of Vegetation Science*, 24: 890-897.
- Hobbs, R.J. & Huenneke, L.F. 1992. Disturbance, Diversity, and Invasion: Implications for Conservation. *Conservation Biology*, 6(3): 324-337.

- Hobbs, R.J.; Arico, S.; Aronson, J.; Baron, J.S.; Bridgewater, P.; Cramer, V.A.; Epstein, P.R.; Ewel, J.J.; Klink, C.A.; Lugo, A.E.; Norton, D.; Ojima, D.; Richardson, D.M.; Sanderson, E.W.; Valladares, F.; Vilà, M.; Zamora, R. & Zobel, M. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*, 15: 1-7.
- Khan, M.L. 2004. Effects of seed mass on seedling success in *Artocarpus heterophyllus* L., a tropical tree species of North-east India. *Acta Oecologica*, 25: 103-110.
- Kembel, S.W. & Hubbell, S.P. 2006. The Phylogenetic Structure of a Neotropical Forest Tree Community. *Ecology*, 87(7): 86-99.
- Kembel, S.W.; Blomberg, S.P.; Cornwell, W.K.; Cowan, P.D.; Helmus, M.R.; Morlon, H. & Webb, C.O. 2014. Package 'picante'. <http://CRAN.R-project.org/package=picante>. Acessado em Março de 2017.
- Jacobi, J.; Andres, C.; Schneider, M.; Pillco, M.; Calizaya, P. & Rist, S. 2013. Carbon stocks, tree diversity, and the role of organic certification in different cocoa production systems in Alto Beni, Bolivia. *Agroforestry Systems*, 88(6): 1117-1132.
- Jeschke, J.M.; Bacher, S.; Blackburn, T.M.; Dick, J.T.A.; Essl, F.; Evans, T.; Gaertner, M.; Hulme, P.E.; Kuhn, I.; Mrugala, A.; Pergl, J.; Pysek, P.; Rabitsch, W.; Ricciardi, A.; Richardson, D.M.; Sendek, A.; Vilà, M.; Winter, M. & Kumschick, A.S. 2014. Defining the Impact of Non-Native Species. *Conservation Biology*, 0: 1-7.
- Lazzaro, L.; Giuliani, C.; Benesperi, R.; Calamassi, R. & Foggi, B. 2015. Plant species loss and community nestedness after leguminous tree *Acacia pycnantha* invasion in a Mediterranean ecosystem. *Folia Geobotanica*, 50: 229-238.
- Lugo, A. 2004. The outcome of alien tree invasions in Puerto Rico. *Frontier Ecology Environment*, 2 (5): 265-273.
- Mack, R.N.; Simberloff, D.; Lonsdale, W.M.; Evans, H.; Clout, M. & Bazzaz, F. A. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*, 10: 689-710.
- Magallón, S.; Gómez-Acevedo, S.; Sánchez-Reyes, L.L. & Hernández-Hernández, T. 2015. A metacalibrated time-tree documents the early rise of flowering plant phylogenetic diversity. *New Phytologist*, 207: 407-437.
- McKinney, M.L. & Lockwood, J.L. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, 14: 450-453.
- Mckinney, M.L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 27: 247-260.
- Matínez, O.J.A. 2010. Invasion by native tree species prevents biotic homogenization in novel forests of Puerto Rico. *Plant Ecology*, 211: 49-64.

- Morlon, H. Schwilk, D.W., Bryant, J.A.; Marquet, P.A. Rebelo, A.G.; Tauss, C. Bohannan, B.J.M. & Green, J.R. 2011. Spatial patterns of phylogenetic diversity. *Ecology Letters*, 14: 141–149.
- Montagnini, F. & Nair, P.K.R. 2004. Carbon sequestration: An underexploited environmental benefit of agroforestry systems. *Agroforestry Systems*, 61: 281-295.
- Montanheiro, M.N.S. Determinação da densidade de sólidos e líquidos pelo princípio de Arquimedes. 1990. *Caderno Catarinense de Ensino de Física*, 7 (2): 120-123.
- Mullah, C.J.A.; Klanderud, K.; Totland, O. & Odee, D. 2014. Community invasibility and invasion by non-native *Fraxinus pennsylvanica* trees in a degraded tropical forest. *Biological Invasions*, 16: 2747-2755.
- Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- Proches, S.; Wilson, J.R.U.; Richardson, D.M. & Rejmánek, M. 2008. Searching for phylogenetic pattern in biological invasions. *Global Ecology and Biogeography*, 17:5-10.
- Oksaken, J.; Blanchet, F.G.; Kindt, R.; Legendre, P.; O'Hara, R.B.; Simpson, G.L.; Solymos, P.; Stevens, M.H.H. & Wagner, H. 2010. Vegan: community ecology package. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Acessado em Fevereiro 2016.
- Olden, J.D.; Poff, N.L.; Douglas, M.R. & Fausch, K.D. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trend in Ecology and Evolution*, 19(1): 18-24.
- Oliveira, L.C.; Neves, L.G.; Raboy, B.E. & Dietz, J.M. 2011. Abundance of Jackfruit (*Artocarpus heterophyllus*) Affects Group Characteristics and Use of Space by Golden-Headed Lion Tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) in *Cabruca* Agroforest. *Environmental Management*, 48(2): 248-262.
- Oliveira, R.R. 2002. Ação antrópica e resultantes sobre a estrutura e composição da Mata Atlântica na Ilha Grande, RJ. *Rodriguésia*, 53:33–58.
- Oliveira, R.R. & Coelho-Netto, A.L. 2000. Processos interativos homem floresta na evolução da paisagem da Ilha Grande, RJ. *Revista do Departamento de Geografia UERJ*, 8: 29–38.
- Parker, I.M. *et al.* 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions*, 1: 3-19.
- Perdomo, M. & Magalhães, L.M.S. 2007. Ação alelopática da jaqueira (*Artocarpus heterophyllus*) em laboratório. *Floresta e Ambiente*. 14(1): 52 – 55.
- Raíces, D. S., Ferreira, P. M., Mello, J. H., & Bergallo, H. G. (2017). Smile, you are on camera or in a live trap! The role of mammals in dispersion of jackfruit and native seeds in Ilha Grande State Park, Brazil. *Nature Conservation Research*, 2(4): 78-89.
- Rejmánek, M., & Richardson, D. M. 1996. What Attributes Make Some Plant Species More Invasive? *Ecology*, 77(6): 1655-1661.

- Roberts, D. 2012. Labdsv: ordination and multivariate analysis for ecology. <http://CRAN.R-project.org/package=Labdsv>. Acessado em Fevereiro de 2016.
- Rosado, B.H.P. & De Matos, E.A. 2010. Interspecific variation of functional traits in a CAM-tree dominated sandy coastal plain. *Journal of Vegetation Science*, 21:43-54.
- Safi, K.; Cianciaruso, M.V.; Loyola, R.D.; Brito, D.; Armour-Marshall, K. & Diniz-Filho, J.A.F. 2011. Understanding global patterns of mammalian functional and phylogenetic diversity. *Philosophical Transactions the Royal of Society*, 366, 2536–2544.
- Santos, B.A.; Arroyo-Rodríguez, V.; Moreno, C.E. & Tabarelli, M. 2010. Edge-Related Loss of Tree Phylogenetic Diversity in the Severely Fragmented Brazilian Atlantic Forest. *Plos one*, 5(9): 1-7.
- Schroth, G.; Bede, L.C.; Paiva, A.O.; Cassano, C.R.; Amorim, A.M.; Faria, D.; Mariano-Neto, E.; Martini, A.M.Z.; Sambuichi, R.H.R. & Lôbo, R.N. 2015. Contribution of agroforests to landscape carbon storage. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 20(7): 1175-1190.
- Silva, I.A. & Batalha, M.A. 2009. Phylogenetic overdispersion of plant species in southern Brazilian savannas. *Brazilian Journal of Biology*, 69(3): 843-849.
- Simberloff, D. 1995. Why do introduced species appear to devastate islands more than mainland areas? *Pacific Science*, 49:87–97.
- Simberloff, D.; Martin, J.L.; Genovesi, P.; Maris, V.; Wardle, D.A.; Aronson, J.; Courchamp, F.; Galil, B.; García-Berthou, E.; Pascal, M.; Pysek, P.; Sousa, R.; Tabacchi, E. & Vilà, M. 2013. Impacts of biological invasions: what’s what and the way forward. *Trend in Ecology and Evolution*, 28(1): 58-66.
- Smith-Ramírez, C.; Vargas, R.; Castillo, J.; Mora, J.P. & Arellano-Cataldo, G. 2017. Woody plant invasions and restoration in forests of island ecosystems: lessons from Robinson Crusoe Island, Chile. *Biodiversity and Conservation*, 26(1): 1507-1524.
- Strayer, D.L.; Eviner, V.T.; Jeschke, J.M. & Pace, M.L. 2006. Understanding the long-term effects of species invasions. *Trend in Ecology and Evolution*, 21(11): 645-651.
- Tabarelli, M.; Peres, C. A. & Melo, F.P.L. 2012. The ‘few winners and many losers’ paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity. *Biological Conservation*, 155: 136-140.
- Vieira, S.A. *et al.* 2008. Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the Atlantic Forest. *Biota Neotropica*, 8(2): 21-29.
- Vilà, M.; Tessier, M.; Suehs, C.M.; Brundu, G.; Carta, L. Galanidis, A.; Lambdon, P.; Manca, M.; Médail, F.; Morangues, E. Traveset, A.; Troumbis, Y. & Hulme, P.E. 2006. Local and regional assessments of the impacts of plant invaders on vegetation structure and soil properties of Mediterranean islands. *Journal of Biogeography*, 33: 853-861.

Vilà, M.; Espinar, J.L.; Hejda, M.; Hulme, P.E.; Jarosik, V.; Maron, J.L.; Pergl, J.; Schaffner, U.; Sun, Y. & Pysek, P. 2011. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters*, 14: 702–708.

Vitousek, P.M. 1988. Diversity and biological invasions of oceanic islands. p. 181-189. *In*: Wilson, E.O. (ed.), *BioDiversity*. National Academy Press. Washington, D.C., USA.

Vitousek, P.M.; D' Antonio, C.M.; Loope, L.L. & Westbrooks, R. 1996. Biological Invasions as Global Environmental Change. *American Scientist*, 84: 468-478.

Webb, C.O. 2000. Exploring the Phylogenetic Structure of Ecological Communities: An Example for Rain Forest Trees. *The American Naturalist*, 156(2): 145-155.

Webb, C.O.; Ackerly, D. D.; McPeck, M.A. & Donoghue, M.J. 2002. Phylogenies and Community Ecology. *Annual Review of Ecology and Sistematics*, 33:475-505.

Webb, C.O., Ackerly, D.D. & Kembel, S.W. 2008. Phylocom: software for the analysis of phylogenetic community structure and trait evolution. *Bioinformatics*, 24: 2098–2100.

Zenni, R. & Ziller, S. 2011. An overview of invasive plants in Brazil. *Revista Brasileira de Botanica*, 34(3):431-446.

Zenni, R.; Dechoum, M.S. & Ziller, S. 2016. Dez anos do informe brasileiro sobre espécies exóticas invasoras: avanços, lacunas e direções futuras. *Biotemas*, 29(1): 133-153.

3. CARACTERÍSTICAS FUNCIONAIS DE PLANTAS NATIVAS E EXÓTICAS EM UMA FLORESTA TROPICAL INSULAR: QUAIS AS DIFERENÇAS E IMPACTOS?

Resumo

Diferentes hipóteses são apontadas para tentar explicar o sucesso das espécies invasoras no ambiente introduzido e os possíveis impactos dessas espécies nos ecossistemas e comunidades. Com tais intuítos, objetivamos avaliar se as espécies nativas e exóticas são diferentes quanto as estratégias ecológicas CSR e se a presença das espécies exóticas impactam os padrões dessas estratégias na comunidade, bem como, na diversidade funcional e na média dos valores das características funcionais (CWM) relacionadas ao uso da água e a estratégias de crescimento. Quantificamos características funcionais de 83 espécies em área com e sem *Artocarpus heterophyllus* e com e sem exóticas (*Artocarpus heterophyllus* + outras seis espécies exóticas). As características mensuradas foram: área foliar, área foliar específica (SLA), conteúdo de massa seca, espessura foliar, razão de área foliar (RAF) e densidade da madeira. Calculamos as proporções CSR das espécies, a diversidade funcional e o CWM das características por parcelas. Observamos aumento da equabilidade funcional (índice de diversidade funcional) em áreas com *A. heterophyllus* e aumento deste índice a medida que aumenta a abundância de indivíduos de *A. heterophyllus*. A espessura foliar aumentou e a área foliar diminuiu com o aumento da abundância de *A. heterophyllus*. A espessura foliar aumentou e a densidade da madeira diminuiu com a aumento da abundância de exóticas. Fatos estes indicam trade off na aquisição de recursos pelas comunidade frente a presença das espécies exóticas. Portanto, devido a encontrarmos variação positiva na diversidade funcional com a presença de *Artocarpus heterophyllus*, sugerimos que para se propor controle das exóticas, devemos considerar como substituir os efeitos positivos dessas espécies exóticas que serão retiradas e outros parâmetros da comunidade e ecossistema também precisam ser avaliados em futuros estudos, para se ter informações mais robustas em prol de tais controles.

3.1 Introdução

A ecologia de comunidades tem apresentado uma série de estudos identificando padrões de convergência e divergência de espécies e os respectivos processos subjacentes a cada padrão (Hubbel 2001; Condit *et al.* 2002; Wright *et al.* 2002; Tuomisto *et al.* 2003). Contudo, uma vez que mecanismos diferentes podem levar aos mesmos padrões - tais como competição e filtragem ambiental levando a convergência (Grime 2006; Bernard-Verdier *et al.* 2012; Herben & Goldberg 2014; Sfair *et al.* 2016), um dos grandes desafios em estudos de comunidades é uma abordagem capaz de testar cada um dos mecanismos relacionados a esses padrões (Grime 2006). Para tal, critérios adequados na escolha de características funcionais (i.e., morfológicas, fisiológicas e fenológicas) que afetam o fitness dos indivíduos (Violle *et al.* 2007) e a maneira pela qual variam ao longo de gradientes ambientais são essenciais na avaliação de tais mecanismos (Rosado *et al.* 2013; Herben & Goldberg 2014; Sfair *et al.* 2016). Essas características podem refletir tanto as respostas das espécies a determinada condição ambiental e/ou interação biótica e, conseqüentemente, refletir a aquisição e uso dos recursos e suas implicações para a dominância das espécies (Rosado & De Mattos 2010; Rosado & De Mattos 2017), quanto seus efeitos sobre processos ecossistêmicos (Lavorel & Garnier 2002).

Inseridos na perspectiva das regras de montagem em comunidades, estudos com espécies invasoras apontam impactos destas na diversidade e composição das comunidades (Vilà *et al.* 2011; Simberloff *et al.* 2013), uma vez que as espécies invasoras geralmente apresentam rápido crescimento populacional, expandindo sua ocupação em grandes áreas (Richardson *et al.* 2000) e possivelmente competem pelos recursos com as espécies nativas.

Em busca de reconhecer o que favorece a maior capacidade de invasão de alguns táxons, estudos têm avaliado características funcionais das plantas nativas e exóticas invasoras que coexistem, comparando a eficiência na captura e uso da água e de nutrientes (Lake & Leishman 2004; Funk & Vitousek 2007; Leishman *et al.* 2007; Leishman *et al.* 2010; Tecco *et al.* 2010; Matzek 2011; Heberling & Fridley 2013). Contudo, resultados contrastantes foram observados, indicando diferenças (Funk & Vitousek 2007; Heberling & Fridley 2013) e similaridades (Funk & Vitousek 2007; Leishman *et al.* 2010) quanto a aquisição e utilização desses recursos. A partir dessas observações podemos classificar as espécies exóticas em “Try harder” e “Join the locals” (Tecco *et al.* 2010). As exóticas “Try harder” possuem características que acentuam a utilização dos recursos quando comparadas as espécies nativas residentes (Tecco *et al.* 2010). Antagonicamente, as espécies exóticas “Join the locals” apresentam características similares as

nativas quanto ao uso desses recursos, possivelmente em locais em que as condições ambientais promovem restrições intensas e convergência funcional (Tecco *et al.* 2010). Nesse sentido, as diferenças entre os fitness das espécies podem favorecer a invasão e impactos nas comunidades invadidas, mas alguma similaridade com as espécies nativas pode favorecer a persistências das invasoras (MacDougall *et al.* 2009). Além disso, espécies exóticas arbóreas tendem a ser mais “Try harder”, mas exóticas herbáceas “Join the locals” (Tecco *et al.* 2010).

Na perspectiva funcional de estruturação das comunidades, a classificação CSR proposta por Grime (1977), relata que as espécies podem ser classificadas em três principais estratégias; competidoras (C), tolerantes ao estresse (S) e ruderais (R). Espécies competidoras são preponderantes em ambientes com baixo estresse e distúrbio, as tolerantes ao estresse são dominantes em ambientes com alto estresse e baixo distúrbio e as ruderais preponderantes em áreas com alto distúrbio e baixo estresse (Grime 1977; Hodgson *et al.* 1999; Grime 2001; Pierce *et al.* 2013). Recentemente, a partir de três características vegetativas inseridas no espectro econômico foliar (Wright *et al.* 2004) e de rápida mensuração, foi proposta uma ferramenta capaz de classificar as espécies de acordo com as estratégias CSR (Pierce *et al.* 2013, Pierce *et al.* 2017). Contudo em escala local, não existe robustez da classificação CSR para explicar dominância das espécies na comunidade (Rosado & De Mattos 2017). Além disso, em comunidades herbáceas foram observados que as espécies exóticas podem apresentar diferenças (De Paula *et al.* 2015) ou similaridades (Cross *et al.* 2015) em comparação as nativas, quanto as estratégias ecológicas, sugerindo que dependendo do ambiente, as exóticas podem ter estratégias diferentes para sucesso de estabelecimento.

Uma ferramenta importante em estudos de ecologia é a diversidade funcional, esta quantifica a distribuição dos traços na comunidade, podendo mensurar a diferença ou similaridade relativa das espécies (Kuebbing *et al.* 2017). Neste sentido a diversidade funcional representa a variação das características funcionais relacionada a um determinado processo dentro da assembleia de espécies (Diaz & Cabido 2001) e pode esclarecer componentes relevantes aos padrões de comunidade (Cianciaruso *et al.* 2009; De Bello 2012). Existem diferentes índices de diversidade funcional (Schleuter *et al.* 2010), sendo essencial inserir a abundâncias dos indivíduos, uma vez que é um fator importante para o funcionamento das comunidades e ecossistemas (De Bello *et al.* 2007). Neste sentido, plantas exóticas são apontadas como causadoras de perda na diversidade funcional em comunidades vegetais na Europa (Hedja & De Bello 2013). Além disso, outra abordagem importante em ecologia funcional é a média de alguma característica ponderada pela abundância das espécies - CWM

(Garnier *et al.* 2004), podendo esta ser complementar a diversidade funcional para explicar processos nas comunidades e ecossistemas (Finerty *et al.* 2016). Contudo, ainda são escassos os estudos que abordaram os impactos na diversidade funcional e CWM das comunidades pela invasão biológica em regiões tropicais.

Com base no exposto acima, assumimos que *Artocarpus heterophyllus* (jaqueira) e demais espécies exóticas devem ter características funcionais diferenciadas das espécies nativas, o que possivelmente favoreceu sua ocupação. Devido a isso, propomos as seguintes hipóteses: i) espécies exóticas terão estratégias ecológicas (CSR) diferentes das espécies nativas (“try harder”), ii) não esperamos encontrar relação entre a abundância das espécies e as porcentagens CSR das mesmas, iii) espécies exóticas influenciarão as estratégias ecológicas das espécies que coexistem com elas e impactarão negativamente a diversidade funcional da assembleia de espécies, reduzindo os índices de diversidade funcional.

3.2 Materiais e métodos

3.2.1 Área de estudo

O estudo foi desenvolvido no Parque Estadual da Ilha Grande (PEIG), Angra dos Reis, RJ. A área da ilha é de aproximadamente 19.000ha e o PEIG ocupa cerca de 65% da Ilha. A vegetação dominante na ilha é classificada como Ombrófila Densa, com áreas em diferentes estágios de regeneração (Oliveira & Coelho-Neto 2000; Oliveira 2002). No PEIG diversas espécies exóticas de diferentes grupos taxonômicos foram apontadas (Callado *et al.* 2009; Rocha *et al.* 2009), sendo *Artocarpus heterophyllus* detectada como invasora (Bergallo *et al.* 2016).

A presente pesquisa foi desenvolvida em áreas de floresta em regeneração, próxima a Vila Dois Rios e que tiveram similares históricos de uso. As parcelas foram alocadas próximas as trilhas do Caxadaço, Parnaioca e Mãe D’Água. Estudar invasão biológica em áreas com similares históricos de uso é fundamental, pois dessa maneira retiramos o efeito do histórico, uma vez que em alguns trabalhos foi detectado que o impacto pretérito a invasão gerou perda de espécies e este fato foi atribuído equivocadamente as espécies invasoras (Gurevicht & Padilha 2004).

3.2.2 Coleta dos dados

A partir de um levantamento fitossociológico prévio em 16 parcelas circulares de 706m² (ver Capítulo 2, Lopes *et al.* 2018 in prep.), identificamos 1048 indivíduos em 99 espécies. Mensuramos as características funcionais foliares e do caule relacionadas ao uso de água e alocação de recursos (água e nutrientes) em 80% do valor de cobertura das espécies em 15 parcelas, pois parte da premissa que as espécies mais abundantes representam a maior parte da organização da comunidade (Garnier *et al.* 2004). A décima-sexta parcela não foi possível mensurar devido à queda de árvores grandes na unidade, o que dificultou encontrar indivíduos vivos. Quantificamos as características funcionais em 380 indivíduos de 87 espécies. Para a densidade da madeira foram quantificados em 377 indivíduos de 85 espécies, pois em três indivíduos não conseguimos obter madeira em bom estado para mensuração, devido aos galhos maduros estarem muito altos.

Coletamos três galhos de cada indivíduo e selecionamos um metâmero (limbo foliar + pecíolo + entre nó) de cada galho, esta seleção foi feita com o intuito de medirmos metâmeros com folhas maduras e com o mínimo de herbivoria e epifilas possível. Destes metâmeros mensuramos: área e espessura foliar, massa foliar, do pecíolo, do entre nó e da madeira e o volume da madeira. Com essas medidas, calculamos: conteúdo de massa seca (CMS), área foliar específica (SLA), razão da área foliar (RAF), densidade da madeira e utilizamos os dados absolutos de área e espessura foliar.

Área foliar: Característica que está relacionado com o quão é o investimento em área foliar pela planta, que representa vantagem na captação de luz e no processo de fotossíntese. Essa característica é medida através do escaneamento da parte adaxial da folha, e posteriormente estimamos a área foliar através do programa Image J.

Área foliar específica: Essa característica é quantificada como a razão da área foliar pela massa foliar seca, sendo área associado ao investimento em maximizar a captação de luz, e em contraponto o emprego individual em massa foliar resultam em folhas com mais nutrientes e compostos de defesa. Para tal cálculo utilizamos os valores de área foliar estimada no programa Image J e de massa foliar seca, mensurada em uma balança digital semi-analítica.

Conteúdo de massa seca (CMS): Característica relacionada a quantidade de componentes estruturais da folha, o qual plantas com maiores CMS, apresentam folhas com mais componentes estruturais e possivelmente mais rígidas, dificultando os danos foliares. Essa característica é medida pela razão da massa seca pela massa fresca foliar.

Espessura foliar: Característica medida como espessura do limbo foliar. Folhas mais espessa indicam maior investimento em estrutura foliares pela planta e maior reserva de água e nutrientes nas folhas.

Razão da área foliar (RAF): Característica quantificada como a razão da área foliar pela massa do metâmero (limbo foliar + pecíolo + entre nó). Quanto maior valor de RAF, maior investimento da planta em área foliar que maximiza a captação de luz. Por outro lado, valores menores de RAF apontam para uso conservativo dos recursos, maior quantidade de componentes estruturais na folha, pecíolo e entre nó, e devido a isso, as folhas tendem a ser mais longevas (pecíolos mais persistentes) e com maiores componentes de defesa contra herbivoria.

Densidade da madeira: Característica que representa o quão de água passa pelo xilema da planta. Plantas com madeiras menos densas conseguem possivelmente passar maior volume de água, contudo, são mais susceptíveis ao rompimento da coluna de água em períodos de seca. Portanto, dependendo do ambiente é mais vantajoso ter madeiras mais ou menos densas. Quantificamos o volume da madeira, através da imersão da madeira em um pote de água sobre a balança, seguindo o princípio do empuxo-Arquimedes (Montanheiro 1990; Rosado & de Mattos 2010), posteriormente as madeiras foram secas em estufa por cinco dias e mensuramos a massa seca da madeira com uma balança portátil.

3.2.3 Análises de dados

Através dos valores médios de área foliar, área foliar específica e conteúdo de massa seca, calculamos as estratégias CSR por espécie e por indivíduo em cada parcela seguindo o modelo proposto por Pierce *et al.* (2017). Este modelo utiliza três características de rápida mensuração, relacionado ao uso e aquisição de recursos (Pierce *et al.* 2013), o qual é prevista a detecção de padrões ao longo dos Biomas em escala global (Pierce *et al.* 2017). Fizemos o gráfico CSR no software Sigmaplot e avaliamos se as espécies exóticas diferiram das nativas quanto as tais estratégias com o teste- T ($p < 0,05$). Analisamos também se a abundância das espécies foi explicada pela estratégia as quais elas foram categorizadas com regressões lineares.

Comparamos as áreas com e sem jaqueira e com e sem exóticas quanto as porcentagens médias das estratégias CSR por parcela através do teste-T ($p < 0,05$), com o objetivo de avaliar se estas estratégias das espécies na comunidade variavam devido a influência da jaqueira e

demais espécies exóticas. Avaliamos se a abundância das jaqueiras e demais espécies exóticas influenciaram nos valores médios CSR por parcelas, através de regressões lineares.

Com os valores médios de área foliar, área foliar específica, conteúdo de massa seca, espessura foliar, razão de área foliar e densidade da madeira por espécie e com as respectivas abundância das espécies, calculamos métricas de diversidade funcional (DF): riqueza, equabilidade, divergência e dispersão funcional por parcela no pacote FD (Laliberté *et al.* 2014) em ambiente R. Mensuramos também a média de cada atributo ponderado pela abundância de cada espécie (CWM), uma vez que CWM é capaz de descrever filtragem ambiental com mais robustez do que índices de diversidade funcional (também afetados por fatores bióticos) (Ricotta & Moretti 2011)

Comparamos os valores das métricas de DF e do CWM entre as áreas: com e sem jaqueira e com e sem exóticas através de teste-T, com o objetivo de avaliarmos se a presença de *Artocarpus heterophyllus* e outras espécies exóticas influenciavam nas variações funcionais das espécies na comunidade. Analisamos também se a abundância de jaqueira e das demais espécies exóticas impactaram estas métricas de DF e no CWM por atributo para a comunidade de espécies, através de regressões lineares.

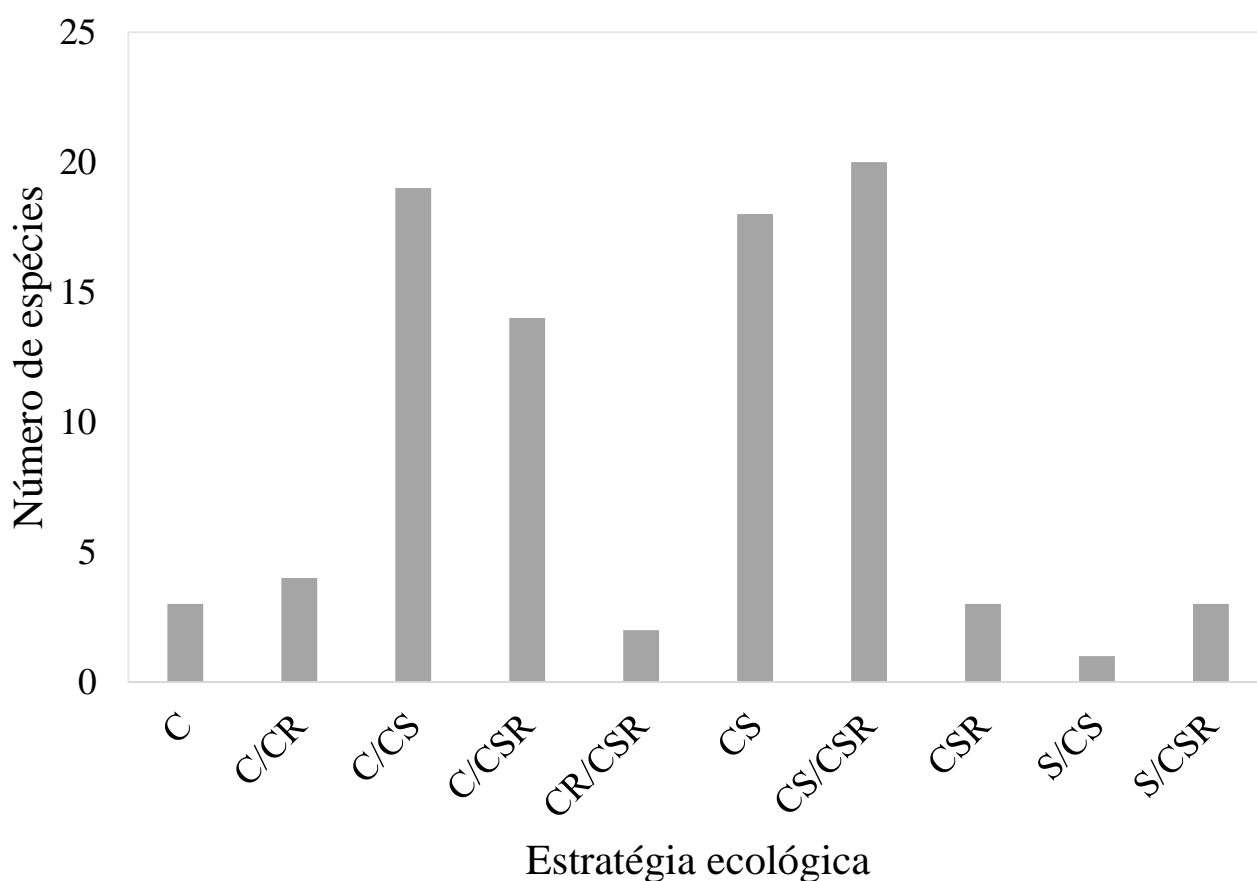
Para avaliar o efeito de espécies exóticas invasoras sobre parâmetros estruturais simulamos a retirada das jaqueiras e exóticas da comunidade (Hejda & de Bello 2013) e comparamos entre as áreas: com e sem jaqueira e com e sem exótica; os valores das porcentagens das estratégias CSR, os índices de diversidade funcional (riqueza, equabilidade, divergência e dispersão) e o CWM para cada característica através de testes T. Como os valores dessas simulações avaliamos também se a abundância de jaqueira e demais espécies exóticas influenciaram os valores das estratégias CSR, a diversidade funcional e CWM da comunidade com regressões lineares.

Para os parâmetros que tiveram resultados significativos quanto a relação da abundância de *Artocarpus heterophyllus* e/ou outras espécies exóticas, fizemos gráficos das regressões lineares. Nestes gráficos sobrepomos as regressões; com o total de espécies (N+E), e as simulações com retirada de *A. heterophyllus* e retirada de todas as exóticas. Utilizamos o pacote SMATR em ambiente R (Warton *et al.* 2012). Com essa sobreposição conseguimos também analisar se os valores de tais parâmetros podem estar sendo influenciados diretamente pelos valores das espécies exóticas. Calculamos o teste T e as regressões lineares também em ambiente R (Development Core Team 2017).

3.3 Resultados

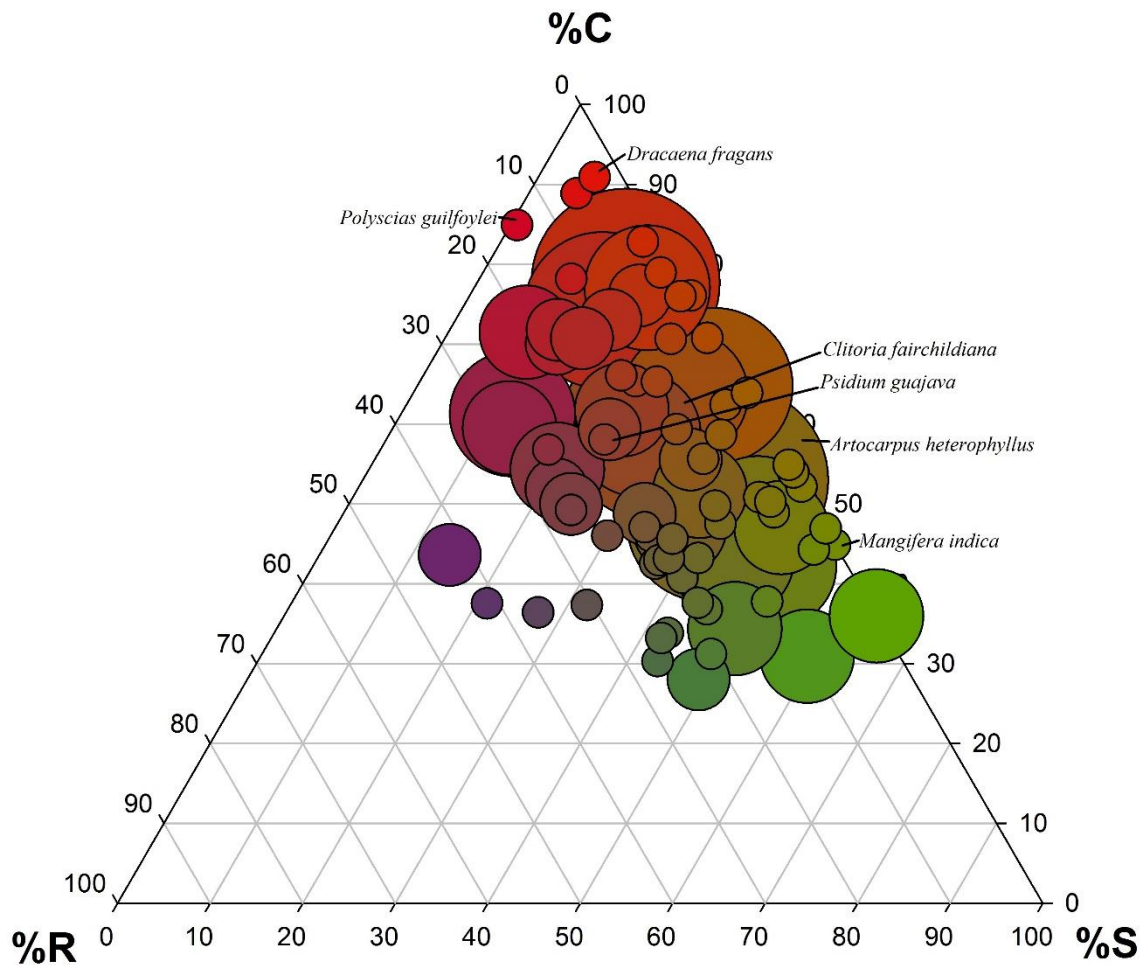
Observamos que as espécies apresentaram predominantemente estratégias CS/CSR, C/CS e CS (Figura 18) e as variações dessas estratégias foram similares entre espécies nativas e exóticas (Figura 19). Em relação as proporções C:S:R entre nativas e exóticas também não houve diferença significativa (C, $t = 0.91$; $p = 0.40$; S, $t = -1.51$; $p = 0.19$ e R, $t = 1.23$; $p = 0.26$).

Figura 18 - Quantidade de espécies em cada grupo de estratégia ecológica C (competidora) S (tolerante ao estresse) e R (ruderal) em floresta com espécies exóticas na Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil.



Fonte: O autor, 2018.

Figura 19 - Triângulo CSR representando as estratégias ecológicas das espécies em floresta com espécies exóticas na Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil.



Legenda - O tamanho do círculo está de acordo com a abundância da espécie (Grupos: um a cinco indivíduos - 5; seis a 10 indivíduos - 10; 11 a 20 indivíduos - 15; 20 a 40 indivíduos - 20; 40 a 80 indivíduos - 25; >80 indivíduos - 30). Os nomes das espécies exóticas estão determinados na figura. Cores tendendo ao verde são espécies preponderantemente tolerantes ao estresse, vermelho preponderantemente competidoras e roxa preponderantemente ruderais

Fonte: O autor, 2018.

A abundância absoluta das espécies não foi explicada pelas estratégias CSR (C, $F= 1.71$; $p= 0.19$; $r^2= 0.008$; S, $F= 0.5$; $p= 0.48$; $r^2= -0.006$ e R, $F= 0.93$; $p= 0.34$; $r^2= 0.001$).

A presença de jaqueira e demais espécies exóticas não influenciaram nos padrões de estratégias para as espécies na comunidade, uma vez que observamos valores similares para competidoras, tolerantes ao estresse e ruderal em áreas; com e sem jaqueira e com e sem exóticas (Tabela 8). A abundância de jaqueira e demais exóticas também não impactaram os valores das porcentagens de tais estratégias para as espécies na comunidade (Tabela 9).

Em relação aos índices de diversidade funcional, a equabilidade funcional aumentou em áreas com jaqueira (Tabela 8), e com maior abundância de jaqueiras (Tabela 9). Os índices de riqueza, divergência e dispersão funcional não variaram com a presença de jaqueiras, nem das exóticas em conjunto (Tabela 8) e não foram influenciados pela abundância de jaqueiras e exóticas (Tabela 9).

A presença de jaqueira e demais exóticas não influenciaram os valores de CWM das características mensuradas (Tabela 8). Entretanto, com o aumento da abundância de jaqueira houve aumento do CWM de espessura e diminuição do CWM de área foliar (Tabela 9). Além disso, o aumento da abundância das espécies exóticas em conjunto, refletiu em aumento do CWM de espessura foliar e diminuição do CWM da densidade da madeira (Tabela 9).

Tabela 8 - Resultados dos testes T (incluindo espécies nativas e exóticas), comparando áreas com e sem *Artocarpus heterophyllus* (Jackfruits), e com e sem exóticas em floresta com espécies exóticas na Ilha Grande, Angra dos Reis, Estado do Rio de Janeiro, Brasil.

DF	Jackfruits		Exotic	
	T	p	T	p
Ric	-0.749	0.470	-1.783	0.136
Eve	2.488	0.033*	0.323	0.757
Div	0.620	0.546	-0.482	0.646
Dis		pMC: 0.868	-2.172	0.077
CWM				
DM	-1.922	0.078	-1.571	0.163
SLA	-0.238	0.816	-0.905	0.401
RAF	-0.480	0.640	-1.152	0.297
ES	2.082	0.060	0.918	0.378
AF	-1.818	0.094	-0.787	0.461
CMS	1.153	0.271	0.657	0.536
CSR				
C	-0.583	0.570	0.501	0.634
S	1.287	0.221	0.406	0.699
R	-1.118	0.284	-1.218	0.266

Legenda - DF: diversidade funcional, Ric: riqueza funcional, Eve: equabilidade funcional, Div: divergência funcional, Dis: dispersão funcional, CWM: média ponderada da característica funcional, DM: densidade da madeira, SLA: área foliar específica, RAF: razão de área foliar, ES: espessura foliar, AF: área foliar, CMS: conteúdo de massa seca, CSR: estratégia ecológica da planta, C: competidora, S: tolerante ao estresse, R: ruderal. pMC: permutação de monte Carlo (quando não se teve homocedasticidade das variâncias).

Nota: * Asterisco representa $p < 0,05$.

Fonte: O autor, 2018.

Tabela 9 - Resultados das regressões lineares (incluindo espécies nativas e exóticas), relacionando a abundância de *Artocarpus heterophyllus* (Jackfruits) com parâmetros funcionais na comunidade, e abundância de espécies exóticas com parâmetros funcionais na comunidade em floresta com espécies exóticas na Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil.

	Jackfruits			Exotic		
	F	p	r ²	F	p	r ²
DF						
Ric	1.633	0.224	0.043	2.037	0.177	0.069
Eve	5.690	0.033*	0.251	3.422	0.087	0.148
Div	3.386	0.089	0.146	1.404	0.257	0.028
Dis	0.287	0.601	-0.054	0.394	0.541	-0.045
CWM						
DM	3.181	0.098	0.135	4.722	0.049*	0.210
SLA	0.283	0.604	-0.054	0.002	0.969	-0.077
RAF	0.349	0.565	-0.049	0.046	0.833	-0.073
ES	18.750	0.001*	0.559	11.180	0.005*	0.421
AF	6.251	0.027*	0.273	3.752	0.075	0.164
CMS	0.924	0.354	-0.005	0.390	0.543	-0.046
CMS	0.924	0.354	-0.005	0.390	0.543	-0.046
CSR						
C	1.864	0.195	0.058	0.001	0.981	-0.077
S	1.946	0.186	0.063	0.385	0.546	-0.046
R	0.146	0.709	-0.065	0.563	0.466	-0.032

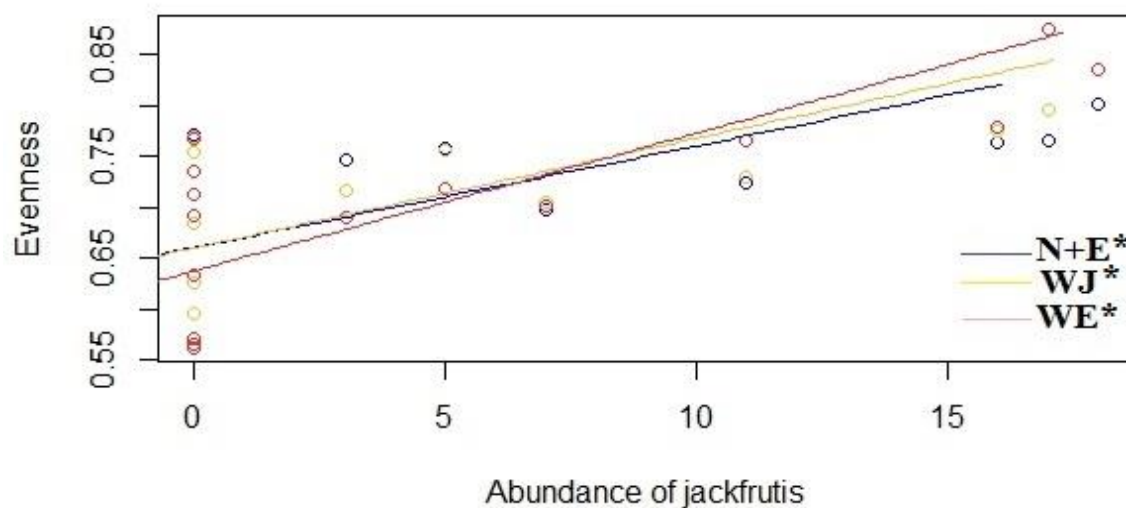
Legenda - DF: diversidade funcional, Ric: riqueza funcional, Eve: equabilidade funcional, Div: divergência funcional, Dis: dispersão funcional, CWM: média ponderada da característica funcional, DM: densidade da madeira, SLA: área foliar específica, RAF: razão de área foliar, ES: espessura foliar, AF: área foliar, CMS: conteúdo de massa seca, CSR: estratégia ecológica da planta, C: competidora, S: tolerante ao estresse, R: ruderal.

Nota: * Asterisco representa $p < 0,05$.

Fonte: O autor, 2018.

Quando simulamos a retirada de *Artocarpus heterophyllus* e as demais espécies exóticas da análise, a equabilidade funcional aumentou com o aumento da abundância de *A. heterophyllus* (Figura 20) e também foi maior com a presença de *A. heterophyllus* (Tabela 10). Entretanto os valores da inclinação das três curvas não tiveram diferenças significativas (Figura 20; $p=0,55$). Quando simulamos a retirada de jaqueira e das espécies exóticas os valores de espessura e área foliar não tiveram relação significativa com a abundância de jaqueira (Figura 21 e 22; Tabela 11) e o mesmo foi detectado para a relação de espessura foliar e densidade da madeira com a abundância de espécies exóticas (Figura 23 e 24; Tabela 11).

Figura 20 - Análise de covariância entre abundância absoluta de *A. heterophyllus* e os valores de equabilidade funcional na comunidade, em floresta com espécies exóticas na Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil.



Legenda: N+E (azul): com todas as espécies incluídas na análise; WJ (amarelo): análise retirando os valores de *A. heterophyllus*; WE (vermelho): retirando os valores de todas as espécies exóticas.

Nota: * Asterisco representa $p < 0,05$.

Fonte: O autor, 2018.

Tabela 10 - Resultados dos testes T (excluindo os valores de *Artocarpus heterophyllus*), comparando áreas com e sem *Artocarpus heterophyllus* (Jackfruits), e com e sem exóticas em floresta com espécies exóticas na Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil.

DF	Jackfruits		Exotic	
	T	p	T	p
Ric	-1.267	0.234	-2.093	0.095
Eve	2.548	0.026*	0.439	0.674
Div	-0.587	0.567	-1.231	0.269
Dis	-0.424	0.681	-2.154	0.077
CWM				
DM	-1.702	0.114	-1.473	0.185
SLA	0.871	0.400	-0.198	0.848
RAF	0.438	0.669	-0.578	0.583
ES	-0.049	0.962	-0.616	0.559
AF	-1.268	0.228	-0.509	0.630
CMS	0.293	0.774	0.200	0.848
CSR				
C	-0.348	0.734	0.0769	0.941
S	0.645	0.531	0.6337	0.549
R	-0.543	0.596	-0.8739	0.412

Legenda: DF: diversidade funcional, Ric: riqueza funcional, Eve: equabilidade funcional, Div: divergência funcional, Dis: dispersão funcional, CWM: média ponderada da característica funcional, DM: densidade da madeira, SLA: área foliar específica, RAF: razão de área foliar, ES: espessura foliar, AF: área foliar, CMS: conteúdo de massa seca, CSR: estratégia ecológica da planta, C: competidora, S: tolerante ao estresse, R: ruderal. pMC: permutação de monte Carlo (quando não se teve homocedasticidade das variâncias). * Asterisco representa $p < 0,05$.

Fonte: O autor, 2018.

Tabela 11 - Resultados dos testes T (excluindo os valores das espécies exóticas), comparando áreas com e sem *Artocarpus heterophyllus* (Jackfruits), e com e sem exóticas em floresta com espécies exóticas na Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil.

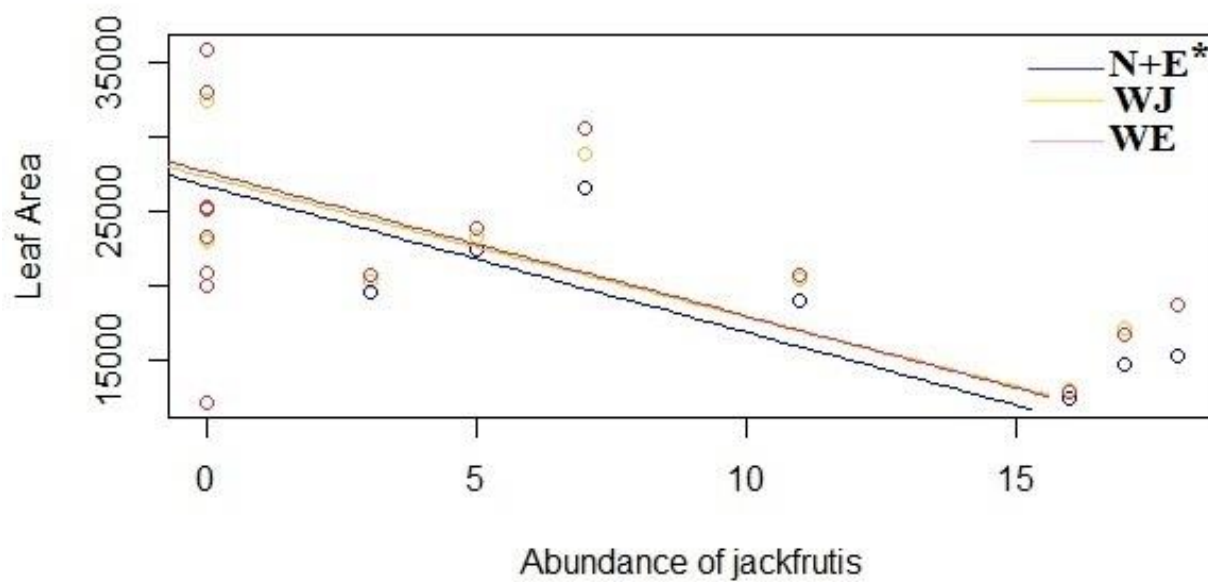
DF	Jackfruits		Exotic	
	T	p	T	p
Ric	-1.623	pMC:0.463	-2.300	0.078
Eve	2.834	0.014*	0.409	0.691
Div	0.915	0.378	-0.516	0.620
Dis l	0.232	pMC: 0.958	-1.642	0.150
CWM				
DM	-1.501	0.159	-1.342	0.221
SLA	0.877	0.397	-0.259	0.803
RAF	0.608	0.554	-0.519	0.619
ES	-0.179	0.861	-0.680	0.520
AF	-1.145	0.273	-0.429	0.683
CMS	0.199	0.846	0.158	0.880
CSR				
C	-0.672	0.514	0.432	0.679
S	0.678	0.510	0.129	0.902
R	-0.095	0.926	-0.700	0.506

Legenda: DF: diversidade funcional, Ric: riqueza funcional, Eve: equabilidade funcional, Div: divergência funcional, Dis: dispersão funcional, CWM: média ponderada da característica funcional, DM: densidade da madeira, SLA: área foliar específica, RAF: razão de área foliar, ES: espessura foliar, AF: área foliar, CMS: conteúdo de massa seca, CSR: estratégia ecológica da planta, C: competidora, S: tolerante ao estresse, R: ruderal. pMC: permutação de monte Carlo (quando não se teve homocedasticidade das variâncias).

Nota: * Asterisco representa $p < 0,05$.

Fonte: O autor, 2018.

Figura 21- Análise de covariância entre abundância absoluta de *A. heterophyllum* e o valor médio da área foliar das espécies na comunidade, em floresta com espécies exóticas na Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil.

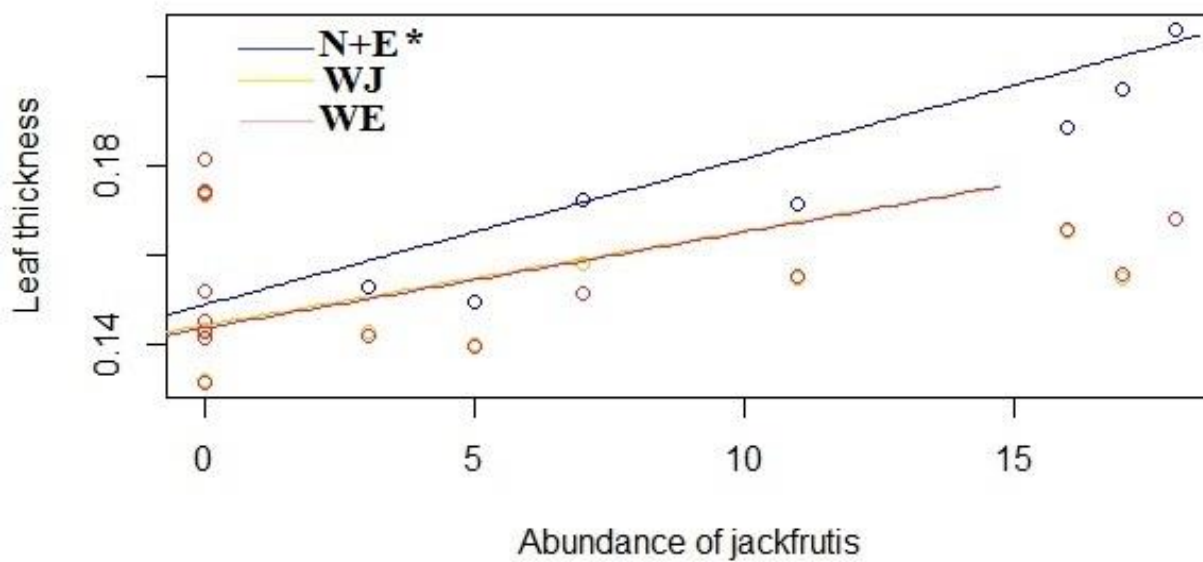


Legenda: N+E (azul): com todas as espécies incluídas na análise; WJ (amarelo): análise retirando os valores de *A. heterophyllum*; WE (vermelho): retirando os valores de todas as espécies exóticas.

Nota: * Asterisco representa $p < 0,05$.

Fonte: O autor, 2018.

Figura 22 - Análise de covariância entre abundância absoluta de *A. heterophyllus* e o valor médio da espessura foliar das espécies na comunidade, em floresta com espécies exóticas na Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil.

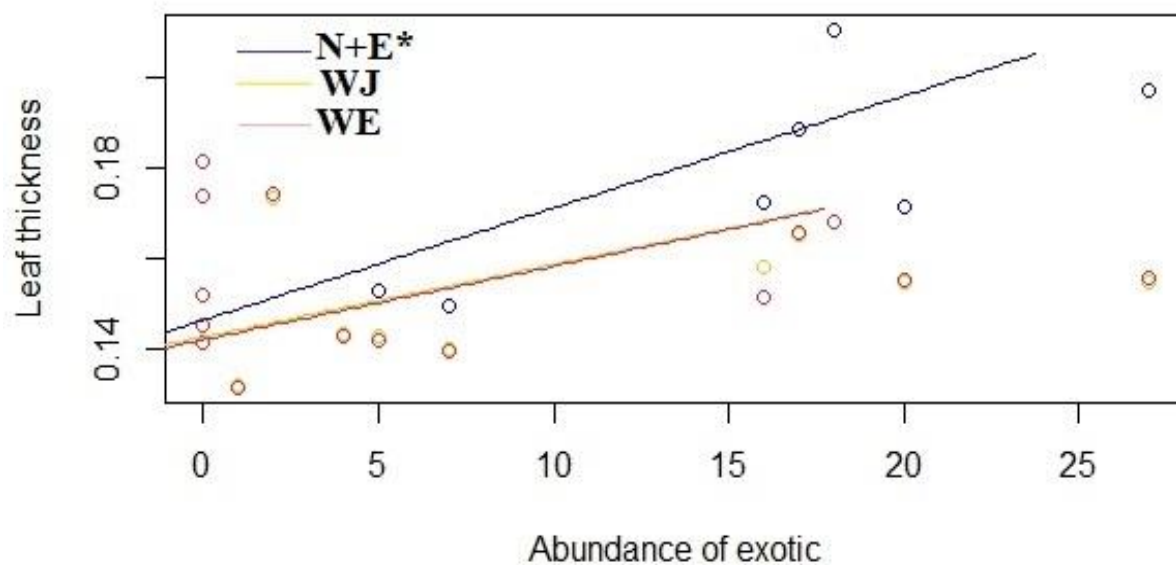


Legenda: N+E (azul): com todas as espécies incluídas na análise; WJ (amarelo): análise retirando os valores de *A. heterophyllus*; WE (vermelho): retirando os valores de todas as espécies exóticas.

Nota: * Asterisco representa $p < 0,05$.

Fonte: O autor, 2018.

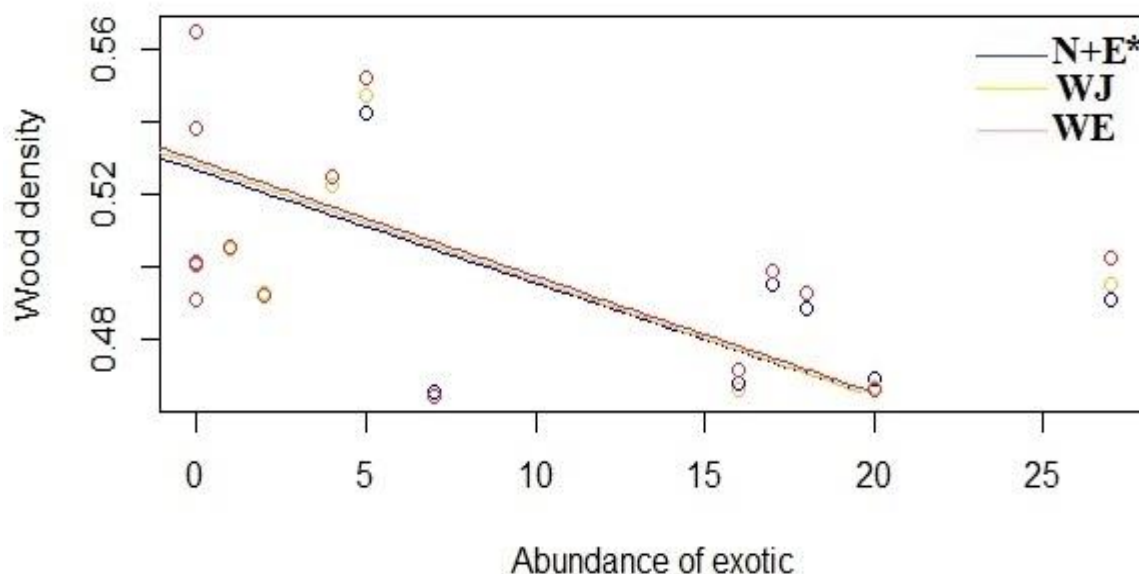
Figura 23 - Análise de covariância entre abundância absoluta de espécies exóticas e o valor médio da espessura foliar das espécies na comunidade, em floresta com espécies exóticas na Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil.



Legenda: N+E (azul): com todas as espécies incluídas na análise; WJ (amarelo): análise retirando os valores de *A. heterophyllus*; WE (vermelho): retirando os valores de todas as espécies exóticas. * Asterisco representa $p < 0,05$.

Fonte: O autor, 2018.

Figura 24 - Análise de covariância entre abundância absoluta de espécies exóticas e o valor médio da densidade da madeira das espécies na comunidade, em floresta com espécies exóticas na Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Brasil.



Legenda: N+E (azul): com todas as espécies incluídas na análise; WJ (amarelo): análise retirando os valores de *A. heterophyllus*; WE (vermelho): retirando os valores de todas as espécies exóticas.

Nota: * Asterisco representa $p < 0,05$.

Fonte: O autor, 2018.

3.4 Discussão

A predominância das espécies com porcentagens das estratégias no eixo competidoras e tolerantes ao estresse, é corroborada pelo o que foi proposto na classificação CSR para comunidades em Florestas Tropicais Úmidas (Pierce *et al.* 2017). Embora a área avaliada apresente evidentes ações antrópicas recentes, como restos de moradias e proximidades a trilhas, o que poderia levar a maior porcentagem de ruderalidade, a comunidade lenhosa tende a não apresentar preponderância de características ruderais (Grime 2001). Tal resultado pode ser explicado pelo fato de que mesmo em florestas, espécies herbáceas são as primeiras a ocupar ambientes após um distúrbio e no decorrer da sucessão, espécies arbóreas aumentam sua ocorrência.

A ausência de diferença significativa entre espécies nativas e exóticas, quanto a estratégia ecológica, indica que as espécies exóticas possuem similar utilização de recursos com as espécies nativas e, ainda que sejam plantas lenhosas, são enquadradas na classificação “*join the locals*” (Tecco *et al.* 2010), contrariando nossa primeira hipótese. Resultados contrastantes em outros estudos apontaram que em ambientes com maior escassez de recursos as espécies nativas e exóticas podem ser similares (Funk & Vitousek 2007; Tecco *et al.* 2010; Funk 2013) ou diferentes quanto as características funcionais (Funk 2013; de Paula *et al.* 2015). Esse contraste também foi observado quanto as estratégias ecológicas (diferentes- De Paula *et al.* 2015; similares-Cross *et al.* 2015) comparando nativas e exóticas em diferentes comunidades herbáceas. Portanto, possivelmente ainda não existe padrão entre a forma de vida da espécie exótica e sua similaridade ou diferença entre estratégias ecológicas com plantas nativas, o resultado vai depender do ambiente avaliado. Além disso, outras características funcionais como; reprodutivas e/ou fisiológicas podem ser o diferencial para o sucesso das espécies invasoras e geralmente não são mensuradas nos estudos (Williamson & Fitter 1996; Rejmanek & Richardson 1999; Funk 2013), as quais também não quantificamos nesta pesquisa.

A classificação em estratégias CSR pode não ser boa para descrever padrões de abundância entre as espécies em escala local (Rosado & de Mattos 2017). Fato observado em nossa pesquisa, pois as porcentagens das estratégias não tiveram relação significativa com a abundância das espécies. Corroboramos nossa segunda hipótese que foi embasada na proposta de Rosado & de Mattos (2017), que também observaram tal resultado e mencionaram que essa classificação é mais sensível a filtros em maiores escalas. Contudo, outros filtros ambientais ou bióticos em menores escalas podem não ser detectados com as características morfológicas utilizadas no CSR (twin-filter model) (Rosado & de Mattos 2017). No entanto, detectar quais as características relacionadas ao aumento da abundância das espécies exóticas podem ser a chave para a compreensão da invasão (Williamson & Fitter 1996; Rejmanek & Richardson 1999).

A relação dos índices de diversidade funcional com a presença e abundância de *A. heterophyllus* e demais espécies exóticas contrariou nossa terceira hipótese. O aumento da equabilidade funcional com a presença e abundância de *A. heterophyllus* representou maior uniformidade funcional na ocupação das espécies no espaço, indicando maior equabilidade na exploração dos recursos. Em um estudo experimental foi observado o contrário, o qual com adição de espécies não-nativas ocorreu diminuição da equabilidade funcional (Kuebbing *et al.* 2017). Contrariando também nossos resultados, outro estudo na Europa observou maior

equabilidade funcional em áreas sem espécies invasoras (Hedja & de Bello 2013). Em uma ilha na Espanha foi observado redução da riqueza, divergência e dispersão funcional, mas a equabilidade funcional não foi alterada em área com espécies invasoras (Castro-Díez *et al.* 2016), em nossa pesquisa a equabilidade funcional aumentou em áreas com a invasora (*A. heterophyllus*).

O aumento da equabilidade funcional pode estar associado a um distúrbio ocorrido localmente (Pakeman 2011). Tal fato pode ser devido a *A. heterophyllus* ser uma espécie invasora e pode estar provocando distúrbio na comunidade. Contudo, neste outro estudo, o distúrbio também foi relacionado a diminuição da riqueza funcional (Pakeman 2011), o que não foi detectado em nossa pesquisa, pois a riqueza funcional e os demais índices avaliados não variaram significativamente (divergência e dispersão). Somado a isso, o mesmo resultado foi encontrado quando simulamos a retirada de *A. heterophyllus* e demais espécies exóticas, o que representou que possivelmente esta espécie alterou indiretamente a relação da composição funcional do conjunto espécies na comunidade (Drenovsky *et al.* 2012).

O aumento do CWM da espessura foliar na comunidade com o aumento de jaqueira e de outras exóticas pode estar associado ao uso mais conservativo dos recursos para estocagem de água, defesa contra herbívoros e maior quantidade de tecidos fotossintéticos em camadas nas folhas destes indivíduos (Lambers *et al.* 1998; Witkowski & Lamont 2001; Rosado & De Mattos 2007). O mesmo pode ser detectado com a diminuição do CWM de área foliar com o aumento da abundância de *Artocarpus heterophyllus*, pois ao contrário, áreas foliares maiores estão associados a maior investimento de tecidos na captação de luz (Cornelissen *et al.* 2003). Boeger *et al.* (2008) testaram a variação intra-específica de uma espécie em diferentes fisionomias e observaram que em ambientes onde a área foliar era menor, a espessura era maior, e vice-versa, corroborando nossos resultados. Em ambiente com luz mais escassa, como o sub-bosque das florestas, possivelmente as plantas apresentam maior área foliar para maximizar a captura de luz (Boeger *et al.* 2008). Ao contrário, em ambientes onde a incidência luminosa é mais intensa, as plantas tendem a ter folhas menores para evitar a perda de água por transpiração (Boeger & Gluzezak 2006). Esse “trade off” de aumento da espessura e redução da área foliar possivelmente proporcionam as espécies eficiência na captura de luz para fotossíntese de diferentes maneiras, vertical em plantas espessas devido ao maior estrato de tecido e horizontal com maiores áreas. Portanto, sugerimos que possivelmente *A. heterophyllus* e demais espécies exóticas têm uso mais conservativos dos recursos em comparação ao conjunto de espécies, uma vez que valores médios destas características são influenciados diretamente pelos valores

únicos de *A. heterophyllus* e das demais espécies exóticas. Outra possibilidade é que os indivíduos destas espécies exóticas, incluindo *A. heterophyllus*, devem ter se desenvolvido em ambientes com maior incidência luminosa como clareiras, o que pode elucidar o aumento da espessura média com a inserção destas espécies.

O menor CWM da densidade da madeira com aumento de exóticas pode indicar que a comunidade possui espécies que investem em maior crescimento (Chave *et al.* 2009). Por outro lado, a menor densidade da madeira também pode estar relacionada com a maior mortalidade na comunidade, devido à queda de árvores (Chao *et al.* 2008; Kraft *et al.* 2010). Entretanto, essa relação de densidade da madeira e mortalidade varia em escala espacial e temporal (Kraft *et al.* 2010). Plantas de madeira menos densas geralmente possuem maior crescimento (Chave *et al.* 2009) e possivelmente serão substituídas por plantas de madeira mais densas na sucessão florestal (Falster & Westoby 2005). Esse indicativo reforçou a hipótese de que as espécies exóticas podem ter ocupado primeiro o ambiente onde estão localizadas, pois suas densidades da madeira são menores, influenciando diretamente na redução do CWM da comunidade.

Portanto, *Artocarpus heterophyllus* influencia de forma positiva na exploração dos recursos pelas espécies, aumentando a equabilidade funcional. Características foliares como espessura foliar, área foliar e densidade da madeira também tiveram influência direta dos valores de *A. heterophyllus* e demais espécies exóticas, mas apontando a rotas alternativas de uso dos recursos. Ressaltamos que as espécies exóticas não estão promovendo impactos negativos na comunidade vegetal avaliada e outros estudos em diferentes níveis; hierárquicos, escala e grupos taxonômicos precisam ser feitos antes de se pensar em controle ou outro tipo de manejo dessas espécies (Jeschke *et al.* 2014; Hulme & Bernard-Verdier 2017).

3.5 Referências

- Bergallo, H.G.; Bergallo, A.C.; Rocha, H.B. & Rocha, C.F.D. 2016. 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*, 20(1): 1-8.
- Bernard-Verdier, M.; Navas, M.L.; Vellend, M.; Violle, C.; Fayolle, A. & Garnier, E. 2012. Community assembly along a soil depth gradient: contrasting patterns of plant trait convergence and divergence in a Mediterranean rangeland. *Journal of Ecology*, 100, 1422–1433.
- Boerger, M.R.T. & Gluzezak, R.M. 2006. Adaptações estruturais de sete espécies de plantas para as condições ambientais da área de dunas de Santa Catarina, Brasil. *Iheringia Serie Botânica*, 61(1-2): 73-82.
- Boerger, M.R.T.; Gluzezak, R.M.; Pil, M.W.; Goldenberg, R. & Medri, M. 2008. Variabilidade morfológica foliar de *Miconia sellowiana* (DC.) Naudin (Melastomataceae) em diferentes fitofisionomias no Estado do Paraná. *Revista Brasileira de Botânica*. 31(3): 443-452,
- Callado, C.H.; Barros, A.A.M.; Ribas, L.A.; Albarello, N., Gagliardi, R. & Jascone, C.E. 2009. Flora e Cobertura Vegetal. In: Bastos, M. & Callado, C.H. (eds). *O Ambiente da Ilha Grande*. Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável, CEADS, Rio de Janeiro, pp 91–161.
- Castro-Díez, P.; Pauchard, A.; Traveset, A. & Vilà, M. 2016. Linking the impacts of plant invasion on community functional structure and ecosystem properties. *Journal of Vegetation Science*, 27: 1233–1242.
- Chao, K.; Phillips, O.L.; Gloor, E.; Monteagudo, A.; Torres-Lezama, A.; Matínez, R.V. 2008. Growth and wood density predict tree mortality in Amazon forests. *Journal of Ecology*, 86:281–292.
- Chave, J.; Coomes, D.; Jansen, S.; Lewis, S.L.; Swenson, N.G. & Zanne, A.E. 2009. Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecology Letters*, 12: 351-366.
- Cianciaruso, M.V.; Silva, I.A. & Batalha, M.A. 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, 9 (3): 093-103.
- Condit R., Pitman N., Leigh E.G Jr., Chave J., Terborgh J., Foster R.B., Nunez P., Aguilar V.S., Valencia R., Villa G., Muller-Landau H.C., Losos H., Hubbell S.P. (2002) Beta diversity in tropical forest trees. *Science*, 295:666–669

- Cornelissen, J.H.C; Lavorel, S.; Garnier, E.; Diaz, S.; Buchmann, N.; Gurvich, D.E.; Reich, P.B.; Steege, H.; Morgan, H.D.; van der Heijden, M.D.A.; Pausas, J.G. & Pooter, H. 2003. A handbook of protocols for standardized and easy measurement of plant functional trait worldwide. *Australian Journal of Botany*, 51: 335-380.
- Cross, E.L.; Green, P.T. & Morgan, J.W. 2015. A plant strategy approach to understand multidecadal change in community assembly processes in Australian grassy woodlands. *Journal of Ecology*. 103: 1300–1307.
- De Bello F.; Leps, J.; Lavorel, S. & Moretti, M. 2007. Importance of species abundance for assessment of trait composition: an example based on pollinator communities. *Community Ecology*, 8:163-170.
- De Bello, F. 2012. The quest for trait convergence and divergence in community assembly: are null-models the magic wand? *Global Ecology and Biogeography*, 21:312-317.
- De Paula, L.A., Negreiros, D., Azevedo, L., Fernandes, R., Stehmann, J. & Silveira, F.O. 2015. Functional ecology as a missing link for conservation of a resource-limited flora in the Atlantic forest. *Biodiversity and Conservation*, 24, 2239–2253
- Development Core Team R 2017. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Drenovsky, R.E.; Grewell, B.J.; D'Antonio, C.M.; Funk, J.L.; James, J.J.; Molinari, N.A.; Parker, I.M. & Richards, C.L. 2012. A functional trait perspective on plant invasion. *Annals of Botany*, 110: 141–153.
- Díaz, S. & Cabido, M. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 16: 646-655.
- Falster, D.S. & Westoby, M. 2005. Alternative height strategies among 45 dicot rain forest species from tropical Queensland, Australia. *Journal of Ecology*, 93: 521–535.
- Finerty, G.E.; De Bello, F.; Bílá, K.; Berg, M.P.; Dias, A.T.C.; Pezzatti, G.B.; & Moretti, M. 2016. Exotic or not, leaf trait dissimilarity modulates the effect of dominant species on mixed litter decomposition. *Journal of Ecology*, 104: 1400–1409.
- Funk, J.F. & Vitousek, P.M. 2007. Recourse-use efficiency and plant invasion in low-resource systems. *Nature*, 446: 1079-1081
- Funk, J.F. 2013. The physiology of invasive plants in low-resource environments. *Conservation Physiology*, 1: 1-17.
- Garnier, E.; Cortez, J.; Bille`s, G.; Navas, M.-L.; Roumet, C.; Debussche, M.; Laurent, G.; Blanchard, A.; Aubry, D.; Bellmann, A.; Neill, C. & Toussaint, J.-P. 2004. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology*. 85: 2630–2637.
- Grime, J.P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American Naturalist*, 111: 1169–1194.

- Grime, J.P. 2001. *Plant Strategies, Vegetation Processes and Ecosystem Properties*, 2 ed. Wiley, Chichester.
- Grime, J.P. 2006. Trait convergence and trait divergence in herbaceous plant communities: Mechanisms and consequences. *Journal of Vegetation Science*, 17: 255-260.
- Gurevitch, J. & Padilha, D.K. 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? *Trend in Ecology and Evolution*, 19(9): 470-474.
- Herbeling, J.M. & Fridley, J.D. 2013. Resource-use strategies of native and invasive plants in Eastern North American forests. *New Phytologist*. 200: 523-53.
- Hejda, M. & de Bello, F. 2013. Impact of plant invasions on functional diversity in the vegetation of Central Europe. *Journal of Vegetation Science*, 24: 890-897.
- Herben, T. & Goldberg, D.E. 2014. Community assembly by limiting similarity vs. competitive hierarchies: testing the consequences of dispersion of individual traits. *Journal of Ecology*, 102: 156-166.
- Hodgson, J.G., Wilson, P.J., Hunt, R., Grime, J.P. & Thompson, K. 1999. Allocating C-S-R plant functional types: a soft approach to a hard problem. *Oikos*, 85: 282–294.
- Hubbell, S.P. 2001. *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press, Oxfordshire.
- Hulme, P. & Bernard-Verdier 2017. Comparing traits of native and alien plants: can we do better? *Functional Ecology*, 1-9.
- Jeschke, J.M.; Bacher, S.; Blackburn, T.M.; Dick, J.T.A.; Essl, F.; Evans, T.; Gaertner, M.; Hulme, P.E.; Kuhn, I.; Mrugala, A.; Pergl, J.; Pysek, P.; Rabitsch, W.; Ricciardi, A.; Richardson, D.M.; Sendek, A.; Vilà, M.; Winter, M. & Kumschick, A.S. 2014. Defining the Impact of Non-Native Species. *Conservation Biology*, 0: 1-7.
- Kraft, N.J.B.; Metz, M.R.; Condit, R.S. & Chave, J. 2010. 2010. The relationship between wood density and mortality in a global tropical forest data set. *New Phytologist*, 188: 1124–1136.
- Kuebbing, S.E.; Maynard, D.S. & Bradford, M.A. 2017. Linking functional diversity and ecosystem processes: A framework for using functional diversity metrics to predict the ecosystem impact of functionally unique species. *Journal of Ecology*, online 1-12.
- Lake, J.C. & Leishman, M.R. 2004. Invasion success of exotic plants in natural ecosystems: the role of disturbance, plant attributes and freedom from herbivores. *Biological Conservation*, 117: 215–226.
- Laliberté, E.; Legendre, P. & Shipley, B. 2014. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R version 1.0-12.
- Lambers, H.; Chapin, F.S. & Pons, T.L. 1998. *Plant Physiological Ecology*. Berlin, Springer-Verlag. 540p.

- Lavorel, S. & Garnier, E. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plants traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology*, 16: 545-556.
- Leishman, M.R.; Haslehurst, T.; Ares, A. & Baruch, Z. 2007. Leaf trait relationship of native and invasive plants: community and global-scale comparisons. *New Phytologist*, 176: 635-643.
- Leishman, M.R.; Thomson, V.P. & Cooke, J. 2010. Native and exotic invasive plants have fundamentally similar carbon capture strategies. *Journal of Ecology*, 98: 28-42.
- MacDougall, A.S.; Gilbert, B. & Levine, J.M. 2009. Plants invasions and the niche. *Journal of Ecology*, 97: 609-615.
- Matzek, V. 2011. Superior performance and nutrient-use efficiency of invasive plants over non-invasive congeners in a resource-limited Environment. *Biological Invasions*, 13: 3005-3014.
- Montanheiro, M.N.S. Determinação da densidade de sólidos e líquidos pelo princípio de Arquimedes. 1990. *Caderno Catarinense de Ensino de Física*, 7 (2): 120-123.
- Oliveira, R.R. 2002. Ação antrópica e resultantes sobre a estrutura e composição da Mata Atlântica na Ilha Grande, RJ. *Rodriguésia*, 53:33–58.
- Oliveira, R.R. & Coelho-Netto, A.L. 2000. Processos interativos homem floresta na evolução da paisagem da Ilha Grande, RJ. *Revista do Departamento de Geografia UERJ*, 8: 29–38.
- Pakeman, R.J. 2011. Functional diversity indices reveal the impacts of land use intensification on plant community assembly. *Journal of Ecology*, 99 (5): 1143-1151.
- Pierce, S.; Brusa, G.; Vagge, I.; Cerabolini, B. E. L. 2013. Allocating CSR plant functional types: the use of leaf economics and size traits to classify woody and herbaceous vascular plants. *Functional Ecology*, 27: 1002-1010.
- Pierce, S., Negreiros, D., Cerabolini, B.E.L.; Kattge, J.; Díaz, S.; Kleyer, M.; Shipley, B.; Wright, S. J.; Soudzilovskaia, N. A.; Onipchenko, V. G.; Bodegom, P. M.; Frenette-Dussault, C.; Weiher, E.; Pinho, B. X.; Cornelissen, J. H. C.; Grime, J. P.; Thompson, K.; Hunt, K.; Wilson, P. J.; Buffa, G.; Nyakunga, O. C.; Reich, P. B.; Caccianiga, M.; Mangili, F.; Ceriani, R. M.; Luzzaro, A.; Brusa, G.; Siefert, A.; Barbosa, N. P. U.; Chapin, F. S.; Cornwell, W. K.; Fang, J.; Fernandes, G. W.; Garnier, E.; Le Stradic, S.; Penuelas, J.; Melo, F.P.L.; Slaviero, A.; Tabarelli, M.; Tampucci. 2017. A global method for calculating plant CSR ecological strategies applied across biomes world-wide. *Functional Ecology*, 31, 444–457.
- Rejmánek, M., & Richardson, D.M. 1996. What Attributes Make Some Plant Species More Invasive? *Ecology*, 77(6): 1655-1661.
- Richardson, D.M.; Pysek, P.; Rejmánek, M.; Barbour, M.G.; Panetta, F.D. & West, C.J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distribution* 6(2): 93-107.
- Ricotta, C. & Moretti, M. 2011. CWM and Rao's quadratic diversity: a unified framework for functional ecology. *Oecologia*, 167, 181–188.

Rocha, C.F.D. Bergallo, H.G.; Alves, M.A.S.; Van Sluys, M. Mazzoni, R. & Santos, S.B. A Fauna de ambientes anteriores. In: Bastos, M. & Callado, C.H. O Ambiente da Ilha Grande. Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável, CEADS, Rio de Janeiro 163-246p.

Rosado, B.H.P. & de Mattos, E.A. 2007. Variação temporal de características morfológicas de folhas em dez espécies do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Macaé, RJ, Brasil. *Acta Botânica Brasilica*. 21(3): 741-752.

Rosado, B.H.P. & de Mattos, E.A. 2010. Interspecific variation of functional traits in a CAM-tree dominated sandy coastal plain. *Journal of Vegetation Science*, 21, 43–54.

Rosado, B. H. P., Diaz, A. T. C., & De Matos, E. A. 2013. Going Back to Basics: Importance of Ecophysiology when Choosing Functional Traits for Studying Communities and Ecosystems. *Natureza & Conservação*, 11(1): 15-22.

Rosado, B.H.P. & de Mattos, E.A. 2017. On the relative importance of CSR ecological strategies and integrative traits to explain species dominance at local scales. *Functional Ecology*, 31: 1969-1974.

Schleuter, D., Daufresne, M., Massol, F. & Argillier, C. 2010. A user's guide to functional diversity indices. *Ecological Monographs*, v. 80, p. 469-484.

Simberloff, D.; Martin, J.L.; Genovesi, P.; Maris, V.; Wardle, D.A.; Aronson, J.; Courchamp, F.; Galil, B.; García-Berthou, E.; Pascal, M.; Pysek, P.; Sousa, R.; Tabacchi, E. & Vilà, M. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trend in Ecology and Evolution*, 28(1): 58-66.

Sfair, J.C.; Rosado, B.H.P. & Tabarelli, M. 2016. The effects of environmental constraints on plant community organization depend on which traits are measured. *Journal of Vegetation Science*, 27(6): 1264-1274

Tecco, P.A.; Diaz, S.; Cabido, M. & Urcelay, C. 2010. Functional traits of alien plants across contrasting climatic and land-use regimes: do aliens join the locals or try harder than them? *Journal of Ecology*, 98: 17–27.

Tuomisto H., Ruokolainen K., Yli-Halla M. 2003. Dispersal, environment, and floristic variation of western Amazonian forests. *Science*, 299:241–244.

Vilà, M.; Espinar, J.L.; Hejda, M.; Hulme, P.E.; Jarosik, V.; Maron, J.L.; Pergl, J.; Schaffner, U.; Sun, Y. & Pysek, P. 2011. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters*, 14: 702–708.

Violle, C.; Navas, M.L.; Vile, D.; Kazakou, E.; Fortunel, C.; Hummel, I.; & Garnier, E. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116: 882-892.

Warton, D.I.; Duursma, R.A.; Falster, D.S. & Taskinen, S. 2012. SMATR 3 – an R package for estimation and inference about allometric lines. *Methods in Ecology and Evolution*, 3:257-259.

Williamson, M.H. & Fitter, A. 1996. The Characters of Successful invaders. *Biological Conservation*, 78: 163-170.

Witkowski, E.T.F. & Lamont, B.B. 1991. Leaf specific mass confounds leaf density and thickness. *Oecologia*, 88: 486-493.

Wright, I.J., Reich, P.B., Westoby, M., Ackerly, D.D., Baruch, Z., Bongers, F., Cavender-Bares, J., Chapin, T., Cornelissen, J.H.C., Diemer, M., Flexas, J., Garnier, E., Groom, P.K., Gulias, J., Hikosaka, K., Lamont, B.B., Lee, T., Lee, W., Lusk, C., Midgley, J.J., Navas, M.-L., Niinemets, U., Oleksyn, J., Osada, N., Poorter, H., Poot, P., Prior, L., Pyankov, V.I., Roumet, C., Thomas, S.C., Tjoelker, M.G., Veneklaas, E.J. & Villar, R. 2004. The worldwide leaf economics spectrum. *Nature*, 428: 821-827.

Wright S.J. 2002. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. *Oecologia*, 130:1–14.

4. A IMPORTÂNCIA DE AMOSTRAR ÁREAS ANTROPIZADAS PARA NOVOS REGISTROS DE ESPÉCIES LENHOSAS

Resumo

Estudos fitossociológicos são importantes para o conhecimento da biodiversidade e auxiliam elucidar os padrões de distribuição das espécies. Objetivamos quantificar o componente lenhoso em áreas que apresentam evidentes impactos antrópicos e presença de espécies exóticas/invasoras na Ilha Grande, Rio de Janeiro. Quantificamos todo o componente lenhoso com diâmetro a altura do peito (DAP) ≥ 5 cm, em 16 parcelas circulares com 15m de raio, sendo oito com presença de *Artocarpus heterophyllus* Lam.-espécie invasora. Identificamos 1048 indivíduos em 99 espécies, no qual 19 são novas ocorrências para a Ilha Grande. Duas espécies são endêmicas do Rio de Janeiro. Concluímos a necessidade de estudos quantitativos em áreas antropizadas, pois essas também conservam biodiversidade e são negligenciadas em estudos florísticos e fitossociológicos.

Palavras-chave: Espécies endêmicas, Estudos quantitativos, Floresta Atlântica, Invasão Biológica.

4.1 Introdução

No atual cenário de mudanças ambientais, onde diferentes modelos tem sido usados para prever mudanças nos padrões de distribuição e abundância das espécies, a importância de estudos fitossociológicos tem cada vez mais evidências para o conhecimento da biodiversidade, potuando áreas com alto endemismo e novos registros de espécies (Assumpção & Nascimento 2000; Martini *et al.* 2007; Lopes *et al.* 2015). Neste sentido, a Floresta Atlântica têm a maior diversidade de plantas do Brasil (Martini *et al.* 2007; Forzza *et al.* 2012) e alta variação geomorfológica e heterogeneidade climática influenciam para esta alta riqueza (Oliveira-Filho & Fontes 2000; Scarano 20002; Marques *et al.* 2016).

A Floresta Atlântica é considerada um hospots de diversidade, devido ao alto endemismo e impactos humanos constantes que ameaçam a biota existente (Myers *et al.* 2000). A fragmentação florestal e a perda de habitat são consideradas as maiores causas para a extinção de espécies (Ribeiro *et al.* 2009). Dessa maneira, é importante manter remanentes florestais, mesmo com pequenas áreas e/ou com alta interferência humana (Hobbs *et al.* 2006; Scarano 2006), pois estes fragmentos podem servir corredores para a dispersão de plantas e animais, incluindo espécies ameaçadas (Scarano 2006). Portanto, pesquisas quantitativas em áreas antropicas podem gerar excelentes informações sobre os padrões de distribuição das espécies, biodiversidade local e a necessidade de preservação para a persistência das espécies em escala de paisagem

4.2 Materiais e métodos

Quantificamos o componente arboreo-arbustivo em áreas com distúrbios humanos recentes associados ao uso da terra: habitação e agricultura familiar na Ilha Grande, Angra dos Reis, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Algumas das áreas tem alta densidade de espécies exotica, o qual jaqueira (*Artocarpus heterophyllus* Lam.) é a espécie invasora dominante (Moura 2011; Bergallo *et al.* 2016; Lopes *et al.* 2018 in prep). Ilha Grande é parte da Costa verde da Floresta Atlântica (Alves *et al.* 2016) e expressiva riqueza foi registrada para diferentes grupos biológicos (Esbérard *et al.* 2009; Callado *et al.* 2009; Rocha *et al.* 2009).

Alocamos 16 parcelas circulares com 15m de raio (706m² por parcela, total e 1.13ha amostrado). Oito parcelas foram alocadas em áreas com jaqueira e oito em áreas sem jaqueira

(Lopes *et al.* 2018 in prep). Quantificamos todos os indivíduos de árvores/arbustos com $DAP \geq 5$ cm. Identificamos os indivíduos ao menor nível taxonômico possível através de conhecimento prévio dos autores sobre as espécies de plantas, comparação com herbários (RB e HRJ) e ajuda de especialistas para algumas famílias. Verificamos se as espécies coletadas nesta pesquisa já haviam sido registradas na Ilha Grande através de comparações a listas de espécies previamente publicadas para Ilha Grande (Araujo & Oliveira 1988; Oliveira 2002; Callado *et al.* 2009) e a base de dados online Jabot do Jardim Botânico do Rio de Janeiro (Jabot 2017). Pesquisamos as seguintes informações das espécies: nome correto citado, autor das espécies, forma de vida, estatus de ameaça e registro de ocorrência de cada espécie em cada estado do Brasil. Estas informações são acessíveis no site da Lista da Flora do Brasil (2017). Acessamos as informações usando o pacote Flora no software R versão 3.2.2 (R Core Team 2015).

4.3 Resultados e discussão

Quantificamos 1048 indivíduos de 99 espécies (Lopes *et al.* 2018 in prep.). Encontramos 19 novos registros para Ilha Grande (Tabela 12). Apenas um novo registro foi identificado ao nível de gênero (*Ruprechtia* sp. - Polygonaceae). As famílias Fabaceae e Myrtaceae tiveram maior quantidade de espécies, cada família com quatro espécies.

Couratari pyramidata (Vell.) Kunth é rara, endêmica do Estado do Rio de Janeiro e considerada ameaçada pela IUCN (Smith *et al.* 2016). Coletamos um indivíduo dessa espécie em áreas dominada por *Artocarpus heterophyllus*. *Pseudopiptadenia inaequalis* (Benth.) Rauschert é endêmica do Estado do Rio de Janeiro e registramos somente um indivíduo desta espécie. As outras espécies quantificadas também foram registradas em pelo menos dois Estados do Brasil.

Encontramos 19 novos registros de espécies, ressaltamos a importância de estudos quantitativos em áreas florestais, mesmo em áreas com recentes impactos antrópicos. Um recente levantamento também registrou novas ocorrências de espécies de aves para Ilha Grande (Alves *et al.* 2016). Espécies endêmicas do Estado do Rio de Janeiro também foram registradas. Este fato reforça a importância de conservação dos chamados “novos ecossistemas” (Hobbs *et al.* 2006), porque mesmo áreas antropizadas tendo a composição da comunidade alterada com espécies exóticas, estas áreas podem possuir espécies raras e promover a manutenção de muitos serviços ecossistêmicos (D’Antonio & Meyerson 2002; Lugo 2004).

Em um check list de plantas no Brasil, Zappi *et al.* (2015) registraram 2167 espécies em áreas antropizadas. Isto reforça a importância das áreas antropizadas para o aumento de informações de distribuição de espécies, seus riscos de extinções e consequente contribuição para iniciativas de conservação e manejo biológico. Embora, a importância de registrar as espécies exóticas e/ou invasoras (*sensu* Richardson *et al.* 2000) tenha sido pontuada em trabalhos nacionais e internacionais (Pysek *et al.* 2004; Moro *et al.* 2012), tal informação vem sendo negligenciada em muitos trabalhos florísticos e fitossociológicos e podem ser fundamentais em políticas de conservação. Somado a isso, quantificar as espécies nativas que coexistem com as espécies exóticas podem trazer informações sobre os possíveis impactos da invasão biológica nas comunidades, uma vez que os trabalhos na área são pouco embasados com dados empíricos (Scarano 2006).

Portanto, concluímos que estudos quantitativos em áreas antropizadas são importantes para o conhecimento da biodiversidade e pode ser usado para avaliar possíveis impactos ambientais, bem como em políticas públicas relatando a necessidade ou não de manejo dessas áreas.

Tabela 12 - Lista de espécies de árvores/arbustos com primeiro registro coletado na Ilha Grande Ilha Grande, Angra dos Reis, Rio de Janeiro, Brasil
(continua)

Familia	Espécie	Forma de vida	Estatus de ameaça	Estado de ocorrência
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	Tree	LC	BA, ES, MG, MS, PE, PR, RJ, RS, SC, SP
Aquifoliaceae	<i>Ilex cerasifolia</i> Reissek	Tree	NA	GO, MG, MS, MT, RJ, SP
Asteraceae	<i>Vernonanthura discolor</i> (Spreng.) H.Rob.	Tree	NA	BA, DF, ES, MG, PR, RJ, RS, SC, SP
Boraginaceae	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	Tree	NA	AL, BA, CE, DF, ES, GO, MA, MG, MS, MT, PB, PE, PI, PR, RJ, RN, RS, SC, SP, TO
Clusiaceae	<i>Tovomita leucantha</i> (Schltdl.) Planch. & Triana	Tree	NA	ES, MG, RJ
Euphorbiaceae	<i>Caryodendron janeirense</i> Müll.Arg.	Tree	NA	RJ, SP
Fabaceae	<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	Tree	NA	AL, BA, CE, DF, ES, GO, MG, MS, PB, PE, PI, PR, RJ, RN, RS, SC, SE, SP
Fabaceae	<i>Andira ormosioides</i> Benth.	Tree	NA	BA, ES, MG, PE, RJ, SP
Fabaceae	<i>Pseudopiptadenia inaequalis</i> (Benth.) Rauschert	Tree	NA	RJ
Fabaceae	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Shrub, Tree	NA	AL, AM, BA, CE, DF, ES, GO, MA, MG, MS, MT, PA, PB, PI, PR, RJ, SE, SP
Lecythidaceae	<i>Couratari pyramidata</i> (Vell.) Kunth	Tree	EN	RJ

Tabela 12 - Lista de espécies de árvores/arbustos com primeiro registro coletado na Ilha Grande Ilha Grande, Angra dos Reis, Rio de Janeiro, Brasil (conclusão)

Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i> L.	Tree	VU	AC, AL, AM, AP, BA, CE, DF, ES, GO, MA, MG, MS, MT, PA, PB, PE, PR, RJ, RO, SC, SE, SP
Myrtaceae	<i>Campomanesia schlechtendaliana</i> (O.Berg) Nied.	Tree	LC	BA, ES, MG, PR, RJ, SP
Myrtaceae	<i>Eugenia speciosa</i> Cambess.	Tree	NA	MG, PR, RJ, RS, SC, SP
Myrtaceae	<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	Shrub, Tree	NA	AC, AL, AM, AP, BA, CE, DF, ES, GO, MA, MG, MS, MT, PA, PB, PE, PI, PR, RJ, RN, RO, RR, SE, SP, TO
Myrtaceae	<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	Tree	LC	BA, ES, MG, PR, RJ, RS, SC, SP
Polygonaceae	<i>Ruprechtia</i> sp.	Tree	NA	NA
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Tree	NA	AC, AL, AM, AP, BA, CE, DF, ES, GO, MA, MG, MS, MT, PA, PB, PE, PI, PR, RJ, RN, RO, RR, RS, SC, SE, SP, TO
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Tree	NA	AL, BA, CE, ES, MA, MG, PB, PE, PI, PR, RJ, RN, RS, SC, SE, SP

Legenda: Aqui estão informações relacionadas a forma de vida, estatus de ameaça (de acordo com a IUCN) e ocorrência em Estados do Brasil. Siglas dos Estados do Brasil: Acre – AC; Alagoas – AL; Amapá – AP; Amazonas – AM; Bahia – BA; Ceará – CE; Distrito Federal – DF; Espírito Santo – ES; Goiás – GO; Maranhão – MA; Mato Grosso – MT; Mato Grosso do Sul – MS; Minas Gerais – MG; Pará – PA; Paraíba – PB; Paraná – PR; Pernambuco – PE; Piauí – PI; Rio de Janeiro – RJ; Rio Grande do Norte – RN; Rio Grande do Sul – RS; Rondônia – RO; Roraima – RR; Santa Catarina – SC; São Paulo – SP; Sergipe – SE; Tocantins – TO. NA – não avaliada; EN – ameaçada de extinção; LC – pouco preocupante; VU – vulnerável.

Fonte: O autor, 2018.

4.4 Referências

Alves, M.A.S.; Vecchi, M.B.; Vallejos, L.M.; Ribeiro, E.A.; Martins-Silva, J. & Saint-Clair, R.S. 2016. New records of bird species from Ilha Grande, state of Rio de Janeiro, southeastern Brazil. *Check List*, 12(6): 2017.

Araujo, D.S.D. & Oliveira, R.R. 1988. Reserva Biológica Estadual da Praia do Sul (Ilha Grande, Estado do Rio de Janeiro): Lista Preliminar da Flora. *Acta Botanica Brasilica* 1(2): 83-94.

Assumpção, J. & Nascimento, M.T. 2000. Estrutura e composição florística de quatro formações vegetais de restinga no complexo lagunar Grussaí/ Iquipari, São João da Barra, RJ, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 14: 301-315.

Bergallo, H.G.; Bergallo, A.C.; Rocha, H.B. & Rocha, C.F.D. 2016. 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*, 20(1): 1-8.

Callado, C.H.; Barros, A.A.M.; Ribas, L.A.; Albarello, N.; Gagliardi, R. & Jascone, C.E.S. 2009. Flora e Cobertura Vegetal. In: Bastos, M. & Callado, C.H. *O Ambiente da Ilha Grande*. Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável, CEADS, Rio de Janeiro 91-162p.

Carvalho, C. 2017. flora: Tools for Interacting with the Brazilian Flora 2020. R package version 0.2.8. <<http://CRAN.R-project.org/package=flora>>

D'Antonio, C. & Meyerson, L. 2002. Exotic Plant Species as Problems and Solutions in Ecological Restoration: A Synthesis. *Restoration Ecology*, 10(4): 703–713.

Esbérard, C.E.L.; Jordão-Nogueira, T.; Luz, J.L.; de Souza Melo, G.G.; Mangolin, R.; Jucá, N.; Raíces, D.S.L.; Enrici, M.C. & Bergallo, H. 2009. Morcegos da Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoociências*, 8(2): 147-153.

Forzza, R.C.; Baumgratz, J.F.A.; Bicudo, C.E.M.; Canhos, D.; Carvalho Jr., A.A.; Nadruz-Coelho, M.A.; Costa, A.F.; Costa, D.P.; Hopkins, M.; Leitman, P.M.; Lohmann, L.G.; Lughadha, E.N.; Maia, L.C.; Martinelli, G.; Menezes, M.; Morim, M.P.; Peixoto, A.L.; Pirani, J.R.; Prado, J.; Queiroz, L.P.; Souza, S.; Souza, V.C.; Stehmann, J.R.; Sylvestre, L.S.; Walter, B.M.T. & Zappi, D.C. 2012. New Brazilian floristic list highlights conservation challenges. *BioScience* 62: 39-45.

Hobbs, R.J.; Arico, S.; Aronson, J.; Baron, J.S.; Bridgewater, P.; Cramer, V.A.; Epstein, P.R.; Ewel, J.J.; Klink, C.A.; Lugo, A.E.; Norton, D.; Ojima, D.; Richardson, D.M.; Sanderson, E.W.; Valladares, F.; Vilà, M.; Zamora, R. & Zobel, M. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*, 15: 1-7.

Jabot - Banco de Dados da Flora Brasileira. JBRJ - Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: [<http://www.jbrj.gov.br/jabot>]. Accessed 26 January 2017.

Lista de espécies da Flora do Brasil (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012/>). Accessed 30 January 2017.

Lopes, L.C.M.; Mariano-Neto, E. & Amorim, A.M.A. 2015. Estrutura e composição florística da comunidade lenhosa do sub-bosque em uma floresta Tropical no Brasil. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão* 37:361-391.

Lugo, A. E. 2004. The outcome of alien tree invasions in Puerto Rico. *Frontier Ecology Environment*, 2 (5): 265–273.

Marques, M.C.M.; Lins-&-Silva, A.C.; Rajão, H.; Rosado, B.H.P.; Barros, C.F.; Oliveira, J.A.; Finotti, R.; Neckel-Oliveira, S.; Amorim, A.; Cerqueira, R.; Bergallo, H.G. 2016. Mata Atlântica – O Desafio de transformar um passado de devastação em um futuro de conhecimento e devastação. In: Peixoto, A.L.; Luz, J.R.P. & Brito, M.A. *Conhecendo a Biodiversidade*. Ministério de Ciência e Tecnologia, Inovações e Comunicações. Editora Vozes 51-68p.

Martini, A.M.Z., Fiaschi, P., Amorim, A.M. & Paixão, J.L. 2007. A hot-point within a hot-spot: a high diversity site in Brazil's Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation* 16(11): 3111-3128.

Morim, M.P. 2015. *Pseudopiptadenia* in Lista de Espécies da Flora do Brasil. *Jardim Botânico do Rio de Janeiro*. Accessed 26 January 2017.

Moro, M.F.; Souza, V.C.; Oliveira-Filho, A.T.; Queiroz, L.P.; Fraga, C.N.; Rodal, M.J.N.; Araújo, F.S. & Martins, F.R. 2012. Alienígenas na sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia? *Acta Botanica Brasilica* 26(4): 991-999.

Moura, C.J.R. 2011. Estrutura Populacional e avaliação de métodos de controle da espécie exótica invasora *Artocarpus heterophyllus* Lamk. (Moraceae) no Parque Estadual da Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ. Dissertação apresentada a Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. 75p.

Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.

Oliveira, R.R. 2002. Ação antrópica e resultantes sobre a estrutura e composição da Mata Atlântica na Ilha Grande, RJ. *Rodriguesia*. 53(82): 33-58.

Oliveira-Filho, A.T. & Fontes, M.A.L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forest in south-eastern Brazil, and the influence of climate. *Biotropica* 32(4b):793-810.

Pyšek, P., Richardson, D.M., Rejmánek, M., Webster, G.L., Williamson, M. & Kirschner, J. 2004. Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* 53: 131-143.

R Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL< <https://www.R-project.org/>>

- Ribeiro, M. C., Metzger, J.P.; Martensen A. C., Ponsoni, F. J. & Hirota, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142(6): 1141-1153
- Richardson, D. M., Pysek, P., Rejmánek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D., & West, C. J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distribution*, 6(2): 93-107.
- Rocha, C.F.D. Bergallo, H.G.; Alves, M.A.S.; Van Sluys, M. Mazzoni, R. & Santos, S.B. A Fauna de ambientes anteriores. In: Bastos, M. & Callado, C.H. *O Ambiente da Ilha Grande*. Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável, CEADS, Rio de Janeiro 163-246p.
- Scarano, F. R. 2002. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic rainforest. *Annals of Botany* 90: 517-524.
- Scarano, F.R. 2006. Prioridades para Conservação: a linha tênue que separa teorias e dogmas. In: Rocha, C.F.D.; Bergallo, H.G.; Van Sluys, M.; Aves, M.A.S. *Biologia da Conservação: Essências*. Editora RIMA. 299-313p.
- Smith, N. P.; Mori, S.; Law, W. & Ribeiro, M. 2016. Conservation assessment of Lecythidaceae from eastern Brazil. *Kew Bulletin* 71:1-19.
- Zappi, D.C.; Filardi, F.L.R.; Leitman, P.; Souza, V.C.; Walter, B.M.T.; Pirani, J.R.; Morim, M.P.; Queiroz, L.P.; Cavalcanti, T.B.; Mansano, V.F. & Forzza, R.C. 2015. Growing knowledge: an overview of Seed Plant diversity in Brazil. *Rodriguesia* 66(4): 1085-1113.

CONCLUSÕES GERAIS

Perante os resultados encontrados, detectamos que existe carência na literatura sobre os impactos das espécies invasoras em parâmetros populacionais e ecossistêmicos. Entre os estudos de comunidade, falta mais embasamento empírico em abordagens filogenéticas e funcionais para se observar padrões e entender os mecanismos de montagem.

Ressaltamos a importância de se quantificar áreas com espécies exóticas para o conhecimento da biodiversidade, pois encontramos 19 novas ocorrências para Ilha Grande. Além disso, registrar a localidade das espécies exóticas e/ou invasoras é fundamental para outros estudos biogeográficos e de análise de impacto em maior escala.

Artocarpus heterophyllus e *Clitoria fairchildiana* tiveram efeitos positivos no estoque de carbono. *A. heterophyllus* teve efeito positivo na diversidade funcional e negativo devido a alteração da composição taxonômica e filogenética. *A. heterophyllus* e outras seis espécies exóticas em conjunto também reduziram a diversidade filogenética para táxons terminais na comunidade. Outros parâmetros não tiveram variação. Portanto, os efeitos das espécies exóticas foram positivos, negativos e nulos.

Dessa maneira, com os resultados que encontramos, sugerimos que o controle de *Artocarpus heterophyllus* e das espécies exóticas deve levar em consideração a análise de risco de perdas funcionais e ecossistêmicas, por exemplo: como devemos substituir o sequestro de carbono desempenhado por *Artocarpus heterophyllus* e *Clitoria fairchildiana* na floresta, se estas espécies forem retiradas? Além disso, qual o melhor tipo de manejo? Essas espécies são dominantes na comunidade e dependendo de como serão retiradas podem surgir clareiras na floresta.

Outros estudos que desenvolveram controle de espécies invasoras observaram perdas na cascata trófica das comunidades, gerando um efeito em cadeia sobre a biodiversidade (Bergstrom *et al.* 2009; Gleditsch & Carlo 2011). Somada a isso, em ilhas foi detectado que a maioria dos controles de espécies invasoras não tiveram sucesso (Smith-Ramírez *et al.* 2017). Portanto ressaltamos o quão importante é avaliar o impacto das espécies invasoras em múltiplas variáveis repostas (Jescke *et al.* 2014; Hulme & Bernard-Verdier 2017), pois dessa forma teremos informações mais robustas desta análise de risco e, quiçá, desenvolver algum plano de manejo nestes ambiente invadidos.

REFERÊNCIAS

- Bergstrom, D.M.; Lucieer, A.; Kiefer, K. Wasley, J.; Belbin, L.; Pedersen, T.K. & Chown, S.L. 2009. Indirect effects of invasive species removal devastate World Heritage Island. *Journal of Applied Ecology*, 46, 73–81.
- Gleditsch, J.M. & Carlo, T.A. 2011. Fruit quantity of invasive shrubs predicts the abundance of common native avian frugivores in central Pennsylvania. *Diversity and Distributions*, 17: 244–253.
- Hulme, P. & Bernard-Verdier 2017. Comparing traits of native and alien plants: can we do better? *Functional Ecology*, 1-9.
- Jeschke, J.M.; Bacher, S.; Blackburn, T.M.; Dick, J.T.A.; Essl, F.; Evans, T.; Gaertner, M.; Hulme, P.E.; Kuhn, I.; Mrugala, A.; Pergl, J.; Pysek, P.; Rabitsch, W.; Ricciardi, A.; Richardson, D.M.; Sendek, A.; Vilà, M.; Winter, M. & Kumschick, A.S. 2014. Defining the Impact of Non-Native Species. *Conservation Biology*, 0: 1-7.
- Smith-Ramírez, C.; Vargas, R.; Castillo, J.; Mora, J.P. & Arellano-Cataldo, G. 2017. Woody plant invasions and restoration in forests of island ecosystems: lessons from Robinson Crusoe Island, Chile. *Biodiversity and Conservation*, 26(1): 1507-1524.