Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro Biomédico
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

José Henrique Fortes Mello

Efeitos do controle da jaqueira, *Artocarpus heterophyllus* L., sobre a comunidade de pequenos mamíferos e a rede de dispersão de sementes na Ilha Grande, RJ

Rio de Janeiro
2012

José Henrique Fortes Mello

Efeitos do controle da jaqueira, *Artocarpus heterophyllu* L., sobre a comunidade de pequenos mamíferos e a rede de dispersão de sementes na Ilha Grande, RJ

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

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

Rio de Janeiro

2012

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

M527 Mello, José Henrique Fortes.
Efeitos do controle da jaqueira, Artocarpus heterophyllus L. (Moraceaeae), sobre a comunidade de pequenos mamíferos e a rede de dispersão de sementes na Ilha Grande, RJ / José Henrique Fortes Mello. Rio de janeiro, 2012.
109 f. ; il.
Orientadora: Helena de Godoy Bergallo
Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.
1. Artocarpus - Grande, Ilha (RJ) - Teses. 2. Sementes - Disseminação - Teses. I. Bergallo, Helena de Godoy. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. III. Título.
CDU 634.393(815.3)

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

_____ _____

Assinatura Data

José Henrique Fortes Mello

Efeitos do controle da jaqueira, *Artocarpus heterophyllus* L., sobre a comunidade de pequenos mamíferos e a rede de dispersão de sementes na Ilha Grande, RJ

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Aprovada em 10 de fevereiro de 2012.

Banca Examinadora:

_____
Prof.ª Dr.ª Helena de Godoy Bergallo (Orientadora)
Departamento de Ecologia, UERJ

_____
Prof.ª Dr.ª Flávia Souza Rocha
Departamento de Ciências Ambientais, UFRRJ

_____
Prof. Dr. Carlos Eduardo de Viveiros Grelle
Departamento de Ecologia, UFRJ

_____
Prof. Dr. Marcus Vinícius Vieira
Departamento de Ecologia, UFRJ

_____
Prof. Dr.Carlos Eduardo Lustosa Esberárd
Departamento de Biologia Animal, UFRRJ

Rio de Janeiro

2012

DEDICATÓRIA

Dedico esse trabalho a toda a minha família, mas particularmente ao meu pai, que durante toda a minha vida esteve ao meu lado me incentivando a buscar minhas próprias palavras e respostas. E a nunca parar de aprender.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha mãe, Heloisa, que me ensinou a acreditar que sempre existe algum lado bom nas coisas e que se você quer algo é melhor correr atrás. Ao meu pai, Alcides, que me ensinou que a única coisa que verdadeiramente te limita é a sua própria vontade e que não é força, é jeito. À minha avó, Hildete, que me ensinou que idade é coisa da sua cabeça. Ao meu irmão, Rodrigo, pelas brigas incessantes quando crianças e pelos abraços infindáveis quando adultos. Ao meu tio, Paulo, que me ensinou que a vida é muito mais do que só trabalho e que me ofereceu a primeira cerveja da minha vida. Por algum motivo eles esqueceram de me ensinar a desistir, então agora eu não faço a menor ideia de quando parar de correr sorrindo.

À Elisa Mendonça, por todo companheirismo, apoio e incentivo nos momentos difíceis. Obrigado por ter suportado bravamente as minhas viagens mensais para a Ilha Grande e minha transformação em eremita durante a escrita dessa dissertação. Apenas um parágrafo é pouco para expressar tudo que eu gostaria. Te amo. Muito.

À minha orientadora Helena Bergallo, pelo carinho e paciência com a minha impaciência e todos os meus eventuais devaneios. Por todos os ensinamentos, tenham sido eles captados por osmose ou não. E também por não ter sido enfática o suficiente ao dizer que não tinha vaga no laboratório anos atrás.

Ao Daniel Raíces, por toda a amizade. Acho que é a única pessoa que possui a incrível habilidade de acabar com meus preconceitos sobre ecologia e me trazer totalmente para dentro dela em apenas uma conversa de bar. Basicamente, mudou a minha vida por completo.

Tenho muito a agradecer a todo esse povo mulambento que, com tanta coisa para fazer na vida, resolveu trabalhar com bichos peludos perdidos no meio do mato: Nina, Paula, Natália, Nathalia, Carol, Hermano, Fabi, Taiana, Thiago, Flávia, Daniel, Rodrigo. Espero que todos vocês tenham plena consciência de que a consequência das amizades que construímos é o fato de que agora vocês são obrigados a conviver com a minha pessoa. E com a quantidade exagerada de bobeiras que eu falo.

Existem três do lab que eu preciso agradecer em particular. Ao Wagner Silva, que com tantas outras coisas para fazer foi comigo em praticamente todas as campanhas. Mais do que apenas amigo, se tornou um parceirasso. À Isadora Lessa, por todo apoio e todas as conversas sobre assuntos absolutamente aleatórios que tornaram os momentos de pânico e desespero durante as análises dos nossos dados bastante agradáveis, diria eu até divertidos. E à Carolina Lacerda, que entrou no laboratório num estágio mais avançado dos trabalhos mas cuja ajuda

se mostrou essencial. Querendo ou não acabou se tornando a nossa padawan nos caminhos sombrios da ecologia. Acho que não é exagero dizer que se não fosse por vocês eu provavelmente não conseguiria terminar esse trabalho.

Aos amigos que fiz durante a pós-graduação: Marcelo, Igor, Verônica, os dois Thiagos. Por todas as opiniões, ideias e discussões muitas vezes completamente conflitantes com algo que eu pensava. Justamente o tipo de coisa que faz com que a minha cabeça funcione de um jeito que eu jamais imaginei que seria possível.

Aos amigos que são do tempo da graduação mas que parece que são desde sempre: Vitor, Marcelo, Hugo, Gi, Cristiano Yuji, Rafael Feijó, Dayane, Francielle, Ive, todos os Thiagos, Fábio, Nay. Tem muito mais gente, mas o ponto é que eu tenho que agradecer todos vocês pelos momentos nos quais eu podia fugir do mundo nem que fosse por cinco minutos. E também ao Giga, que já foi festejar em outras pradarias mas sempre vai entrar nesse balaio.

Aos amigos antes do tempo da graduação, que literal e metaforicamente cresceram comigo: meus irmãos de sempre Victor Manuel, Leonardo, Kenzo, Igor, Hugo. Acho que esses aqui não precisam que eu use palavras para dizer o que eu sinto.

Ao pessoal da Vila Dois Rios, por todo o carinho e amizade: Julinho, Dona Teresa, Dona Graça... enfim a patota toda. Um agradecimento especial ao Bar da Dona Teresa, local de discussões profundas sobre a vida, o universo e tudo mais, centro de planejamento de centenas de trabalhos futuros (muitos infelizmente esquecidos no dia seguinte) e uma verdadeira central de tratamento de dores musculares e cansaço mental de muitos, se não todos, ecólogos que trabalham no CEADS.

Ao Bar Lorena, por ser palco de alguns dos maiores, melhores e mais importantes momentos da minha vida até agora. Agradeço por todos os encontros e, felizmente, alguns desencontros.

A todos os meus professores que tive durante a vida, sem os quais eu literalmente não teria chegado até aqui.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução (PPGEE-UERJ), pelo suporte durante a realização desse trabalho.

Aos apoios financeiros recebidos por minha orientadora da FAPERJ e do CNPq, que permitiram a efetuação desse projeto.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de mestrado. Trabalhar com ecologia é um prazer sem igual, mas dinheiro no bolso é uma felicidade sem tamanho.

Uma criança de quatro anos entenderia isso. Rápido, vá buscar uma criança de quatro anos porque eu não estou entendendo nada!

Grouxo Marx

RESUMO

MELLO, José Henrique Fortes. *Efeitos do controle da jaqueira, Artocarpus heterophyllus* L.*, sobre a comunidade de pequenos mamíferos e a rede de dispersão de sementes na Ilha Grande, RJ.* 2012. 109f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

Atualmente observa-se uma expressiva perda de biodiversidade global resultante de atividades antrópicas, sendo a introdução de espécies exóticas uma das mais impactantes. A jaqueira *Artocarpus heterophyllus* é uma espécie exótica introduzida no Brasil durante o período colonial, sendo considerada invasora em diversas localidades. Na Mata Atlântica invade áreas de mata aberta e de borda, habitualmente associadas a ambientes antrópicos. Na Ilha Grande é encontrada em grande abundância em decorrência do histórico de ocupação humana. Para compreender como a mastofauna responde a presença da jaqueira, o Laboratório de Ecologia de Mamíferos da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ) vem desenvolvendo um estudo ao longo de seis anos nos arredores da Vila Dois Rios, localizada na face oceânica da Ilha Grande. A partir dos resultados prévios iniciou-se uma segunda etapa do estudo no mesmo local que buscou avaliar diferentes métodos de controle das jaqueiras. O presente estudo é uma continuação direta desses dois trabalhos anteriores e teve como objetivo acompanhar as respostas da comunidade de pequenos mamíferos no período imediatamente posterior ao controle. Durante 18 meses foram amostradas bimestralmente 18 grades, 10 aonde foi efetuado o controle das jaqueiras e 8 aonde não foi constatada a presença desta árvore. Em cada grade foram colocadas 11 armadilhas de captura viva sendo banana a isca utilizada. Os mamíferos capturados foram medidos e suas fezes coletadas. A quantidade de jacas em cada área também foi anotada bimensalmente. As fezes foram analisadas em laboratório e as sementes encontradas identificadas. Os resultados obtidos indicam que a influência de *A. heterophyllus* sobre a estrutura da comunidade de pequenos mamíferos foi menor após o tratamento de controle. A única espécie que parece ainda responder a abundância de jaqueiras é o roedor *Trinomys dimidiatus*, que apresentou densidades mais elevadas nas áreas em tratamento, porém mais próximas a resultados obtidos para espécies congêneres em áreas pouco antropizadas. Utilizando uma abordagem de redes complexas observamos que, embora *T. dimidiatus* seja a espécie mais abundante em termos de número de indivíduos, o gambá *Didelphis aurita* parece ser a espécie de mamífero mais importante para dispersão de sementes nativas, aparecendo como espécie com maior número de conexões com espécies de sementes nas redes contruídas para as áreas sem jaqueiras e com jaqueiras antes e após o tratamento. Finalmente, a partir dos dados obtidos criamos um modelo matemático para a população de *T. dimidiatus* dos arredores da Vila Dois Rios, baseado em um crescimento logístico. Os resultados do modelo proposto se mostraram correlacionados com os dados de abundância reais, de modo que ele parece ser um simulador adequado da população local.

Palavras-chave: Pequenos Mamíferos. Ecologia de Comunidades. *Artocarpus heterophyllus*. Redes Complexas. Modelagem Ecológica. Crescimento Logístico.

ABSTRACT

Currently, the world is experiencing a severe loss of biodiversity as consequence of human activities. Of these, the introduction of exotic species is one of the most harmful. The jackfruit tree, *Artocarpus heterophyllus*, is considered an exotic species in Brazil, where it was introduced during colonial times. In the Brazilian Atlantic Rainforest, *A. heterophyllus* colonizes open canopy and edge areas, mostly associated with anthropic environments. In Ilha Grande it can be found in high densities as a result of the historical process of human occupation of the island. To better understand if and how the small mammalian fauna responded to the presence of *A. heterophyllus*, the Laboratory of Mammal Ecology of Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ) has been developing a study in the course of the last six years in the surroundings of Vila Dois Rios, located in the oceanic front of Ilha Grande. Based on previous results, a second phase of the study was implemented in the same local. This second study aimed to evaluate the best control method for the jackfruit trees (Moura 2011). The present study is a direct continuation of both studies, its main objective being to accompany the responses of mammalian community in the period immediately after the treatment of the jackfruit trees. During the course of 18 months 18 grids were sampled in a bimonthly basis, 10 where the jackfruit trees were treated and 8 where jackfruit trees were absent. In each grid 11 live traps were opened, and the bait was banana. The captured mammals were ear-tagged and measured and their feces collected. The number of jackfruits was also counted in each area bimonthly. The feces were analyzed in laboratory and the found seeds identified. Our results indicate that the community structure is being less influenced by *A. heterophyllus* abundances after the control treatment. The only species that still presented a response to the presence of *A. heterophyllus* was the spiny rat *Trinomys dimidiatus*. Even so, although the density of *T. dimidiatus* was high, it was lower than the density found previously, being more similar to results obtained for congeneric species in less anthropized sites. By using complex network analysis we observed that, although *T. dimidiatus* is the most abundant species in the study area, the opossum *Didelphis aurita* seems to be the most important species in terms of seed dispersal. *D. aurita* was the species with most connections in all built networks for areas without jackfruit trees and with jackfruit trees before and after the treatment. Finally, based on the obtained results we created a mathematical model for *T. dimidiatus* population of the surroundings of Vila Dois Rios, based on the logistic growth equation. The results of the proposed model were statistically correlated with our actual data, and so may be considered an adequate simulator for this particular population.

Keywords: Small Mammals. Community Ecology. *Artocarpus heterophyllus*. Complex Networks Analysis. Ecological Modelling. Logistic Growth.

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO

Figura 1 – Jaqueira frutificando na grade CF, localizada ao longo da trilha que liga a Vila Dois Rios a Praia da Parnaioca (foto: José Mello)..... 21

Figura 2 – Localização da Ilha Grande no litoral do Estado do Rio de Janeiro. A Vila Dois Rios se situa na vertente oceânica da ilha. A Vila Dois Rios está destacada com o círculo laranja (fonte: Google Earth, imagens de junho de 2010)..... 23

Figura 3 – Distribuição das grades de estudo nos arredores da Vila Dois Rios. Os quadrados vermelhos representam as grades com jaqueiras e os amarelos, sem jaqueiras (Escala 1:26343, Fonte: Google Earth, imagens de março de 2010)..... 27

1 A COMPOSIÇÃO E A ABUNDÂNCIA DA COMUNIDADE DE PEQUENOS MAMÍFEROS EM ÁREAS COM JAQUEIRAS PÓS-TRATAMENTO DE CONTROLE.

Figura 1 – Teste t pareado entre a produção média de jacas nas áreas com jaqueiras antes e depois do tratamento. Não foi observada diferença estatisticamente significativa entre a produção média de jacas após o tramento químico. Porém, foi observada uma diferença marginalmente significativa para o tratamento físico**.**..... 36

Figura 2 – Teste t entre a riqueza de espécies entre as áreas sem jaqueiras e as áreas aonde foi efetuado o tratamento de controle das jaqueiras..... 37

Figura 3 – Teste t pareado para a riqueza de espécies entre as áreas com jaqueiras antes e após o controle..... 37

Figura 4 – Teste t pareado para o índice de diversidade de Simpson entre as áreas com jaqueiras antes e após o controle..... 38

Figura 5 – Teste t para o total de capturas nas áreas sem jaqueiras e as áreas aonde foi efetuado o tratamento de controle das jaqueiras..... 38

Figura 6 – Distribuição das áreas de estudo no espaço multidimensional do MDS, representando a dissimilaridade entre elas. As grades com jaqueiras se mostraram mais dispersas após o tratamento (a) quando comparadas com o agrupamento observado por Raíces (2011)(b)..... 39

Figura 7 – Regressões simples entre os eixos do MDS e a abundância das jaqueiras após o tratamento..... 40

Figura 8 – Regressões simples entre os eixos do MDS e a produção média de jacas após o tratamento..... 41

Figura 9 – Parciais entre a dissimilaridade de Bray-Curtis obtida para as grades e a distância geográfica entre elas (a) e as diferenças nas abundâncias das jaqueiras (b)..... 42

Figura 10 – Regressões simples entre a abundância das espécies e a abundância das jaqueiras. a) *Trinomys dimidiatus*, b) *Didelphis aurita*, c) *Gracilinanus microtarsus*, d) *Marmosops incanus*, e) *Callithrix* sp., f) *Euryoryzomys russatus*, g) *Guerlinguetus ingrami*, h) *Oxymycterus dasytrichus* e i) *Rhipidomys itoan*..... 43

Figura 11 – ANCOVAS das densidades das espécies nos dois estudos em relação a abundância de jaqueiras. Elementos em vermelho representam os dados de Raíces (2011), os elementos em azul os dados deste trabalho. a) *Euryoryzomys russatus*, b) *Rhipidomys itoan*, c) *Trinomys dimidiatus*, d) *Didelphis aurita*, e) *Gracilinanus microtarsus*, f) *Marmosops incanus*, g) *Callithrix* sp., h) *Guerlinguetus ingrami* e i) *Oxymycterus dasytrichus*..... 46

2 AS REDES MUTUALÍSTICAS DOS PEQUENOS MAMÍFEROS DE DOIS RIOS.

Figura 1 – Representação esquemática do conceito de aninhamento para Biogeografia de Ilhas. Ambos os arquipélagos possuem três biotas (A, B e C), com riqueza de espécies similares. O arquipélago da esquerda é aninhado, uma vez que as espécies presentes nas menores biotas formam subconjutos das biotas encontradas nas ilhas com maior riqueza de espécies. O arquipélago da direita não é aninhado, uma vez que algumas espécies presentes na ilha B não são encontradas em nenhuma outra ilha, e C apresenta espécies que são observadas em A mas não são encontradas em B (adaptado de Patterson 1987)..... 60

Figura 2 – Exemplo de aninhamento em rede mutualística. Poucas espécies apresentam um grande número de interações, mas a maioria realiza poucas conexões..... 60

Figura 3 – Rede de interações das áreas com jaqueiras antes do tratamento de controle. Em a) grafo construído com base na matriz de assimetria de interação. A assimetria é refletida na espessura das arestas. Em b) grafo contruído com base na matriz binária de presença-ausência e, portanto, todas as interações têm o mesmo peso..... 67

Figura 4 – Rede de interações das áreas sem jaqueiras. Em a) grafo construído baseado na matriz de assimetria de interações e em b) grafo com base na matriz binária..... 69

Figura 5 – Rede de interações das áreas com jaqueira após o tratamento. Em a) grafo construído baseado na matriz de assimetria de interações e em b)

grafo com base na matriz binária..... 71

Figura 6 – Ajustes de distribuição de grau para pequenos mamíferos (esquerda) e sementes dispersas (direita) nas áreas: a) com jaqueiras antes do tratamento; b) sem jaqueiras; e c) com jaqueiras pós-tratamento. As distribuições de graus foram explicadas, a) pela lei de potência para ambas as partições; b) pelo modelo de lei de potência para a partição dos pequenos mamíferos e ajuste exponencial para a partição das sementes dispersas e c) pela lei de potência para ambas as partições. Os gráficos estão representados em escala logarítmica, cada linha representa um modelo de ajuste diferente: linha reta cinza é o ajuste de lei de potência, a curva preta é o ajuste para lei de potência truncada e a curva cinza claro é o ajuste para modelo exponencial. A denominação "lower trophic level" é referente à partição posicionada nas linhas da matriz de interação, enquanto "higher trophic level" se refere a partição das colunas..... 73

Figura 7 – Os graus (número de interações realizadas) das partições variaram em a) áreas com jaqueiras, entre 1 e 31 para os pequenos mamíferos e entre 1 e 7 para as sementes dispersadas; b) áreas sem jaqueiras, entre 2 e 27 para os pequenos mamíferos e entre 1 e 7 para as sementes dispersadas e c) áreas com jaqueiras pós-tratamento entre 2 e 27 para os pequenos mamíferos e entre 1 e 7 para as sementes dispersadas..... 74

Figura 8 – A robustez da rede das áreas: a) com jaqueiras, foi maior quando espécies de plantas foram eliminadas primariamente (R=0,730, gráfico da esquerda) do que quando espécies de pequenos mamíferos foram eliminadas (R=0,457, gráfico da direita); b) sem jaqueiras, foi maior quando espécies de plantas foram eliminadas primariamente (R=0,771) do que quando espécies de pequenos mamíferos foram eliminadas (R=0,549) e c) com jaqueiras pós-tratamento, foi maior quando espécies de plantas foram eliminadas primariamente (R=0,585) do que quando espécies de pequenos mamíferos foram eliminadas (R=0,381). R representa a área abaixo da curva..... 75

Figura 9 – ANOVA comparando a distribuição de grau dos pequenos mamíferos entre as redes (F=0,468, p=0,633)..... 76

Figura 10 – ANOVA comparando a distribuição de grau de sementes dispersadas entre as redes (F=0,942, p=0,394)..... 76

3 SOBRE RATOS E JAQUEIRAS: MODELANDO A CAPACIDADE SUPORTE DE UMA POPULAÇÃO DO RATO DE ESPINHO *Trinomys dimidiatus* EM RELAÇÃO A ABUNDÂNCIA DA JAQUEIRA *Artocarpus heterophyllus*.

Figura 1 – Indivíduo macho de *Trinomys dimidiatus* capturado na grade CC (foto: José Mello)..... 90

Figura 2 – O tempo necessário para a população atingir a capacidade suporte K

média (2,038 indivíduos) variou entre r=0,287 (t=33,2±4,185 meses, curva vermelha) e r=0,220 (t=44,9±5,567 meses, curva azul). As setas indicam o tempo de estabilização populacional de acordo com os parâmetros assumidos (vide texto)..... 94

Figura 3 – A diferença do tempo necessário para população atingir K foi estatisticamente diferente entre r=0,22 e r=0,287..... 95

Figura 4 – A abundância média calculada a partir dos dados coletados em campo (linha vermelha contínua) variou entre 3 e 0,11. A capacidade suporte K (linha azul tracejada) variou entre 3,49 e 0..... 95

Figura 5 – Os valores de tamanho populacional projetados pelo modelo proposto se mostraram estatisticamente relacionados com os valores reais obtidos em campo (*r*=0,597, p=0,009)..... 96

LISTA DE TABELAS

1 A COMPOSIÇÃO E A ABUNDÂNCIA DA COMUNIDADE DE PEQUENOS MAMÍFEROS EM ÁREAS COM JAQUEIRAS PÓS-TRATAMENTO DE CONTROLE

Tabela 1 – Número de espécimes capturados, total de capturas por espécie e por área, riqueza de espécies em cada área. O estudo ocorreu no período de novembro de 2009 a junho de 2011 na Ilha Grande, RJ. As grades iniciadas com C indicam as áreas com jaqueiras e as iniciadas com S indicam as áreas sem jaqueiras..... 35

2 AS REDES MUTUALÍSTICAS DOS PEQUENOS MAMÍFEROS DE DOIS RIOS

Tabela 1 – Lista de espécies de mamíferos e de sementes de plantas encontradas nas fezes. Grau é o número de conexões estabelecido por cada espécie. Força da espécie é a soma das assimetrias de interação calculadas para cada espécie. R_c se refere à rede das áreas com jaqueiras antes do tratamento, r_s às áreas sem jaqueiras e r_t às áreas com jaqueiras pós-tratamento..... 77

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANCOVA	Análise de covariância
ANOVA	Análise de variância
BA	Modelo Barabási-Albert
C	Conectância
CBD	Convenção sobre Diversidade Biológica
COP	Conferência das Partes da Convenção sobre Diversidade Biológica
FE	Força de espécie
GBO	Panorama sobre a diversidade global
IWD	Internet web database
MDS	Escalonamento multidimensional não-híbrido
NODF	Aninhamento baseado em sobreposição pareada e preenchimento decrescente
PEIG	Parque Estadual da Ilha Grande
TEF	Taxa de extinção de fundo
UC	Unidades de conservação
WS	Modelo Watts-Strogatz

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO..... 16

1 **A COMPOSIÇÃO E A ABUNDÂNCIA DA COMUNIDADE DE PEQUENOS MAMÍFEROS EM ÁREAS COM JAQUEIRAS PÓS-TRATAMENTO DE CONTROLE**..... 29

2 **AS REDES MUTUALÍSTICAS DOS PEQUENOS MAMÍFEROS DE DOIS RIOS**..... 54

3 **SOBRE RATOS E JAQUEIRAS: MODELANDO A CAPACIDADE SUPORTE DE UMA POPULAÇÃO DO RATO DE ESPINHO *Trinomys dimidiatus* EM RELAÇÃO A ABUNDÂNCIA DA JAQUEIRA *Artocarpus heterophyllus***..... 87

REFERÊNCIAS..... 103

INTRODUÇÃO

Introdução geral

As taxas de extinção de espécies que podem ser observadas atualmente ao redor do mundo são bastante elevadas. A expressiva perda de biodiversidade que estamos vivenciando, causada direta ou indiretamente por ações humanas, fez com que alguns autores sugerissem que o momento atual poderia ser caracterizado como uma sexta onda de extinção em massa (Myers e Knoll 2001; Novacek e Cleland 2001). Por outro lado, alguns autores assumem abordagens mais conservadoras. Jablonski (2001), por exemplo, sugere que o que se observa atualmente é uma versão extremada da Taxa de Extinção de Fundo (TEF). Extinções, assim como especiações, são processos naturais a qual grupos de organismos estão sujeitos. Assim, a TEF seria uma representação da perda de espécies esperada naturalmente. O que Jablonski (2001) sugere é que a manutenção das taxas de extinção atuais por um longo tempo, eventualmente poderá servir como base para o estabelecimento de um evento de extinção em massa (ver também Barnosky et al. 2011). Wake e Vredenburg (2008), por sua vez, assumem que as taxas de extinção ao redor do mundo podem ser consideradas de fato elevadas acima do esperado em razão de atividades antrópicas. Para esses autores, porém, as atividades humanas estariam agindo em sinergia com processos geológicos globais, assumindo um papel mais de potencialização do que de desencadeamento. Entretanto, percebe-se que independentemente de qual abordagem seja assumida, todas concordam que a atual perda de biodiversidade é um processo factual real e que a culpa é, em grande parte, nossa.

A extensão do problema pode ser percebida com base em algumas estimativas. No ano de 2002, durante a 6ª Conferência das Partes da Convenção sobre Diversidade Biológica (6th Ordinary Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity, COP6), os países signatários da Convenção sobre Diversidade Biológica (Convention on Biological Diversity, CBD) desenvolveram um plano estratégico para reduzir significativamente as perdas de biodiversidade nos níveis regional, nacional e global, até o ano de 2010. Em 2006, por ocasião da COP8, ocorrida na cidade de Curitiba, Paraná, foi lançada a 2ª edição do Panorama Sobre a Diversidade Global (Second Global Biodiversity Outlook, GBO2) como uma forma de avaliação do progresso realizado até então. Um dos resultados apresentados nesse trabalho foi a estimativa de que nos últimos 50 anos perdeu-se mais biodiversidade por consequência de ações antrópicas do que em todo o resto da história humana (SCDB 2006). O GBO2 também indicou que dificilmente a meta estabelecida para o

ano de 2010 seria atingida sem uma modificação profunda das diretrizes das sociedades humanas. E finalmente, no ano de 2010, foi lançada a 3ª edição do Panorama Sobre a Diversidade Global (GBO3), oferencendo uma avaliação de resultados obtidos e tendências percebidas. A conclusão foi que, de um modo geral, as metas estabelecidas não foram alcançadas em nível global, mas parcialmente nos níveis regional e nacional (SCDB 2010). De acordo com o GBO3, "A maioria dos países também está realizando (...) o monitoramento da biodiversidade, a pesquisa e o desenvolvimento de bases de dados. Em nível internacional, os recursos financeiros estão sendo mobilizados e tem havido progressos no desenvolvimento de mecanismos de pesquisa, acompanhamento e avaliação científica da biodiversidade". Embora como um todo o planeta continue experimentando uma perda acentuada de sua diversidade biológica, o incremento da capacidade científica relacionada a essa redução permitiu uma maior compreensão dos processos causadores, assim como formas mais eficientes de direcionamento de ações locais. Nesse sentido, uma das principais propostas foi o conceito de *hotspot* concebido na década de 1980 por Norman Myers.

Em 1988, Myers, utilizando dados de plantas vasculares, determinou dez áreas ao redor do mundo – número posteriormente aumentado para 18 (Myers 1990) – que compartilhavam como características um elevado grau de endemismo e perdas de habitat excepcionalmente altas. Atualmente 34 regiões são classificadas como *hotspots* de biodiversidade (http://www.biodiversityhotspots.org, acessado em 11/12/2011), seguindo os seguintes critérios: a) pelo menos 0,5% das cerca de 300.000 espécies de plantas vasculares atualmente descritas são endêmicas na região e b) pelo menos 70% de sua cobertura vegetal original já foram perdidos (Myers, Mittermeier et al. 2000, porém ver também Carvalho 2009 para uma comparação de diferentes conceitos de *hotspots*). Outros grupos de organismos podem ser usados, mas apenas para comparações entre *hotspots* ou como fator de congruência (p. ex., ver Ceballos e Ehrlich 2006).

Além de sua capacidade de agregar teoria econômica a teoria ecológica, o conceito de *hotspots* tem importância histórica, tendo sido o primeiro a assumir que simplesmente não há recursos financeiros suficientes disponíveis para salvaguardar todas as espécies do mundo. Ao colocar *hotspots* como áreas prioritárias para esforços de conservação, o custo geral é reduzido e uma ampla gama de serviços ecológicos e, principalmente, processos evolutivos podem ser preservados (Rosenzweig 2001; Myers e Knoll 2001). Com base no conceito de *hotspot*, diferentes estratégias de conservação vêm sendo propostas, algumas enfatizando a insubstituibilidade de habitats, outras a alta vulnerabilidade de ambientes e algumas ainda a

baixa vulnerabilidade (Brooks et al. 2006). Sob a mesma ótica que originou a criação da teoria dos *hotspots*, Mittermeier (1988) cunhou o termo *países de megadiversidade*, indicando países que não só continham altíssima diversidade biológica, mas também punham essa mesma diversidade em risco de extinção iminente (p.ex. o México, Ceballo et al. 1998). Claramente percebe-se que ambos os conceitos são convergentes em suas definições e, mais importante, ao classificar o Brasil como uma macroregião prioritária para estratégias de conservação justamente por sua elevada diversidade biológica (Mittermeier 1988; Costa et al. 2005). Entretanto, é necessário salientar que existe um número expressivo de lacunas no conhecimento científico, seja em relação a descrição de novas espécies, seja em relação a sua ecologia (Bergallo et al. 2000; Lewinsohn e Prado 2005). Muito embora a infraestrutura atualmente disponível para produção científica brasileira esteja muito mais consolidada do que há 20 anos (Lewinsohn e Prado 2005), a escassez de informações que engloba tanto fauna quanto flora em basicamente todas as escalas se reflete, também, tanto no contexto nacional quanto no regional. Assim, existe uma demanda constante e crescente por novos trabalhos, mesmo em biomas mais bem estudados, como é o caso dos domínios Mata Atlântica (MMA 2002; Rocha et al. 2004) e Cerrado (Bonvicino et al. 2005; Scariot e Sevilha 2005), ambos enquadrados no conceito de *hotspot* de Myers et al. (2000). Esse é um fato de importância central, uma vez que existem indícios que a eficiência da determinação de áreas prioritárias de conservação se relaciona positivamente com as áreas determinadas como *hotspots* (Lamoreux et al. 2006; Loyola et al. 2007).

Assim, atualmente sabe-se que dentre as principais causas para a redução de biodiversidade decorrente de atividades humanas, característica comum a todos os *hotspots*, figuram a perda de hábitats, a sobre-exploração de espécies e, de forma cada vez mais acentuada, a introdução de espécies exóticas (Phillips 1997; Williamson 1999; Begon et al. 2007).

Espécies exóticas

A área de abrangência natural para a maioria das espécies é determinada por barreiras biogeográficas. A abertura de oceanos, o soerguimento de cadeias montanhosas, a alteração do padrão de drenagem de uma bacia hidrográfica são apenas alguns dos eventos que podem levar ao isolamento geográfico de populações e, consequentemente, a interrupção do fluxo gênico entre elas. Apesar de a transposição natural dessas barreiras ser um evento virtualmente possível, sua probabilidade e, mais importante, sua constância são extremamente

baixas (Mooney e Cleland 2001). Por esse motivo, o processo de especiação por vicariância é um dos principais responsáveis pelos padrões de distribuição natural das espécies (Lockwood et al. 2007). Entretanto, algumas atividades humanas têm facilitado a transposição dessas barreiras naturais (Holmes et al. 2009).

Embora seres humanos sempre tenham introduzido espécies em novos habitats, foi durante o processo de globalização que houve um aumento considerável da capacidade de transporte humana (Holmes et al. 2009). A abertura de novos mercados demanda a abertura de novas rotas de comércio e cria uma necessidade de incremento constante do volume de bens passível de ser transportado (Levine e D´Antonio 2003; Perrings et al. 2005). Uma das consequências indiretas desse maior volume é o aumento da frequência com a qual espécies podem vir a ser introduzidas em novas áreas, tanto proposital quanto acidentalmente. Introduções intencionais podem ter fins diversos tais como agricultura, melhoramento ambiental, reflorestamento, criação, controle biológico, entre outros (Pimentel et al. 2005; Lockwood et al. 2007).

A caracterização de uma espécie como exótica tem cunho antropocêntrico. Uma espécie pode ser definida como exótica caso seja encontrada em uma área fora do seu alcance geográfico original em decorrência de alguma ação humana (Williamson e Fitter 1996a; Richardson et al. 2000a; Colautti e MacIsaac 2004). Caso a espécie se expanda para além dos sítios de introdução, ela pode vir a ser considerada invasora. Entretanto, a terminologia utilizada para isso ainda é alvo de controvérsia acadêmica (Davis et al. 2001; Falk-Petersen et al. 2006; Hodges 2008). Para se determinar quais espécies introduzidas devem ser alvo de estratégias de manejo é preciso definir o ponto a partir do qual uma espécie pode ser considerada como em pleno processo de invasão. Em seu trabalho, Colautti e MacIsaac (2004) propuseram um modelo baseado não só no modelo de Richardson et al. (2000b), mas como uma síntese de outros autores. Para Colautti e MacIsaac (2004), a diferença entre os estágios de invasão se daria pela distribuição e abundância da espécie introduzida, esta só sendo considerada como invasora *strictu sensu* a partir de dois casos: 1) a partir do momento em que ela é distribuída por uma área ampla, mas apresenta um padrão disperso dentro dessa distribuição ou 2) sua área de ocupação não é grande, porém é observada a formação de densos agrupamentos locais. Ainda assim, é possível se delimitar três grandes momentos do processo de invasão, seguindo Richardson et al. (2000b): a introdução em um novo ambiente, a naturalização e a invasão propriamente dita. Durante o momento de naturalização a espécie introduzida precisa superar barreiras abióticas e bióticas – como, por exemplo, a própria

resistência biológica da comunidade invadida (Elton 2000; Lockwood et al. 2007; Pysek e Richardson 2010) – para conseguir se fixar na comunidade. Caso ela consiga completar seu ciclo reprodutivo, aumentar sua abundância, se dispersar, sobreviver competição com as espécies nativas e ao novo regime climático e, finalmente, explorar com sucesso os recursos disponíveis no novo ambiente, ocorre a invasão *per se*, quando populações da espécie introduzida serão encontradas em áreas distantes dos sítios de introdução originais (Pysek e Richardson 2010). Como pode ser observado, a invasão biológica não é um processo simples ou fácil para as espécies envolvidas, e apenas uma parcela bastante reduzida das espécies consegue de fato ultrapassar cada etapa (Williamson e Fitter 1996b; Colautti e MacIsaac 2004; Pysek e Richardson 2010).

Uma vez estabelecidas como invasoras, essas espécies podem causar alterações drásticas em seus novos habitats. Embora muitas vezes em um primeiro momento a riqueza de espécies aumente, o comprometimento da dinâmica das comunidades nativas tende a acarretar um processo de perda de biodiversidade (Mooney e Cleland 2001; Aizen et al. 2008; Vilà et al. 2011) e homogeneização biótica (McKinney e Lockwood 2001). As alterações ocasionadas podem, por sua vez, facilitar a invasão dessas áreas por novas espécies exóticas, em um fenômeno conhecido como "cascata de invasão" (*invasional meltdown*, Simberloff e Von Holle 1999; Prenter et al. 2004). Os impactos causados por espécies exóticas invasoras são diversos, atingindo todos os níveis ecológicos em curto, médio e longo prazo. Além disso, esses efeitos se refletem na economia global (Pimentel et al. 2001, 2005; Holmes et al. 2009; Pejchar e Mooney 2009) e na saúde humana (Daszak et al. 2000; Pyšek e Richardson 2010).

A jaqueira, *Artocarpus heterophyllus* Lam. (Moraceae)

A jaqueira é uma espécie possivelmente originária das florestas tropicais da Índia (Zerega et al. 2005; Shyamalamma et al. 2008). É amplamente encontrada em todo o sudeste asiático, embora essa distribuição possa ser, ao menos parcialmente, devida ao cultivo proposital (Rahman et al. 1995; Zerega et al. 2004). A jaqueira foi introduzida no Brasil durante o período colonial (Abreu e Rodrigues 2010). É uma árvore tolerante a sombra que frutifica durante quase o ano todo, apresentando um pico entre julho e agosto em sua área nativa e entre outubro e março em áreas de Mata Atlântica (Abreu e Rodrigues 2010, D.S.L. Raíces, com. pess., Figura 1).

Figura 1: Jaqueira frutificando na grade CF, localizada ao longo da trilha que liga a Vila Dois Rios à Praia da Parnaioca (foto: José Mello)

Seu fruto chega a pesar mais de 30 quilos e um indivíduo adulto pode produzir até 100 frutos por ano. Em seu hábitat natural cresce bem no sub-bosque de floresta tropical úmida até 1300 m de altitude. É uma planta tolerante à sombra, porém necessita de quantidades elevadas de luz e espaço para seu desenvolvimento durante os estágios iniciais de vida (Khan 2004). No Brasil, sua distribuição engloba praticamente todo o território nacional, podendo ser observada colonizando áreas abertas e de mata, ambas associadas a ambientes antrópicos. Muitas vezes pode ser observada uma dominância em estrutura e biomassa (Abreu e Rodrigues 2010, D.S.L.Raíces, com. pes.).

No Estado do Rio de Janeiro, coloniza densamente áreas de borda da Mata Atlântica sendo facilmente encontrada em algumas Unidades de Conservação, tais como o Parque Nacional da Tijuca e o da Ilha Grande (Abreu e Rodrigues 2010). Entre seus dispersores são listados roedores, porcos e primatas (Khan 2004), muito embora as sementes apresentem um nível relativamente alto de predação (Sodhi et al. 2003).

A Ilha Grande

O Estado do Rio de Janeiro está completamente inserido dentro do bioma Mata Atlântica. Sua área é de cerca de 4.394.507 ha, dos quais aproximadamente 19,61% – 861.767 ha – ainda são cobertos por florestas de Mata Atlântica em diferentes estados de conservação (SOS Mata Atlântica e INPE 2011). Desses remanescentes florestais, apenas 16,5% encontram-se protegidos em unidades de conservação (UCs) estaduais e federais (SOS Mata Atlântica e INPE 2011). Dentro deste contexto se encontra a Ilha Grande com quase 100% de sua área protegida por UCs (Alho et al. 2002).

A Ilha Grande situa-se no município de Angra dos Reis (23º 05' – 23º 15'S; 44º 05' – 44º 23' W), na região Turística da Costa Verde (Saraça et al. 2009, Figura 2). Está inserida no Bloco da Região Sul Fluminense, fazendo parte do complexo montanhoso da Serra do Mar (Rocha et al. 2003). Apresenta clima ombrófilo sem déficit hídrico, com precipitação média anual variando de 1.515 mm a 2.200 mm, com períodos mais chuvosos entre setembro e abril (Esbérard et al. 2006). Mais de 50% de seu território é coberto por Floresta Ombrófila Densa em diversos estados de conservação (Santos et al. 2010). Também são encontradas formações de Mata Secundária, Vegetação Herbácea em afloramento rochoso, Restingas e Manguezais (Alho et al. 2002). É a terceira maior ilha da costa brasileira, possuindo uma área de aproximadamente 19.300 ha (Alho et al. 2002). O isolamento geográfico do continente se dá por um canal com cerca de 2 km de extensão, estabelecido há cerca de 10 mil anos (Alves et al. 2005; Santos et al. 2010).

A presença humana na Ilha Grande é antiga, datando de pelo menos 3000 anos. Os grupos de caçadores-coletores foram eventualmente sendo substituídos por indígenas de outras culturas que iniciaram a prática da agricultura com uso de fogo (Oliveira 2002). A chegada de colonizadores europeus marcou o início dos ciclos econômicos com destaque para a retirada seletiva de Pau-Brasil – *Caesalpinia echinata* L. – (Esbérard et al. 2006). A partir do século XVIII começaram a se estabelecer fazendas de cana e café em alguns pontos da Ilha Grande (Oliveira 2002), sendo ela também utilizada como porto de entrada para o tráfico de

escravos (Alho et al. 2002). Em 1903 foi estabelecida a Colônia Correcional de Dois Rios, substituída em 1940 pelo Instituto Penal Cândido Mendes. A desativação das fazendas deu-se na década de 1970 com o estabelecimento do Parque Estadual da Ilha Grande – PEIG. Com a desativação total do presídio em 1994, o turismo se tornou uma das principais atividades econômicas da Ilha Grande (Araújo 2010). Infelizmente, o estabelecimento dessa atividade não se deu de forma planejada, causando impactos antrópicos tais como eutrofização de alguns córregos na região de Abraão e construção de pousadas em áreas de proteção ambiental.

Figura 2: Localização da Ilha Grande no litoral do estado do Rio de Janeiro. A Vila Dois Rios está situada na vertente oceânica da ilha, estando destacada no mapa com o círculo laranja (fonte: Google Earth, imagens de junho de 2010).

Por conta do histórico de ocupação, atualmente diversas espécies exóticas podem ser encontradas em seu território. São exemplos o gato-doméstico (*Felis catus*), os sagüis

(*Callithrix jacchus* e *C. penicillata*), o caramujo africano (*Achatina fulica*), a bananeira (*Musa* spp.), a mangueira (*Mangifera indica*) e a jaqueira (*Artocarpus heterophyllus*), sendo esta última uma das mais amplamente distribuídas.

A influência da jaqueira sobre a comunidade de pequenos mamíferos

Embora os mamíferos sejam um dos grupos de organismos vivos mais bem conhecidos e estudados (Clark e May 2002), ainda existem grandes lacunas no conhecimento a serem preenchidas, tais como padrões biogeográficos e taxonomia (Costa et al. 2005; Brito et al. 2009; Reis et al. 2011). Assim, embora o número exato de espécies ainda seja desconhecido, atualmente podem ser encontradas no Brasil cerca de 688 espécies entre espécies nativas e exóticas, distribuídas em 12 ordens (Reis et al. 2011). Dentre estas, o subgrupo mais diversificado em florestas neotropicais são os chamados pequenos mamíferos (Fonseca 1989; Pardini e Umetsu 2006), caracterizados por possuírem menos de 3 kg (Prevedello et al. 2008). No Brasil, as principais ordens de pequenos mamíferos são Chiroptera (com 172 espécies), Didelphimorphia (55 espécies) e Rodentia (243 espécies) (Reis et al. 2011).

Por sua alta riqueza de espécies, densidades relativamente elevadas e ampla variedade de hábitos (Prevedello et al. 2008), os pequenos mamíferos são considerados bons modelos ecológicos para a compreensão de padrões de endemismo (Ceballo e Brown 1995; Bonvicino et al. 2002) e de macroecologia (Vieira e Diniz-Filho 2000), e para o entendimento da dinâmica de comunidades (Carvalho et al. 1999; Castro e Fernandez 2004; Ribeiro e Marinho-Filho 2005), processos de transmissão de zoonoses (Lemos et al. 2004; Pinto et al. 2009), dispersão de sementes e regeneração florestal (Pardini et al. 2005; Jordano et al. 2006). Esses últimos são particularmente importantes para florestas tropicais, uma vez que se estima que, nesses ambientes, algo entre 50% e 90% das espécies arbóreas sejam dispersadas por animais (Jordano et al. 2006).

Nesse contexto, o Laboratório de Ecologia de Mamíferos da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ) vem desenvolvendo um trabalho ao longo de seis anos que objetiva avaliar se e como uma comunidade de pequenos mamíferos da Mata Atlântica responde à presença da espécie exótica invasora *Artocarpus heterophyllus* (Raíces 2011; presente estudo). Realizado nos arredores da Vila Dois Rios, localizada na Ilha Grande, Estado do Rio de Janeiro, o estudo de Raíces (2011) observou que as jaqueiras influenciavam tanto a

composição quanto a abundância da comunidade de pequenos mamíferos, assim como as abundâncias de sementes nativas dispersadas.

Com base nesses resultados, iniciou-se uma segunda etapa do estudo no mesmo local, cujos objetivos foram caracterizar a estrutura populacional de *Artocarpus heterophyllus* e avaliar métodos físico (anelamento) e químico (injeção do herbicida Garlon®) para controle das jaqueiras (Moura 2011), em relação à efetividade, aplicabilidade e custo. No que diz respeito à estrutura populacional, os resultados obtidos por Moura (2011) indicaram que as comunidades de jaqueiras possivelmente se encontram nos estágios iniciais do estabelecimento na região. Em relação aos métodos de controle, a injeção de Garlon® se mostrou mais eficaz em todos os aspectos analisados. Porém, a dosagem utilizada foi bastante baixa, tendo sido observada uma falha em matar os indivíduos com maior diâmetro. O presente estudo é uma continuação direta dos trabalhos de Raíces (2011) e Moura (2011) acima citados.

OBJETIVOS

Nossa hipótese de trabalho é que ambas as metodologias de controle das jaqueiras afetariam negativamente o transporte de água e nutrientes entre raizes e partes aéreas. Em decorrência disso, as jaqueiras direcionariam suas reservas para a manutenção dos processos vegetativos em detrimento dos processos reprodutivos, reduzindo sua frutificação. A redução da produção de frutos associada à senescência das jaqueiras abriria nichos passíveis de serem recolonizados por espécies de plantas nativas. Como consequência, a abundância de jaqueiras deixaria de representar uma influência significativa na estruturação da comunidade de pequenos mamíferos. O presente estudo acompanhou a comunidade de pequenos mamíferos durante e no período imediatamente após a realização do controle das jaqueiras. Assim, esta dissertação está estruturada em três capítulos:

1) “A composição e a abundância da comunidade de pequenos mamíferos em áreas com jaqueiras pós-tratamento de controle” procurou avaliar se e como a comunidade de pequenos mamíferos respondeu ao controle efetuado nas jaqueiras;

2) “As redes mutualísticas dos pequenos mamíferos de Dois Rios” procurou caracterizar a estrutura da rede de dispersão de sementes da comunidade de pequenos mamíferos em áreas com e sem jaqueiras e áreas sob tratamento;

3) “Sobre ratos e jaqueiras: modelando a capacidade suporte de uma população do rato de espinho *Trinomys dimidiatus* em relação à abundância da jaqueira *Artocarpus heterophyllus*”, propõe um modelo matemático que possa prever possíveis oscilações populacionais da espécie mais abundante, *Trinomys dimidiatus* em áreas com jaqueiras.

METODOLOGIA GERAL

Captura dos pequenos mamíferos

A captura dos pequenos mamíferos foi realizada em campanhas mensais, que ocorreram de novembro de 2009 a junho de 2011, em 18 grades nos arredoredes da Vila Dois Rios. Essas grades estão localizadas ao longo das trilhas que ligam a Vila Dois Rios às praias da Parnaioca e do Caxadaço, sendo as mesmas que o Laboratório de Ecologia de Mamíferos utilizou em seu estudo prévio sobre o efeito das jaqueiras sobre os parâmetros da comunidade de pequenos mamíferos da área (Raíces 2011, Figura 3). Cada grade consiste em três transectos paralelos de 40m de extensão separados por 20m entre si, de modo que cada grade possui uma área de 0,16ha.

Todas as grades estão localizadas em áreas de mata secundária em diferentes estágios de regeneração, em altitudes que variam entre 15 e 175 m, distantes entre si por no mínimo de 200 m. Em todas as áreas sem jaqueiras foi verificada a ausência dessa árvore ao redor da grade de estudo para evitar uma possível colonização durante os estudos realizados. Cada grade recebeu uma denominação própria que consistia em duas letras: a primeira letra, C ou S, indica se há a presença de jaqueiras na área ou ausência das mesmas, respectivamente. A segunda letra da denominação determina qual área foi amostrada. Cada grade foi aberta a intervalos bimensais, quando também era contabilizado o número de jacas nas áreas em tratamento.

As armadilhas utilizadas foram de captura viva das marcas Sherman, Tomahawk e Young. Em cada grade eram colocadas 11 armadilhas, sendo nove no solo separadas entre si por 20 m (nas distâncias 0, 20 e 40 m) e duas colocadas nas árvores. A primeira era posta em galhos e troncos próximos ao solo, em alturas entre 1,5 e 2,5 m. A outra era içada por uma corda de nylon até o dossel, ou o mais próximo possível. Para facilitar a fixação da armadilha no alto das árvores, galhos bifurcados eram usados como plataformas. Para posicionar as cordas, estas foram amarradas a contrapesos, normalmente uma chumbada de pesca ou uma

pedra, e arremessadas até galhos elevados e com calibre suficientemente grande para ser usados como roldana. A altura dessas armadilhas variava entre 4,5 e 12m.

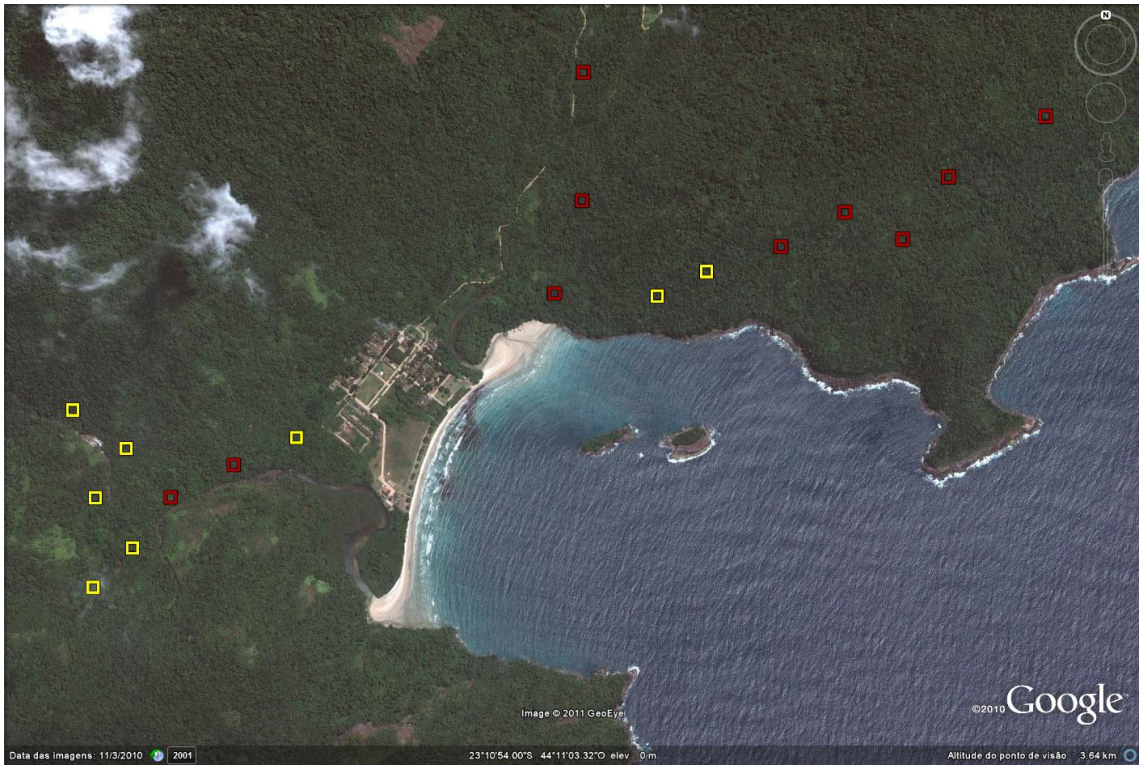


Figura 3: Distribuição das grades de estudo nos arredores da Vila Dois Rios. Os quadrados vermelhos representam as grades com jaqueiras e os amarelos, sem jaqueiras (Escala 1:26343, Fonte: Google Earth, imagens de março de 2010).

As armadilhas foram mantidas abertas durante toda a noite durante três noites consecutivas, sendo sempre checadas pela manhã. A isca utilizada para atrair e capturar os mamíferos foi banana. Para evitar pseudorepetições resultantes da captura do mesmo indivíduo durante a mesma campanha, os pequenos mamíferos foram marcados com brincos numerados (Powell e Proulx 2003) ou com furos nas orelhas (Bergallo 1995). Para facilitar a visualização a distância, os animais com hábitos diurnos, como esquilos e saguis, foram marcados com pingentes de cores e sequências diferentes, presos a colares de metal no pescoço. Quando necessário, o animal foi sedado com éter em laboratório para permitir a manipulação (Mares et al. 1986), a medição e a marcação do indivíduo.

Os indivíduos coletados foram medidos, marcados e identificados por suas características externas, sendo liberados logo em seguida. Quando não foi possível sua identificação imediata em campo, os animais eram levados para o laboratório do CEADS,

fotografados e comparados com guias de identificação e material de referência disponível, sendo soltos em seguida no ponto de captura.

1 A composição e a abundância da comunidade de pequenos mamíferos em áreas com jaqueiras pós-tratamento

INTRODUÇÃO

A composição e abundância de uma comunidade é o resultado final da interação das características das diversas espécies e do seu habitat. A distribuição das espécies de pequenos mamíferos não é diferente, sendo bastante influenciada pela complexidade da estratificação vertical (Grelle 2003; Vieira e Monteiro-Filho 2003; Loretto e Vieira 2008), altitude (McCain 2005; Rowe et al. 2010) e, em menor escala, pelo uso de diferentes microhabitats (Lima et al. 2010; Püttker et al. 2010). A distribuição das espécies vegetais, por sua vez, é diretamente relacionada com a dinâmica de dispersão (Weeny 2001) e predação de sementes, bastante influenciadas por pequenos mamíferos (Asquith et al. 1997; Jordano et al. 2007; Paine e Beck 2007). De acordo com Brewer e Rejmánek (1999), pequenos mamíferos desempenham um papel central na estruturação e manutenção de florestas neotropicais.

A introdução de uma espécie exótica pode alterar a composição de uma comunidade, seja por reduzir a diversidade de espécies locais, alterar a dinâmica de ciclagem de nutrientes (Vilà et al. 2011) e/ou atrair mais eficientemente polinizadores/dispersores locais (Morales e Aizen 2006). Além disso, a introdução de uma espécie invasora pode facilitar invasões subsequentes (Simberloff e Von Holle 1999; Olesen et al. 2002). Para mitigar os danos causados por espécies exóticas é necessário estabelecer medidas de controle de longo prazo que incluam o acompanhamento das comunidades invadidas. O sucesso de um programa de controle depende, dentre outros fatores, do conhecimento sobre a biologia da espécie invasora e sobre a ecologia da comunidade invadida (Myers, Simberloff et al. 2000).

Assim, conforme explicitado na introdução, o Laboratório de Ecologia de Mamíferos da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ) vem desenvolvendo um trabalho ao longo de seis anos que objetiva avaliar se e como uma comunidade de pequenos mamíferos da Mata Atlântica responde à presença da espécie exótica invasora *Artocarpus heterophyllus*, caracterizar a estrutura populacional dessa espécie e avaliar formas de controlá-la (Raíces 2011; Moura 2011; presente estudo).

OBJETIVOS

1) Avaliar se a frutificação das jaqueiras diferiu nas áreas onde foi efetuado o tratamento em relação a essas mesmas áreas antes do tratamento;
2) Avaliar se existem diferenças na composição e na abundância das espécies de pequenos mamíferos em grades sem jaqueiras e naquelas onde foi efetuado o tratamento de controle das jaqueiras;
3) Avaliar se existem diferenças na composição e na densidade das espécies de pequenos mamíferos nas grades onde foi efetuado o controle das jaqueiras antes e após o tratamento;
4) Avaliar se a estrutura da comunidade de pequenos mamíferos continua sendo influenciada pela abundância das jaqueiras.

Nossa hipótese de trabalho é que os efeitos do tratamento de controle das jaqueiras afetariam negativamente sua frutificação. Teoricamente, a redução da produção de jacas nas grades de estudo em comunhão com a senescência das jaqueiras, influenciaria na abundância das espécies, especialmente as mais frugívoras, e consequentemente na estruturação da comunidade de pequenos mamíferos.

MATERIAL E MÉTODOS

Coleta de dados

Os pequenos mamíferos foram capturados de acordo com a metodologia descrita na introdução geral.

Tratamento estatístico

Para avaliar se a produção de jacas realmente foi reduzida em decorrência do tratamento, em todos os meses a quantidade de jacas em cada grade de estudo foi anotada. A produção média de jacas por área foi calculada e comparada por teste t pareado nas áreas com jaqueiras antes e após o tratamento de controle. Uma vez que duas metodologias foram utilizadas, separamos nossos dados em dois conjuntos para avaliar se algum dos dois tratamentos – físico ou químico – de fato apresentou efeitos negativos sobre a produção de jacas.

A riqueza de espécies das áreas sem jaqueiras foi comparada por teste t com a riqueza de espécies das áreas em tratamento. A mesma estatística foi utilizada para comparar o total de capturas entre os dois tipos de área. A riqueza de espécies das áreas em tratamento também foi comparada com a riqueza dessas áreas anterior ao controle das jaqueiras por teste t pareado. A similaridade quanto à composição e à abundância de pequenos mamíferos nas áreas sem jaqueiras durante o período de estudo e nas áreas em tratamento foi obtida com a utilização de técnicas de ordenação. A composição e a abundância das espécies foram reduzidas a dois eixos com o uso do Escalonamento Multidimensional Não-Híbrido (MDS), sendo usado o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis (Bray e Curtis 1957; Gauch Jr. 1973; Clarke et al. 2006). Para avaliar se a densidade das jaqueiras continuava influenciando a organização da comunidade de pequenos mamíferos, cada eixo do MDS foi relacionado com ela por regressão simples. Da mesma forma, para avaliar se a produção média de jacas após o tratamento de controle influenciava a estruturação da comunidade, cada eixo do MDS foi relacionado com ela por regressão simples. A opção por relacionar cada eixo individualmente se deu para reduzir a distorção causada pela ordenação dos dados.

Para avaliar se a distribuição das grades no espaço multidimensional obtido com o MDS era de alguma forma influenciada pela distância geográfica entre as grades, além da densidade de jaqueiras, aplicamos o teste de Mantel parcial (Legendre e Fortin 2010), com 1000 aleatorizações nos resíduos das regressões (Anderson e Legendre 1999) no programa Rt 2.1 (Manly 2011). O teste de Mantel (1967) foi originalmente proposto para avaliar se as distâncias geográficas entre as amostras se correlacionavam com as distâncias temporais das mesmas amostras, em um modelo de regressão linear simples. O teste de Mantel parcial é uma extensão do método original, que permite avaliar a relação entre três ou mais matrizes (Legendre 2000). De modo análogo a uma regressão múltipla, o teste de Mantel parcial avalia para uma dada matriz de distância dependente a influência que as outras duas ou mais matrizes independentes têm sobre ela (Castellano e Balletto 2002).

As abundâncias das espécies de mamíferos foram comparadas com as abundâncias das jaqueiras em cada área por regressão simples. Os resultados das regressões simples da abundância das espécies com as densidades das jaqueiras nas áreas onde foi efetuado o controle, antes e depois do tratamento, foram comparados por ANCOVA (Zar 2010; StatSoft Inc., 2011) em dois passos. Para cada espécie, primeiro foi utilizado o modelo linear:

$$\text{Abundância da espécie} = \text{constante} + \text{densidade de jaqueiras} + estudo + \text{densidade de jaqueiras} * estudo$$

, onde abundância é a abundância da espécie de mamífero, *estudo* é uma variável categórica que determina de qual dos dois estudos (antes ou após o tratamento de controle das jaqueiras) os dados são provenientes. Esse modelo foi testado para avaliar se havia interação entre as variáveis independentes quantitativa e categórica. Caso não fosse percebida a interação entre as variáveis, o segundo modelo linear era testado:

$$\text{Abundância da espécie} = \text{constante} + \text{densidade de jaqueiras} + estudo$$

RESULTADOS

O esforço amostral totalizou 5280 armadilhas/noite, tendo sido efetuadas 123 capturas de nove espécies de pequenos mamíferos. Dessas, cinco eram pertencentes à ordem Rodentia (*Euryoryzomys russatus* (Wagner, 1848), *Guerlinguetus ingrami* (Thomas, 1901), *Oxymycterus dasytrichus* (Schinz, 1821), *Rhipidomys itoan* Costa et al., 2011, *Trinomys dimidiatus* (Günther, 1877)), três da ordem Didelphimorphia (*Didelphis aurita* (Wied-Neuwied, 1826), *Gracilinanus microtarsus* (Wagner, 1842), *Marmosops incanus* (Lund, 1840)), e uma da ordem Primates (*Callithrix* sp. (Erxleben, 1777), Tabela 1).

A produção de jacas nas áreas com jaqueiras após o tratamento apresentou respostas distintas referentes aos controles químico e físico. A produção média para as áreas onde foi efetuada o tratamento químico (12,52 ± 10,49 jacas) não apresentou diferença significativa em relação a produção média anterior ao tratamento (12,46 ± 6,79, teste $t_{pareado}$= -0,025, p = 0,981, gl = 4, Figura 1a). A produção média de jacas nas áreas onde foi efetuado o tratamento físico (9,77 ± 8,92) foi menor do que aquela observada antes do tratamento (13,02±8,36), sendo essa diferença marginalmente significativa ($t_{pareado}$=2,446, p=0,071, gl=4, Figura 1b).

A espécie com maior número de capturas foi o roedor *Trinomys dimidiatus*, com um total de 70 capturas, ocorrendo tanto em áreas sem jaqueira quanto nas áreas em tratamento. Dentre os marsupiais, *Didelphis aurita* foi a espécie mais capturada com um total de 36 apreensões, também ocorrendo em áreas sem jaqueiras e em tratamento.

A riqueza de espécies média nas áreas sem jaqueira foi de 2,25 (± 0,71) e nas áreas em tratamento de 2,6 (± 1,43), não se mostrando estatisticamente diferentes (teste t=0,631, p=0,537, gl=16, Figura 2). Porém, a riqueza de espécie das áreas em tratamento (2,6 ± 1,43) se mostrou estatisticamente menor que a riqueza dessas mesmas áreas antes do controle das

jaqueiras (7,0 ± 1,247) (teste $t_{pareado}$=11, p<0,001, gl=9, Figura 3). Como o esforço amostral diferiu entre o presente trabalho e o de Raíces (2011), calculamos o índice de diversidade de Simpson de cada área com jaqueiras antes e após o tratamento e comparamos por teste t pareado. A média do índice de diversidade nas áreas com jaqueiras antes do tratamento foi 0,563 (±0,079) e após o tratamento 0,363 (±0,285), sendo estatísticamente diferentes (teste $t_{pareado}$=2,571, p=0,03, gl=9, Figura 4). O total de capturas médio não diferiu significativamente entre as áreas sem jaqueira (5,12±2,36) e as áreas em tratamento (8,20±5,55, t=1,458, p=0,164, gl=16, Figura 5).

O MDS em dois eixos com índice de dissimilaridade de Bray-Curtis pouco distorceu as distâncias originais (stress da configuração final = 0,09). Não foi observado a formação de grupos entre as áreas no espaço multidimensional, tendo sido percebido uma tendência ao desagrupamento das áreas em tratamento (Figura 6a) quando comparadas com os dados coletados antes do controle das jaqueiras (Figura 6b). As regressões simples dos eixos do MDS com a abundância de jaqueiras não se mostraram significativas (primeiro eixo, r^2=0,135; F=2,491; p=0,134, segundo eixo, r^2=0,057; F=0,967; p=0,34, Figura 7 a e b). A regressão simples da produção média de jacas com os eixos do MDS foi significativa para o primeiro eixo (r^2=0,255; F=4,656; p=0,04), mas não para o segundo (r^2=0,021, F=0,35, p=0,563, Figura 8 a e b). O teste de Mantel parcial não mostrou influência significativa das distâncias das grades sobre as distâncias no espaço do MDS (p=0,27), e uma influência marginalmente significativa das abundâncias das jaqueiras (p=0,06, Figura 9 a e b).

A regressão simples da abundância de *Trinomys dimidiatus* com a densidade das jaqueiras se mostrou significativa (R^2=0,297; F=6,756, p=0,019, Figura 10 a). As regressões de *Didelphis aurita* (R^2=0,003; F=0,042; p=0,841), *Gracilinanus microtarsus* (R^2=0,006; F=0,088; p=0,771), *Marmosops incanus* (R^2=0,133; F=2,444; p=0,138), *Callithrix* sp. (R^2=0,014; F=0,227; p=0,64,), *Euryoryzomys russatus* (R^2=0,083; F=1,451; p=0,246), *Guerlinguetus ingrami* (R^2=0,000; F=0,000; p=0,988), *Oxymycterus dasytrichus* (R^2=0,001; F=0,021; p=0,887) e *Rhipidomys itoan* (R^2=0,104; F=1,86; p=0,191) não mostraram nenhuma relação significativa entre a abundância de jaqueiras e a abundância das espécies (Figura 10 b-i). Os roedores *Oxymycterus dasytrichus* e *Euryoryzomys russatus* foram capturados apenas uma vez em grades com jaqueiras.

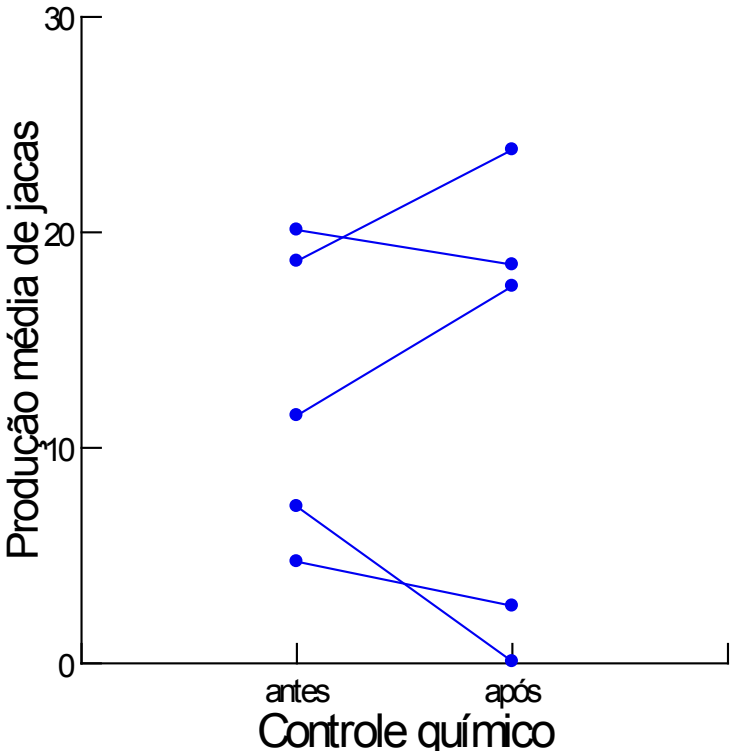
As ANCOVAs mostraram que não houve efeito significativo na interação entre a abundância de jaqueiras e os estudos (densidade de jaqueiras**estudo*). O segundo modelo de ANCOVA realizado foi significativo em relação aos dados de densidade obtidos em cada

estudo (antes e após o tratamento de controle das jaqueiras) apenas para os roedores *Euryoryzomys russatus* (F=11,557, p=0,003), *Rhipidomys itoan* (F=5,496, p=0,031) e *Trinomys dimidiatus* (F=16,045, p=0,001, Figuras 11 a-i).

Tabela 1 Número de espécimes capturados, total de capturas por espécie e por área, riqueza de espécies em cada área. O estudo ocorreu no período de novembro de 2009 a junho de 2011 na Ilha Grande, RJ. As grades iniciadas com C indicam as áreas com jaqueiras e as iniciadas com S indicam as áreas sem jaqueiras.

espécies	ca	cb	cc	cd	ce	cf	cg	ch	ci	cj	sa	sb	sc	sd	se	sf	sg	sh	total de capturas
Didelphis aurita	2	1	0	0	0	5	6	0	1	5	1	0	2	1	1	3	4	4	36
Gracilinanus microtarsus	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	4
Marmosops incanus	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Callithrix sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	1	1	0	0	0	0	0	0	5
Euryoryzomys russatus	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Guerlinguetus ingrami	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Oxymycterus dasytrichus	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Rhipidomys itoan	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	2
Trinomys dimidiatus	0	1	4	6	7	11	9	2	8	2	5	0	0	4	6	1	1	3	70
total de capturas	5	2	4	6	8	18	16	2	11	10	7	1	3	6	8	4	5	7	123
riqueza	4	2	1	1	2	4	3	1	3	5	3	1	2	3	3	2	2	2	

a)



b)

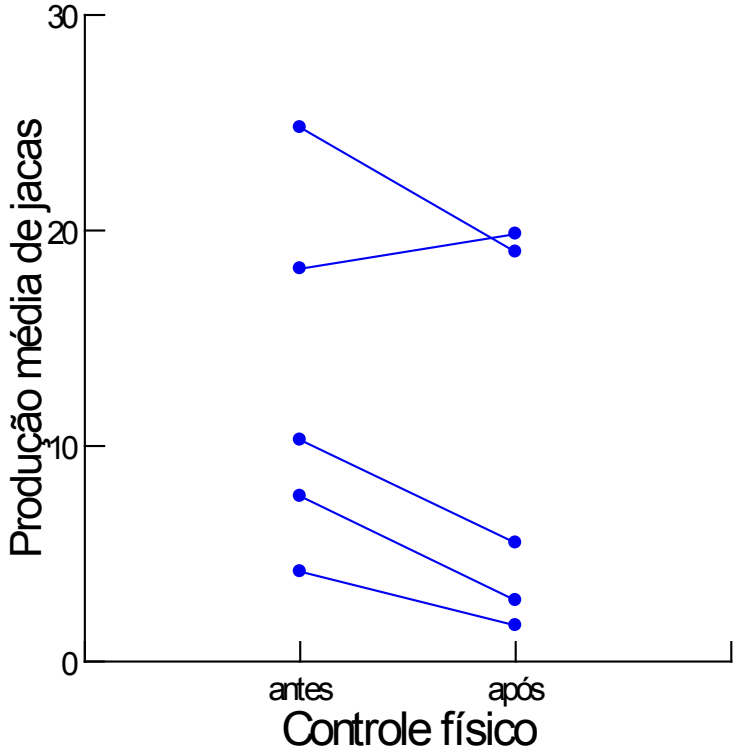


Figura 1: Teste t pareado entre a produção média de jacas nas áreas com jaqueiras antes e depois do tratamento. Não foi observada diferença estatisticamente significativa entre a produção média de jacas após o tramento químico. Porém, foi observada uma diferença marginalmente significativa para o tramento físico.

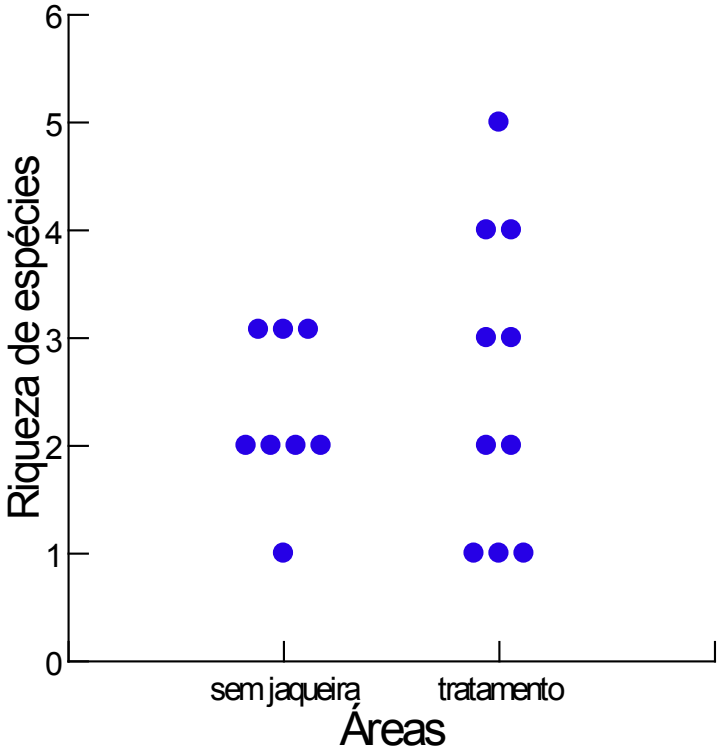


Figura 2: Teste t entre a riqueza de espécies entre as áreas sem jaqueiras e as áreas aonde foi efetuado o tratamento de controle das jaqueiras.

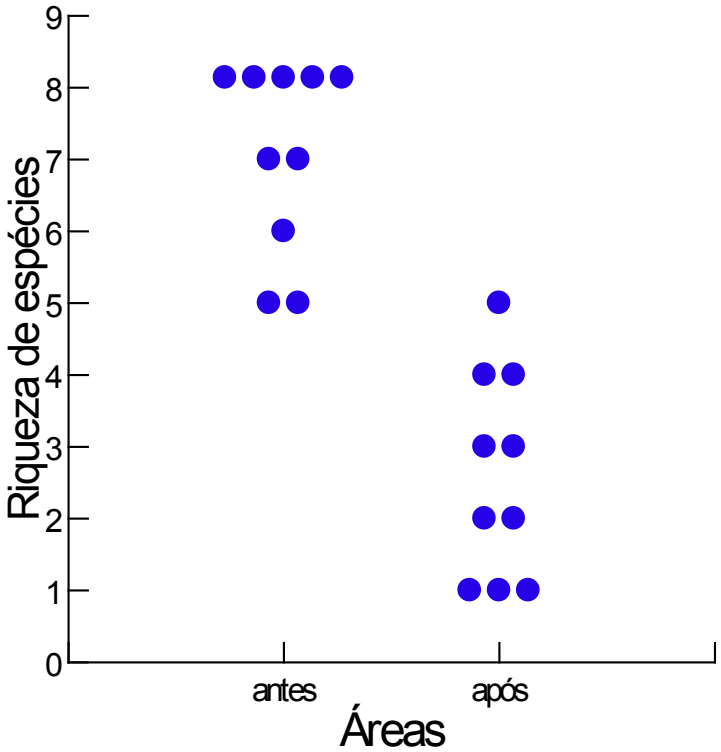


Figura 3: Teste t pareado para a riqueza de espécies entre as áreas com jaqueiras antes e após o controle.

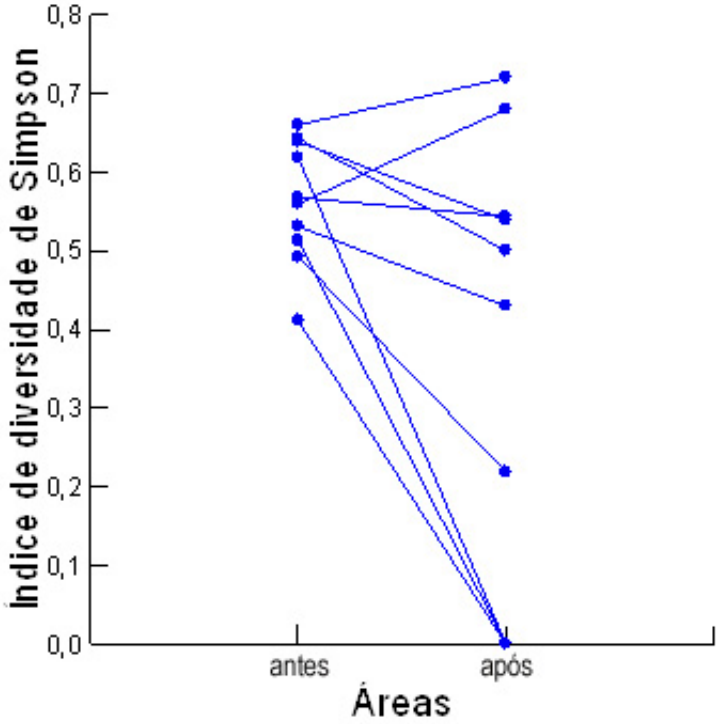


Figura 4: Teste t pareado para o índice de diversidade de Simpson entre as áreas com jaqueiras antes e após o controle.

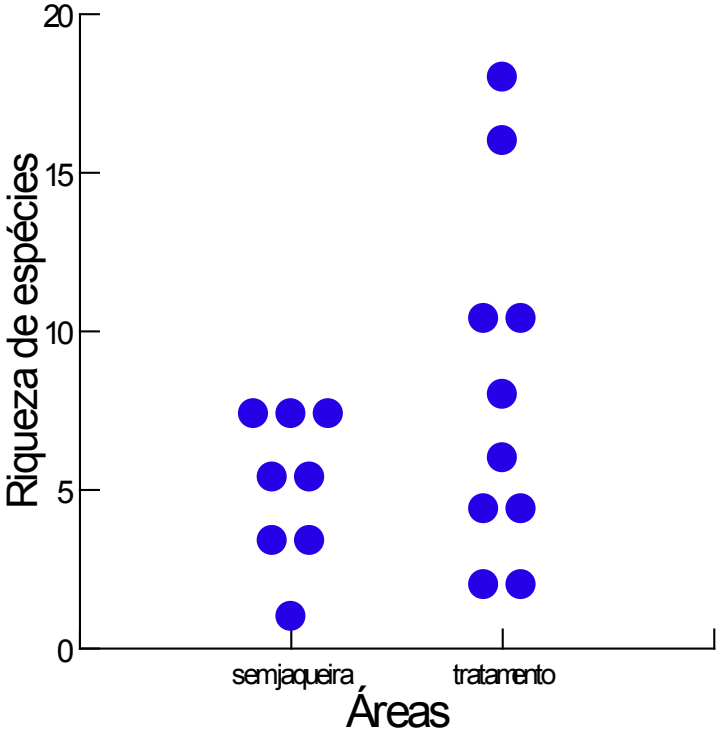
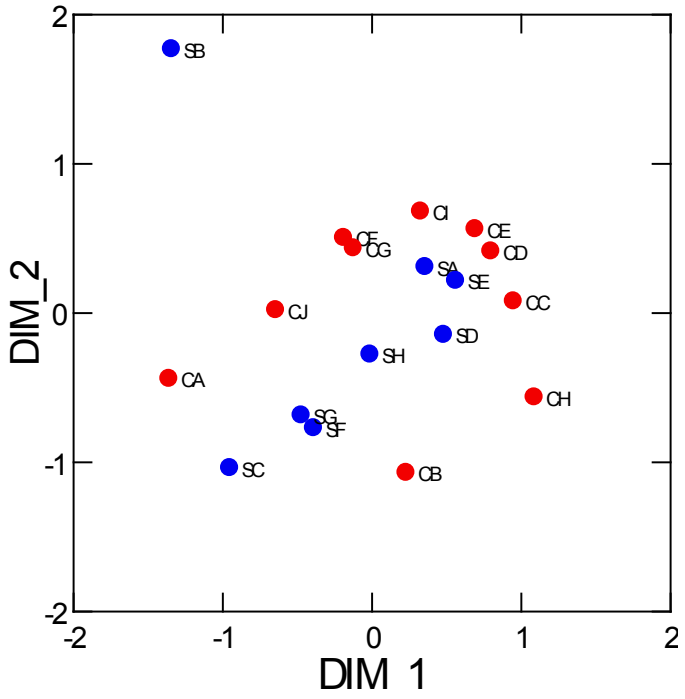


Figura 5: Teste t para o total de capturas nas áreas sem jaqueiras e as áreas aonde foi efetuado o tratamento de controle das jaqueiras.

a)



b)

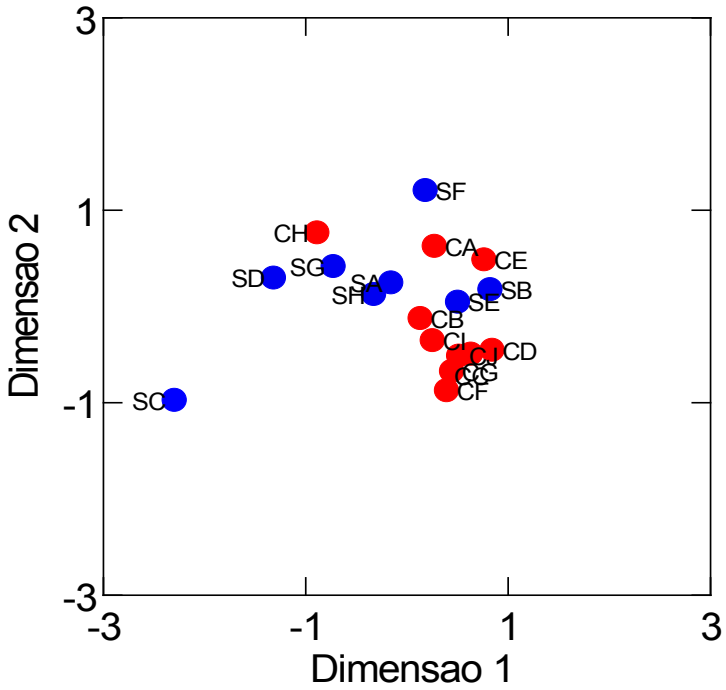
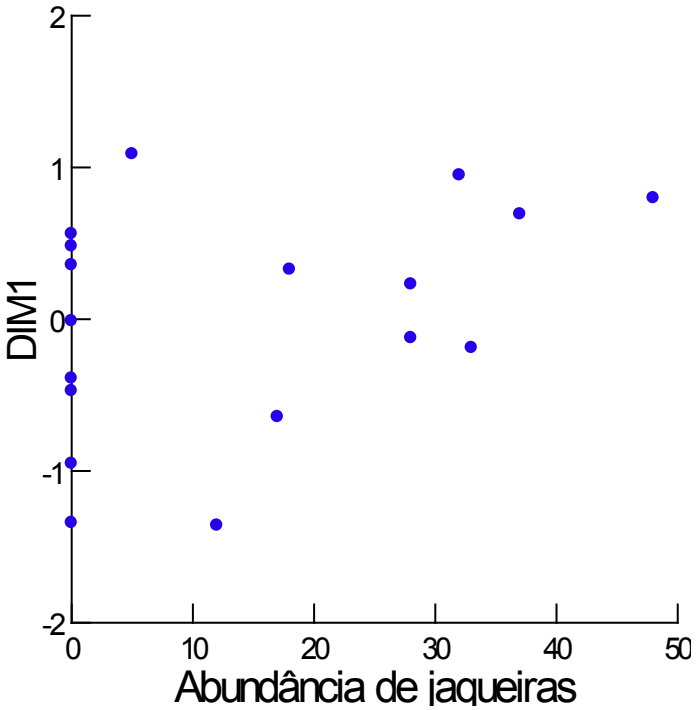


Figura 6: Distribuição das áreas de estudo no espaço multidimensional do MDS, representando a dissimilaridade entre elas. As grades com jaqueiras se mostraram mais dispersas após o tratamento (a) quando comparadas com o agrupamento observado por Raíces (2011)(b).

a)



b)

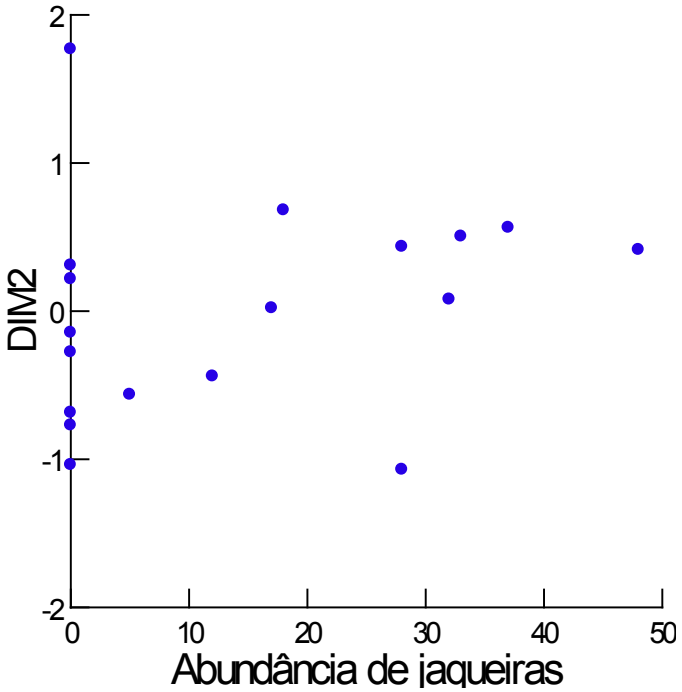
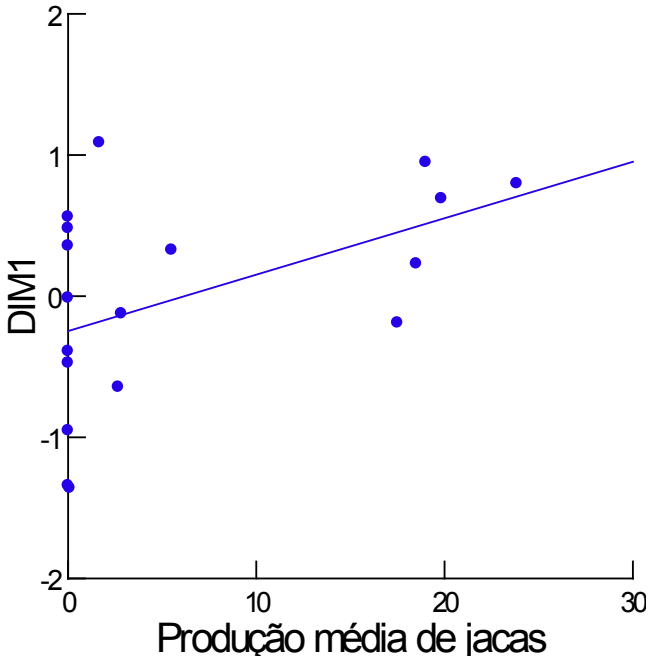


Figura 7: Regressões simples entre os eixos do MDS e a abundância das jaqueiras após o tratamento.

a)



b)

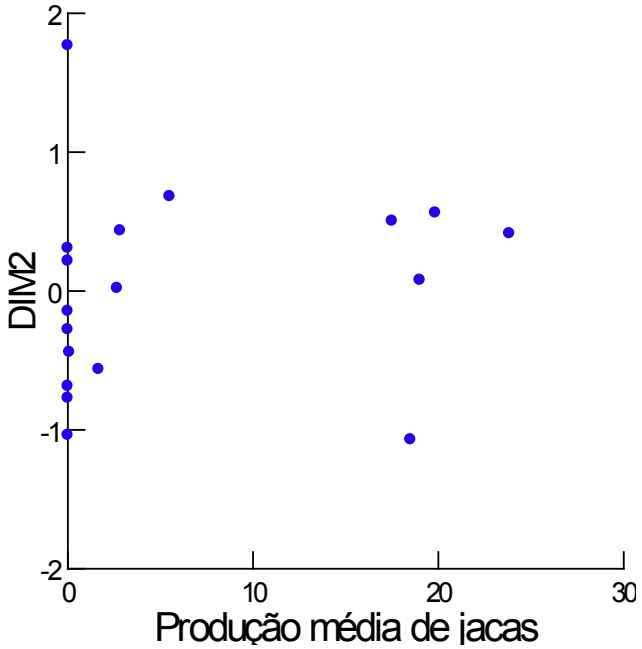
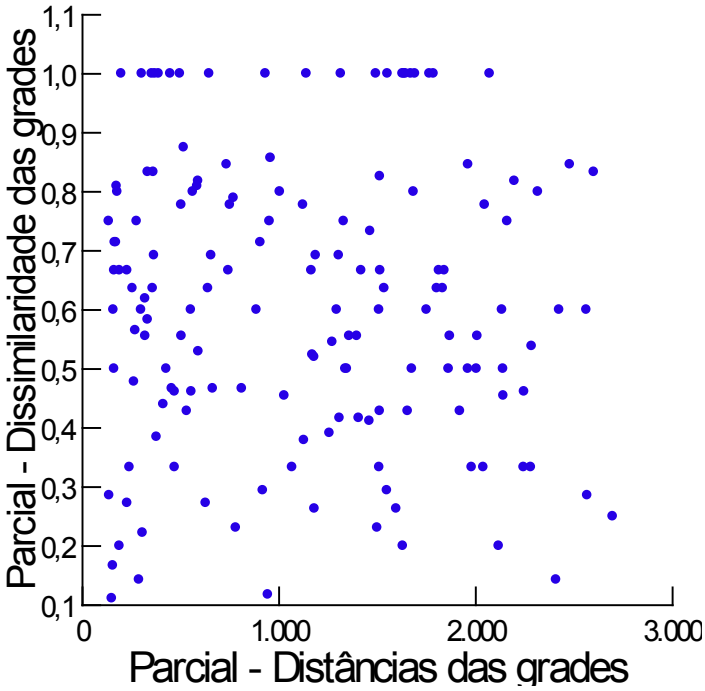


Figura 8: Regressões simples entre os eixos do MDS e a produção média de jacas após o tratamento.

a)



b)

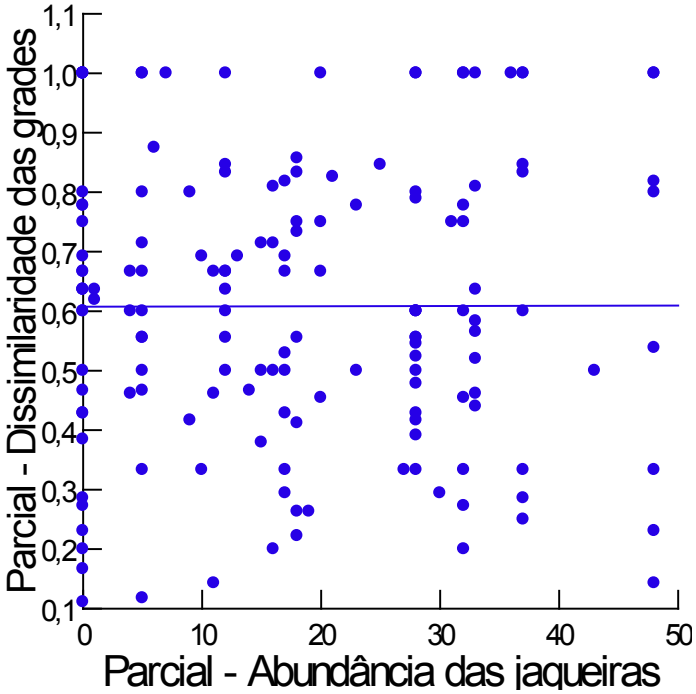


Figura 9: Parciais entre a dissimilaridade de Bray-Curtis obtida para as grades e a distância geográfica entre elas (a) e as diferenças nas abundâncias das jaqueiras (b).

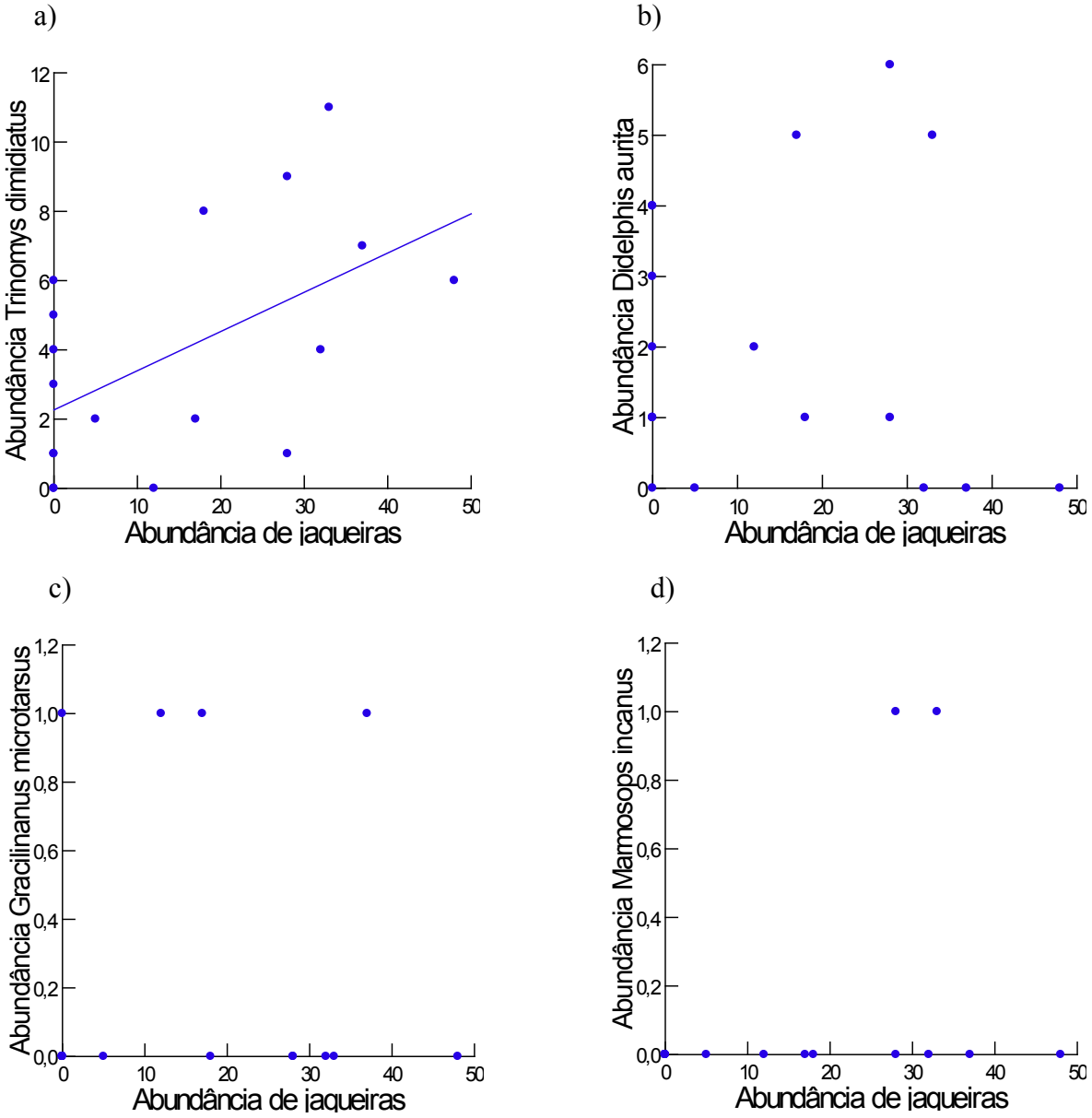


Figura 10: Regressões simples entre a abundância das espécies e a abundância das jaqueiras. a) *Trinomys dimidiatus*, b) *Didelphis aurita*, c) *Gracilinanus microtarsus*, d) *Marmosops incanus*, e) *Callithrix* sp., f) *Euryoryzomys russatus*, g) *Guerlinguetus ingrami*, h) *Oxymycterus dasytrichus* e i) *Rhipidomys itoan*. (continua)

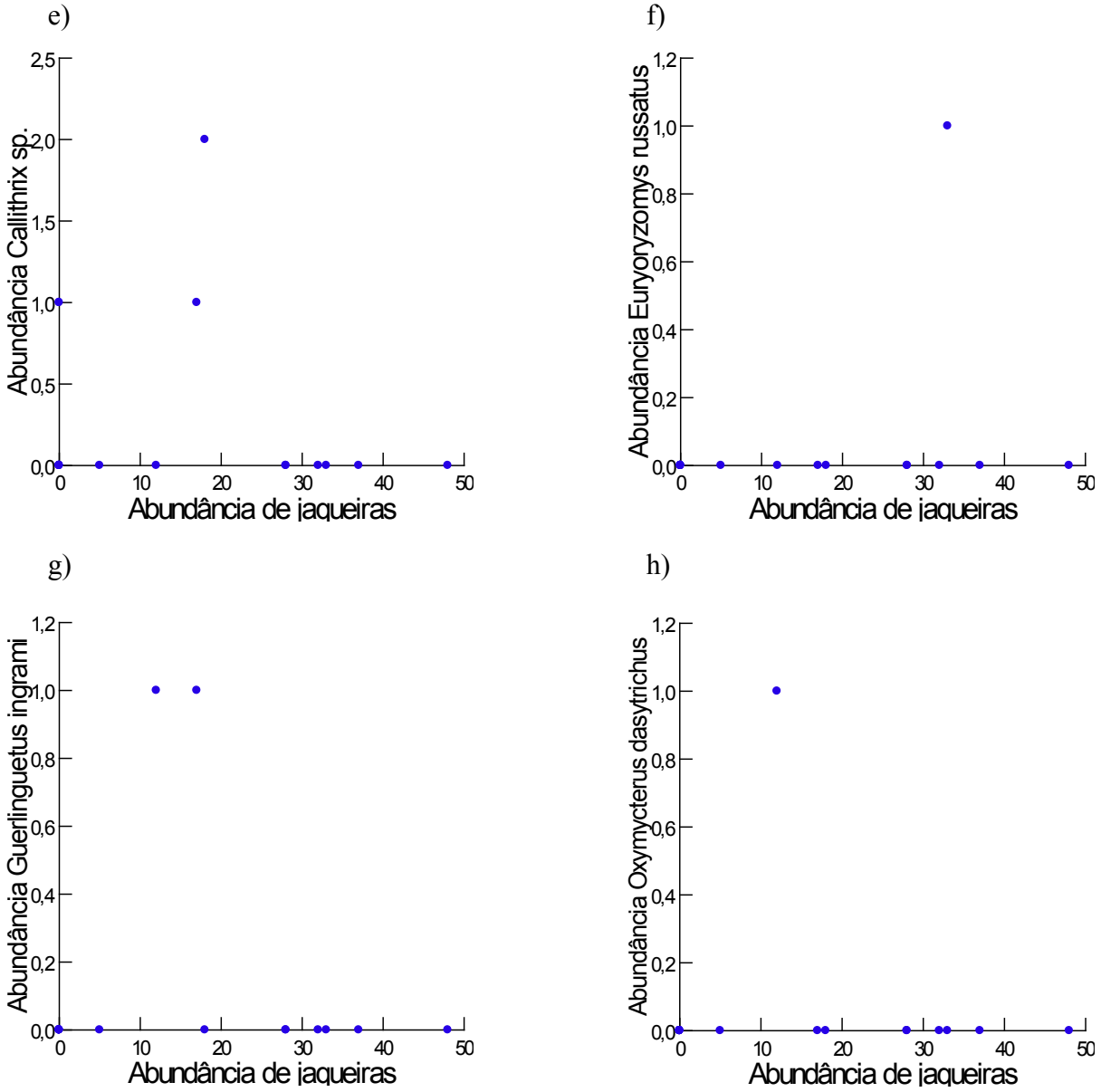


Figura 10: Regressões simples entre a abundância das espécies e a abundância das jaqueiras. a) *Trinomys dimidiatus*, b) *Didelphis aurita*, c) *Gracilinanus microtarsus*, d) *Marmosops incanus*, e) *Callithrix* sp., f) *Euryoryzomys russatus*, g) *Guerlinguetus ingrami*, h) *Oxymycterus dasytrichus* e i) *Rhipidomys itoan*. (continua)

i)

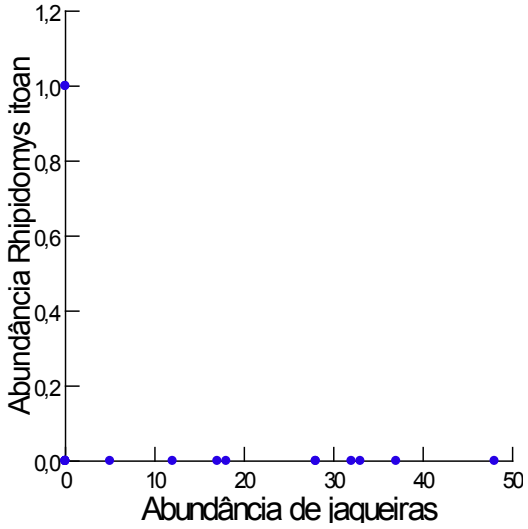


Figura 10: Regressões simples entre a abundância das espécies e a abundância das jaqueiras. a) *Trinomys dimidiatus*, b) *Didelphis aurita*, c) *Gracilinanus microtarsus*, d) *Marmosops incanus*, e) *Callithrix* sp., f) *Euryoryzomys russatus*, g) *Guerlinguetus ingrami*, h) *Oxymycterus dasytrichus* e i) *Rhipidomys itoan*. (conclusão)

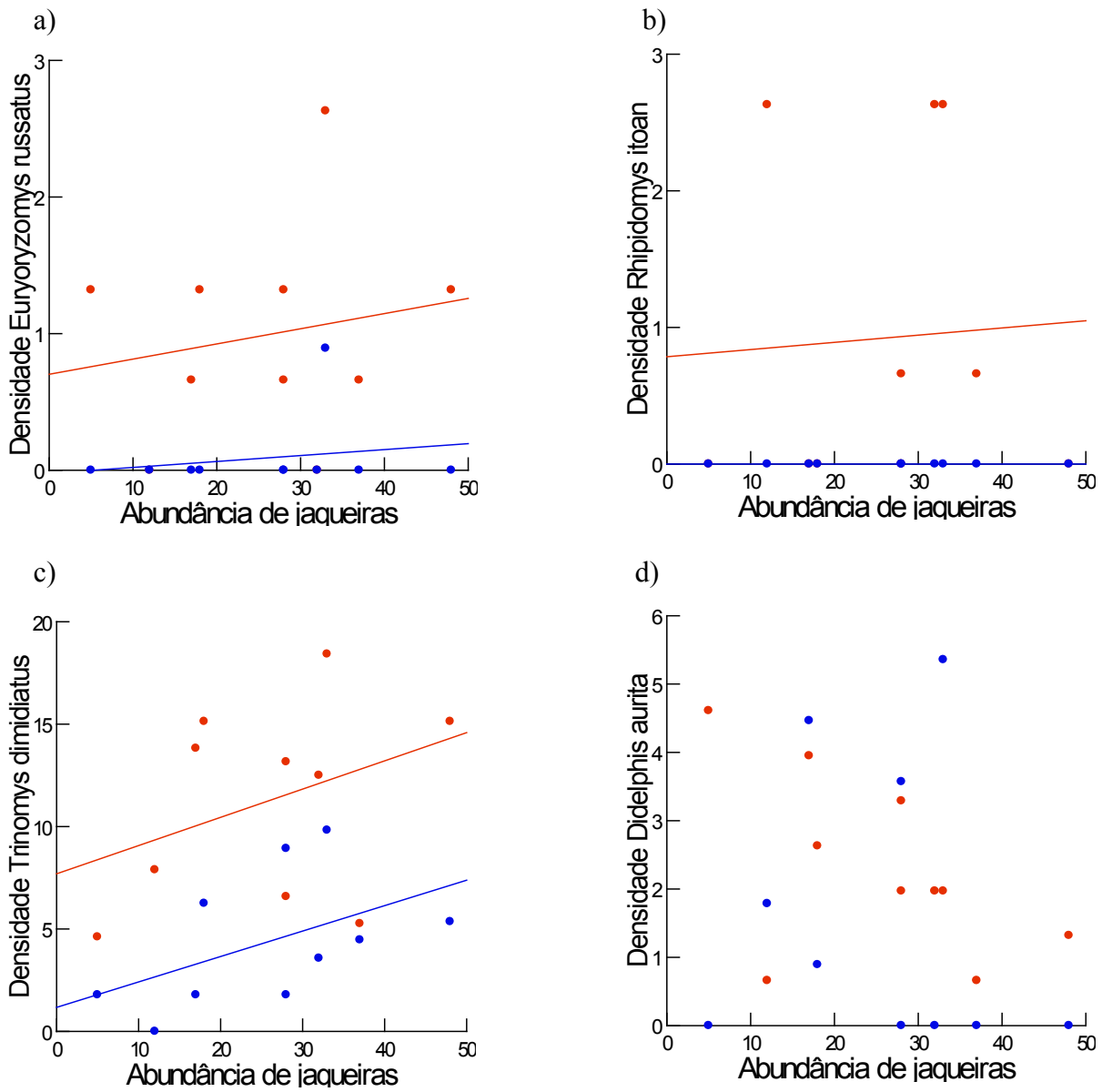


Figura 11: ANCOVAS das densidades das espécies nos dois estudos em relação a abundância de jaqueiras. Elementos em vermelho representam os dados de Raíces (2011), os elementos em azul os dados deste trabalho. a) *Euryoryzomys russatus*, b) *Rhipidomys itoan*, c) *Trinomys dimidiatus*, d) *Didelphis aurita*, e) *Gracilinanus microtarsus*, f) *Marmosops incanus*, g) *Callithrix* sp., h) *Guerlinguetus ingrami* e i) *Oxymycterus dasytrichus*. (continua)

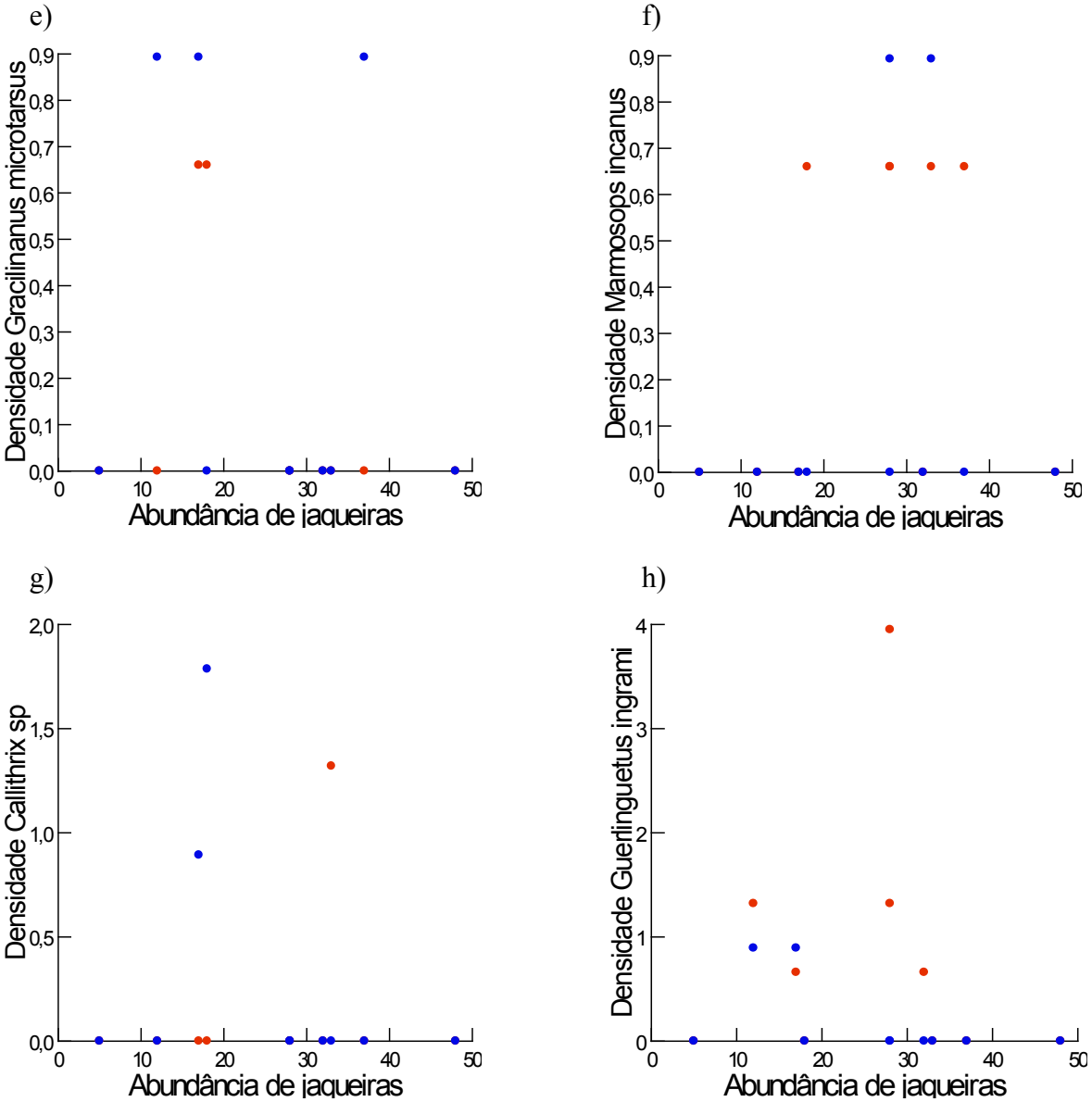


Figura 11: ANCOVAS das densidades das espécies nos dois estudos em relação a abundância de jaqueiras. Elementos em vermelho representam os dados de Raíces (2011), os elementos em azul os dados deste trabalho. a) *Euryoryzomys russatus*, b) *Rhipidomys itoan*, c) *Trinomys dimidiatus*, d) *Didelphis aurita*, e) *Gracilinanus microtarsus*, f) *Marmosops incanus*, g) *Callithrix* sp., h) *Guerlinguetus ingrami* e i) *Oxymycterus dasytrichus*. (continua)

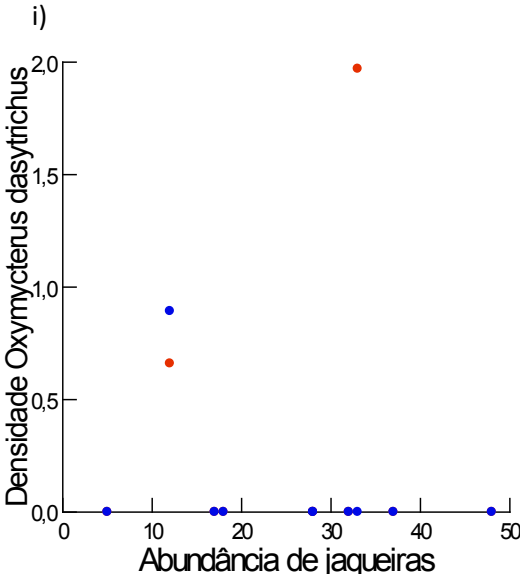


Figura 11: ANCOVAS das densidades das espécies nos dois estudos em relação a abundância de jaqueiras. Elementos em vermelho representam os dados de Raíces (2011), os elementos em azul os dados deste trabalho. a) *Euryoryzomys russatus*, b) *Rhipidomys itoan*, c) *Trinomys dimidiatus*, d) *Didelphis aurita*, e) *Gracilinanus microtarsus*, f) *Marmosops incanus*, g) *Callithrix* sp., h) *Guerlinguetus ingrami* e i) *Oxymycterus dasytrichus*. (conclusão)

DISCUSSÃO

A composição e a abundância das espécies de pequenos mamíferos se mostraram relativamente similares entre as grades de estudo sem jaqueiras e sob tratamento de controle das jaqueiras. Porém, os resultados obtidos pela comparação das áreas com jaqueiras antes e depois dos procedimentos de controle das jaqueiras indicaram que houve uma diferença significativa ocorrida após o tratamento. Esse resultado é corroborado ao se comparar a ordenação obtida com a dissimilaridade de Bray-Curtis nesse trabalho com a obtida por Raíces (2011). Essa comparação é possível uma vez que tanto as áreas de estudo quanto a metodologia aplicada são as mesmas nos dois trabalhos. Porém, vale ressaltar que o tempo de estudo de Raíces (2011) durou 36 meses, totalizando 10692 armadilhas/noite, enquanto o presente estudo deve uma duração de 18 meses, totalizando 5280 armadilhas/noite. As áreas com jaqueiras após o tratamento se mostraram mais dispersas no espaço multidimensional do MDS. No espaço do MDS, a área mais dissimilar foi SB, onde foi realizada apenas uma captura de *Callithrix* sp. O teste de Mantel parcial realizado com a distância física e a abundância de jaqueiras entre as grades de estudo não indicou um influência significativa da primeira sobre as dissimilaridades de Bray-Curtis, assim como observado por Raíces (2011). Contudo, Raíces (2011) observou uma forte influência da densidade das jaqueiras sobre a comunidade de pequenos mamíferos, que neste estudo foi mais fraca. Essa influência, todavia, não pode ser percebida com as regressões entre cada eixo do MDS com a abundância das jaqueiras no presente estudo. Este pode ser um possível indicativo de que a abundância das jaqueiras tem desempenhado um papel menos importante na reestruturação da comunidade de pequenos mamíferos após o tratamento de controle dessas árvores.

De acordo com a nossa hipótese de trabalho, o tratamento de controle das jaqueiras iria exercer um efeito inicial negativo sobre a produção das jacas. Uma vez que duas metodologias de controle foram utilizadas, testamos se a produção de jacas era significativamente diferente nas áreas com jaqueiras antes e após o tratamento para cada método, separadamente. Embora em nenhum dos dois tratamentos a diferença tenha sido significativa, a produção de jacas nas áreas aonde foi efetuado o controle físico (anelamento) apresentou uma tendência nesse sentido, com uma redução da produção de frutos após o tratamento. Esses resultados corroboram os de Moura (2011), indicando que, embora o tratamento químico induza a uma maior mortalidade em um intervalo temporal menor, o tratamento físico apresenta efeitos pronunciados nas árvores em médio e longo prazos. A

frutificação reduzida associada a morte ou senescência das jaqueiras pode levar a liberação de habitats dentro das áreas, podendo facilitar sua recolonização por espécies nativas.

Os resultados das regressões simples também indicaram uma redução da influência da densidade das jaqueiras sobre a abundância de algumas espécies. A única espécie que continuou mostrando-se relacionada a essa variável foi o roedor *Trinomys dimidiatus*. Os resultados obtidos por ANCOVA comparando as densidades encontradas dos pequenos mamíferos no presente estudo e aquelas encontradas por Raíces (2011) indicaram que houve uma diferença significativa entre os dois trabalhos para os roedores *Euryoryzomys russatus*, *Rhipidomys itoan* e *T. dimidiatus* nas áreas com jaqueiras antes e após o tratamento. Para as três espécies, a densidade foi mais baixa no presente estudo, tanto em áreas sem jaqueiras quanto em áreas com jaqueiras que foram tratadas.

Apesar do pouco tempo decorrido desde o tratamento, os resultados aqui obtidos sugerem que o este está surtindo um efeito na estrutura da comunidade de pequenos mamíferos. Um possível indicativo dessa reestruturação é a maior heterogeneidade das áreas com jaqueiras no espaço do MDS. Ao comparar os resultados do presente estudo com os de Raíces (2011), percebe-se uma tendência a dispersão dessas áreas dentro do espaço do MDS, enquanto que antes do tratamento das jaqueiras, essas áreas se mostraram agrupadas. A heterogeneidade dessas áreas no espaço do MDS parece ser uma consequência de algumas mudanças observadas nas abundâncias das espécies, particularmente *Trinomys dimidiatus*. Até antes do tratamento, *T. dimidiatus* dominava as áreas com jaqueiras, chegando a densidades superiores a 18 indivíduos/ha. No presente estudo a densidade desta espécie variou de 0 a 9,82 ind/ha. Os resultados pós-tratamento são similares a densidade observada por Bergallo (1995), que encontrou densidade média de 4,7±0,7 ind/ha para a espécie congênere *T. iheringi*, na Estação Ecológica da Juréia (SP). Para que se possa avaliar os efeitos significativos do tratamento de jaqueiras na estrutura da comunidade de pequenos mamíferos em médio e longo prazo, é essencial a continuidade deste estudo.

Para conseguir uma melhor compreensão do papel das espécies que compõem essa comunidade de pequenos mamíferos, e das jaqueiras, tanto como recurso quanto um estruturador da comunidade, utilizamos uma segunda abordagem para avaliar as interações dos pequenos mamíferos com as espécies de plantas. A abordagem das redes mutualísticas dessas espécies é o tema do segundo capítulo dessa dissertação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Anderson MJ, Legendre P. 1999. An empirical comparison of permutation methods for tests of partial regression coefficients in a linear model. Journal of Statistical Computation and Simulation. 62(3):271-303.

Asquith NM, Wright SJ, Clauss MJ. 1997. Does mammal community composition control recruitment in neotropical forests? Evidence from Panama. Ecology. 78(3):941-946.

Bergallo HG. 1995. Comparative life-history characteristics of two species of rats, *Proechimys iheringi* and *Oryzomys intermedius*, in an Atlantic Forest of Brazil. Mammalia. 59(1):51-64.

Bray JR, Curtis JT. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wiscosin. Ecological Monographs. 27(4):325-349.

Brewer SW, Rejmánek M. 1999. Small rodents as significant dispersers of tree seeds in a neotropical forest. Journal of Vegetation Science. 10(2):165-174.

Castellano S, Balletto E. 2002. Is the partial Mantel test inadequate? Evolution. 56(9):1871-1873.

Clarke KR, Somerfield PJ, Chapman MG. 2006. On resemblance measures for ecological studies, including taxonomic dissimilarities and a zero-adjusted Bray-Curtis coefficient for denuded assemblages. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 330(1):55-80.

Eletronic Statistics Textbook. 2011. [Internet]. Tulsa (Oklahoma): StatSoft, Inc. [acessado em 22/12/2011]. Disponível em http://www.statsoft.com/textbook/

Gauch Jr, HG. 1973. The relationship between sample similarity and ecological distance. Ecology. 54(3):618-622.

Grelle CEV. 2003. Forest structure and vertical stratification of small mammals in a secondary Atlantic Forest, southeastern Brazil. Studies on Neotropical Fauna and Environment. 38(2):81-85.

Jordano P, García C, Godoy JA, García-Castaño JL. 2007. Differential contribution of frugivores to complex seed dispersal patterns. Proc. Nat. Acad. Sci. 104(9):3278-3282.

Legendre P, Fortin MJ. 2010. Comparison of the Mantel test and alternative approaches for detecting complex multivariate relationships in the spatial analysis of genetic data. Molecular Ecology Resources. 10(5):831-844.

Legendre P. 2000. Comparison of permutation methods for the partial correlation and partial Mantel tests. Journal of Statistical Computation and Simulation. 67(1):37-73.

Lima DO, Azambuja BO, Camilotti VL, Cáceres, NC. 2010. Small mammal community structure and microhabitat use in the austral boundary of the Atlantic Forest, Brazil. Zoologia. 27(1):99-105.

Loretto D, Vieira MV. 2008. Use of space by the marsupial *Marmosops incanus* (Didelphimorphia, Didelphidae) in the Atlantic Forest, Brazil. Mammalian Biology. 73(4):255-261.

Mantel N. 1967. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. Cancer Research. 27(2):209-220.

McCain CM. 2005. Elevational gradients in diversity of small mammals. Ecology. 86(2):366-372.

Morales CL, Aizen MA. 2006. Invasive mutualisms and the structure of plant-pollinator interactions in the temperate forests of north-west Patagonia, Argentina. Journal of Ecology. 94(1):171-180.

Moura CJR. 2011. Estrutura populacional e avaliação de métodos de controle da espécie exótica *Artocarpus heterophyllus* Lamk. (Moraceae) no Parque Estadual da Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, UERJ, Brasil. Dissertação (mestrado).Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Myers JH, Simberloff D, Kuris AM, Carey JR. 2000. Eradication revisited: dealing with exotic species. Trend in Ecology and Evolution. 15(8):316-320.

Olesen JM, Eskildsen LI, Venkatasamy S. Invasion of pollination networks on oceanic islands: importance of invader complexes and endemic super generalists. Diversity and Distributions. 8(3):181-192.

Paine CET, Beck H. 2007. Seed predation by neotropical rainforest mammals increases diversity in seedling recruitment. Ecology. 82(12):3076-3089.

Püttker T, Pardini R, Meyer-Lucht Y, Sommer S. 2009. Responses of five small mammal species to micro-scale variations in vegetation structure in secondary Atlantic Forest remnants, Brazil. BMC Ecology. 8:9p.

Raíces DSL. 2011. A influência da jaqueira, *Artocarpus heterophyllus* Lamk., sobre a comunidade de pequenos mamíferos e sua interferência na dinâmica de dispersão de sementes nativas na Ilha Grande, RJ. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, UERJ, Brasil. Tese (doutorado), Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Rowe RJ, Finarelli JA, Rickart EA. 2010. Range dynamics of small mammals along an elevational gradient over an 80-year interval. Global Change Biology. 16(11):2930-2943.

Simberloff D, Von Holle B. 1999. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? Biological Invasions. 1(1):21-32.

Vieira EM, Monteiro-Filho ELA. 2003. Vertical stratification of small mammals in the Atlantic Rainforest of southeastern Brazil. Journal of Tropical Ecology. 19(5):501-507.

Vilà M, Espinar JL, Hejda M, Hulme PE, Jarošik V, Maron JL, Pergl J, Schaffner U, Sun Y, Pišek P. 2011. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. Ecology Letters. 14(7):702-708.

Weeny DG. 2001. Advantages of seed dispersal: a re-evaluation of directed dispersal. Evolutionary Ecology Research. 3(1):51-74.

Zar JH. 2010. Biostatistical Analysis. 5ª ed. New Jersey: Pearson Prentice Hall. 944 p.

2 As redes mutualísticas dos pequenos mamíferos de Dois Rios

INTRODUÇÃO

A dispersão de sementes é um dos fatores centrais na distribuição espacial de uma comunidade vegetal (Seidler e Plotkin 2006), sendo o primeiro momento em que o recrutamento de novos indivíduos de plantas é passível de ser limitado (Weeny 2000). De acordo com Paine e Beck (2007), a maioria das sementes que caem no solo não é recrutada. Nesse sentido, a zoocoria – dispersão de sementes por animais – se apresenta como uma das síndromes com maior importância ecológica (Weeny 2000; Jordano et al. 2006), com determinadas sementes só apresentando capacidade germinativa após passar pelo trato digestório de animais. No que diz respeito a pequenos mamíferos, as taxas de consumo de sementes são elevadas, sendo mais altas do que as de grandes mamíferos (DeMattia et al. 2004). Por isso, estudos sobre a dieta de pequenos mamíferos são peças-chave para se compreender a influência que esses animais têm sobre seu habitat (Jordano et al. 2006).

Dentre as principais ordens de pequenos mamíferos não voadores encontradas no Brasil se destacam Didelphimorphia e Rodentia. Marsupiais didelfídeos habitualmente apresentam hábito alimentar generalista (Santori e Moraes 2006), enquanto alguns estudos têm mostrado que pequenos roedores possam agir primariamente como predadores de sementes (Vieira et al. 2003). Embora pequenos mamíferos desempenhem um papel importante na regeneração florestal, é interessante ressaltar que a dinâmica de dispersão pode ser afetada pela estrutura da comunidade. Asquith et al. (1997), por exemplo, demonstraram que, na ausência de predadores de topo de cadeia, a densidade de granívoros pode aumentar, afetando negativamente o recrutamento em florestas neotropicais. Portanto, é necessário entender não apenas que espécie está comendo qual semente, mas também como esta semente está sendo comida. Nesse sentido, a aplicação da teoria de redes complexas vem se tornando uma ferramenta bastante efetiva na compreensão dos padrões de dispersão de sementes em uma comunidade. De acordo com Ings et al. (2008), o foco de estudos de redes tróficas vem mudando de "explorar a magnitude da complexidade [...] em direção à compreensão da configuração da complexidade".

A Ciência das Redes Complexas encontra sua base na Teoria dos Grafos, originalmente proposta pelo matemático Leonhard Euler em 1783 (Barabási 2009). Um grafo

nada mais é do que um conjunto de vértices – nós – interconectados por linhas – arestas. Ao eliminar as informações referentes aos nós, as propriedades estruturais das conexões são enfatizadas. Essas propriedades foram aprofundadas ao longo do tempo, até que em meados de 1959, os matemáticos Paul Erdös e Alfred Rényi publicaram uma série de trabalhos aprofundando esse campo de estudo, propondo o primeiro modelo de construção de rede complexa, chamado Modelo Randômico. Vale ressaltar que antes deles, a Teoria dos Grafos tratava quase que exclusivamente com grafos regulares, nos quais todos os vértices apresentam exatamente o mesmo número de conexões (Barabási 2009).

O Modelo Randômico considera que, dado um determinado número de nós pré-estabelecido, a probabilidade de um determinado nó realizar uma nova conexão é igual entre todos os nós. A configuração final obtida, portanto, é absolutamente aleatória, com alguns nós apresentando mais conexões do que outros. Esse paradigma dominou a Ciência de Redes Complexas até que em 1998, Watts e Strogatz propuseram o Modelo WS. Este foi primeiro modelo de construção de redes complexas com características de uma rede de mundo pequeno, com alta aglomeração e reduzido grau de separação. Considerando um grafo regular, aonde os nós estejam conectados apenas a seus vizinhos, o modelo WS adiciona ligações aleatórias, como atalhos entre os nós. Esse procedimento permite que redes WS apresentem a alta aglomeração observada em grafos regulares ao mesmo tempo em que apresentam um grau de separação entre dois vértices quaisquer reduzido. Porém, essas novas conexões eram realizadas aleatoriamente. Finalmente, em 1999, Albert-László Barabási e Réka Albert desenvolveram o Modelo de Redes Sem Escala (*scale-free*). Esse modelo assume duas premissas básicas: crescimento da rede e conexão preferencial entre os vértices (Barabási e Albert 1999). Ou seja, dentro de uma rede complexa alguns nós simplesmente têm uma maior propensão a realizar novas conexões do que outros. A partir dos trabalhos de Watts e Strogatz (1998) e Barabási e Albert (1999; ver também Albert et al. 2000), alguns autores começaram a aplicar a análise de redes complexas em ecologia, seu uso aumentando rapidamente (Bascompte e Jordano 2007), particularmente em relação a interações mutualísticas.

Diferentemente da clássica abordagem de cadeias tróficas, o estudo de redes mutualísticas visa a analisar as interações entre as espécies que se dão em nível ecossistêmico (Ings et al. 2009). Segundo Jordano et al. (2003) “as interações mutualísticas entre plantas e animais têm uma influência profunda na dinâmica das comunidades, na qual desempenham papel central na reprodução das plantas e na história de vida dos animais.”.

OBJETIVOS

1) Caracterizar as redes de dispersão de sementes dos pequenos mamíferos terrestres do entorno da Vila Dois Rios;
2) Avaliar as características da topologia das redes;
3) Comparar as redes das áreas com jaqueiras antes do tratamento de controle, sem jaqueiras e com jaqueiras pós-tratamento.

Nossa hipótese de trabalho é que em decorrência da redução da frutificação das jaqueiras nas grades de estudo, em comunhão com a senescência dessas, alteraria a composição da comunidade. Como consequência, a topologia das redes de dispersão seria diferente entre as áreas sem jaqueiras e com jaqueiras antes do tratamento e com jaqueiras pós-tratamento.

MATERIAL E MÉTODOS

Coleta e análise do conteúdo fecal

Existem diferentes metodologias para se avaliar a dieta de um mamífero, tais como análise de fezes, conteúdo estomacal e regurgitação induzida por bombeamento estomacal (Kronfeld e Dayan 1998). De um modo geral, existe uma tendência da análise de conteúdo fecal em subestimar a composição da dieta, uma vez que cada item alimentar apresenta digestibilidade diferenciada (Talamoni et al. 2008). Entretanto, justamente por esse motivo ela se mostra ideal para se avaliar a dispersão de sementes, uma vez que apenas as sementes que sobreviverem à passagem pelo trato intestinal poderão colonizar uma nova área. Além disso, a análise de fezes permite que o animal não seja sacrificado durante a coleta de dados. Esse é um ponto fundamental para se avaliar a composição da comunidade, além de permitir que o mesmo indivíduo seja analisado em termos de sua dieta em uma série temporal longa.

Os dados referentes à dispersão de sementes foram obtidos através da análise do conteúdo fecal dos pequenos mamíferos capturados nas grades de estudo. As amostras de fezes dos pequenos mamíferos foram coletadas logo após os procedimentos de medição dos animais e armazenadas em potes plásticos identificados com o número do indivíduo capturado, espécie, sexo, data e grade de captura. Caso o mesmo indivíduo fosse capturado mais de uma vez na mesma campanha, apenas a primeira amostra fecal coletada era analisada, evitando a ocorrência de pseudorepetições (Hurlbert 1984; Heffner et al. 1996).

Em laboratório, as amostras foram lavadas em uma peneira com malha de nylon de 1 mm para retirar as partes solúveis das fezes. O material retido na peneira era colocado em uma placa de Petri e analisado sob lupa para identificação dos itens alimentares não digeridos (Carvalho et al. 1999). As sementes encontradas foram comparadas com a coleção de referência do Laboratório de Ecologia de Mamíferos, tendo sido identificadas ao menor nível taxonômico possível.

Análise dos dados

Os dados coletados foram organizados na forma de matrizes de adjacência *M* x *S*, onde *M* representam as espécies de mamíferos listadas nas linhas e *S* as espécies de sementes encontradas nas fezes, listadas nas colunas. Para cada conjunto de dados – áreas com jaqueira, áreas sem jaqueiras e áreas com tratamento de jaqueiras – foram montadas duas matrizes-mestras:

1) Matriz binária de presença/ausência das espécies de sementes encontradas nas fezes para cada espécie de mamífero,
2) Matriz com as frequências relativas das espécies de sementes encontradas nas fezes para cada espécie de mamífero.

<u>Matrizes de dependência</u>

Ecologicamente, diferentes espécies apresentam diferentes níveis de importância em relação às suas interações. Contudo, em matrizes binárias, o peso dado a todas as interações de cada espécie é o mesmo, podendo apresentar efeitos significativos na topologia da rede. De acordo com Vázquez et al. (2005), o uso de frequências relativas de interação tem se mostrado um estimador melhor para essas importâncias. Assim, calculamos as frequências relativas de interações dividindo o número de amostras em que uma determinada espécie de semente foi encontrada pelo número total de amostras de fezes coletadas para cada espécie de mamífero.

A partir da matriz de frequências relativas, mais três matrizes foram montadas para cada conjunto de dados:

a) Matriz de dependência da espécie vegetal *j* em relação a espécie animal *i*,
b) Matriz de dependência da espécie animal *i* em relação a espécie vegetal *j*,
c) Matriz de assimetria de dependência entre a espécie animal *i* e a espécie vegetal *j*.

A dependência de uma determinada espécie em relação a outra é um refinamento do uso de frequências relativas (Bascompte et al. 2006), sendo calculada como:

$$d_{ij} = \frac{l_{ij}}{\Sigma l_i}$$

, onde d_{ij} é a dependência da espécie i em relação a espécie j, l_{ij} são as interações entre as espécies i e j e Σl_i é o somatório das interações da espécie i. Ou seja, considerando uma espécie animal i e uma vegetal j, a dependência de i por j é uma medida da importância que essa interação tem para i considerando todas as interações que i realiza. Como o número total de interações que i realiza é diferente do número total de interações que j realiza, a matriz de dependência d_{ij} é diferente da matriz de dependência d_{ji} .

A assimetria de dependência é um índice que, essencialmente, representa a dissimilaridade relativa entre duas dependências, dado um determinado par de espécies (Bascompte et al. 2006). Considerando os valores obtidos para d_{ij}^{A} e d_{ji}^{S}, a assimetria de dependência é calculada como:

$$AS_{ij} = \frac{\left|d_{ij}^{A} - d_{ji}^{S}\right|}{\max\left(d_{ij}^{A}, d_{ji}^{S}\right)}$$

, onde $\max\left(d_{ij}^{A}, d_{ji}^{S}\right)$ é o maior valor encontrado dentre todos os valores da linha i da matriz de dependência d_{ij}^{A} e todos os valores da coluna j da matriz d_{ji}^{S} . Finalmente, montamos os grafos bipartidos das redes utilizando os valores de AS_{ij} como peso das arestas. Dessa forma, a espessura das arestas representa a importância de uma determinada interação dentro da rede. As arestas nada mais são do que as linhas que conectam as espécies na rede. Os grafos bipartidos foram criados no programa Pajek 1.28 (Batagelj e Mrvar 1998). A partir dos valores obtidos com o cálculo das assimetrias de depêndencias, calculamos a força da espécie (FE). Considerando uma determinada espécie de mamífero i, FE pode ser definida como a soma das dependências das espécies de plantas que interagem com esse animal e vice-versa. Assim, FE é uma medida da importância que uma determinada espécie tem em uma rede de interações (Bascompte et al. 2006).

Tamanho da rede

O tamanho de uma rede é sua característica mais fundamental, sendo defininido como o número de vértices presentes nela. Em uma rede de interações ecológicas, o tamanho da

rede é equivalente à riqueza de espécies, considerando tanto animais quanto plantas. No caso de redes bipartidas como as nossas, é interessante saber, também, o tamanho de cada partição.

Conectância

Além de saber o número de vértices que estão presentes em uma rede é importante saber como e o quanto eles estão conectados. Por isso, como forma de avaliar a topologia das redes construídas, calculamos a conectância e seus graus de aninhamento. Em análise de redes mutualísticas, a conectância (C) é definida de forma similar à conectância de redes alimentares (Jordano 1987). A conectância é a razão entre o número de interações observadas (O) e o número total de interações possíveis (P), de forma que seu cálculo varia de acordo com as características da rede. Considerando que as espécies de mamíferos M estejam atuando como dispersores de plantas S, o grafo formado é uma rede direcionada na qual as conexões possíveis P só ocorrem em um sentido. Assim, P é calculado como:

$$P = M * S$$

, de modo que a conectância C foi calculada como:

$$C = \frac{O}{(M * S)}$$

Aninhamento

O conceito ecológico de aninhamento de uma matriz provém da Biogeografia de Ilhas, sendo utilizado para avaliar o grau de desordem das comunidades de um arquipélago ou ambiente fragmentado (Patterson 1987; Almeida-Neto et al. 2007). Pela definição original, se um determinado conjunto de fragmentos ou arquipélago for aninhado, a reduzida biota dos menores fragmentos e ilhas será um subconjunto do conjunto das espécies encontradas nos maiores fragmentos ou ilhas (Patterson e Atmar 1986; Atmar e Patterson 1993, Figura 1). Bascompte et al. (2003), analisando 52 redes de interação diferentes, demonstraram que grafos bipartidos também apresentavam uma forma de aninhamento, em que algumas poucas espécies ("generalistas") apresentavam um número elevado de conexões e a grande maioria das espécies ("especialistas") realizavam poucas conexões (Figura 2). Embora o aninhamento não seja o único padrão de organização de uma rede (Lewinsohn et al. 2006), ele é um dos

mais interessantes, uma vez que se encaixa dentro do modelo de redes *sem escala*, proposto por Barabási e Albert (1999, ver também Albert e Barabási 2002).

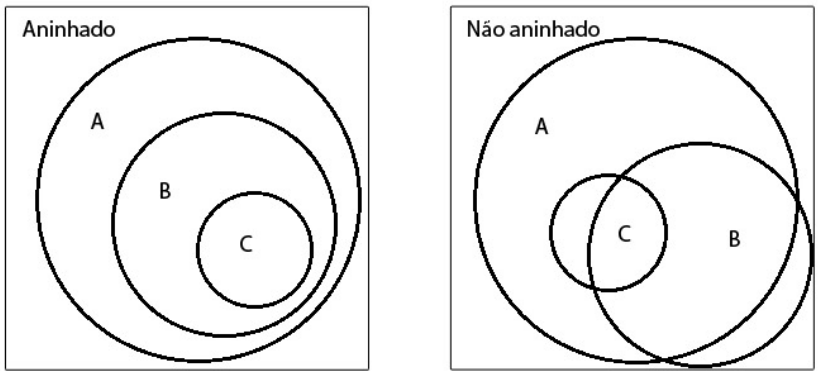


Figura 1: Representação esquemática do conceito de aninhamento para Biogeografia de Ilhas. Ambos os arquipélagos possuem três biotas (A, B e C), com riqueza de espécies similares. O arquipélago da esquerda é aninhado, uma vez que as espécies presentes nas menores biotas formam subconjutos das biotas encontradas nas ilhas com maior riqueza de espécies. O arquipélago da direita não é aninhado, uma vez que algumas espécies presentes na ilha B não são encontradas em nenhuma outra ilha, e C apresenta espécies que são observadas em A mas não são encontradas em B (adaptado de Patterson 1987).

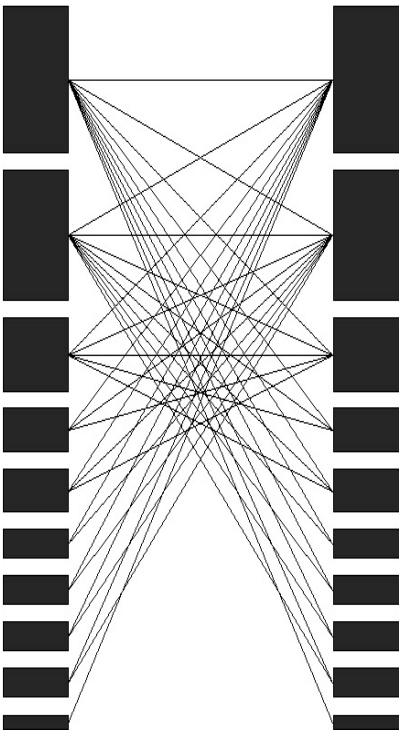


Figura 2: Exemplo de aninhamento em rede mutualística. Poucas espécies apresentam um grande número de interações, mas a maioria realiza poucas conexões.

Para avaliar o grau de aninhamento de nossas redes, utilizamos as duas principais métricas: o índice NODF (*Nestedness metric based on Overlap and Decreasing Fill*, Almeida-Neto et al. 2008) e o índice *N* (Bascompte et al. 2003). O índice *N* é baseado na clássica métrica da temperatura da matriz (T), proposta por Atmar e Patterson (1993), sendo expresso como

$$N = \frac{(100 - \mathrm{T})}{100}$$

Calculamos T principalmente para permitir a comparação de nossos dados com outros estudos. Entretanto, vale ressaltar que já foi demonstrado que a sua consistência estatística não é forte para análise do grau de aninhamento em redes de interação de espécies (Almeida-Neto et al. 2007, 2008; Ulrich et al. 2009). Por outro lado, o índice NODF foi criado especificamente para avaliar grau de aninhamento de redes mutualísticas (Almeida-Neto et al. 2008).

A métrica NODF assume duas premissas: i) o preenchimento da matriz deveria se reduzir nos sentidos $i \rightarrow j$ e $k \rightarrow l$ (*Decreasing Fill*, DF_{ij} e DF_{kl}) e ii) sobreposição pareada (*Paired Overlap*, PO). Dada determinada linha *i* de uma matriz binária de interações, calcula-se o total marginal de *i* (TM_i) como a soma das interações presentes em *i* (a soma da quantidade das presenças). Da mesma forma, o total marginal de qualquer coluna *k* (TM_k) será dado pelo somatório da quantidade de presenças nessa coluna. Essa matriz binária é arrumada de forma que dado quaisquer pares de linhas *i* e *j*, $TM_i > TM_j$ e dados quaisquer pares de colunas *k* e *l*, $TM_k > TM_l$. Assim, dada qualquer linha *i*, esta se encontra em uma posição acima da linha *j* por apresentar uma maior quantidade de interações. Da mesma forma, dada qualquer coluna *k*, esta estará a esquerda da coluna *l* por apresentar um número maior de interações. Assim, para quaisquer pares de linha *ij*, DF_{ij} será igual a 100 se $TM_j < TM_i$ e igual a 0 se $TM_j > TM_i$. E para quaisquer pares de colunas *kl*, DF_{kl} será igual a 100 se $TM_l < TM_k$ e igual a 0 se $TM_l > TM_k$. A sobreposição pareada (PO) é definida como a porcentagem de interações de uma determinada coluna *l* ou linha *j* que está presente exatamente no mesmo local na coluna *k* ou linha *i*. Assim, dados quaisquer pares de linha *ij* e quaisquer pares de colunas *kl*, existe um grau de aninhamento pareado ($N_{pareado}$), onde

se $DF_{pareado} = 0$, então $N_{pareado} = 0$;

se $DF_{pareado} = 100$, então $N_{pareado} = PO_{pareado}$

Assim, dada uma matriz com *n* colunas e *m* linhas, existem $\frac{n(n-1)}{2}$ pares de colunas e $\frac{m(m-1)}{2}$ pares de linhas, é possível calcular o aninhamento médio de todas as colunas (N_{col}) e de todas as linhas (N_{lin}), assim como o aninhamento da matriz inteira como

$$\mathrm{NODF} = \frac{\sum N_{\mathrm{pareado}}}{\left[\frac{n(n-1}{2}\right] + \left[\frac{m(m-1)}{2}\right]}$$

De acordo com Ulrich et al. (2009), a métrica NODF é mais apropriada do que T para se avaliar o grau de aninhamento de redes de interação de espécies por não assumir *a priori* que determinados pares de espécie são mais ou menos prováveis de ocorrer do que outros. De qualquer forma, ambas as métricas T e NODF foram calculadas no programa ANINHADO 3.0 (Guimarães e Guimarães 2006). A significância dos valores obtidos foi estimada com procedimentos de Monte Carlo (500 iterações para cada métrica para cada conjunto de dados). O programa ANINHADO 3.0 permite que o usuário escolha entre quatro diferentes modelos nulos. Escolhemos trabalhar com o modelo Ce, onde a probabilidade de um determinado par de espécies interagir (ou seja, que uma determinada célula a_{ij} da matriz esteja ocupada) é proporcional ao número total de interações que essas duas espécies apresentam. A probabilidade de que essa determinada célula a_{ij} seja ocupada é calculada como

$$\frac{\left(\frac{P_i}{C} + \frac{P_k}{L}\right)}{2}$$

onde P_i é o número de presenças na linha *i*, P_k é o número de presenças na coluna *k*, C é o número de colunas e L é o número de linhas. Esse modelo foi escolhido por apresentar uma incidência menor de erros do tipo I (Rodriguez-Gironéz e Santamaría 2006). Além disso, de acordo com Bascompte et al. (2003), biologicamente isso significa que a probabilidade de uma interação qualquer é proporcional ao nível de generalização (número de interações) tanto da espécie animal quanto da espécie vegetal.

Embora a métrica NODF pareça ser estatisticamente mais robusta que a métrica *N*, nós achamos necessário avaliar mais profundamente a significância dos valores de NODF obtidos para nossas redes. Para tanto, nós calculamos os valores de NODF para outras seis matrizes de interação baixadas do Interaction Web Database (IWD, Guimarães, Raimundo e Cagnolo

2011). Essas matrizes foram escolhidas por apresentarem um maior número de espécies participantes e serem ecologicamente parecidas com as nossas (vertebrados dispersores de sementes). O aninhamento das redes IWD foram avaliadas utilizando o mesmo modelo nulo (Ce) e número de iterações (500). A média dos valores de NODF obtidos foi comparada com os valores de NODF das nossas redes separadamente por teste t.

Distribuição de grau e robustez

A distribuição de grau de uma rede é a distribuição cumulativa de conexões por vértice e estando diretamente relacionada com o aninhamento (Jordano et al. 2003; Bascompte et al. 2003). No caso de redes bipartidas, é possível se calcular a distribuição de grau para cada uma das partições.

A robustez de uma rede é sua capacidade de resistir a erros. Dentro da análise de redes complexas, erros são definidos como remoções aleatórias dos vértices (Albert et al. 2000; Albert e Barabási 2002). Assim, a princípio, todos os vértices têm a igual probabilidade de serem retirados a qualquer instante. A robustez aparentemente é uma característica emergente em redes complexas *sem escala* (*scale free*). Nesse modelo de rede existem muitos vértices com poucas conexões e poucos com muitas conexões (chamados *hubs*). Assim, se a remoção de vértices for aleatória, é mais provável que o vértice removido tenha poucas conexões simplesmente porque esses estão presentes em maior quantidade na rede.

No presente trabalho, tanto a robustez das redes e a distribuição de grau foram aferidos na plataforma R (R Development Core Team 2011), utilizando o pacote bipartite (Dormann et al. 2008, 2009). Este pacote simula a remoção de espécies de um dos lados da rede bipartida, e gera uma curva correspondente à proporção de espécies do outro lado da rede que sobrevive após a remoção. Essa curva foi proposta originalmente por Memmott et al. (2004), e se baseia na premissa de que se uma parcela das espécies de um dos lados do grafo bipartido for removida, uma quantidade de espécies do outro lado que dependem exclusivamente delas, será extinta em consequência. Burgos et al. (2007) apresentaram um melhoramento ao método de Memmott et al. (2004), ao analisar a área abaixo da curva. Por isso, nesse estudo preferimos trabalhar com índice R de Burgos como avaliador da robustez.

Caminho médio e diâmetro

Dentro da análide de redes complexas, “caminho” é definido como uma sequência de vértices ou arestas entre dois vértices de uma rede. Se uma rede é bastante conectada, existem

diferentes caminhos passíveis de serem percorridos. A "distância", ou "geodésica", entre dois vértices é o menor caminho a ser percorrido. Finalmente, o caminho médio de um vértice é a média das distâncias entre este vértice e todos os outros vértices da rede. Calculamos o caminho médio de cada rede e separadamente, para espécies de mamíferos e de sementes. Para essa análise, nós transformamos cada rede bipartida em duas redes unipartidas no programa Pajek 1.28 (Batagelj e Mrvar 1998). Da mesma forma, calculamos o caminho médio para cada uma das redes IWD e comparamos com nossos resultados por teste t.

RESULTADOS

As três redes construídas para as áreas de estudo (áreas com presença de jaqueiras – r_j, áreas sem a presença de jaqueiras – r_s e áreas com jaqueira pós-tratamento – r_t, podem ser vistas nas Figuras 3, 4 e 5.

Rede em áreas com jaqueiras

A rede de dispersão de sementes das áreas com jaqueira foi composta de oito espécies de mamíferos e 39 espécies de sementes, de modo que existem 312 possíveis interações (Figura 3, a e b). Entretanto, apenas 66 interações foram observadas, de modo que a conectância foi de C_{r_j}=0,212. O grau de aninhamento dessa rede se mostrou alto pelas duas métricas calculadas (*N*=0,94, p<0,01, NODF=30,73, p<0,01). Quando comparado com o NODF médio das redes IWD ($NODF_{IWD}$ ± dp, 40,005 ± 11,207), o valor de NODF da rede r_j foi menor do que a média, mas não significativamente diferente (teste t=2,027, gl=5, p=0,098, contra não igual).

O melhor ajuste para a distribuição de grau para ambas as partições do grafo foi obtida com o modelo de lei de potência (p_{mam}<<0,01, AIC=-8,3486, $p_{plantas}$<<<0,01, AIC=-28,840, Figura 6a). Para a partição de mamíferos o grau variou entre 1 e 31 (grau $médio_{mam}$=8,25±10,485), enquanto para a partição das sementes de plantas o grau variou entre 1 e 7 (grau $médio_{plantas}$=1,692±1,379, Figura 7a). A robustez da rede r_j foi maior quando espécies de plantas eram eliminadas do que quando espécies de mamíferos o eram ($R_{plantas}$=0,7302, R_{mam}=0,4571, Figura 8a).

O caminho médio de r_j foi de 2,575 vértices e seu diâmetro 5. Individualmente, o caminho e o diâmetro para cada lado do grafo também se mostraram bastante reduzidos (caminho $médio_{mam}$=1,214, $diâmetro_{mam}$=2, caminho $médio_{plantas}$=1,244, $diâmetro_{plantas}$= 2).

Quando comparado com o tamanho do caminho médio das redes IWD (caminho $médio_{IWD}$=2,464±0,377), o caminho médio da rede r_j não se mostrou significativamente diferente (teste t = -0,805, p=0,457 contra não igual).

Rede em áreas sem jaqueiras

A rede de dispersão das áreas sem jaqueira (r_s) foi composta de 10 espécies de mamíferos e 40 espécies de sementes (Figura 4, a e b). Das 400 interações possíveis, foram observadas 83 (C_{r_s} =0,208). O grau de aninhamento foi elevado (*N*=0,88, p<0,01, NODF=30,27, p<0,01). Comparado com o NODF $médio_{IWD}$, o valor encontrado para NODF na rede r_s foi abaixo da média, mas dentro do esperado (teste t=2,128, gl=5, p=0,087 contra não igual).

Os modelos de distribuição de grau foram diferentes para a partição de mamíferos e sementes de plantas. O melhor ajuste para os mamíferos foi obtido com o modelo de lei de potência (p_{mam}<<<0,01, AIC=-21,798, Figura 6b), enquanto que para as sementes o melhor modelo foi obtido com o ajuste exponencial ($p_{plantas}$<<<0,01, AIC=-17,264, Figura 6b). Para a partição dos mamíferos o grau variou entre 2 e 27 (grau $médio_{mam}$=8,3±8,807) enquanto para a partição das sementes este variou entre 1 e 7 (grau $médio_{plantas}$=2,075±1,685) (Figura 7b). A rede r_s se mostrou robusta para ambas as partições, mas apresentou maior robustez quando as espécies de plantas foram removidas do que quando as espécies de mamíferos foram retiradas ($R_{plantas}$=0,7713, R_{mam}=0,5493, Figura 8b).

O caminho médio de r_s foi de 2,702 vértices e seu diâmetro 6. Para a partição de mamíferos o caminho médio foi de 1,222 e o diâmetro igual a 2, enquanto para a partição das plantas o caminho médio foi de 1,362 e o diâmetro igual a 3. Quando comparado com o caminho médio das redes IWD, o caminho médio da rede r_s não se mostrou significativamente diferente (teste t=-1,729, p=0,144 contra não igual).

Rede em áreas com jaqueiras pós-tratamento

Finalmente, a rede de dispersão de sementes das áreas com jaqueira pós tratamento (r_t) foi composta de três espécies de mamíferos e 12 espécies de sementes (Figura 5, a e b). Por causa de seu tamanho reduzido, foi incluído na rede o item alimentar "invertebrados" para permitir que algumas das análises pudessem ser efetuadas. Ao incluir esse item, o número de espécies de mamíferos aumentou de três para cinco e o de recursos alimentares de 12 para 13. Das 65 interações possíveis, foram observadas 20 (C_{r_t}=0,308). O grau de aninhamento foi

elevado pela métrica *N* (*N*=0,96,p=0,01), porém não estatísticamente significante pela métrica NODF no modelo nulo escolhido (NODF=39,00, p=0,19, modelo nulo Ce). Quando comparado com o NODF das redes IWD, o valor de NODF da rede r_t foi próximo a média (teste t=0,22, gl=5, p=0,835 contra não igual).

O melhor ajuste de distribuição de grau para ambas partições foi obtida com o modelo de lei de potência (p_{mam}<0,05, AIC=-7,082, $p_{plantas}$<<0,01, AIC=-11,241, Figura 6c). Para a partição dos mamíferos o grau variou entre 1 e 10 (grau $médio_{mam}$=4±3,937) e para a partição das sementes, entre 1 e 5 (grau $médio_{plantas}$=1,538±1,198) (Figura 7c). A rede r_t apresentou robustez variada para as partições removida ($R_{plantas}$=0,585, R_{mam}=0,381, Figura 8c).

O caminho médio de r_t foi de 2,438 vértices enquanto seu diâmetro foi igual a 4. Para a partição de mamíferos o caminho médio foi igual a 1 assim como o diâmetro, também igual a 1. Para a partição das sementes, o caminho médio foi igual a 1,269 e o diâmetro igual a 2. Comparado ao caminho médio das redes IWD, o caminho médio de r_t não foi estatísticamente diferente (teste t=0,192, p=0,856 contra não igual).

Comparações entre redes

A distribuição de grau não foi significativamente diferente entre as redes nem para a partição dos mamíferos (ANOVA, F=0,468, p=0,633, Figura 9) nem para a partição das sementes (ANOVA, F=0,942, p=0,394, Figura 10). Em todas as redes, a espécie de pequeno mamífero com maior número de interações foi o marsupial *Didelphis aurita* (31 interações para rede r_c, 27 para r_s e 10 para r_t). As espécies com menor grau variaram entre as redes: o primata *Callithrix* sp. com uma interação para r_c, os roedores *Guerlinguetus ingrami* com duas interações para rede r_s e *Euryoryzomys russatus* com uma interação para rede r_t. Considerando apenas as espécies de sementes que foram identificadas, a que apresentou maior grau nas redes r_c e r_t foi *Piper rivinoides* (Piperaceae) com 7 e 5 interações, respectivamente. Para a rede r_s, a espécie de planta *Miconia prasina* (Melastomataceae) apresentou a maior interação (7). Em todas as redes, o mamífero com maior força de espécie foi o marsupial *Didelphis aurita* (FE_c=25,078, FE_s=0,056, FE_t=7,838, Tabela 1). Para a rede r_c a espécie de planta com maior força foi *Piper rivinoides* (FE=2,418, Tabela 1). Para a rede r_s a planta com maior força foi *Piper arboreum* (FE=0,028, Tabela1) e para a rede r_t o item "invertebrados" apresentou a maior força (FE=2,327, Tabela 1). Considerando apenas as espécies de plantas plenamente identificadas, a espécie com maior força em r_t foi *Cecropia pachystachya* (FE=0,966, tabela 1).

a)

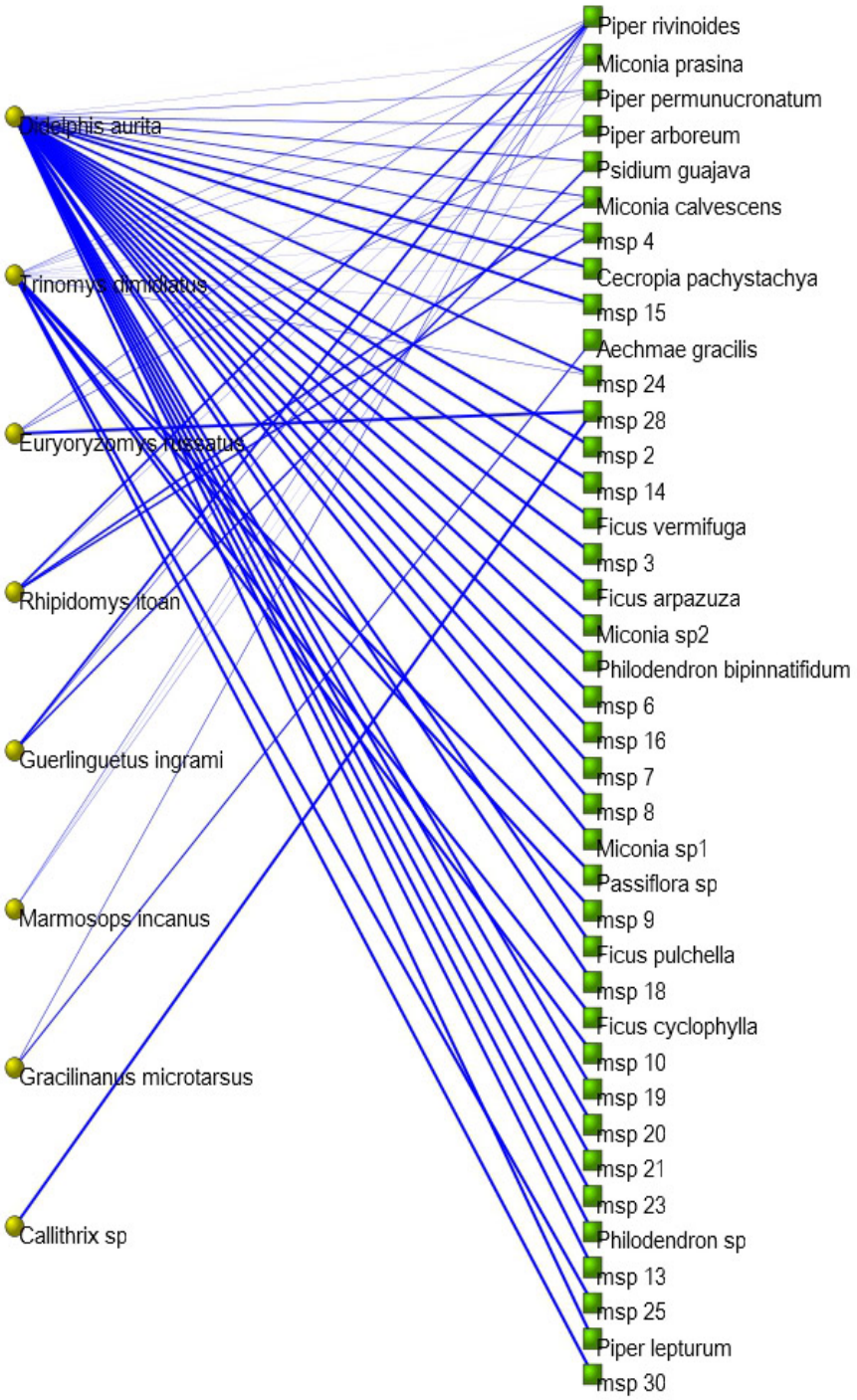


Figura 3: Rede de interações das áreas com jaqueiras antes do tratamento de controle. Em a) grafo construído com base na matriz de assimetria de interação. A assimetria é refletida na espessura das arestas. Em b) grafo contruído com base na matriz binária de presença-ausência e, portanto, todas as interações têm o mesmo peso. (continua)

b)

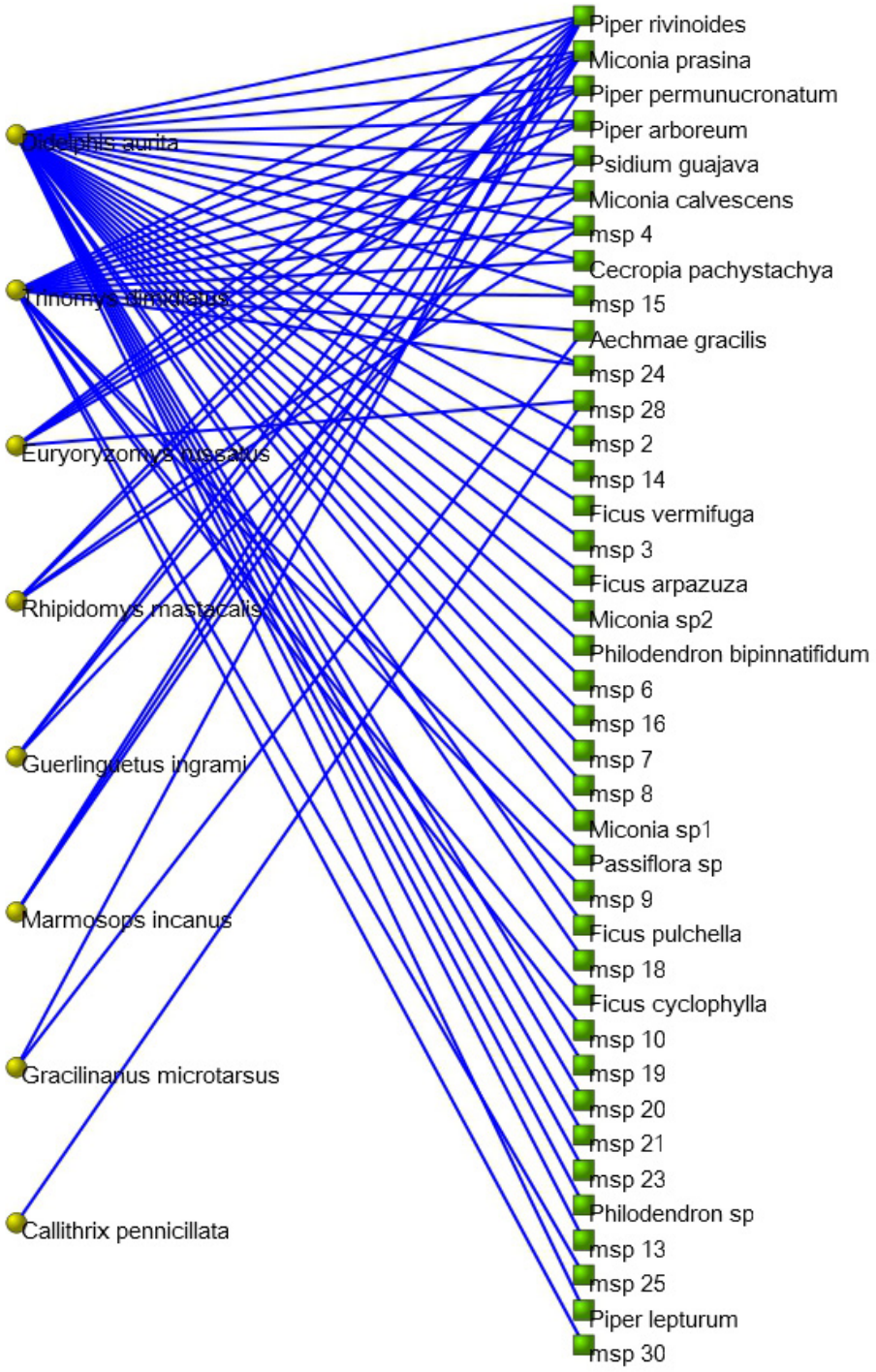


Figura 3: Rede de interações das áreas com jaqueiras antes do tratamento de controle. Em a) grafo construído com base na matriz de assimetria de interação. A assimetria é refletida na espessura das arestas. Em b) grafo contruído com base na matriz binária de presença-ausência e, portanto, todas as interações têm o mesmo peso. (conclusão)

a)

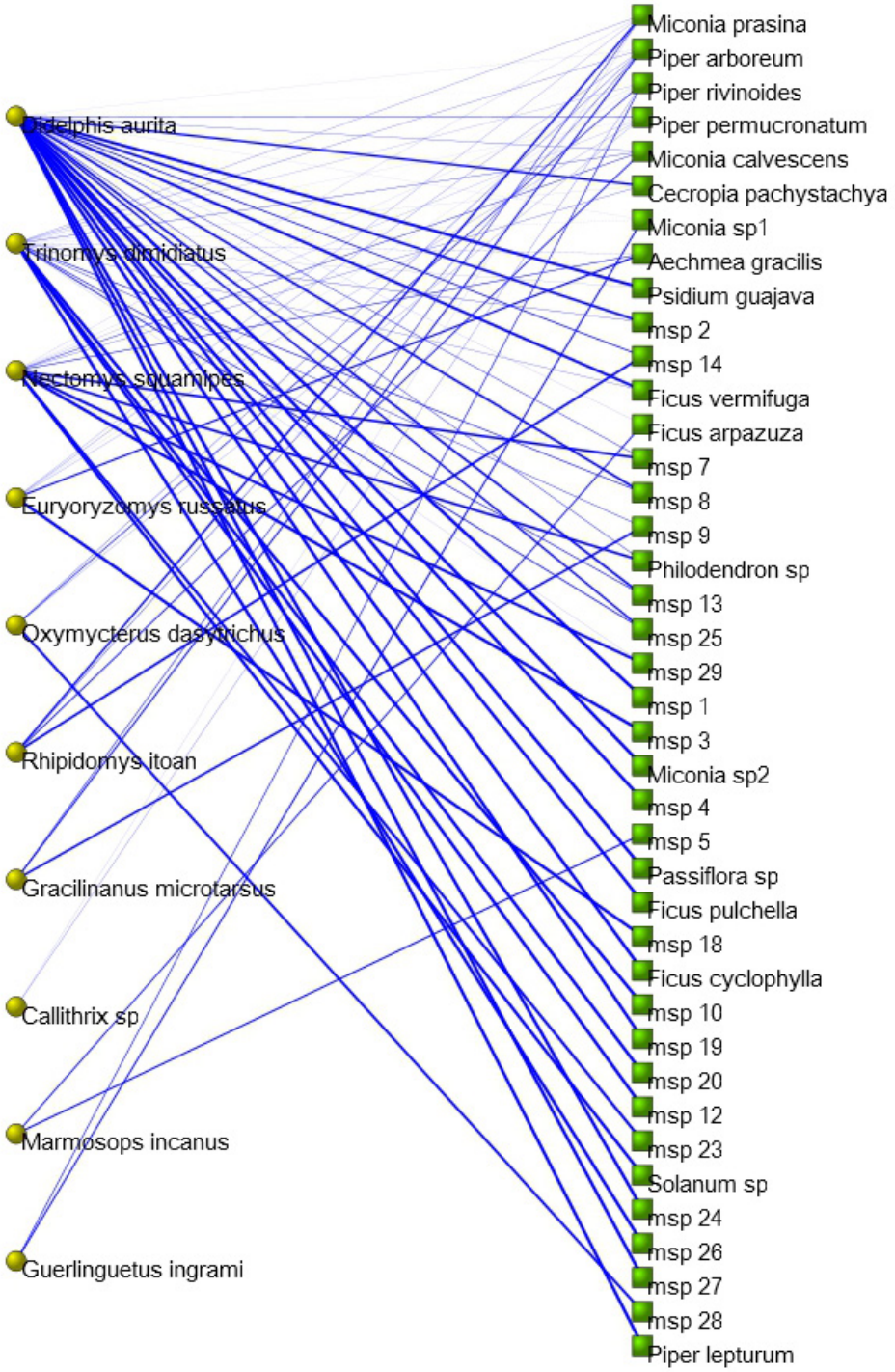


Figura 4: Rede de interações das áreas sem jaqueiras. Em a) grafo construído baseado na matriz de assimetria de interações e em b) grafo com base na matriz binária. (continua)

b)

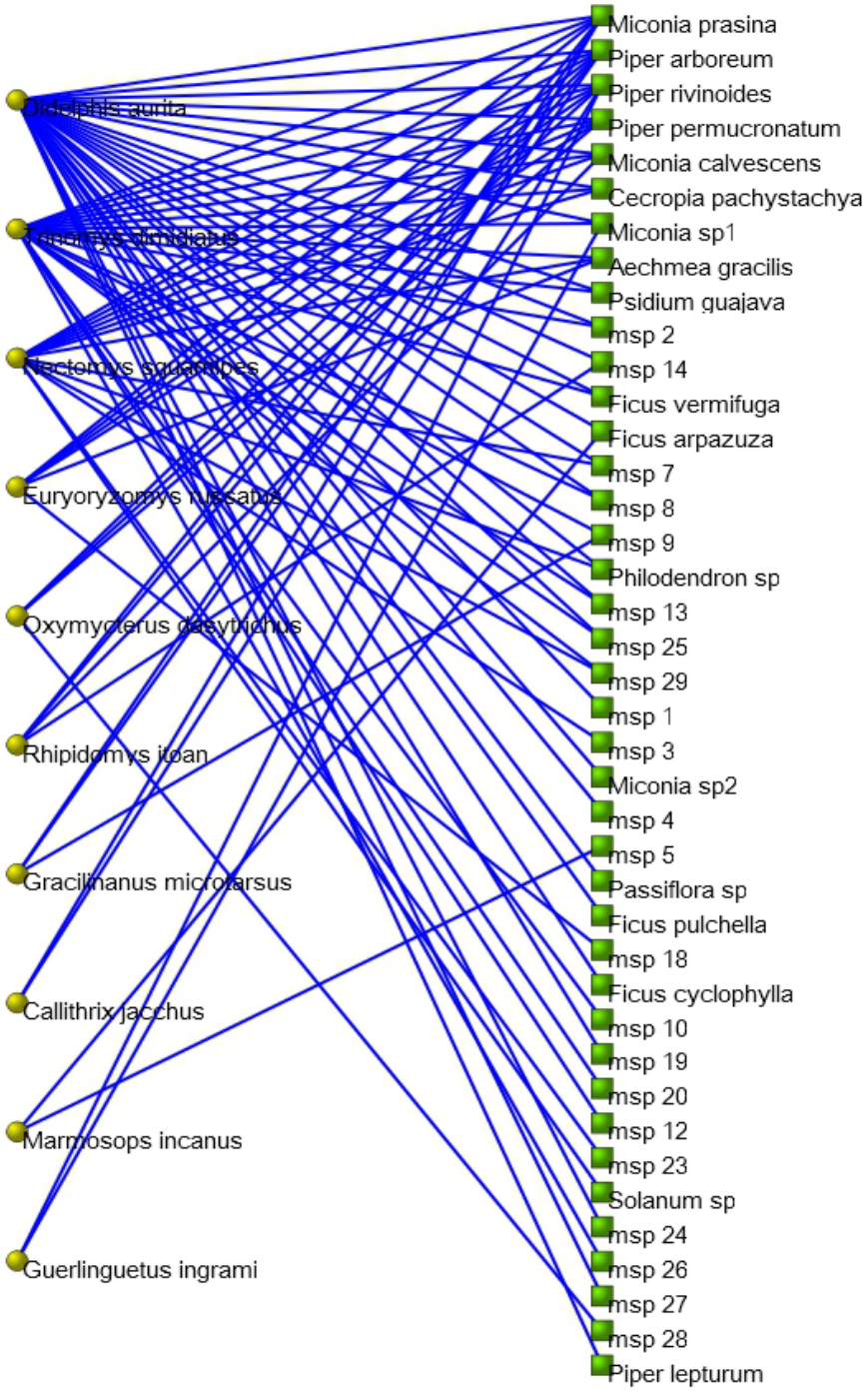


Figura 4: Rede de interações das áreas sem jaqueiras. Em a) grafo construído baseado na matriz de assimetria de interações e em b) grafo com base na matriz binária. (conclusão)

a)

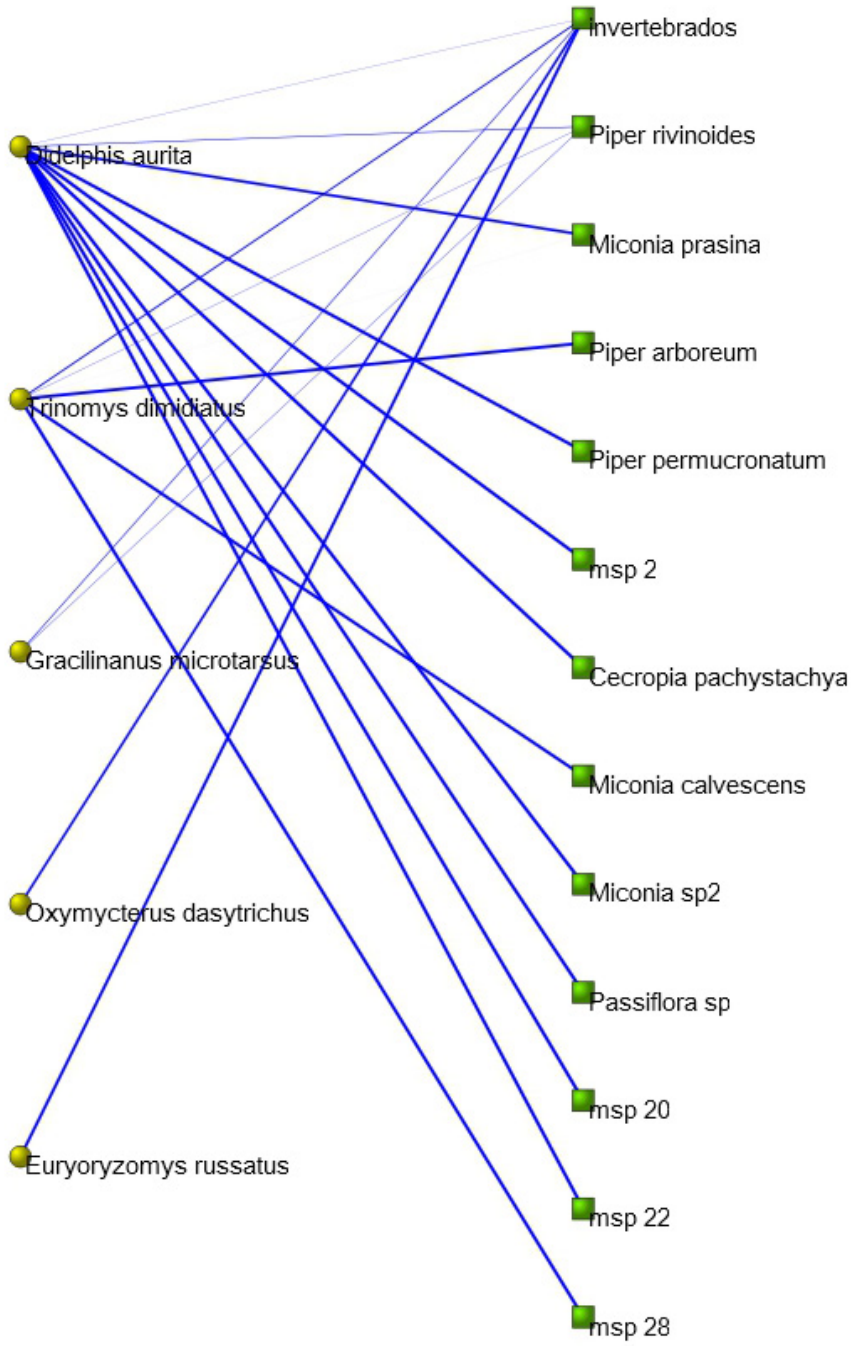


Figura 5: Rede de interações das áreas com jaqueira após o tratamento. Em a) grafo construído baseado na matriz de assimetria de interações e em b) grafo com base na matriz binária. (continua)

b)

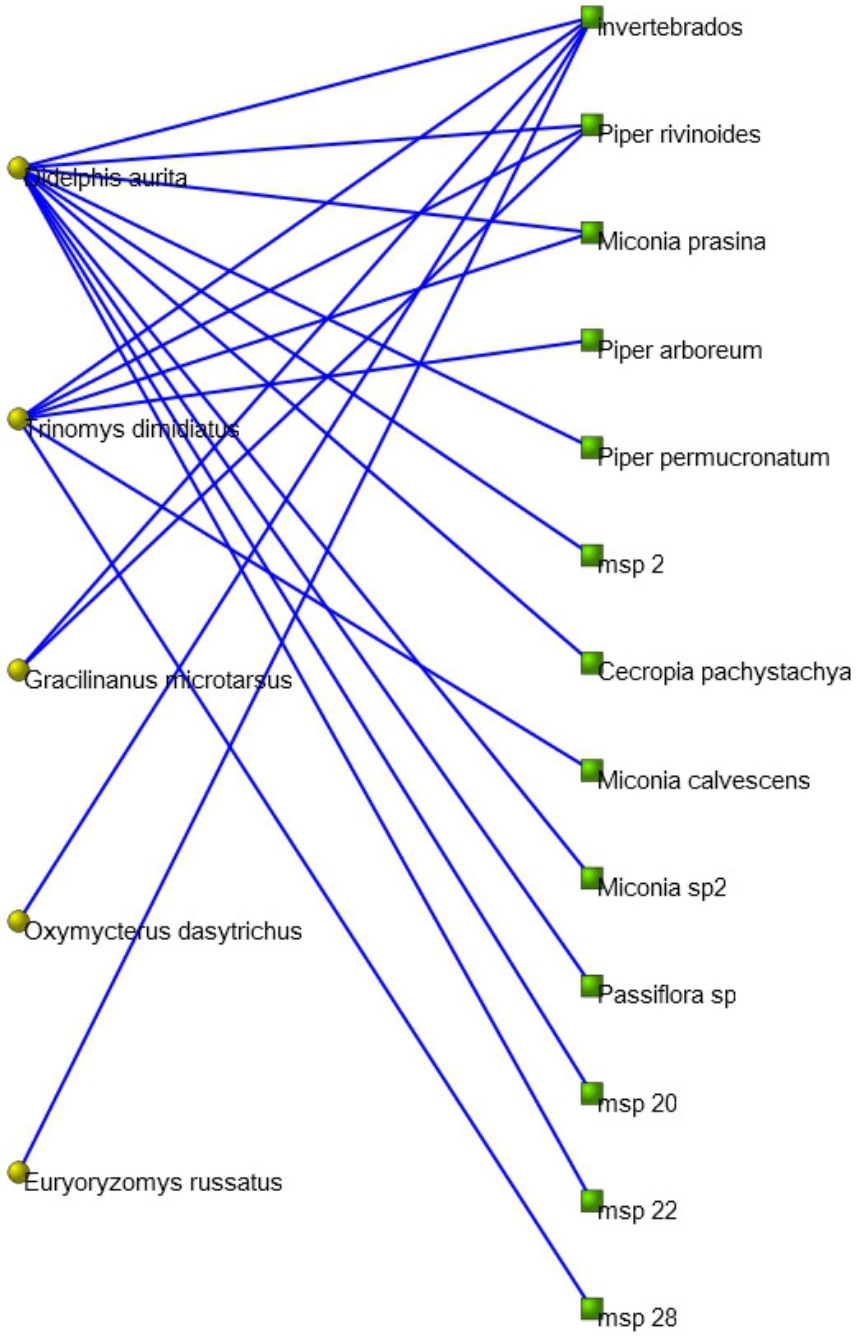


Figura 5: Rede de interações das áreas com jaqueira após o tratamento. Em a) grafo construído baseado na matriz de assimetria de interações e em b) grafo com base na matriz binária. (conclusão)

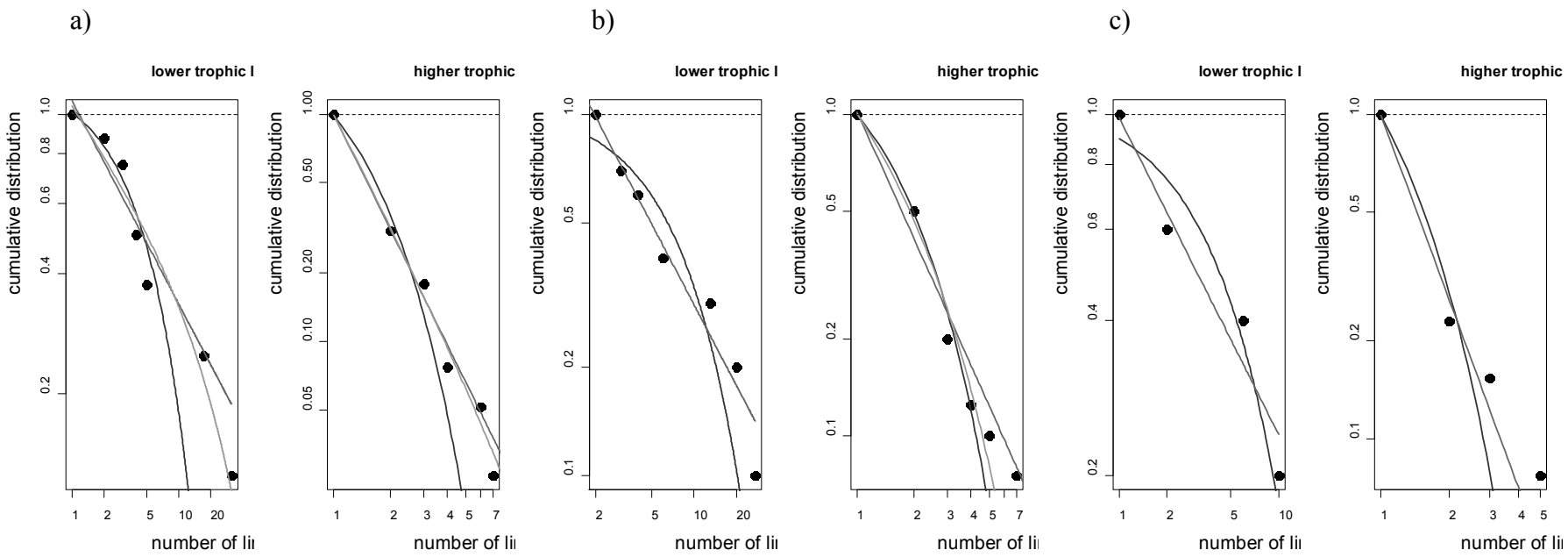


Figura 6: Ajustes de distribuição de grau para pequenos mamíferos (esquerda) e sementes dispersas (direita) nas áreas: a) com jaqueiras antes do tratamento; b) sem jaqueiras; e c) com jaqueiras pós-tratamento. As distribuições de graus foram explicadas, a) pela lei de potência para ambas as partições; b) pelo modelo de lei de potência para a partição dos pequenos mamíferos e ajuste exponencial para a partição das sementes dispersas e c) pela lei de potência para ambas as partições. Os gráficos estão representados em escala logarítmica, cada linha representa um modelo de ajuste diferente: linha reta cinza é o ajuste de lei de potência, a curva preta é o ajuste para lei de potência truncada e a curva cinza claro é o ajuste para modelo exponencial. A denominação "lower trophic level" é referente à partição posicionada nas linhas da matriz de interação, enquanto "higher trophic level" se refere a partição das colunas.

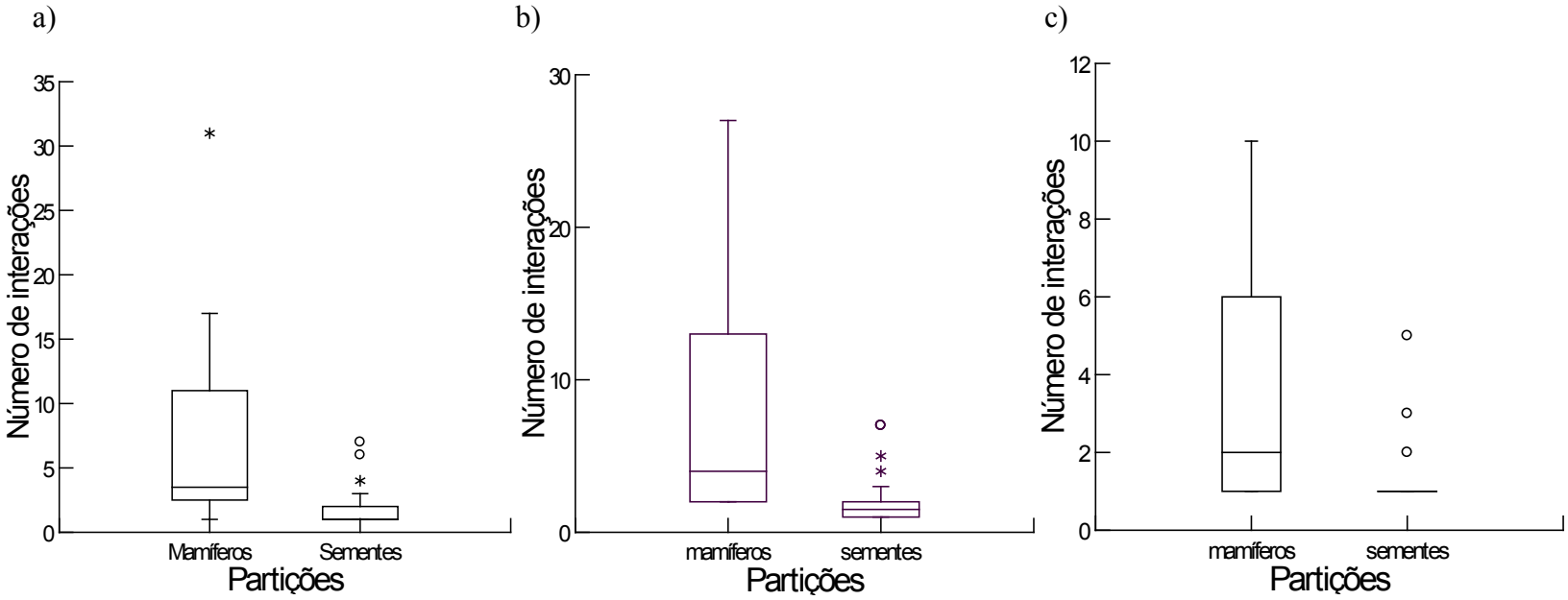


Figura 7: Os graus (número de interações realizadas) das partições variaram em a) áreas com jaqueiras, entre 1 e 31 para os pequenos mamíferos e entre 1 e 7 para as sementes dispersadas; b) áreas sem jaqueiras, entre 2 e 27 para os pequenos mamíferos e entre 1 e 7 para as sementes dispersadas e c) áreas com jaqueiras pós-tratamento entre 2 e 27 para os pequenos mamíferos e entre 1 e 7 para as sementes dispersadas.

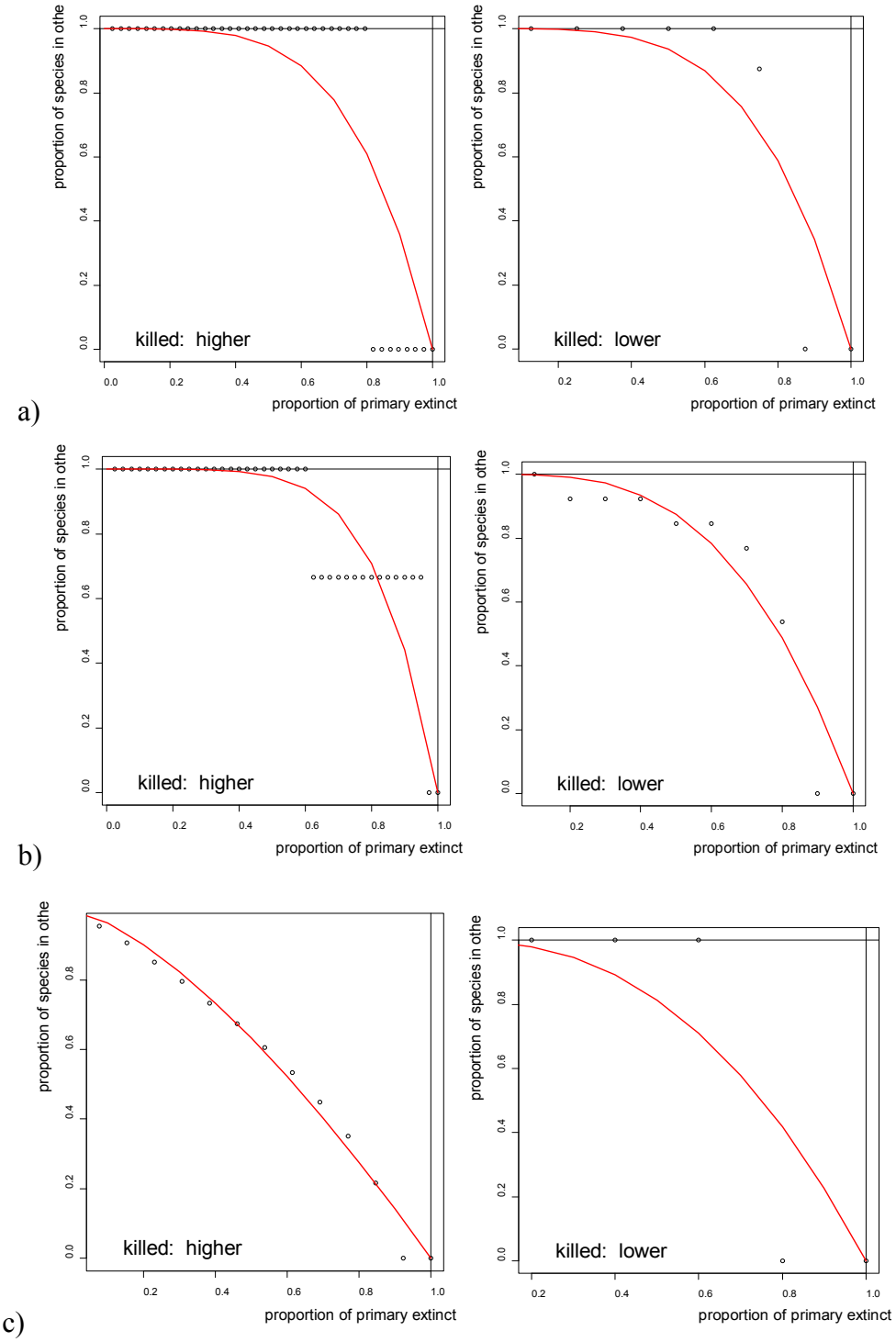


Figura 8: A robustez da rede das áreas: a) com jaqueiras, foi maior quando espécies de plantas foram eliminadas primariamente (R=0,730, gráfico da esquerda) do que quando espécies de pequenos mamíferos foram eliminadas (R=0,457, gráfico da direita); b) sem jaqueiras, foi maior quando espécies de plantas foram eliminadas primariamente (R=0,771) do que quando espécies de pequenos mamíferos foram eliminadas (R=0,549) e c) com jaqueiras pós-tratamento, foi maior quando espécies de plantas foram eliminadas primariamente (R=0,585) do que quando espécies de pequenos mamíferos foram eliminadas (R=0,381). R representa a área abaixo da curva.

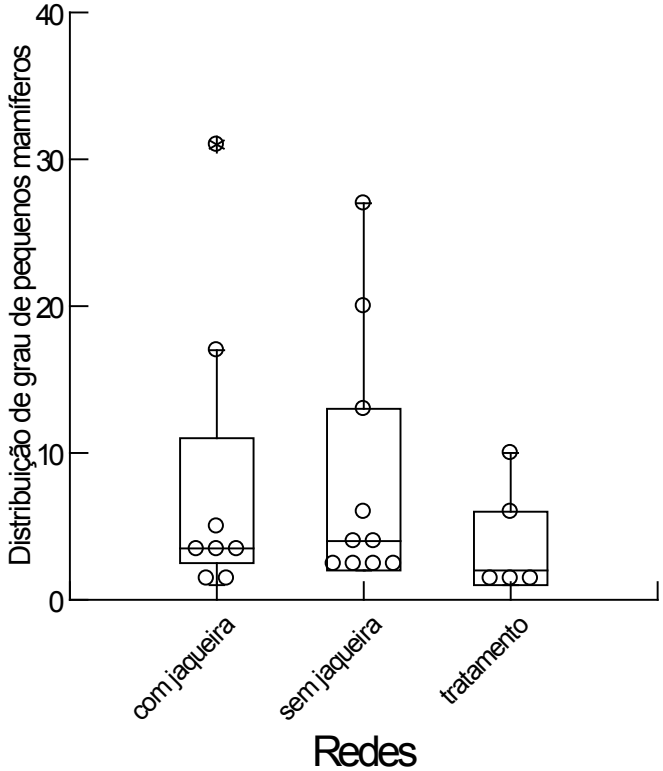


Figura 9: ANOVA comparando a distribuição de grau dos pequenos mamíferos entre as redes (F=0,468, p=0,633).

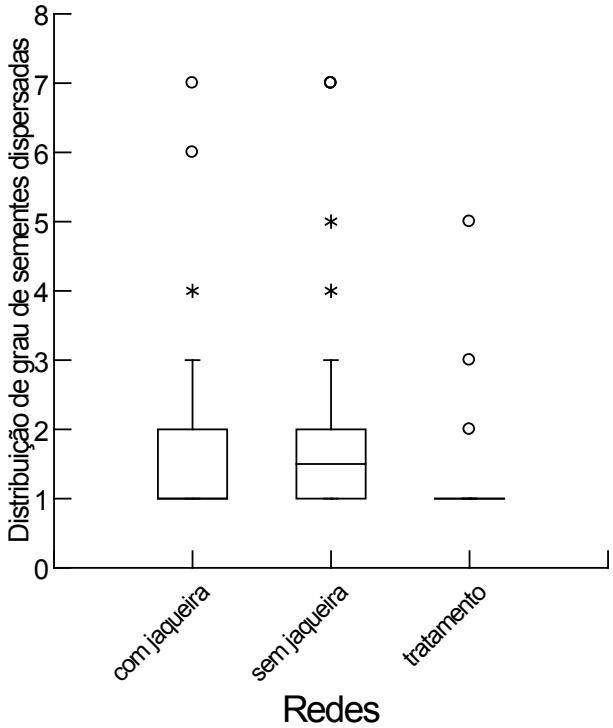


Figura 10: ANOVA comparando a distribuição de grau de sementes dispersadas entre as redes (F=0,942, p=0,394).

Tabela 1: Lista de espécies de mamíferos e de sementes de plantas encontradas nas fezes. Grau é o número de conexões estabelecido por cada espécie. Força da espécie é a soma das assimetrias de interação calculadas para cada espécie. R_c se refere à rede das áreas com jaqueiras antes do tratamento, r_s às áreas sem jaqueiras e r_t às áreas com jaqueiras pós-tratamento. (continua)

Espécies	r_c		r_s		r_t	
	Grau	Força da espécie	Grau	Força da espécie	Grau	Força da espécie
ANIMALIA						
MAMMALIA						
Didelphimorpha						
Didelphis aurita	31	25,078	27	0,056	10	7,838
Gracilinanus microtarsus	2	0,751	3	0,011	2	0,397
Marmosops incanus	3	0,393	2	0,02		
Primates						
Callithrix sp	1	0,95	2	0,02		
Rodentia						
Euryoryzomys russatus	5	1,463	6	0,02	1	0,854
Guerlinguetus ingrami	3	1,669	2	0,015		
Nectomys squamipes			13	0,042		
Oximycterus dasytrichus			4	0,013	1	0,708
Rhipidomys mastacalis	4	2,195	4	0,012		
Trinomys dimidiatus	17	6,774	20	0,027	6	3,307
PLANTAE						
SPERMATOPHYTA						
Angiospermae						
Araceae						
Philodendron bipinnatifidum	1	0,986				
Philodendron sp	1	0,993	2	0,003		
Bromeliaceae						
Aechmea gracilis	2	0,498	3	0,006		
Melastomataceae						
Miconia calvescens	3	1,195	4	0,011	1	0,905
Miconia sp1	1	0,993	3	0,011		
Miconia sp2	1	0,986	1	0,001	1	0,966
Miconia prasina	6	0,586	7	0,021	2	0,801
Moraceae						
Ficus vermifuga	1	0,914	2	0,004		
Ficus cyclophylla	1	0,992	1	0,001		
Ficus pulchella	1	0,993	1	0,003		
Ficus arpazuza	1	0,978	2	0,011		
Myrtaceae						
Psidium guajava	3	1,055	2	0,005		
Passifloraceae						
Passiflora sp	1	0,992	1	0,001	1	0,966
Piperaceae						
Piper arboreum	3	0,547	7	0,028	1	0,905
Piper leptorum	1	0,993	1	0,001		
Piper rivinoides	7	2,418	7	0,022	3	0,490
Piper permucronatum	4	0,487	5	0,026	1	0,931
Solanaceae						
Solanum sp			1	0,002		

Tabela 1: Lista de espécies de mamíferos e de sementes de plantas encontradas nas fezes. Grau é o número de conexões estabelecido por cada espécie. Força da espécie é a soma das assimetrias de interação calculadas para cada espécie. R_c se refere à rede das áreas com jaqueiras antes do tratamento, r_s às áreas sem jaqueiras e r_t às áreas com jaqueiras pós-tratamento. (conclusão)

Urticaceae						
Cecropia pachystachya	2	0,889	3	0,013	1	0,966
não identificadas						
MSP 1			1	0,001		
MSP 2	1	0,957	2	0,007	1	0,966
MSP 3	1	0,993	1	0,002		
MSP 4	3	1,160	1	0,002		
MSP 5			1	0,010		
MSP 6	1	0,986				
MSP 7	1	0,986	2	0,003		
MSP 8	1	0,978	2	0,001		
MSP 9	1	0,983	2	0,008		
MSP 10	1	0,983	1	0,0005		
MSP 12			1	0,0005		
MSP 13	1	0,993	2	0,001		
MSP 14	1	0,993	2	0,005		
MSP 15	2	0,970				
MSP 16	1	0,993				
MSP 18	1	0,993	1	0,001		
MSP 19	1	0,971	1	0,002		
MSP 20	1	0,993	1	0,001	1	0,966
MSP 21	1	0,993				
MSP 22					1	0,966
MSP 23	1	0,993	1	0,007		
MSP 24	2	0,985	1	0,001		
MSP 25	1	0,992	2	0,002		
MSP 26			1	0,001		
MSP 27			1	0,001		
MSP 28	2	1,894	1	0,005	1	0,952
MSP 29			2	0,005		
MSP 30	1	0,992				
Invertebrados					5	2,327
Total de interações	66		83		15	
Interações possíveis	312		400		65	
Conectância	0,212		0,208		0,308	

DISCUSSÃO

A conectância de uma rede é a proporção de interações realizadas entre espécies dentre todas as possíveis. Assim, pode-se entender a conectância como uma medida do preenchimento de sua matriz de interações. Considerando uma matriz totalmente preenchida (C=1, equivalente às matrizes *all-black* de Atmar e Patterson 1993), a conectância pode ser expressa em termos percentuais. As matrizes geradoras das redes de dispersão variaram em relação ao seu preenchimento, tendo a rede das áreas em tratamento (r_t) apresentado o maior valor percentual (preechimento≅30,77%, C_{r_t}=0,308), seguida da matriz geradora de áreas com jaqueiras (r_c) (preenchimento≅21,15%, C_{r_c}=0,212) e, finalmente, da matriz geradora de áreas sem jaqueiras (r_s) (preenchimento≅20,75%, C_{r_s}=0,208). Entretanto, é necessário se considerar que as matrizes também variaram em seus tamanhos e, portanto, no número de interações possíveis. A rede com a maior quantidade de interações possíveis foi r_s, com potencial de realizar um máximo de 400 interações (10 espécies de mamíferos x 40 espécies de sementes). As redes r_c e r_t apresentaram um potencial de realizar 312 interações (matriz 8 x 39) e 65 interações (5 x 13), respectivamente. Particularmente em relação a rede r_t, é preciso considerar também que foi incluído nela, e apenas nela, um item alimentar extra. A importância da inclusão desse item pode ser percebida por sua elevada força da espécie. Embora a força de uma espécie em uma rede habitualmente esteja correlacionada com seu grau (Vázques et al. 2007), foram observadas algumas discrepâncias nas redes construídas. Ao comparar os resultados comparados das redes r_s e r_c, é possível perceber um incremento na conectância nas áreas com jaqueiras. Uma possível explicação seria que a presença das jaqueiras atrai um maior número de indivíduos, porém de menos espécies. Consequentemente, as espécies que estão presentes nas áreas com jaqueiras realizam um maior número de conexões com os mamíferos, acarretando em um aumento da conectância dessa rede. As áreas em tratamento, por sua vez, podem estar experimentando uma redução dos recursos disponíveis para frugívoros acarretando no tamanho reduzido da rede obtida. Mesmo considerando processos de regeneração florestal, o tempo decorrido desde a realização do controle até a última campanha do presente trabalho pode não ter sido longo o suficiente para reestruturação da comunidade.

As três redes contruídas se mostraram aninhadas pela métrica *N*. Entretanto, quando analisadas sob a métrica NODF, a rede das áreas com tratamento das jaqueiras (r_t) não se mostrou aninhada pelo modelo nulo escolhido (Ce), o que pode refletir a uma desestruturação

da rede devido ao efeito do tratamento. Quando comparadas com o grau de aninhamento médio das redes baixadas do Interaction Web Database (IWD), as redes das áreas com jaqueiras (r_c) e sem jaqueiras (r_s) não se mostraram significativamente diferentes da média. Observar um padrão aninhado em uma rede significa que as interações estão ocorrendo de forma assimétrica, onde existem poucas espécies "generalistas" realizando uma quantidade elevada de interações. Em contrapartida, as espécies "especialistas" raramente interagem entre si, basicamente se conectando apenas às espécies "generalistas" (Bascompte et al. 2003; Lewinsohn et al. 2006). Alguns autores vêm sugerindo que essa arquitetura em particular pode reduzir a competição interna, uma vez que as espécies com maior número de conexões tendem a ser as mais abundantes. As consequências diretas disso seriam a possibilidade de a comunidade ter uma maior diversidade de espécies coexistindo por um período prolongado (Bascompte et al. 2006; Bastolla et al. 2009). O ajuste exponencial observado para a partição das sementes em r_s pode estar relacionado com o número de espécies com interações medianas. De fato, o ajuste para a distribuição de lei de potência também se mostrou altamente significativo, apresentando uma probabilidade p=0,0004 (comparado com o p=0,0003 do ajuste exponencial).

Juntamente com a distribuição de grau, o aninhamento de uma rede parece estar diretamente relacionado à sua robustez (Memmott et al. 2004). O conceito de robustez em redes mutualísticas, por sua vez, é diretamente relacionado com a tolerância a erros em redes complexas (Albert et al. 2000). Assim, quanto mais robusta uma rede se apresenta, menor é a probabilidade de ocorrência de extinções secundárias massivas. De um modo geral, as três redes construídas se mostraram robustas tanto para retirada de espécies de mamíferos quanto para remoção de espécies vegetais. A rede mais robusta foi aquela das áreas sem jaqueira, para ambas as partições. Ainda que esse resultado precise ser interpretado com extrema ressalva, pode ser um possível indicativo do efeito de uma espécie exótica invasora sobre a estruturação da comunidade. Aizen et al. (2008) demonstraram que a entrada de uma espécie invasora em uma rede de interações causa uma modificação de parâmetros fundamentais, tais como a assimetria de interação e mesmo a distribuição de grau, antes que vértices sejam perdidos. Como se mostrou inviável a identificação de sementes de jaqueira ou fragmentos dela nas fezes dos pequenos mamíferos, essa só pode ser vista como uma suposição.

Em relação a análise de caminhos, todas as redes se mostraram totalmente conectadas, não tendo sido observado nenhum compartimento isolado, enquanto o diâmetro se mostrou bastante reduzido. Nossos resultados condizem com outros trabalhos, tais como o de Mello et

al. (2011), e sugerem que a dinâmica de dispersão de sementes por pequenos mamíferos possa estar sendo modulada por uma estrutura de rede de mundo pequeno, ou seja, com elevada conectância e caminhos curtos.

A análise da distribuição de grau das espécies de pequenos mamíferos indica que o marsupial *Didelphis aurita* tem um papel central na dinâmica de dispersão de sementes. Esse resultado é condizente com o que se sabe atualmente sobre a sua alimentação e seu papel central como dispersor de sementes na Mata Atlântica (e.g. Santori e Ástua de Moraes 2006; Cáceres 2006). Esse resultado é reiterado pelo fato de que *D. aurita* apresentou a maior força de espécie em todas as três redes. Em relação às espécies de plantas, a piperaceae *Piper rivinoides* apresentou o maior grau tanto na rede das áreas com jaqueiras quanto na rede das áreas com jaqueira pós-tratamento. Na rede das áreas sem jaqueira, a Melastomataceae *Miconia prasina* apresentou o maior grau. Entretanto, foi observada uma discrepância entre o grau e a força de espécie para as plantas nas redes r_s e r_t, sendo as espécies com maior força *Piper arboreum* e *Cecropia pachystachya* (Urticaceae), respectivamente. É interessante observar que todas essas espécies são consideradas pioneiras na região neotropical. *Miconia prasina* frutifica ao longo do ano, produzindo grande quantidade de frutos e sementes (Antonini e Nunes-Freitas 2004). A síndrome de dispersão mais frequentemente observada é a barocoria (dispersão por gravidade) ou então associada com zoocoria pós absição (dispersão dos frutos já depositados no solo, Pereira e Mantovani 2001; Antonini e Nunes-Freitas 2004).

As espécies do gênero *Cecropia* são restritas à região neotropical, onde são comumente encontradas em associação mutualística com formigas. Frutificam durante a maior parte do ano (Andrade 1984), quando cada indivíduo pode produzir entre 57,8 e 103,4 infrutescências, cada infrutescência sendo composta por 4 ráquis (Estrada et al. 1984 citado por Lobova et al. 2003). Ainda segundo esses autores, cada ráquis produz, em média, 2792 sementes, o que leva a uma estimativa de 900.141 sementes por período de frutificação. As infrutescências são importantantes recursos para animais de diversas ordens, podendo também formar bancos de sementes no solo, que podem permanecer em dormência por até quatro anos (Lobova et al. 2003). Por essas características o gênero *Cecropia* é considerado o mais importante grupo de espécies pioneiras em áreas degradadas (Lobova et al. 2003; Berg et al. 2005). A presença dessa espécie pioneira nas áreas em tratamento, apresentando alta força de espécie na rede referente, pode ser um indicativo de que processos de recolonização possam estar ocorrendo.

As espécies do gênero *Piper* são conhecidas por colonizarem áreas de borda e clareiras, apresentando uma distribuição geográfica pantropical (Jaramillo e Manos 2001). Embora tenham um papel central nos processos de regeneração florestal, a gama de dispersores é limitada, sendo basicamente restrita a morcegos filostomídeos (Bizerril e Raw 1998; Thies e Kalko 2004). *Piper arboreum* apresenta uma distribuição geográfica mais ampla, se estendendo da América Central até o sul do Brasil, enquanto *P. rivinoides* é aparentemente restrita a áreas de Mata Atlântica (Guimarães e Monteiro 2006).

Existem dois pontos que merecem consideração. Primeiro, é importante ressaltar que os resultados obtidos não necessariamente indicam que as espécies menos generalistas em relação à análise de redes sejam especialistas ecológicos. De acordo com Pigozzo e Viana (2010) esse resultado pode ser devido à raridade dessas espécies na área de estudo ou durante o período de estudo. E segundo, nossas redes devem ser interpretadas sob uma ótica contextualizada. A comunidade de pequenos mamíferos é apenas uma dentre diversas outras que compõem o ecossistema do entorno da Vila Dois Rios. Assim, sugerimos que estudos que caracterizem as redes de dispersão de sementes de outras comunidades deveriam ser realizados, cada comunidade sendo percebida como um compartimento de uma rede muito maior do que a mera soma das partes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aizen MA, Morales CL, Morales JM. 2008. Invasive mutualists erode native pollination webs. PLoS Biology. 6(2):396-403.

Albert R, Barabási AL. 2002. Statistical mechanics of complex networks. Reviews of Modern Physics. 74:47-97.

Albert R, Jeong H, Barabási AL. 2000. Error and attack tolerance of complex networks. Nature. 406:378-382.

Almeida-Neto M, Guimarães Jr. PR, Lewinsohn TM. 2007. On nestedness analyses: rethinking matrix temperature and anti-nestedness. Oikos. 116(4):716-722.

Almeida-Neto M, Guimarães P, Guimarães Jr. PR, Loyola RD, Ulrich W. 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. Oikos. 117(8):1227-1239.

Andrade JC. 1984. Néctar em *Cecropia lyratiloba* Miq. Var. *Nana* Andr. Et. Car. (Cecropiaceae). Rodriguésia. 36(58):81-84.

Antonini RD, Nunes-Freitas AF. 2004. Estrutura populacional e distribuição espacial de *Miconia prasina* D.C. (Melastomataceae) em duas áreas de Floresta Atlântica na Ilha Grande, RJ, sudeste do Brasil. Acta Botanica Brasilica. 18(3):671-676.

Asquith NM, Wright SJ, Clauss MJ. 1997. Does mammal community composition control recruitment in neotropical forests? Evidence from Panama. Ecology. 78(3):941-946.

Atmar W, Patterson BD. 1993. The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. Oecologia. 96(3):373-382.

Barabási AL, Albert R. 1999. Emergence of scaling in random networks. Science. 286(5439):509-512.

Barabási AL. 2009. Linked: a nova ciência dos networks. Leopardo Editora. 241 p.

Bascompte J, Jordano P, Olesen JM. 2006. Asymmetric coevolutionary networks facilitate biodiversity maintenance. Science. 312(5772):431-433.

Bascompte J, Jordano P. 2007. Plant-animal mutualistic networks: the architecture of biodiversity. Annual Review of Ecology Evolution and Systematics. 38(1):567-593.

Bascompte J, Jordano P. Melián CJ, Olesen JM. 2003. The nested assembly of plant-animal mutualistic networks. Proc. Nat. Acad. Sci. 100(16):9383-9387.

Bastolla U, Fortuna MA, Pascual-García A, Ferrera A, Luque B, Bascompte J. 2009. The architecture of mutualistic networks minimizes competition and increases biodiversity. Nature. 458:1018-1021.

Batagelj V, Mrvar A. 1998. Pajek – Program for large network analysis. Connections. 21(2):1-11.

Berg CC, Rosselli PF, Davidson DW. 2005. Cecropia. Flora Neotropica Monographs. 94:1-230.

Bizerril MXA, Raw A. 1998. Feeding behavior of bats and the dispersal of *Piper arboreum* seeds in Brazil. Journal of Tropical Ecology. 14(1):109-114.

Burgos E, Ceva H, Perazzo RPJ, Devoto M, Medan D, Zimmermann M, Delbue AM. 2007. Journal of Theoretical Biology. 249(2):307-313.

Cáceres NC. 2006. O papel de marsupiais na dispersão de sementes. In: Cáceres NC, Monteiro Filho ELA, organizadores. Os marsupiais do Brasil. Campo Grande, MS: Editora UFMS. p 255-270.

Carvalho FMV, Pinheiro PS, Fernandez FAS, Nessimian JL. 1999. Diet of small mammals in Atlantic Forest fragments in southeastern Brazil. Revista Brasileira de Zoociências. 1(1):91-101.

DeMattia EA, Curran LM, Rathcke BJ. 2004. Effects of small rodents and large mammals on neotropical seeds. Ecology. 85(8):2161-2170.

Dormann CF, Fründ J, Blüthgen N, Gruber B. 2009. Indices, graphs and null models: analyzing bipartite ecological networks. The Open Ecology Journal. 2(1):7-24.

Dormann CF, Gruber B, Fründ J. 2008. Introducing the bipartite package: Analysing ecological networks. Rnews. 9(2):8-11.

Estrada A, Coates-Estrada R, Vazquez-Yanes C. 1984. Observations on fruiting and dispersers of *Cecropia obtusifolia* at Los Tuxtlas, Mexico. Biotropica. 16(4):315-318.

Guimarães EF, Monteiro D. 2006. Piperaceae na Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, Rio de Janeiro, Brasil. Rodriguésia. 57(3):567-587.

Guimarães Jr. PR, Guimarães P. 2006. Improving the analyses of nestedness for large sets of matrices. Environmental Modelling & Software. 21(10):1512-1513.

Heffner RA, Butler MJ, Reilly CK. 1996. Pseudoreplication revisited. Ecology. 77(8):2558-2562.

Hurlbert SH. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. Ecological Monographs. 54(2):187-211.

Ings TC, Montoya JM, Bascompte J, Blüthgen N, Brown L, Dormann CF, Edwards F, Figueroa D, Jacob U, Jones JI, Lauridsen RB, Ledger ME, Lewis HM, Olesen JM, van Veen FJF, Warren PH, Woodward G. 2009. Ecological networks – beyond food webs. Journal of Animal Ecology. 78(1):253-269.

Jaramillo MA, Manos PS. 2001. Phylogeny and patterns of floral diversity in the genus *Piper* (Piperaceae). American Journal of Botany. 88(4):706-716.

Jordano P, Bascompte J, Olesen JM. 2003. Invariant properties in coevolutionary networks of plant-animal interactions. Ecology Letters. 6(1):69-81.

Jordano P, Galetti M, Pizo MA, Silva WR. 2006. Ligando frugivoria e dispersão de sementes a Biologia da Conservação. In: Duarte CFD, Bergallo HG, Santos MAS, Van Sluys M, organizadores. Biologia da Conservação: Essências. São Carlos, SP: RiMa. p 411-436.

Jordano P. 1987. Patterns of mutualistic interactions in pollination and seed dispersal: connectance, dependence asymmetries, and coevolution. American Naturalist.129(5):657-677.

Kronfeld N, Dayan T. 1998. A new method of determining diets of rodents. Journal of Mammalogy. 79(4):1198-1202.

Lewinsohn TM, Loyola RD, Prado PI. 2006. Matrizes, redes e ordenações: a detecção de estrutura em comunidades interativas. Oecologia Brasiliensis. 10(1):90-104.

Lobova TA, Mori SA, Blanchard F, Peckham H, Charles-Dominique P. 2003. *Cecropia* as a food resourse for bats in French Guiana and the significance of fruit structure in seed dispersal and longevity. American Journal of Botany. 90(3):388-403.

Mello MAR, Marquitti FMD, Guimarães Jr. PR, Kalko EKV, Jordano P, Aguiar MAM. 2011. The modularity of seed dispersal: differences in structure and robustness between bat- and bird-fruit networks. Oecologia. 167(1):131-140.

Memmott J, Waser NM, Price MV. 2004. Tolerance of pollination networks to species extinction. Proceedings of the Royal Society, Biological Sciences. 271(1557):2605-2611.

Paine CET, Beck H. 2007. Seed predation by neotropical rainforest mammals increases diversity in seedling recruitment. Ecology. 82(12):3076-3089.

Patterson BD, Atmar W. 1986. Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. Biological Journal of the Linnean Society. 28(1):65-82.

Patterson BD. 1987. The principle of nested subsets and its implications for biological conservation. Conservation Biology. 1(4):323-334.

Pereira TS, Mantovani W. 2001. Maturação e dispersão de *Miconia cinnamomifolia* (DC.) Naud. na Reserva Biológica de Poço das Antas, município de Silva Jardim, RJ, Brasil. Acta Botanica Brasilica. 15(3):335-348.

Pigozzo CM, Viana BF. 2010. Estrutura da rede de interações entre flores e abelhas em ambiente de Caatinga. Oecologia Australis. 14(1):100-114.

R Development Core Team. 2011. [Internet]. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna. Austria. [acessado em 11/12/2011]. Disponível em http://www.R-project.org.

Rodríguez-Gironés MA, Santamaría L. 2006. A new algorithm to calculate the nestedness temperature of presence-absence matrices. Journal of Biogeography. 33(5):924-935.

Santori RT, Moraes DA. 2006. Alimentação, nutrição e adaptações alimentares de marsupiais brasileiros. In: Cáceres NC, Monteiro Filho ELA, organizadores. Os marsupiais do Brasil. Campo Grande, MS: Editora UFMS. p 241-254.

Seidler TG, Plotkin JB. 2006. Seed dispersal and spatial pattern in tropical trees. PLoS Biology. 4(11):e344.

Talamoni SA, Couto D, Cordeiro Jr. DA, Diniz FM. 2008. Diet of some species of neotropical small mammals. Mammalian Biology. 73(5):337-341.

Thies W, Kalko EKV. 2004. Phenology of neotropical pepper plants (Piperaceae) and their association with their main dispersers, two short-tailed fruit bats, *Carollia perspicillata* and *C. castanea* (Phyllostomidae). Oikos. 104(2):362-376.

Ulrich W, Almeida-Neto M, Gotelli NJ. 2009. A consumer´s guide to nestedness analysis. Oikos. 118(1):3-17.

Vázquez DP, Melián CJ, Williams NM, Blüthgen N, Krasnov BR, Poulin R. 2007. Species abundance and asymmetric interaction strength in ecological networks. Oikos. 116(7):1120-1127.

Vázquez DP, Morris WF, Jordano P. 2005. Interaction frequency as a surrogate for the total effect of animal mutualists on plants. Ecology Letters. 8(10):1088-1094.

Vieira EM, Pizo MA, Izar P. 2003. Fruit and seed exploitation by small rodents of the Brazilian Atlantic Forest. Mammalia. 67(4):533-539.

Watts DJ, Strogatz SH. 1998. Collective dynamics of ´small-world´ networks. Nature. 393:440-442.

Weeny DG. 2000. Seed dispersal, seed predation, and seedling recruitment of a neotropical montane tree. Ecological Monographs. 70(2):331-351.

Capítulo 3

SOBRE RATOS E JAQUEIRAS: MODELANDO A CAPACIDADE SUPORTE DE UMA POPULAÇÃO DO RATO DE ESPINHO *Trinomys dimidiatus* EM RELAÇÃO A ABUNDÂNCIA DA JAQUEIRA *Artocarpus heterophyllus*

INTRODUÇÃO

Embora o início do uso extensivo de modelos teóricos em ecologia possa ser datado de meados da década de 1970 (Jørgensen e Bendoricchio 2001), a utilização de matemática aplicada na disciplina é bastante anterior, no início do século XX. Quando Verhulst propôs a equação de crescimento logístico como uma resposta ao crescimento exponencial de Malthus (Gabriel et al. 2005), provavelmente não tinha consciência do avanço que isso permitiria ao pensamento ecológico. Entretanto, foi apenas após Pearl e Reed (1920) redescobrirem a equação de crescimento logístico que as possíveis aplicações para o estudo de populações começaram a ser vislumbradas (Gabriel et al. 2005; Begon et al. 2007). É interessante notar que embora Pearl e Reed (1920) em momento algum mencionem a expressão capacidade suporte em seu trabalho, eles estabeleceram que a população máxima que uma determinada área pode, *a priori*, suportar pode ser definida como a assíntota superior da curva fornecida por sua equação logística. De fato, a associação do conceito de capacidade suporte com a assíntota superior da curva logística só vai ocorrer com a publicação do trabalho seminal de Odum e Odum, *Fundamental of Ecology*, em 1953 (Sayre 2008). Mesmo assim, a equação logística permitiu o desenvolvimento de importantes aspectos da ecologia teórica, e, particularmente, o conceito de seleção r e K em meados da década de 1960 e início da década de 1970 (Pianka 1970; Gabriel et al. 2005).

Um ponto central que precisa ser ressaltado é o fato de que, apesar do uso da equação logística ser amplamente disseminado em ecologia, a definição de capacidade suporte, conceito central nessa equação, ainda hoje é dúbia. Assim, para evitar possíveis problemas terminológicos, adotamos como guia a definição de Odum (1989 citado por Hui 2006):

"A capacidade suporte é o número de indivíduos de uma dada espécie que um determinado habitat pode suportar, sem sofrer danos permanentes".

Essa definição foi escolhida por, conceitualmente, estabelecer que capacidade suporte não é uma característica intrínseca de um determinado habitat ou espécie, mas sim um

resultado de sua interação. Um problema que precisa ser considerado é que a definição original de Odum considera um ambiente estático, onde possíveis processos de regeneração não estariam ativos. Nesse estudo sugerimos o que acreditamos ser uma versão aprimorada dessa definição. Primeiro, é necessário considerar que situações definidas como "estados estáveis" tendem a se tratar, de fato, de uma situação de equilíbrio dinâmico. Ou seja, considerando um intervalo temporal infinito, a estabilidade de um sistema se trata de uma sucessão infinita de estados estáveis instantâneos, que não são significativamente diferentes uns dos outros. Se considerarmos um habitat como um ambiente em contínua alteração, consequentemente as características desse habitat em dois instantes consecutivos podem não ser tão similares entre si, ainda que exista relação direta entre elas. Finalmente, se a capacidade suporte é de fato vista como uma função das características tanto do habitat estudado quanto da espécie considerada, então o número máximo de indivíduos de uma dada espécie que um determinado ambiente pode suportar necessariamente muda de um momento para o outro. Por exemplo, Valenti et al. (2008) observaram que a produção de serrapilheira no Cerrado e sua taxa de decomposição variavam ao longo do ano. Se a capacidade suporte de uma espécie decompositora fosse calculada, a variação sazonal precisaria ser considerada.

Ecologicamente, de acordo com a definição adotada, a capacidade suporte é resultado da interação das características tanto do ambiente quanto das espécies sendo estudadas. Como consequência, ela está relacionada tanto com o metabolismo das espécies estudadas quanto com a produção total desse habitat. O geógrafo Albrecht Penck (1925 citado por Cohen 1995) assumiu considerações semelhantes ao tentar estimar a capacidade suporte para a população humana com a fórmula

$$\text{População que pode ser alimentada} = \frac{\text{Produção de alimentos}}{\text{Consumo individual}} \tag{1}$$

Porém, de acordo com Cohen (1995), para se estimar a população humana é necessário levar em consideração que a alimentação humana não é baseada em itens alimentares livremente disponíveis na natureza. Fatores tais como área disponível para produção de alimentos, água necessária para essa produção, o que culturalmente pode ser considerado alimento e mesmo incrementos tecnológicos para aumentar a produção precisam ser considerados. Porém, para espécies com capacidade limitada de alterar o ambiente ao seu entorno, a fórmula de Penck pode ser utilizada para calcular a capacidade suporte K. Por isso,

decidimos tentar modelar a população de *Trinomys dimidiatus* dos arredores da Vila Dois Rios aplicando essa fórmula à equação logística de Lotka-Volterra.

OBJETIVOS

1) Calcular a capacidade suporte K a partir de dados reais referentes às características das espécies envolvidas e do ambiente;
2) Propor e avaliar um modelo matemático para se estimar a população de *T. dimidiatus* baseado na produção mensal de sementes das jaqueiras;
3) Avaliar a produção mínima de sementes para manter ao menos dois indivíduos de *T. dimidiatus* em uma grade de estudo.

MATERIAL E MÉTODOS

As espécies em questão: *Trinomys dimidiatus* e *Artocarpus heterophyllus*

O rato-de-espinho *Trinomys dimidiatus* apresenta hábito terrestre, com comprimento corporal entre 180 e 220 mm, comprimento de cauda entre 150 e 195 mm e a massa corporal variando de 180 a 227 g (Bonvicino et al. 2008, Figura 1). Vieira et al. (2003) observaram que a espécie congênere e simpátrica *T. iheringi* consumiu sementes e frutos independentemente de seu tamanho, sendo considerada frugívora/granívora. Nossos dados indicam que a dieta de *T. dimidiatus* é similar à descrita para *T. iheringi*. Para esse trabalho utilizamos os dados coletados por Raíces (2011) antes do tratamento de controle das jaqueiras ser efetuado. A abundância média de *Trinomys dimidiatus* em cada área foi calculada como o número total de capturas nessa área dividido pela quantidade total de campanhas realizadas.

A jaqueira é uma planta tolerante à sombra, porém necessita de quantidades elevadas de luz e espaço para seu desenvolvimento durante os estágios iniciais de vida (Khan 2004). Seu fruto chega a pesar mais de 30 quilos e um indivíduo adulto pode produzir até 100 frutos por ano. Um censo de jaqueiras por grade foi realizado entre os meses de fevereiro de 2007 e março de 2008. As jaqueiras com o DAP (diâmetro na altura do peito) superior ou igual a 5 cm foram contadas dentro e numa faixa de 20 m além das grades, perfazendo um total de 0,64 ha. Em todos os meses, nós percorremos as grades anotando a quantidade de jaqueiras com frutos maduros, assim como a quantidade destes frutos por jaqueira.

Figura 1: Indivíduo macho de *Trinomys dimidiatus* capturado na grade CC (foto: José Mello).

Cálculo da capacidade suporte

A capacidade suporte K foi calculada a partir da aplicação da equação proposta por Penck (1925 citado por Cohen 1995) supracitada. Nesse estudo, "produção de alimentos" equivale à quantidade mensal de sementes produzida por cada grade e "consumo individual" é o número de sementes de jaqueiras consumidas diariamente por um indivíduo de *T. dimidiatus*.

Para que essa equação pudesse ser utilizada, algumas premissas foram assumidas:

i) cada grade é totalmente isolada das demais,

ii) cada grade contém uma população própria, sem a possibilidade de migrações,

iii) a população de *T. dimidiatus* não é afetada por nenhuma outra variável ambiental que não a flutuabilidade de recursos,

iv) todo indivíduo que não consuma recurso necessariamente morre,

v) o único recurso disponível são jacas,

vi) a produção de frutos é constante, sendo a média anual distribuída igualmente por 12 meses.

As três primeiras premissas precisam ser assumidas para que a nossa população possa ser definida como uma *população fechada* (Seber 1973). Isso é necessário tanto para limitar as variáveis ambientais atuantes no nosso modelo, a produção de sementes, quanto para igualar a população modelada, a população real. A premissa iv precisou ser assumida para que se pudesse igualar a "população que pode ser alimentada" à capacidade suporte K. Um outro ponto importante de ser ressaltado é o fato de que "consumo individual" é uma resposta diretamente proporcional ao gasto energético individual. Quanto maior o gasto energético, mais recursos devem ser consumidos para manutenção de processos vitais. Assim, "consumo individual" pode ser assumido como uma função do metabolismo individual, podendo, portanto, ser calculado diretamente das taxas metabólicas da espécie. Para esse trabalho, a taxa escolhida foi a taxa metabólica basal (do inglês, Basal Metabolic Rate, BMR).

A BMR calculada para *Trinomys dimidiatus* foi igual a 12,025 kCal/dia, baseada em dados disponíveis na literatura para *Rattus rattus* (Forsum et al. 1981). Embora a relação alométrica entre a massa corporal e a BMR não seja linear (Speakman 2000; White e Seymour 2003, 2005; Glazier 2008), realizamos essa aproximação em decorrência da similaridade das massas médias de *R. Rattus* e *T. dimidiatus*. Forsum et al. (1981) observaram uma BMR = 80,8 (±3,8) kJ/22h para *R. rattus* com massa corporal média = 337g (± 8 g), utilizando a relação alométrica BMR = A*massa corporal$^{3/4}$. Assim, a BMR calculada para *T. dimidiatus* com massa média de 217g (± 32,38 g) foi de 12,025 kCal/dia (50,346 kJ/dia).

A quantidade de calorias presente na semente de uma jaca foi estimada com base nos valores fornecidos na 4ª edição da Tabela Brasileira de Composição de Alimentos para uma porção de 100g de jaca crua (Lima et al. 2011). A princípio, isso levaria a um consumo individual de 1,52 sementes/dia. Entretanto, isso significaria assumir uma eficiência de transferência de nível trófico (do inglês Ecological Efficiency, EE) próximo a 100%. Embora existam poucos estudos comparando EEs de ambientes terrestres, Pauly e Christensen (1995) estimaram em 10,13% a média de transferência para ambientes aquáticos. Em nosso modelo,

assumimos um valor de 10% de EE, de modo que o consumo individual foi calculado em 15,183 sementes/dia (459,492 sementes/mês).

Modelo matemático

Nós assumimos um crescimento do tipo logístico para *T. dimidiatus* seguindo a equação de Lotka-Volterra:

$$\frac{d\mathrm{N}}{d\mathrm{t}} = \mathrm{rN}\left(1 - \frac{\mathrm{N}}{\mathrm{K}}\right) \tag{2}$$

onde dN/dt indica o crescimento populacional, *r,* a taxa intrínseca de crescimento, N o tamanho populacional e K, a capacidade suporte do ambiente. Estabelecemos uma população inicial para todas as grades de N_0 = 0,85, seguindo os valores encontrados por Bergallo (1995) para a espécie congênere *T. iheringi*. A taxa intrínseca de crescimento r foi obtida da literatura para as espécies congêneres *Trinomys eliasi* (*r* = 0,287) (Brito e Figueiredo 2003) e *T. iheringi* (r = 0,22) (Bergallo 1996).

A capacidade suporte K como assíntota superior da equação logística

Um dos pontos centrais em cálculo diferencial é o conceito de limite de uma função. Dada uma função definida em um intervalo (a, ∞), a definição de limite é:

$$\lim_{x \to \infty} f(x) = L$$

Isso significa que conforme *x* tende ao infinito, a função *f(x)* tende a L. A linha definida por *f(x)* = L é a chamada assíntota da função e representa um valor ao qual a função vai se aproximar em níveis infinitesimais, mas nunca atingirá o valor L (Stewart 2008). De fato, o que ocorre quando *x* é igual a L não tem importância alguma. A análise da curva fornecida pelo modelo proposto mostra que a assíntota da equação é representada por K. Matematicamente, os valores gerados pelo modelo vão tender a K, mas nunca irão se igualar a ele. Isso gera um problema para se determinar o tempo mínimo necessário para que as populações cheguem à capacidade suporte da grade. Para resolver essa questão, determinamos os seguintes critérios:

a) O tamanho populacional projetado deve ser igual ao valor de K em pelo menos 4 casas decimais;

b) O fator $\frac{K-N}{N}$ deve ser igual a zero em pelo menos 4 casas decimais.

Para avaliar quanto os valores gerados pelo modelo se aproximavam dos dados reais coletados em campo, testamos o índice de correlação de Pearson com probabilidade de Bonferroni, no programa Systat 11®.

RESULTADOS

A densidade de jaqueiras se mostrou diferente entre as grades de estudo, variando entre 5 e 48 árvores adultas por grade. Cada jaca produz um mínimo de 100 sementes (T. Modesto *com. pess.*, *observação pessoal*). Assim, a produção de sementes de jaqueira foi calculada como 100 vezes a produção mensal média de frutos para cada área. A produção estimada de sementes de jaqueira variou entre 472 e 1590 sementes/mês. A quantidade de calorias encontrada em uma porção de 100g de jaca crua é igual a 88 kCal (368kJ). A massa média de uma semente de jaca coletada nos arredores da Vila Dois Rios é 2,5 g (± 0,616 g, N=100), de modo que a energia contida em uma semente foi calculada em 7,92 kCal (33,15 kJ).

Em seu trabalho, Bergallo (1996) obteve a taxa de crescimento intrínseca de uma população de *Trinomys iheringi* na Ilha do Cardoso (r = 0,22), utilizando a fórmula de massa corporal proposta por Caughley e Krebs (1983). Brito e Figueiredo (2003), por sua vez, obtiveram um valor similar (r = 0,287) com dados disponíveis para *T. eliasi* da localidade de Barra de Maricá, utilizando o programa Vortex 8.21 (Miller e Lacy 1999). No presente estudo, testamos ambos os valores para avaliar o tempo necessário para que o tamanho das populações modeladas se estabilizasse. Para r = 0,22, o tempo médio necessário para que a população atingisse K em todas as áreas foi 44,9 ± 5,567 meses, enquanto para r = 0,287 esse tempo foi igual a 33,2 ± 4,185 meses, sendo essa diferença estatisticamente significativa (teste t=5,313, p<0,001) (Figuras 2 e 3).

O maior valor para abundância média foi 3 indivíduos na grade CF e 0,11 na grade SC. Os valores projetados para a capacidade suporte K variaram entre 3,49 na CC e 0 nas grades sem jaqueiras (Figura 4). Os valores projetados para a capacidade suporte K e os dados reais coletados para a população estudada de *T. dimidiatus* se mostraram significativamente

correlacionadas (*r*=0,597, p=0,009, Figura 5). Os valores gerados pelo modelo para a manipulação matemática da produção de sementes mostraram que a produção mínima que uma grade deve ter para manter uma população de pelo menos dois indivíduos de *T. dimidiatus* é de aproximadamente 950 sementes/mês. Considerando o valor mínimo de 100 sementes por jaca, isso representa 9,5 jacas/mês ou, pelo menos, 0,93 indivíduos adultos de jaqueiras.

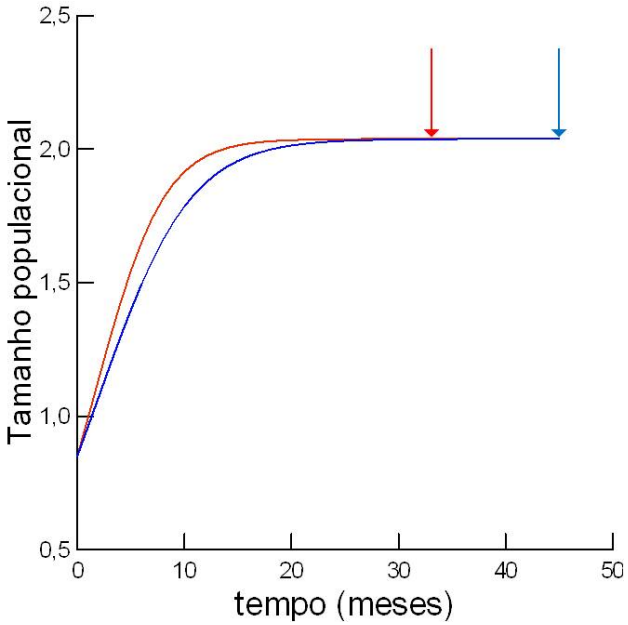


Figura 2: O tempo necessário para a população atingir a capacidade suporte K média (2,038 indivíduos) variou entre r=0,287 (t=33,2±4,185 meses, curva vermelha) e r=0,220 (t=44,9±5,567 meses, curva azul). As setas indicam o tempo de estabilização populacional de acordo com os parâmetros assumidos (vide texto).

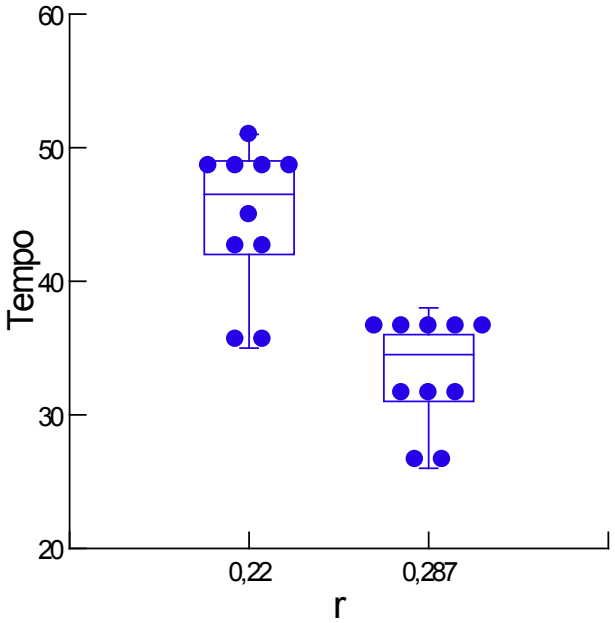


Figura 3: A diferença do tempo necessário para população atingir K foi estatisticamente diferente entre r=0,22 e r=0,287.

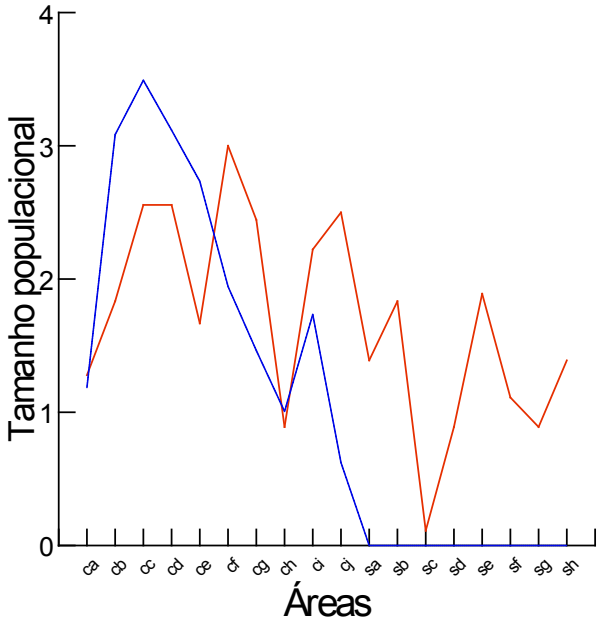


Figura 4: A abundância média calculada a partir dos dados coletados em campo (linha vermelha contínua) variou entre 3 e 0,11. A capacidade suporte K (linha azul tracejada) variou entre 3,49 e 0.

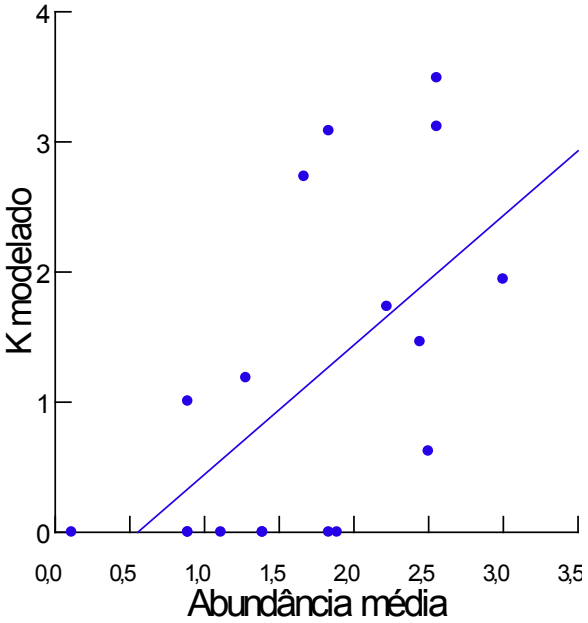


Figura 5: Os valores de tamanho populacional projetados pelo modelo proposto se mostraram estatisticamente relacionados com os valores reais obtidos em campo (r=0,597, p=0,009).

DISCUSSÃO

Os dados indicaram que o modelo previu adequadamente o tamanho máximo da população de *Trinomys dimidiatus* estudada nos arredores da Vila Dois Rios, Ilha Grande, RJ. Os valores estimados pelo modelo para a capacidade de suporte K das grades de estudo se mostraram significativamente correlacionados com a densidade dessa espécie observada em campo. Isso mostra que as variações na densidade de *T. dimidiatus* previstas pelo modelo ocorrem de maneira similar àquelas observadas nos dados, embora o encaixe dos valores reais e modelados não seja perfeito.

As diferenças observadas entre os dados reais e os dados fornecidos pelo modelo provêm das premissas assumidas durante a construção do modelo e acreditamos ser interessante e elucidativo fazer algumas considerações a respeito. Em primeiro lugar, embora nossos dados indiquem que *T. dimidiatus* seja uma espécie com tendências territorialistas, como observado por Bergallo (1995) para *T. iheringi*, não existem barreiras físicas que impeçam a migração de indivíduos de uma grade de estudo para uma área adjacente. Em segundo lugar, em nosso modelo a capacidade suporte foi diretamente subordinada a dois fatores: i) a produção de jacas e ii) a taxa metabólica basal de *Trinomys dimidiatus*. Esses dois fatores, por sua vez, respondem à composição da dieta. A vinculação à produção de frutos

implica que as áreas sem jaqueiras seriam incapazes de suportar uma população de *T. dimidiatus*. Isso obviamente não é verdade, conforme os dados observados em campo demonstraram. Em terceiro lugar, nós assumimos que o único recurso disponível para a população de *T. dimidiatus* eram as sementes de jaqueira, produzidas de forma constante igualmente distribuída ao longo do ano. Nossos dados, porém, indicam que ao menos na área do entorno da Vila Dois Rios, a produção de jacas apresenta um padrão bimodal, com dois picos de frutificação. Em quarto lugar, nós calculamos a taxa metabólica basal (BMR) de *T. dimidiatus* como uma aproximação linear, baseada nos dados de Forsum et al. (1981) para *Rattus rattus*. É preciso considerar que, embora a massa corporal média seja similar, alguns estudos sugerem que os hábitos alimentares podem ter uma influência significativa sobre a BMR de mamíferos (McNab 1986; Bozinovic et al. 2007). Baseados nessas considerações, ainda que a proposta de um modelo não seja um descritor perfeito da realidade (Jørgensen e Bendoricchio 2001), acreditamos que o nosso descreva razoavelmente bem a população e o período estudado. Como possibilidades de futuros refinamentos, ainda considerando a não utilização de análise de conteúdo estomacal, a estimativa da produção de alimentos poderia ser calculada utilizando-se a proporção de cada item alimentar encontrado nas fezes. Além disso, a subestimação decorrente da absorção parcial dos alimentos ingeridos durante a passagem no trato gastrointestinal poderia ser corrigida caso dados sobre a fitossociologia local estivessem disponíveis.

Matematicamente, também se podem chegar a algumas conclusões. Em seu trabalho, Gabriel et al. (2005) demonstraram que, partindo da fórmula de crescimento logístico original de Verhulst:

$$\frac{d\mathrm{N}}{d\mathrm{t}} = \mathrm{aN} - \mathrm{bN}^2$$

, chega-se a forma clássica da equação logística, isto é:

$$\frac{d\mathrm{N}}{d\mathrm{t}} = \mathrm{aN}\left(1 - \frac{\mathrm{N}}{\mathrm{a/b}}\right)$$

Dessa forma, a capacidade suporte K se iguala a $\frac{\mathrm{r}}{\mathrm{b}}$, onde r é a taxa de crescimento intrínseca e b é um coeficiente estritamente positivo. Porém, de acordo com a nossa própria equação 1, K se iguala ao termo “População que pode ser alimentada”. Assim, podemos assumir que:

$$\frac{r}{b} = \frac{\text{produção de alimentos}}{\text{consumo individual}} \tag{3}$$

Assumindo um arcabouço conceitual ecológico, r pode ser considerado como o número de descendentes que um determinado indivíduo deixa, por unidade de tempo. Pela nossa equação, r é diretamente associado à incorporação de biomassa de um nível trófico pelo outro.

Concluindo, existe uma ampla gama de possibilidades de refinamento para nosso modelo. Porém, dentro do escopo das premissas assumidas, ele pode ser considerado um simulador adequado para a população de *Trinomys dimidiatus* dos arredores da Vila Dois Rios. Além disso, seu ponto central é ter conseguido capturar possíveis variações ambientais. Ao utilizar diferentes produções mensais de sementes de nossas grades de estudo, simulamos as variações que um habitat pode sofrer em decorrência de alterações do ambiente. Ao aplicar os ajustes propostos, acreditamos que nosso modelo possa servir como uma base para estudos populacionais no entorno da Vila Dois Rios em períodos mais longos após o controle das jaqueiras ou mesmo como para gerar uma estimativa preliminar para localidades ainda mal amostradas na Ilha Grande.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Begon M, Townsend CR, Harper JL. 2007. Ecologia – de indivíduos a ecossistemas. 4ªed. Porto Alegre, RS: Artmed. 752p.

Bergallo HG. 1995. Comparative life-history characteristics of two species of rats, *Proechimys iheringi* and *Oryzomys intermedius*, in an Atlantic Forest of Brazil. Mammalia. 59(1):51-64.

Bergallo HG. 1996. The population dynamics of the spiny rat (*Proechimys iheringi*) and the rice rat (*Oryzomys intermedius*) in Southeast Brazil. Ciencia e Cultura. 48(3):193-196.

Bonvicino CR, Oliveira JA, D´Andrea PS. 2008. Guia dos roedores do Brasil, com chaves para gêneros baseadas em caracteres externos. Rio de Janeiro, RJ: Centro Pan-Americano de Febre Aftosa. 120 p.

Bozinovic F, Muñoz JLP, Cruz-Neto AP. 2007. Intraespecific variability in the basal metabolic rate: testing the food habits hypothesis. Physiological and Biochemical Zoology. 80(4):452-460.

Brito D, Figueiredo MSL. 2003. Minimum viable population and conservation status of the Atlantic Forest spiny rat *Trinomys eliasi*. Biological Conservation. 113(1):153-158.

Caughley G, Krebs CJ. 1983. Are big mammals simply little mammals writ large? Oecologia. 59(1):7-17.

Cohen JE. 1995. Population growth and Earth´s human carrying capacity. Science. 269(5222):341-346.

Debry RW, Sagel RM. 2001. Phylogeny of Rodentia (Mammalia) inferred from the nuclear-encoded gene IRBP. Molecular Phylogenetics and Evolution. 19(2):290-301.

Forsum E, Hillman PE, Nesheim MC. 1981. Effect of energy restriction on total heat production, basal metabolic rate and specific dynamic action of food in rats. Journal of Nutrition. 111(10):1691-1697.

Gabriel JP, Saucy F, Bersier LF. 2005. Paradoxes in the logistic equation? Ecological Modelling. 185(1):147-151.

Glazier DS. 2008. Effects of metabolic level on the body size scaling of metabolic rate in birds and mammals. Proceedings of the Royal Society, Biological Sciences. 275(1641):1405-1410.

Huchon D, Madsen O, Sibbald MJJB, Ament K, Stanhope MJ, Catzeflis F, Jong WW, Douzery EJP. 2002. Rodent phylogeny and a timescale for the evolution of glires: evidence from an extensive taxon sampling using three nuclear genes. Molecular Biology and Evolution. 19(7):1053-1065.

Hui C. 2006. Carrying capacity, population equilibrium, and environment´s maximal load. Ecological Modelling. 192(1):317-320.

Jørgensen SE, Bendoricchio G. 2001. Fundamentals of Ecological Modelling. 3ª ed. Amsterdam, Londres: Elsevier. 530 p.

Khan ML. 2004. Effects of seed mass on seedling success in *Artocarpus heterophyllus* L., a tropical tree species of north-east India. Acta Oecologica. 25(1):103-110.

Lima DM, Colugnati FAB, Padovani RM, Rodriguez-Amaya DB, Salay E, Galeazzi MAM. 2011. Tabela Brasileira de Composição de Alimentos. 4ª ed. Campinas, SP:Nepa-UNICAMP. 113p.

McNab BK. 1986. The influence of food habits on the energetics of eutherian mammals. Ecological Monographs. 56(1):1-19.

Odum E. 1989. Ecology and our endangered life support systems. Stanford: Sinauer Associates. 283 p.

Pauly D, Christensen V. 1995. Primary production required to sustain global fisheries. Nature. 374:255-257.

Pearl R, Reed LJ. 1920. On the rate of growth of the population of the United States since 1790 and its mathematical representation. Proc. Nat. Acad. Sci. 6(6):275-288.

Pianka ER. 1970. On r- and K-selection. The American Naturalist. 104(940):592-597.

Raíces DSL. 2011. A influência da jaqueira, *Artocarpus heterophyllus* Lamk., sobre a comunidade de pequenos mamíferos e sua interferência na dinâmica de dispersão de sementes nativas na Ilha Grande, RJ. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, UERJ, Brasil. Tese (doutorado), Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Sayre, NF. 2008. The genesis, history, and limits of carrying capacity. Annals of the Association of American Geographers. 98(1):120-134.

Seber GAF. 1973. The estimation of animal abundance and related parameters. Londres: Griffin. 506 p.

Speakman JR. 2000. The cost of living: field metabolic rates of small mammals. Advances in Ecological Research. 30:177-297.

Valenti MW, Cianciaruso MV, Batalha MA. 2008. Seasonality of litterfall and leaf decomposition in a Cerrado site. Brazilian Journal of Biology. 68(3):459-465.

Vieira EM, Pizo MA, Izar P. 2003. Fruit and seed exploitation by small rodents of the Brazilian Atlantic Forest. Mammalia. 67(4):533-539.

White CR, Seymour RS. 2003. Mammalian basal metabolic rate is proportional to body mass$^{2/3}$. Proc. Nat. Acad. Sci. 100(7):4046-4049.

White CR, Seymour RS. 2005. Allometric scaling of mammalian metabolism. Journal of Experimental Biology. 208(Pt 9):1611-1619.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A invasão de ambientes naturais por espécies exóticas é uma das mais graves ameaças a biodiversidade. Diversos estudos vêm demonstrando que os custos associados durante e após o processo de invasão são elevados em todos os momentos. Para reduzir esses valores e mitigar os danos a biodiversidade é necessária a efetuação do controle, ou erradicação, das espécies exóticas estabelecidas como invasoras em uma determinada área. Estudos que acompanhem a fauna e flora nativas são necessários para certificar se as técnicas utilizadas não causam um dano maior do que a própria espécie invasora. Assim, o presente estudo objetivou avaliar as respostas da comunidade de pequenos mamíferos dos arredores da Vila Dois Rios em relação ao controle da jaqueira, *Artocarpus heterophyllus*.

Analisamos a estrutura da comunidade, comparando-a com os resultados obtidos durante um estudo prévio que avaliou os impactos que a jaqueira tem sobre a mastofauna dessa localidade. Percebemos que a composição e a abundância da comunidade demonstraram um padrão muito mais heterogêneo do que antes, indicando que as áreas com a presença de jaqueiras têm um comportamento estrutural mais similar com o que seria esperado para áreas com vegetação nativa. Ao analisar a dieta e, consequentemente, a dispersão de sementes, percebemos que a espécie de mamífero mais importante para a dinâmica de dispersão é o marsupial *Didelphis aurita*, considerado de hábito generalista. Em relação às plantas, em todas as áreas as espécies mais dispersadas foram as do gênero *Piper* e *Cecropia*, consideradas espécies pioneiras. Ressaltamos que novos estudos que caracterizem as redes de dispersão de sementes de outros grupos animais engrandeceriam muito o conhecimento atual referente aos processos de manutenção. Finalmente, com os dados obtidos sugerimos um modelo matemático simples para estimar as possíveis variações no tamanho populacional do roedor *Trinomys dimidiatus* em decorrência dos recursos disponíveis no ambiente. Esperamos assim ter contribuido para o conhecimento referente aos possíveis efeitos do manejo da jaqueira em áreas de Mata Atlântica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abreu RCR, Rodrigues PJFP. 2010. Exotic tree *Artocarpus heterophyllus* (Moraceae) invades the Brazilian Atlantic Rainforest. Rodriguésia. 61(4):677-688.

Aizen MA, Morales CL, Morales JM. 2008. Invasive mutualists erode native pollination webs. PLoS Biology. 6(2):396-403.

Alho CJR, Schneider M, Vasconcellos LA. 2002. Degree of threat to the biological diversity in the Ilha Grande State Park (RJ) and guidelines for conservation. Brazilian Journal of Biology. 62(3):375-385.

Alves SL, Zaú AS, Oliveira RR, Lima DF, Moura CJR. 2005. Sucessão florestal e grupos ecológicos em Floresta Atlântica de Encosta, Ilha Grande, Angra dos Reis/RJ. Revista Universidade Rural. 25(25):26-32.

Araújo CD. 2010. A invenção da Ilha Grande: a influência do Instituto Penal Cândido Mendes na turistificação local. Caderno Virtual de Turismo. 10(2):1-12.

Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2008-2010. 2011. [Internet]. São Paulo, SP: SOS Mata Atlântica e [INPE] Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais [Data de citação: 22 dez. 2011]. Disponível em: http://mapas.sosma.org.br/site_media/download /atlas_2008-10_relatorio%20final_versao2 _julho2011.pdf

Barnosky DB, Matzke N, Tomiya S, Wogan GOU, Swartz B, Quental TB, Marshall C, McGuire JL, Lindsey EL, Maguire KC, Mersey B, Ferrer EA. 2011. Has the Earth´s sixth mass extinction already arrived? Nature. 471:51-57.

Begon M, Townsend CR, Harper JL. 2007. Ecologia – de indivíduos a ecossistemas. 4ªed. Porto Alegre, RS: Artmed. 752p.

Bergallo HG, Rocha CFD, Alves MAS, Van Sluys M, organizadores. 2000. A fauna ameaçada de extinção do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ: EdUERJ. 168p.

Bergallo HG. 1995. Os efeitos da disponibilidade de alimentos e dos fatores climáticos na reprodução, condição, crescimento e uso do espaço por quatro espécies de roedores no sudeste do Brasil. Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP, Brasil. Tese (doutorado). Universidade Estadual de Campinas.

Biodiversity hotspots. 2011. [Internet]. Arlington: Conservation International; [Data de citação: 11 dez. 2011]. Disponível em: http://www.biodiversityhotspots.org.

Bonvicino CR, Lemos B, Weksler M. 2005. Small mammals of Chapada dos Veadeiros National Park (Cerrado of central Brazil): Ecologic, karyologic, and taxonomic considerations. Brazilian Journal of Biology. 65(3):395-406.

Bonvicino CR, Lindbergh SM, Maroja LS. 2002. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic Forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. Brazilian Journal of Biology. 62(4b):765-774.

Brito D, Oliveira LC, Oprea M, Mello MAR. 2009. An overview of Brazilian mammalogy: trends, biases and future directions. Zoologia. 26(1):67-73.

Brooks TM, Mittermeier RA, Fonseca GAB, Gerlach J, Hoffman M, Lamoreux JF, Mittermeier CG, Pilgrim JD, Rodrigues ASL. 2006. Global biodiversity conservation priorities. Science. 313(5783):58-61.

Carvalho CJB. 2009. Padrões de endemismos e a conservação da biodiversidade. Megadiversidade. 5:77-86.

Carvalho FMV, Pinheiro PS, Fernandez FAS, Nessimian JL. 1999. Diet of small mammals in Atlantic Forest fragments in southeastern Brazil. Revista Brasileira de Zoociências. 1(1):91-101.

Castro EBV, Fernandez FAS. 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic Forest fragments in Brazil. Biological Conservation. 119(1):73-80.

Ceballos G, Brown JH. 1995. Global patterns of mammalian diversity, endemism, and endangerment. Conservation Biology. 9(3):559-568.

Ceballos G, Ehrlich PR. 2006. Global mammal distributions, biodiversity hotspots, and conservation. Proc. Nat. Acad. Sci. 103(51):19374-19379.

Ceballos G, Rodriguez P, Medellin RA. 1998. Assessing conservation priorities in megadiverse Mexico: Mammalian diversity, endemicity, and endangerment. Ecological Applications. 8(1):8-17.

Clark JA, May RM. 2002. Taxonomic bias in conservation research. Science. 297(5579):191-192.

Colautti RI, MacIsaac HJ. 2004. A neutral terminology to define ´invasive´ species. Diversity and Distributions. 10(2):135-141.

Costa LP, Leite YLR, Mendes SL, Ditchfield AD. 2005. Conservação de mamíferos no Brasil. Megadiversidade. 1(1):103-112.

Daszak P, Cunningham AA, Hyatt AD. 2000. Emerging infectious diseases of wildlife – threats to biodiversity and human health. Science. 287(5452):443-449.

Davis MA, Thompson K, Grime JP. 2001. Charles S. Elton and the dissociation of invasion ecology from the rest of ecology. Diversity and Distributions. 7(1):97-102.

Elton CS. 2000. The ecology of invasions by animals and plants. Londres, Chicago: University of Chicago Press. 181p. Reedição de Elton CS. 1958. Londre: Methuen.

Esbérard CEL, Jordão-Nogueira T, Luz JL, Melo GGS, Mangolin R, Jucá N, Raíces DSL, Enrici MC, Bergallo H. 2006. Morcegos da Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ, Sudeste do Brasil. Revista Brasileira de Zoociências. 8(2):147-153.

Falk-Petersen J, Bøhn T, Sandlund OT. 2006. On the numerous concepts in invasion biology. Biological Invasions. 8(6):1409-1424.

Fonseca GAB. 1989. Small mammal species diversity in Brazilian tropical primary and secondary forests of different sizes. Revista Brasileira de Zoologia. 6(3):381-422.

Hodges KE. 2008. Defining the problem: terminology and progress in ecology. Frontiers in Ecology and the Environment. 6(1):35-42.

Holmes TP, Aukema JE, Von Holle B, Liebhold A, Sills E. 2009. Economic impacts of invasive species in forests: Past, present, and future. Annuals of the New York Academy of Sciences. 1162: 18–38.

Jablonski D. 2001. Lessons from the past: Evolutionary impacts of mass extinctions. Proc. Nat. Acad. Sci. 98(10):5393-5398.

Jordano P, Galetti M, Pizo MA, Silva WR. 2006. Ligando frugivoria e dispersão de sementes a Biologia da Conservação. In: Duarte CFD, Bergallo HG, Santos MAS, Van Sluys M, organizadores. Biologia da Conservação: Essências. São Carlos, SP: RiMa. p 411-436.

Khan ML. 2004. Effects of seed mass on seedling success in *Artocarpus heterophyllus* L., a tropical tree species of north-east India. Acta Oecologica. 25(1):103-110.

Lamoreux JF, Morrison JC, Ricketts TH, Olson DM, Dinerstein E, McKnight, Shugart HH. 2006. Global tests of biodiversity concordance and the importance of endemism. Nature. 440:212-214.

Lemos ERS, D´Andrea PS, Bonvicino CR, Famadas KM, Padula P, Cavalcanti AA, Schatzmayr G. 2004. Evidence of hantavirus infection in wild rodents captured in a rural area of the state of São Paulo, Brazil. Pesquisa Veterinária Brasileira. 24(2):71-73.

Levine JM, D´Antonio CM. 2003. Forecasting biological invasions with increasing international trade. Conservation Biology. 17(1):322-326.

Lewinsohn TM, Prado PI. 2005. Síntese do conhecimento atual da biodiversidade brasileira. In: Lewinsohn TM, coordenador. Avaliação do estado do conhecimento da biodiversidade brasileira. Brasília, Distrito Federal: Ministério do Meio Ambiente. p 21-109.

Lockwood JL, Hoopes MF, Marchetti MP. 2007. Invasion Ecology. Oxford: Blackwell Publishing. 304p.

Loyola RD, Kubota U, Lewinsohn TM. 2007. Endemic vertebrates are the most effective surrogates for identifying conservation priorities among Brazilian ecoregions. Diversity and Distributions. 13(4):389-396.

Mares MA, Ernest KA, Gettinger DD. 1986. Small mammal community structure and composition in the Cerrado Province of central Brazil. Journal of Tropical Ecology. 2(4):289-300.

McKinney ML, Lockwood JL. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. Trends in Ecology and Evolution. 14(11):450-453.

Mittermeier RA. 1988. Primate diversity and the tropical forest - case studies from Brazil and Madagascar and the importance of the megadiversity coutries. In: Wilson EO, Peter FM, organizadores. Biodiversity. Washington, D.C.: National Academy Press. p 145-154.

[MMA] Ministério do Meio Ambiente. 2002. Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília, Distrito Federal: Ministério do Meio Ambiente. 404p.

Mooney HA, Cleland EE. 2001. The evolutionary impacts of invasive species. Proc. Nat. Acad. Sci. 98(10):5446-5451.

Moura CJR. 2011. Estrutura populacional e avaliação de métodos de controle da espécie exótica *Artocarpus heterophyllus* Lamk. (Moraceae) no Parque Estadual da Ilha Grande, Angra dos Reis, RJ. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, UERJ, Brasil. Dissertação (mestrado).Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Myers N, Knoll AH. 2001. The biotic crisis and the future of evolution. Proc. Nat. Acad. Sci.. 98(10):5389-5392.

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature. 403:853-858.

Myers N. 1988. Threatened biotas: “Hot spots” in tropical forests. The Environmentalist. 8(3):187-208.

Myers N. 1990. The biodiversity challenge: Expanded hot-spots analysis. The Environmentalist. 10(4):243-256.

Novacek MJ, Cleland EE. 2001. The current biodiversity extinction event: Scenarios for mitigation and recovery. Proc. Nat. Acad. Sci. 98(10):5466-5470.

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

Pardini R, Souza SM, Braga-Neto R, Metzger JP. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic Forest landscape. Biological Conservation. 124(2):253-266.
Pardini R, Umetsu F. 2006. Pequenos mamíferos não-voadores da Reserva do Morro Grande: distribuição das espécies e da diversidade em uma área de Mata Atlântica. Biota Neotropica. 6(2):1-22.

Pejchar L, Mooney HA. 2009. Invasive species, ecosystem services and human well-being. Trends in Ecology and Evolution. 24(9):497-504.

Perrings C, Dehnen-Schmutz K, Touza J, Williamson M. 2005. How to manage biological invasions under globalization. Trends in Ecology and Evolution. 20(5):212-215.

Phillips OL. 1997. The changing ecology of tropical forests. Biodiversity and Conservation. 6(2):291-311.

Pimentel D, McNair S, Janecka J, Wightman J, Simmonds C, O´Connel C, Wong E, Russel L, Zern J, Aquino T, Tsomondo T. 2001. Economic and environmental threats of alien plants, animal, and microbe invasions. Agriculture, Ecosystems and Environment. 84(1):1-20.

Pimentel D, Zuniga R, Morrison D. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. Ecological Economics. 52(3):273-288.

Pinto IS, Loss ACC, Falqueto A, Leite YLR. 2009. Pequenos mamíferos não voadores em fragmentos de Mata Atlântica e áreas agrícolas em Viana, Espírito Santo, Brasil. Biota Neotropica. 9(3):355-360.

Powell RA, Proulx G. 2003. Trapping and marking terrestrial mammals for research: integrating ethics, performance criteria, techniques, and common sense. ILAR Journal. 44(4):259-276.

Prenter J, MacNeil C, Dick JTA, Dunn AM. 2004. Roles of parasites in animal invasions. Trends in Ecology and Evolution. 19(7):385-390.

Prevedello JA, Mendonça AF, Vieira MV. 2008a. Uso do espaço por pequenos mamíferos: uma análise dos estudos realizados no Brasil. Oecologia Brasiliensis. 12(4):610-625.

Pyšek P, Richardson DM. 2010. Invasive species, environmental change and management, and health. Annual Review of Environment and Resources. 35:25-55.

Rahman AKMM, Huq E, Mian AJ, Chesson A. 1995. Microscopic and chemical changes occurring during ripening of two forms of jackfruit (*Artocarpus heterophyllus* L.). Food Chemistry. 52(4): 405-410.

Raíces DSL. 2011. A influência da jaqueira, *Artocarpus heterophyllus* Lamk., sobre a comunidade de pequenos mamíferos e sua interferência na dinâmica de dispersão de sementes nativas na Ilha Grande, RJ. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, UERJ, Brasil. Tese (doutorado), Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Reis NR, Peracchi AL, Pedro WA, Lima IP, editores. 2011. Mamíferos do Brasil. [Internet]. 2ª ed. Londrina, PR: Sociedade Brasileira para o Estudo de Quirópteros; [acessado em 22/12/2011]. 439p. Disponível em http://www.sbeq.org/publi.html

Ribeiro R, Marinho-Filho J. 2005. Estrutura da comunidade de pequenos mamíferos (Mammalia, Rodentia) da Estação Ecológica de Águas Emendadas, Planaltina, Distrito Federal, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia. 22(4):898-907.

Richardson DM, Allsopp N, D´Antonio CM, Milton SJ, Rejmánek M. 2000a. Plant invasions – the role of mutualisms. Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society. 75(1):65-93.

Richardson DM, Pyšek P, Rejmánek M, Barbour MG, Panetta FD, West CJ. 2000b. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. Diversity and Distributions. 6(2):93-107.

Rocha CFD, Bergallo HG, Alves MAS, Van Sluys M. 2003. A biodiversidade nos grandes remanescentes florestais do Estado do Rio de Janeiro e nas restingas da Mata Atlântica. São Carlos, SP: RiMa. 160p.

Rocha CFD, Bergallo HG, Pombal Jr. JP, Geise L, Van Sluys M, Fernandes R, Caramaschi U. 2004. Fauna de anfíbios, répteis e mamíferos do Estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. Publicações Avulsas do Museu Nacional. 104(104):3-23.

Rosenzweig ML. 2001. Loss of speciation rate will impoverish future diversity. Proc. Nat. Acad. Sci. 98(10):5404-5410.

Santos SB, Rodrigues CL, Nunes GKM, Barbosa AB, Lacerda LEM, Miyahira IC, Viana TA, Oliveira JL, Fonseca FC, Silva PSC. 2010. Estado do conhecimento da fauna de invertebrados não-marinhos da Ilha Grande (Angra dos Reis, RJ). Oecologia Australis. 14(2):504-549.

Saraça CES, Rahy SI, Santos MA, Costa MB, Alencar RS, Peres WR. 2009. A propósito de uma nova regionalização para o Estado do Rio de Janeiro. In: Bergallo HG, Fidalgo ECC, Rocha CFD, Uzeda MC, Costa MB, Alves MAS, Van Sluys M, Santos MA, Costa TCC, Cozzolino ACR, organizadores. Estratégias e ações para a conservação da biodiversidade no Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ: Instituto Biomas. p 33-40.

Scariot A, Sevilha AC. 2005. Biodiversidade, estrutura e conservação de florestas estacionais deciduais no Cerrado. In: Scariot A, Sousa-Silva JC, Felfili JM, organizadores. Cerrado: Ecologia, biodiversidade e conservação. Brasília, Distrito Federal: Ministério do Meio Ambiente. p 121-139.

[SCDB] Secretariado da Convenção sobre Diversidade Biológica. 2006. Panorama da Biodiversidade Global 2. Montreal (Quebec): SCDB. 81 + vii p.

[SCDB] Secretariado da Convenção sobre Diversidade Biológica. 2010. Panorama da Biodiversidade Global 3. Montreal (Quebec): SCDB. 94 p.

Shyamalamma S, Chandra SBC, Hedge M, Naryanswami P. 2008. Evaluation of genetic diversity in jackfruit (*Artocarpus heterophyllus* Lam.) based on amplified fragment length polymorphism markers. Genetics and Molecular Research. 7(3):645-656.

Simberloff D, Von Holle B. 1999. Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? Biological Invasions. 1(1):21-32.

Sodhi NS, Peh KSH, Lee TM, Turner IM, Tan HTW, Prawiradilaga DM. 2003. Artificial nest and seed predation experiments on tropical southeast Asian islands. Biodiversity and Conservation. 12(12):2415-2433.

Vieira CM, Diniz-Filho JAF. 2000. Macroecologia de mamíferos neotropicais com ocorrência no Cerrado. Revista Brasileira de Zoologia. 17(4):973:988.

Vilà M, Espinar JL, Hejda M, Hulme PE, Jarošik V, Maron JL, Pergl J, Schaffner U, Sun Y, Pišek P. 2011. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. Ecology Letters. 14(7):702-708.

Wake DB, Vredenburg VT. 2008. Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. Proc. Nat. Acad. Sci. 105(supl.1):11466-11473.

Williamson MH, Fitter A. 1996a. The characters of successful invaders. Biological Conservation. 78(1):163-170.

Williamson M, Fitter A. 1996b. The varying success of invaders. Ecology. 77(6):1661-1666.

Williamson M. 1999. Invasions. Ecography. 22(1):5-12.

Zerega NJC, Ragone D, Motley TJ. 2004. Complex origins of breadfruit (*Artocarpus altilis*, Moraceae): implications for human migrations in Oceania. American Journal of Botany. 91(5):760-766.

Zerega NJC, Ragone D, Motley TJ. 2005. Systematics and species limits of breadfruit (*Artocarpus*, Moraceae). Systematic Botany. 30(3):603-615.