

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS
NATURAIS

Melina Alcalá de Araujo

**A Presença de *Coffea arabica* L. (Rubiaceae) em Fragmento Florestal: Aspectos da
História de Vida e sua Interação com a Comunidade Vegetal.**

Orientadora: Dr^a Dalva Maria da Silva Matos

São Carlos
Março de 2014

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS
NATURAIS

Melina Alcalá de Araujo

A Presença de *Coffea arabica* L. (Rubiaceae) em Fragmento Florestal: Aspectos da História de Vida e sua Interação com a Comunidade Vegetal.

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Ciências, Área de Concentração em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientadora: Dr^a Dalva Maria da Silva Matos

São Carlos
Março de 2014

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária/UFSCar**

A663pc

Araujo, Melina Alcalá de.

A presença de *Coffea arabica* L. (Rubiaceae) em fragmento florestal : aspectos da história de vida e sua interação com a comunidade vegetal / Melina Alcalá de Araujo. -- São Carlos : UFSCar, 2015.
121 f.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2014.

1. Invasões biológicas. 2. População vegetal. 3. Espécie exótica. 4. Café. 5. Fragmentação florestal. 6. Ecologia. I. Título.

CDD: 577.18 (20^a)


MELINA ALCALÁ DE ARÁUJO


Tese apresentada à Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências.


Aprovada em 11 de março de 2014

BANCA EXAMINADORA

Presidente 
Profa. Dra. Dalva Maria da Silva Matos
(Orientadora)

1º Examinador 
Profa. Dra. Odete Rocha
PPGERN/UFSCar

2º Examinador 
Profa. Dra. Maria Luíza Franceschi Nicodemo
EMBRAPA/São Carlos-SP

3º Examinador 
Prof. Dr. Marcus Vinícius Vieira
UFRJ/Rio de Janeiro-RJ

4º Examinador 
Profa. Dra. Maria Tereza Grombone Guaratini
Instituto de Botânica/São Paulo-SP

*Dedico ao meu filho que em breve estará em
meus braços alegrando a nossa família.*

[...] Ahi começa mestre Café a perceber que estava em casa. Corredor de mundo, viajante exótico vindo d'Arábia ou d'África, provara pelo caminho todos os massapés e sondara todos os climas. A região era todo um mataréu virgem de majestosa beleza. Nada mais soberbo e nada desculpa tanto o orgulho paulista do que o mar de cafeeiros em linha, postos em substituição da floresta nativa. Mas a árvore do ouro só produz à custa do sangue da terra. É exuberante na produção da baga vermelha, mas insaciável de húmus. A penetração do café nas terras novas escreve capítulos curiosíssimos, oscilantes entre o trágico e o cômico. Que amplitude de visão, que dureza d'alma, que sobre humana coragem para ver, sentir e contar a historia da onde verde que digere as florestas virgens!

Monteiro Lobato – A onda verde

AGRADECIMENTOS

Muitas pessoas contribuíram para o desenvolvimento deste estudo, deixo aqui registrado meus sinceros agradecimentos:

Agradeço profundamente a orientadora Dalva Matos pela oportunidade de realizar este estudo, pelos ensinamentos dentro e fora da Universidade, e por toda a paciência e compreensão ao longo da nossa amizade e parceria.

Aos amigos do laboratório de Ecologia e Conservação por toda ajuda, incentivo e companheirismo. São eles: Marcelo Leite, Pavel Dodonov, Carol Abrão, Fernanda Tibério, Raquel Negrão, Adélcio Müller, Paulo Rubim, Isabela Lucena, Renata Vilar, e em especial ao Rafael Xavier e Wagner Chiba, que com toda a paciência e dedicação contribuíram na discussão e elaboração de parte desta tese, e à Talita Sampaio que mesmo distante foi peça importante na finalização deste estudo.

Minha eterna gratidão aos que me ajudaram nos trabalhos de campo: Júlia Rocca, Luís Henrique, Adélcio, Felipe, Pavel, Malu, Wagner, Rafael, Leite, Fer, Carol, Everton, Ademir, e a querida Cinthya, que sob sol ou chuva estava lá comigo.

Aos professores Luciano Elsinor, Maria Luiza Nicodemo e José Ricardo Pezopane, pelas contribuições no exame de qualificação.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pela bolsa de estudos concedida a mim.

À minha família por todo apoio e incentivo, em especial, meus pais, Roberto e Sonia, que me ensinaram que não há conquistas sem o trabalho, e o valor de um trabalho está em fazer aquilo que se gosta. Minha irmã Daniele, pela amizade e por sua preocupação pelo meu bem estar e pelo meu sucesso. Ao meu grande amor, Juliano, meu marido e companheiro que todos os dias ao meu lado, me mostra o lado bom da vida e que é preciso paciência e positividade para enfrentar as adversidades. À minha sogra, Laurie, que tornava minhas coletas de dados mais agradáveis e menos cansativas. E agora na reta final deste intenso período de estudos, o meu maior bem, um filho, que está a caminho e conseguiu encher meu coração de alegria e paz.

Aos amigos, que me apoiaram nos momentos que eu mais precisava, momentos de dúvida, insegurança e nos momentos felizes também.

Ao CPPSE – Centro de Pesquisa de Pecuária do Sudeste/EMBRAPA, pela parceria e consentimento para realização deste estudo, principalmente aos funcionários mais antigos que me proporcionaram uma viagem no tempo contando as histórias de como o café chegou à fazenda.

À Universidade Federal de São Carlos e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, proporcionando a estrutura necessária para minha formação.

Sumário

Resumo	2
Abstract.....	4
Introdução Geral	5
Área de Estudo	7
Localização.....	7
Solo.....	8
Clima	8
Vegetação	12
<i>Coffea arabica</i> L.	13
Referencias Bibliograficas.....	16
CAPÍTULO 1	23
Ecologia Populacional de <i>Coffea arabica</i> L. (Rubiaceae) em Floresta Estacional Semidecidual no Sudeste do Brasil.	23
Resumo	24
Introdução.....	26
Material e Métodos.....	28
Resultados.....	31
Discussão	43
Referências Bibliográficas.....	48
CAPÍTULO 2	58
Influência de <i>Coffea arabica</i> L. sobre Indivíduos Regenerantes de Espécies Arbóreo-Arbustivas em Floresta Semidecidual.	58
Resumo	59
Introdução.....	61
Material e Métodos.....	63
Resultados.....	66
Discussão	70
Referências Bibliográficas.....	73
CAPÍTULO 3	81
Composição Florística e Estrutura do Estrato de Regeneração Natural em Áreas Dominadas por <i>Coffea arabica</i> L. (Rubiaceae) em Fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, SP, Brasil.	81
Resumo	82
Introdução.....	84
Material e Métodos.....	87
Resultados.....	90
Discussão	102
Referências Bibliográficas.....	108
CONSIDERAÇÕES FINAIS	119

RESUMO

A invasão biológica é considerada uma das principais ameaças à diversidade biológica. Uma das consequências da conversão de florestas em paisagem fragmentada é a entrada de espécies exóticas para o interior dos remanescentes florestais. *Coffea arabica* L. (Rubiaceae), a planta de café é uma espécie arbustiva nativa das florestas africanas e historicamente introduzida no Brasil com fins comerciais. Atualmente compõe a comunidade vegetal de muitos fragmentos de floresta que margeavam as antigas fazendas produtoras de café, com pronunciada dominância. O estudo foi realizado em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em São Carlos, São Paulo, na Fazenda Canchim, Embrapa. Este trabalho procurou gerar informações sobre os processos ou estágio do ciclo de vida que influenciam o crescimento da população, investigando ao longo de dois anos consecutivos a influência da remoção de *C. arabica* sobre o crescimento dos indivíduos regenerantes de espécies arbóreas-arbustivas, caracterizando a florística e a estrutura da comunidade regenerante onde ocorre a presença da espécie exótica. Os dados foram coletados em duas áreas do fragmento (borda e interior). A avaliação da taxa de crescimento populacional (λ) demonstrou que a população de café se mantém estável em condições ambientais distintas, constatando que a espécie está efetivamente estabelecida no fragmento, caracterizando-se como espécie invasora deste ambiente. Porém não foi possível concluir que o café influencia no crescimento e/ou estabelecimento da comunidade natural regenerante. A diversidade e abundância diferem entre borda e interior, sendo a riqueza maior no interior do fragmento. É importante ressaltar que este é um dos últimos remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual na região de São Carlos, e apesar do seu tamanho reduzido, seu isolamento, e a presença abundante de café, principalmente na sua borda, o

conhecimento acerca da composição e funcionamento deste ambiente é de extrema importância.

Palavras-chave: Fragmentação florestal, Dinâmica populacional, Invasão biológica, Diversidade de espécies, Espécie exótica.

ABSTRACT

Biological invasion is considered a major threat to biological diversity. One of the consequences of converting forest to fragmented landscape is the entrance of exotic species into the interior of the forest remnants. *Coffea arabica* L. (Rubiaceae), the coffee plant, a native shrub species of African forests and historically introduced in Brazil for commercial purposes. Currently, the plant community is composed of many fragments of forest that bordered the old farms producing coffee with pronounced dominance. The study was conducted in a fragment of semideciduous forest in São Carlos, São Paulo. This study sought to generate information about the process or stage of the life cycle that influence population growth, investigating over two consecutive years the influence of removal of *C. arabica* on the growth of regenerating individuals of tree and shrub species, featuring floristic and structure of regenerating community where the presence of exotic species occurs. Data were collected in two areas of the fragment (edge and inside). Evaluation of population growth rate (λ) showed that the population remains stable in different environmental conditions, noting that the species is effectively established in the fragment, characterized as invasive species in this environment. It has not been possible to conclude that coffee influences the growth and/or establishment of natural regenerating community. The diversity and abundance differ between edge and interior of the fragment, with the greatest wealth in the forest interior. Note that this is one of the last remnants of Semideciduous Forest in the region of São Carlos, and despite its small size, isolation, impoverishment and the abundant presence of coffee, especially in its edge, knowledge about the composition and this operating environment is of utmost importance.

Keywords: Forest fragmentation, Population Dynamics, Biological invasion, Species diversity, Exotic species.

INTRODUÇÃO GERAL

No Estado de São Paulo, a maior parte dos remanescentes de floresta estacional semidecidual corresponde a pequenos fragmentos isolados e já bastante alterados (Viana et al. 1997, Kronka 2005), pois sofreram impactos dos principais ciclos econômicos do país (Tonhasca Jr 2005). Muitas dessas áreas naturais remanescentes apresentam baixa diversidade de espécies, bem como, elevada incidência das espécies invasoras (Benitez-Malvido & Martines-Ramos 2003, Rodrigues et al. 2006). De fato, a invasão biológica, juntamente com as mudanças antrópicas nas paisagens naturais são os maiores agentes das mudanças globais (Mack et al. 2000). O impacto sobre a diversidade é tão relevante que as espécies invasoras estão atualmente sendo consideradas uma das maiores ameaças à perda de biodiversidade, afetando diretamente as comunidade biológicas (Cronk & Fuller 1995, Pysek et al. 1995, Williamson 1996, Ziller 2001).

Ziller et al. (2006) mostram que as espécies exóticas invasoras não têm apenas o poder de sobrevivência e adaptação em outros ambientes, mas também a capacidade de impor uma dominância sobre a diversidade biológica nativa, alterando as características básicas do ambiente natural e modificando os processos ecológicos interativos.

O estabelecimento, naturalização e expansão destas espécies invasoras são responsáveis por grandes mudanças na composição das espécies, na estrutura das comunidades e nas principais funções dos ecossistemas naturais (D'Antonio & Meyerson 2002). As invasões biológicas podem causar impactos em diversos níveis, incluindo efeitos sobre indivíduos (morfologia, comportamento, mortalidade, crescimento), efeitos genéticos (alteração de padrões de fluxo gênico, hibridização), efeitos sobre a dinâmica de populações (abundância, crescimento populacional, extinção), a comunidade (riqueza de espécies, diversidade, estrutura trófica) e processos

do ecossistema (disponibilidade de nutrientes, produtividade, regime de perturbações) (Parker et al. 1999).

Habitats florestais perturbados parecem ser muito mais suscetíveis às invasões biológicas (Ross et al. 2002). Muitas invasoras são heliófitas, encontrando mais oportunidades de estabelecimento nestes locais perturbados. Em geral, fragmentos pequenos de habitats naturais são mais suscetíveis a invasão biológica do que grandes áreas contínuas (Cronk & Fuller 1995, Laurance & Bierregaard 1997). Contudo, a degradação de um ecossistema pode ser provocado não somente pela invasão por uma espécie com características que lhe proporcionam vantagens competitivas em relação as outras espécies do ambiente. MacDougall e Turkington (2005) propuseram um modelo nos quais comunidades invadidas são estruturadas por fatores independentes de interações ecológicas entre as espécies, como distúrbios abióticos no ambiente. Neste caso, as espécies invasoras são consequência de um ecossistema alterado, que é menos restritivo a elas do que as nativas e, assim, o processo de invasão é decorrente da modificação no ambiente e não a causa.

De modo geral, a abundância e a distribuição das espécies de plantas são determinadas em grande parte durante os estágios iniciais de regeneração, quando as plântulas e os jovens estão mais vulneráveis ao seu ambiente imediato (Zoladeski & Maycock 1990, Kitajima & Fenner 2000, Harper 1977), uma vez que a sobrevivência neste período garante a manutenção da população e toda a composição e estrutura da comunidade (Denslow 1991). Assim, não é surpresa que o conhecimento do nicho de regeneração (Grubb 1977), expressão das necessidades de uma espécie para obter sucesso na sobrevivência da nova geração, seja crucial para compreender a composição, a estrutura, e a dinâmica das comunidades de plantas (Silvertown 2004).

Pouco se sabe a respeito da ecologia de espécies de interesse econômico em ambientes naturais. *Coffea arabica* L. (Rubiaceae) é uma espécie arbustiva nativa das florestas africanas e que foi introduzida no Brasil com fins comerciais. Teve suma importância para o desenvolvimento do Brasil, sendo o principal elemento do crescimento econômico entre os anos de 1800 e 1975. Tal desenvolvimento também resultou em drástica redução da Mata Atlântica principalmente no sudeste do país (Matiello et al 2002, Rufino 2003).

ÁREA DE ESTUDO

Localização

A Reserva de Floresta Estacional Semidecidual, da Fazenda Canchim (Centro de Pesquisa de Pecuária do Sudeste – CPPSE/EMBRAPA), localiza-se no município de São Carlos, região central do Estado de São Paulo, entre 21°55' e 22°00' Sul e 47°48' 47°52' Oeste, a aproximadamente 8 km da área urbana do município (Figura 1). A área onde hoje está instalado o CPPSE foi uma fazenda produtora de café até 1930, implantada no século XIX, ainda no período da escravidão. Após a crise cafeeira e a venda da propriedade para o Ministério da Agricultura, o local passou a se chamar Fazenda de Criação de São Carlos, mais conhecida como “Fazenda Canchim”, que devido a grande frequência da espécie arbórea canxim (*Pachystroma longifolium*), muito comum na região de São Carlos, emprestou o nome à fazenda (Primavesi et al. 1999). O estudo foi realizado em dois ambientes distintos, na borda do fragmento (A1) e no interior (A2) (Figura 2 e 3).

Solo

O tipo de solo predominante é o Latossolo Vermelho-Escuro distrófico, porém, na entrada da mata há uma pequena faixa de Latossolo Vermelho Roxo, a Terra Roxa Estruturada, que predomina na área do entorno do açude na mata. A reserva apresenta topografia plana, levemente ondulada, com declives de 3% a 5%, e altitude média de 860 m (Primavesi et al 1999) (Figura 2).

Clima

O clima da região de São Carlos, segundo a classificação de Köppen, é uma transição entre os tipos Cwa-Aw, estabelecendo duas estações bem definidas: uma seca, de abril a setembro, e outra chuvosa, de outubro a março. A precipitação média anual é de 1440 mm, predominando nos meses mais quentes. A temperatura média anual é de 26,82 °C e a média das mínimas, 15,6 °C. A umidade relativa média anual do ar é de 75,6% (Vinholis et al 2003) (Figura 3).

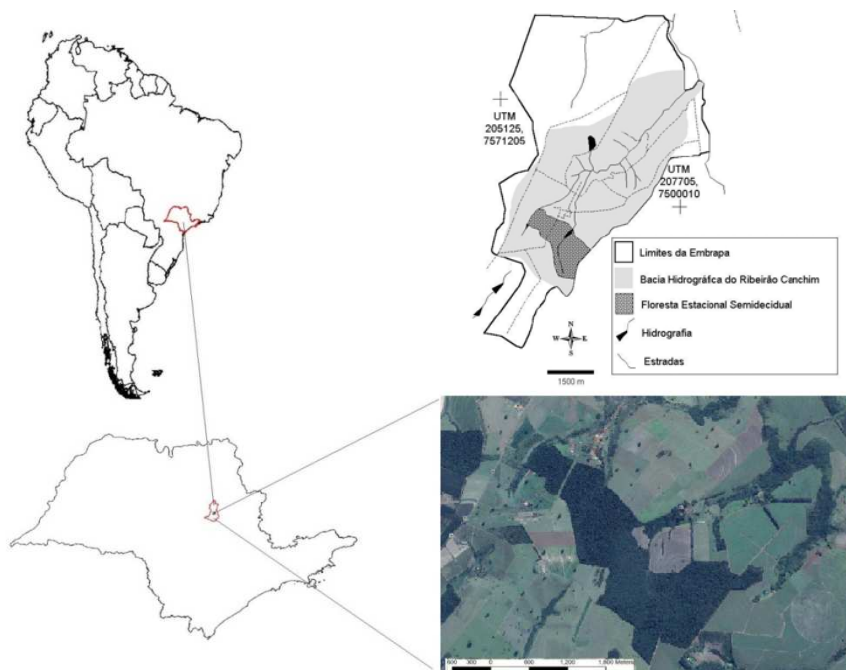


Figura 1. Localização da área de estudo. Reserva de Floresta Estacional Semidecidual da Fazenda Canchim - EMBRAPA/ CPPSE, São Carlos, São Paulo, Brasil.



Figura 2. Vista geral da área de estudo A1 localizada na borda do fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, São Carlos, SP, Brasil.



Figura 3. Vista geral da área de estudo A2 localizada no interior do fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, São Carlos, SP, Brasil.

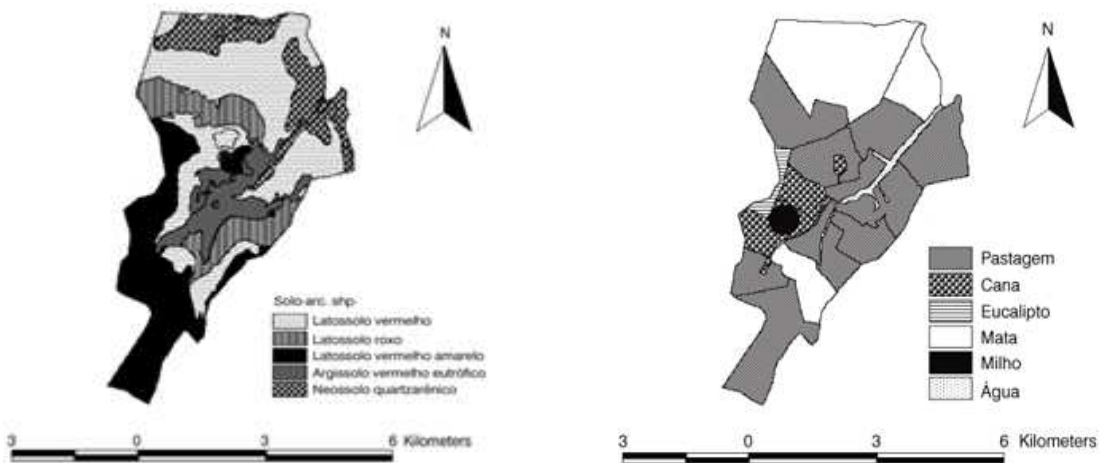


Figura 4: Pedologia e usos do solo na Fazenda Canchim – EMBRAPA/CPPSE, São Carlos, SP, Brasil. (Fonte: Laboratório de Imagem & Processamento, CPPSE).

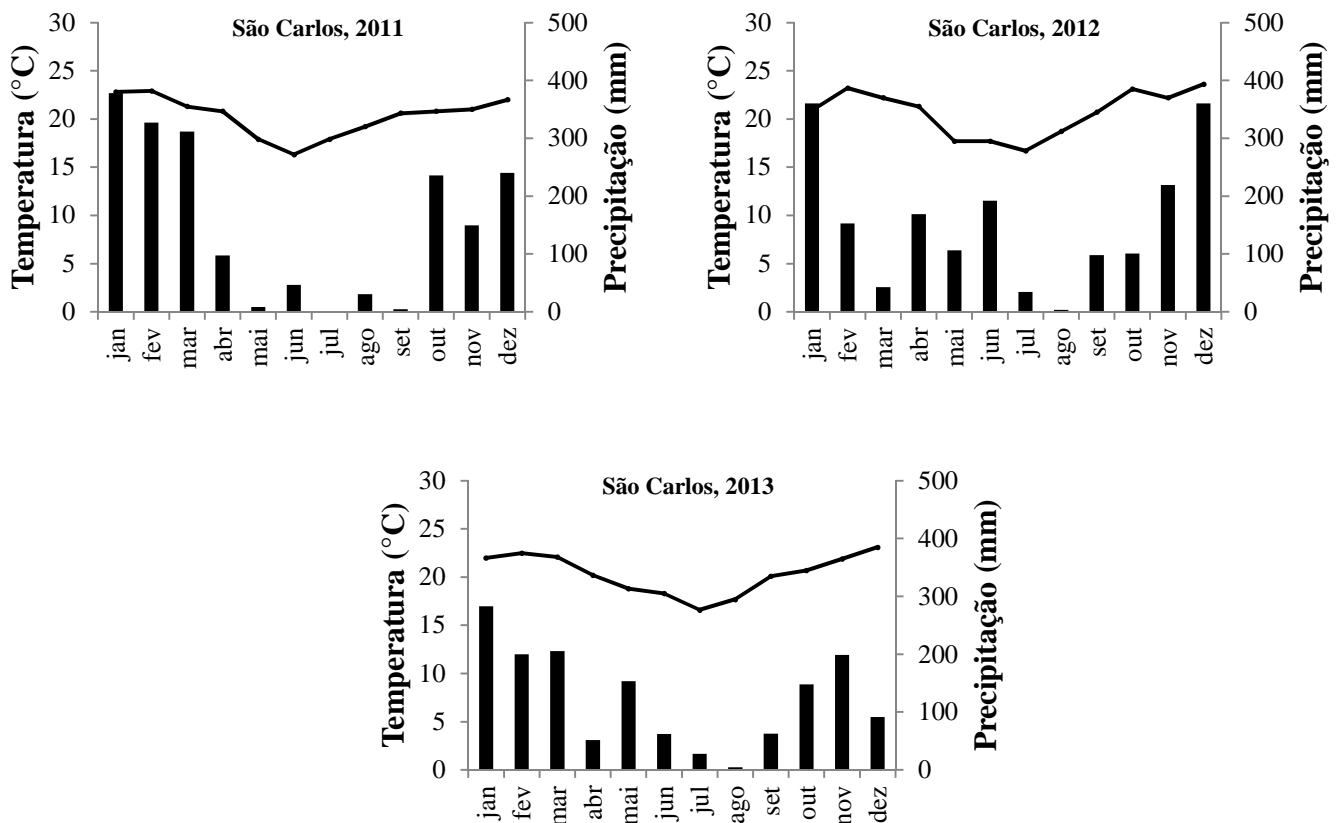


Figura 5: Temperatura e precipitação na área de estudo. Reserva de Floresta Estacional Semidecidual da Fazenda Canchim - EMBRAPA/CPPSE, São Carlos, SP, Brasil, para

os anos de 2011 a 2013. (Fonte: Estação Meteorológica da Fazenda Canchim). (• Temperatura, █ precipitação).

Vegetação

O fragmento apresenta uma área de aproximadamente 112 ha (segundo classificação do IBGE 1993) (Figura 4). A vegetação é classificada como sendo Floresta Estacional Semidecidual (Veloso et al. 1991), caracterizada por apresentar estacionalidade climática bem definida, um inverno frio e seco, e verão quente e úmido. De acordo com Silva & Soares (2003), a riqueza de espécies arbóreas identificadas para parte deste fragmento foi de 146 espécies, no qual ocorrem diversas espécies vegetais ameaçadas de extinção no Estado de São Paulo (Silva & Soares 2002). Embora a floresta se apresente sem grandes perturbações antrópicas nas últimas seis décadas, passou por alterações na sua conformação e apresenta um dossel descontínuo, onde a altura das maiores árvores pode chegar a aproximadamente 30 m (Primavesi et al. 1999). Como consequência dessas alterações, é comum a ocorrência de clareiras no interior da mata, onde a presença de lianas é abundante (Hora et al. 2008). No levantamento feito por Hora & Soares (2002), foram amostrados um total de 109 espécies de lianas, justificado pelo histórico da mata, como perturbação antrópica e dinâmica natural. A reserva é mantida sem exploração desde 1934, mas no passado houve o corte seletivo de madeiras, principalmente jequitibás e perobas (Silva 2001).

Pode-se observar também a queda de árvores, proporcionada muitas vezes pelos densos emaranhados de cipós presentes na copa das arbóreas, além disso, a presença de bambu é frequente em muitos pontos da área de estudo. A presença de braquiária na borda do fragmento é comum, visto que toda a extensão da mata é envolto por matriz agropecuária (Primavesi et al. 1999).

***Coffea arabica* L.**

O café (*Coffea* sp.) é o principal gênero da família das Rubiáceas, sendo que uma delas, a espécie *Coffea arabica* L. detêm grande importância econômica (Figura 4). O cafeeiro é um vigoroso arbusto e seu fruto é disperso principalmente por primatas e aves através da ingestão e posterior liberação do diásporo (Clarke & Macrae, 1985). Diversas características biológicas do café o capacitam como invasor de ambientes naturais e, embora esteja inserida na comunidade vegetal muito antes da presença humana e da cafeicultura, mostram uma ampla margem de adaptabilidade a diferentes condições edafoclimáticas (Cavarjal, 1984). A espécie é caracterizada quimicamente como produtora de substâncias de metabolismo secundário, no caso, um alcaloide, com atividade biológica pronunciada, algumas das quais apresentando potencialidades alelopáticas comprovadas, como a cafeína, que está presente em grande quantidade nas folhas, frutos, raízes, inclusive em folhas recém-caídas e plântulas (Anaya et al., 2002). O ciclo de vida do cafeeiro está dividido em três grandes períodos: o primeiro – de crescimento, que vai da germinação a maturidade sexual, o segundo refere-se a produção e o terceiro e último é o da decadência fisiológica que termina com a morte do arbusto. Cada uma das fases é influenciada por fatores ambientais como temperatura, radiação, precipitação e características do solo (Evanoff 1994).

Acredita-se que *C. arabica* tenha se originado nas florestas tropicais da Etiópia, e sua introdução no Brasil ocorreu durante o período colonial, quando o Sul de Minas Gerais e São Paulo deram início ao plantio da espécie, que por sua vez, encontrou condições climáticas favoráveis para o seu cultivo (Moreira 2003; Da Matta 2004). Em florestas tropicais da África ele ocorre espontaneamente na vegetação de sub-bosque (Kumar 1979).

C. arabica tem temperatura ótima entre 18° C e 21°C, umidade relativa ótima entre 70% e 80%; adaptada à sombra leve a moderada de 22% a 50% (Tatagiba et al. 2010).

O café frequentemente é cultivado em regiões de maior biodiversidade do mundo (Ricketts et al. 2004) e tradicionalmente cultivado em ambientes florestais sombreados, que devido a complexidade estrutural e florística das árvores, possuem alta biodiversidade, pois proporcionam recursos importantes para os organismos que habitam estes ambientes (Greenberg et al. 1997, Perfecto et al. 2006). Pesquisas recentes consideraram os valores da biodiversidade de plantações de café, especialmente os desenvolvidos sob sombra (Rappole et al. 2003;. Mas & Dietsch 2004). Todavia, no Brasil, o cafeeiro é cultivado economicamente a pleno sol, cujo resultado produtivo é satisfatório (Paiva et al. 2003). Porém, a prática do cultivo do cafeeiro a pleno sol tem apresentado problemas, como a superprodução e o consequente esgotamento das plantas durante os primeiros anos, até que o auto-sombreamento diminua esse efeito (Voltan et al. 1992).

Ao mesmo tempo em que o cafeeiro é considerado um importante recurso para a fauna, proporcionando um valor ecológico inestimável, também é considerado uma espécie potencialmente prejudicial em fragmentos de florestas tropicais, ameaçando a regeneração da comunidade vegetal (Meyer 2000, Lymburner et al. 2006, Joshi et al. 2009).

O café teve suma importância no desenvolvimento do Brasil, sendo o elemento central do crescimento econômico do país entre os anos de 1800 e 1975. É inegável a enorme contribuição que esta espécie rubiácea trouxe à nação, com influência marcante na formação de importantes cidades, especialmente nos estados de São Paulo, Paraná, Minas Gerais, Espírito Santo e Bahia (IBC 1989).



Figura 6. Estádios ontogenéticos de *Coffea arabica* L. (Rubiaceae) no fragmento de floresta estacional semidecidual, na Fazenda Canchim, São Carlos, SP, Brasil. 1- Plântulas; 2- Infante; 3- Juvenil; 4- Adulto. Foto: Melina Alcalá de Araujo.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Anaya A.L., Waller G.R., Owuor P.O. 2002. The role of caffeine production decline due to autotoxicity in coffee and tea plantations. In: *Allelopathy From molecules to ecosystems* (Reigosa, M.J. & Pedrol, N. eds). Universidade de Vigo, Spain, p.71-91.

Benitez-Malvido, J. & Martinez-Ramos, M.. 2003. Influence of edge exposure on tree seedlings species recruitment in tropical rain Forest fragments. *Biotropica*, 35(4): 530-541.

Carvajal J.F. 1984. *Cafeto – Cultivo y fertilización*. Instituto Internacional de la Potasa. Berna/Suíça: 254 p.

Clarke, R.J. & Macrae, R., 1987. *Coffee Chemistry*. Elsevier Applied Science

Cronk, Q.C.B. & Fuller, J.L. 1995. *Plant invaders*. Chapman & Hall, London.

D'Antonio, C.M. & Meyerson, L.A. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. *Restoration Ecology*, 10: 703-713.

Da Matta F.M., 2004. Ecophysiological constrains on the production of shaded and unshaded coffee: a review. *Field Crops Research* 86: 99-114.

Denslow, J.S., 1991. The effect of understory palms and cyclanths on the growth and survival of Inga seedlings. *Biotropica* 23: 225-234.

Evanoff, C.E.A. 1994. *Biologia del café*. Caracas: Ed. Universidade Central de Venezuela, 308p.

Grubb, P.J., 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: The importance of the regeneration niche. *Biological Review* 52: 107-145.

Harper, J. L. 1977. *Population biology of plants*. London Academic Press, London. 892p.

Hora, R.C.; Primavesi, O.; Soares, J.J. 2008. Contribuição das folhas de lianas na produção de serapilheira em um fragmento de floresta estacional semidecidual em São Carlos, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 31(2).

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística 1993. *Mapa de vegetação do Brasil*. Rio de Janeiro. Brasil.

Instituto Brasileiro do Café – IBC. 1989. *Anuário Estatístico do Café 1989*. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro do Café, 77p.

Kitajima, K. & Fenner, M., 2000. Ecology of seedling regeneration. In: *Seeds: the Ecology of regeneration in plant communities* (ed M. Fenner), pp. 331-359. Cabi Publishing, Wallingford.

Joshi A A, Mudappa D & Raman T R.S. 2009. Brewing trouble: coffee invasion in relation to edge and forest structure in tropical rainforest fragments of the Western Ghats, India. *Biological Invasions* 11: 2387-2400.

Kronka, F. J. N. et al. 2005. *Inventário florestal de vegetação natural do Estado de São Paulo*. São Paulo: Imprensa Oficial, 200 p.

Kumar, D. 1978. Investigation into some physiological aspects of high density plantings of coffee (*Coffea arabica* L.) *Kenya Coffee*, 43: 263-272.

Laurance, W.F. & Bierregaard, Jr., R.O. 1997. *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago.

Lymburner S., Handley C., Handley J. 2006. Rainforest rehabilitation on a productive Macadamia property: the Brockley story. *Ecology Management Restoration* 7:184–196.

MacDougall, A.S., Turkington, R. 2005. Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? *Ecology* 86: 42-55.

Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M, Evans, H., Clout, M., Brazzaz, F. 2000. Biotic invasions: cause, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*, 10: 689-710.

Mas, A.H, Dietsch, T.V. 2004. Linking shade coffee certification to biodiversity conservation: butterflies and birds in Chiapas, Mexico. *Ecol Appl* 14: 642–654.

Matiello, J.B., Santinato, R., Garcia, A.W.R., Almeida, S.R., Fernandes, D.R. 2002. Cultura de café no Brasil: novo manual de recomendações. Rio de Janeiro: Mapa/Procafé, 387p.

Meyer JY. 2000. *Preliminary review of the invasive plants in the Pacific islands*. In: Sherley G (ed) *Invasive species in the Pacific: a technical review and draft regional strategy*. SPREP, Apia, Samoa, pp 85–114.

Moreira, C.F. 2003. *Caracterização de sistemas de café orgânico sombreado e a pleno sol no Sul de Minas Gerais*. Dissertação de mestrado da Universidade de São Paulo – Esalq, Piracicaba, Brasil. 125p.

Paiva, L. C., Guimarães, R. J. & Souza, C. A. S. 2003. Influência de diferentes níveis de sombreamento sobre o crescimento de mudas de cafeeiro (*Coffea arabica* L.). *Ciência & agrotecnologia* 27: 134-140.

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

Perfecto, I., Rice, R. A., Greenberg, R., & Van der Voort, M. E. 1996. Shade Coffee: A Disappearing. *BioScience*, 46(8).

Pysek, P., Prach, K., Rejmanek, M. & Wade, M. 1995. *Plant invasions: general aspects and special problems*. SPB, Amsterdam.

Primavesi O., Primavesi A.C.P.A., Pedroso A.F., Camargo A.C., Rassini J.B., Filho J. F., Oliveira J.P., Correa L.A., Armelin M.J.A., Vieira S.R., Dechen S.C.F. 1999. *Microbacia hidrográfica do Ribeirão Canchin: um modelo real de laboratório ambiental*. Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos. 133p.

Rappole, J.H, King D.I, Rivera J.H.V. 2003. Coffee and conservation. *Conservation Biology*, 17:334–336.

Ricketts, T. H., Daily, G. C., Ehrlich, P. R., & Michener, C. D. 2004. Economic value of tropical forest to coffee production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101(34): 12579-12582.

Rodrigues, P. J. F. P.; Nascimento, M. T. 2006. Fragmentação florestal: breves considerações teóricas sobre efeito de borda. *Rodriguésia*, 57: 63-74.

Ross, K., Fox, B. J. & Fox, M. D. 2002. Changes to plant species richness in forest fragments: fragment age, disturbance and fire history may be as important as area. *Journal of Biogeography* 29: 749-765.

Rufino, J.L. 2003. Por um planejamento estratégico para o café. *Revista Sebrae*, 9: 86-95.

Silva, L. A. da. 2001. *Levantamento florístico e estrutura fitossociológica do estrato arbóreo de um fragmento de floresta estacional semidecidual no município de São Carlos*. Tese de Doutorado, PPGERN, UFSCar, SP, 106p.

Silva, L.A. & Soares, J.J. 2003. Floristic composition of a mesophyllous semideciduous forest fragment, in São Carlos – SP. *Revista Árvore* 27 (5): 647-656.

Silva L.A. & Soares J.J., 2002. Análise sobre o estado sucessional de um fragmento florestal e sobre suas populações. *Revista Árvore* 26: 229-236.

Silvertown, J., 2004. Plant coexistence and the niche. *Trends in Ecology & Evolution* 19: 605-611.

Tatagiba, S.D.; Pezzopane, J.E.M.; Reis, E.F. 2010. Crescimento vegetativo de mudas de café arábica (*Coffea arabica* L.) submetidas a diferentes níveis de sombreamento. *Coffee Science*, 5: 251-261.

Tonhasca Junior, A. 2005. *Ecologia e história natural da Mata Atlântica*. Rio de Janeiro: Interciência. 197 p.

Veloso, H. P.; Rangel Filho, A. L. R.; Lima, J. C. A. 1991. *A classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal*. IBGE, Rio de Janeiro.

Viana, V. M.; Tabanez, A. A.; Batista, J. L. F. 1997. *Dynamics and restoration of forest in the Brazilian Atlantic moist forest*. In: LAURENCE, W. F.; BIERREGAARD Junior, R. O. (Eds.). *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. Chicago: University of Chicago. p. 55-70.

Vinholis, M.M.B., Cola, G. G., Nicodemo, M. L. F., Santos, P. M., Kalatzis, A. E G., Rassini, J. B., Freitas, A. R., Silva, V. P., Carpanezzi, A. A. 2013. *Estudo da viabilidade econômica de sistemas de produção agrossilvipastoris em São Carlos, SP*. Embrapa Pecuária Sudeste. Documentos. 33p.

Voltan, R.B.Q.; Fahl, J.J. & Carelli, M.C.L. 1992. Variação na anatomia foliar de cafeeiros submetidos a diferentes intensidades luminosas. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal*, 4:99-105.

Ziller, S.R. 2001. Plantas exóticas invasoras: a ameaça da contaminação biológica. *Ciência Hoje*, 178: 77-79.

Ziller, S. R. 2006. *Espécies exóticas da flora invasoras em Unidades de Conservação. Unidades de Conservação: ações para valorização da biodiversidade*. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, 34-52.

Zoladeski, C.A. & Maycock, P.F., 1990. Dynamics of the boreal forest in Northwestern Ontario. *American Midland Naturalist* 124: 289-300.

Williamson, M. 1996. *Biological invasions*. Chapman & Hall, London.

CAPÍTULO 1

ECOLOGIA POPULACIONAL DE *COFFEA ARABICA* L.
(RUBIACEAE) EM FLORESTA ESTACIONAL
SEMIDECIDUAL NO SUDESTE DO BRASIL.

RESUMO

Pouco se sabe a respeito da ecologia de espécies de interesse econômico em ambientes naturais. *Coffea arabica* L. (Rubiaceae) é uma espécie arbustiva nativa das florestas africanas e que foi introduzida no Brasil com fins comerciais. Diversas características biológicas o capacitam como invasor de ambientes naturais, entre eles sua elevada taxa de crescimento populacional. Para identificar os processos ou estágios do ciclo de vida que influenciam o crescimento da população, um estudo da dinâmica populacional (fecundidade, crescimento e permanência) foi conduzido em um fragmento de floresta estacional semidecidual em São Carlos, SP. Os dados foram coletados em duas áreas do fragmento e os indivíduos foram previamente classificados em estádios ontogenéticos. A análise do crescimento populacional (λ) demonstrou que a população de café se mantém estável em condições ambientais distintas, com uma maior densidade em locais mais iluminados. A matriz de transição indicou que os indivíduos permanecem por longos períodos nos atuais estádios de crescimento, principalmente em áreas mais sombreadas. Na taxa de crescimento populacional as variações no λ foram as de permanência nos estádios de plântula, infante e adulto, e a fertilidade que ocorre em ambas as áreas a uma mesma taxa, ainda que em condições diferentes de luminosidade. Foi possível concluir que a planta exótica *C. arabica* apresentou-se efetivamente estabelecida no fragmento de floresta estacional semidecidual, caracterizando-se como espécie invasora deste ambiente.

Palavras-chave: Fragmentação florestal, Espécie exótica, Dinâmica populacional, Invasão biológica.

ABSTRACT

Little is known about the ecology of economically important plants in natural environments. *Coffea arabica* L. (Rubiaceae) is a shrub native species of African forests and was introduced in Brazil for commercial purposes. Several biological characteristics enable the attacker to invade natural environments, including high rate of population growth. To identify the processes or stages of the life cycle that influence population growth, a study of population dynamics (fertility, growth and retention) was conducted on a seasonal semideciduous forest, Canchim Farm in São Carlos, SP. Data were collected in two areas of the fragment and the individuals were previously classified in ontogenetic stages. The population growth rate (λ) showed that the population keeps stable in different environmental conditions, with a higher density in more enlightened places. The transition matrix indicated that individuals remain for long periods in the current stages of growth, especially in more shaded areas. The most sensitive to variations in rates λ were the continuities in the seedling stages, infant and adult, and fertility that occurs in both areas at the same rate, although in different lighting conditions. It was concluded that the exotic *C. arabica* was effectively established in the semideciduous forest fragment, and can be characterized an invasive species in this environment.

Key-words: Forest fragmentation, Exotic species, Population dynamics, Biological invasion.

INTRODUÇÃO

Embora as invasões biológicas sejam fenômenos mundiais, poucos estudos foram desenvolvidos nos neotrópicos (Pivello et al. 1999a, 1999b, Silva & Silva Matos 2002 Pauchard et al. 2004, Portela et al. 2009, Miatto et al. 2010). A escassez de dados atinge todos os processos relacionados à invasão, desde a fase de diagnóstico até o estabelecimento de ações de manejo, passando pela caracterização da espécie invasora e das comunidades invadidas, bem como a elaboração de modelos para prever os impactos causados (Petenon & Pivello 2008, Silva Matos & Pivello 2009). Neste contexto, precisamos obter informações sobre os atributos básicos das espécies exóticas que podem determinar sua invasividade (Richardson & Rejmanek 2011), ou seja, sua capacidade de se reproduzir, dispersar a partir do local de origem e se estabelecer na área introduzida.

As espécies exóticas podem estabelecer populações persistentes em locais aonde elas foram introduzidas no qual podem apresentar uma alta taxa de crescimento populacional, espalhando-se nos ambientes circundantes e tornando-se dominante (Richardson et al. 2000, Brooks et al. 2004). Estudos sobre a dinâmica das populações têm sido utilizados para obter informações sobre a persistência de populações (Hutchings 1997, Luzuriaga et al. 2006) e para detectar processos de invasão biológica (Paynter et al. 2003, Richardson et al. 2011). Estudos sobre a dinâmica de populações das espécies permitem quantificar e compreender as mudanças do tamanho populacional ao longo do tempo por meio das taxas de recrutamento, mortalidade e crescimento (Harper 1977), além de serem úteis para avaliar os mecanismos de persistência de populações (Freckleton et al. 2003, Bruna 2003).

Através de estudos demográficos, podemos avaliar o recrutamento de novos indivíduos e a capacidade de autoperpetuação de uma população. A maneira mais

simples para se avaliar a capacidade de autopropagação de uma população é descrever sua estrutura etária, de tamanho ou estádios ontogenéticos. Neste caso, o modelo exponencial negativo, usualmente conhecido como "J-reverso", melhor descreve a estrutura das populações estáveis com uma maior proporção de indivíduos jovens do que indivíduos mais velhos (Silva Matos & Bovi 2002, Peñuelas et al. 2007).

O tamanho populacional é influenciado por eventos que ocorrem em cada estágio do ciclo de vida. Entretanto, alguns estágios são mais importantes para a manutenção das populações do que outros (Silvertown et al. 1993). Em espécies arbustivas e arbóreas, a fertilidade, a sobrevivência das sementes no solo e o estabelecimento das plântulas são os fatores que mais influenciam o crescimento populacional (Silva Matos et al. 1999, Silvertown et al. 2003; Adams et al. 2005).

Os modelos matriciais, frequentemente usados em estudos sobre dinâmica de populações, podem identificar os processos ou estágios de vida que mais influenciam ou aqueles que estão regulando ou limitando o tamanho da população (Boot & Gullison 1995). De maneira geral, os parâmetros demográficos, ou as taxas vitais de cada estágio, são influenciados pelas condições ambientais as quais os indivíduos estão submetidos, variando temporalmente em função de alterações estocásticas no ambiente (Pascarella & Horvitz 1998, Blundell & Peart 2004).

Considerada uma espécie de grande interesse econômico, o café (*Coffea arabica* L., Rubiaceae) tem sido encontrado em áreas naturais e sua rápida expansão faz com que seja considerado como um potencial invasor em florestas estacionais semidecíduais (Hórus 2013) onde é comumente encontrado (Martins 1991, Bernacci et al. 1996, Sevilha 2001, Lopes et al. 2002, Martins & Rodrigues 2002; Dias 2004, Dias et al. 2005, Ferreira Júnior 2007, Ribeiro et al. 2007, Guaratini et al. 2008, Martins et al. 2008). Para a América do Sul, ainda existem poucos registros de plantas invasoras em

ambientes florestais (Cronk & Fuller 1995, Pivello et al. 1999). Assim, é fundamental a ampliação de estudos de dinâmica principalmente para espécies com ampla distribuição e de uso comercial. Nesse sentido, o conhecimento da dinâmica de populações de espécies de plantas exóticas, como o café, em ambientes naturais torna-se importante devido ao grande interesse econômico da espécie, já que este produto é um dos maiores commodities no mercado internacional, e cerca de 11 milhões de hectares estão sob cultivo de café no mundo, quase que inteiramente em regiões de floresta tropical (Joshi et al. 2009), sendo comum sua presença em áreas contíguas aos remanescentes florestais.

Partindo da premissa que o café é potencialmente invasor em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, é possível que sua taxa de crescimento populacional nestas áreas seja mais alta do que o valor esperado para populações estáveis (igual ou próxima de 1,0). Para avaliar a invasividade do café, em termos da taxa de crescimento populacional em diferentes condições ambientais buscou-se responder as seguintes perguntas: 1) a dinâmica populacional de café difere entre borda e o interior do fragmento florestal? 2) A dinâmica da população de café indica se ela pode ser considerada invasora? 3) Quais atributos da população podem ser usados como indicador de invasividade desta espécie?

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi conduzido na Reserva de Floresta Estacional Semidecidual, propriedade da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, denominada Fazenda Canchim, localizada no município de São Carlos, região central do Estado de São Paulo (21°55' e 22°00' S e 47°48' 47°52' O). O fragmento possui uma área de

aproximadamente 112 ha e encontra-se inserido em matriz agropecuária. O clima é uma transição entre os tipos Cwa-Aw, clima quente de inverno seco, para tropical com verão úmido e inverno seco, segundo a classificação de Köppen. O tipo de solo predominante é o Latossolo Vermelho-Escuro distrófico e a topografia plana, é levemente ondulada, com altitude média de 860 m (Primavesi *et al.* 1999).

***Coffea arabica* L.**

O cafeeiro é um arbusto da família Rubiaceae, presente no sub-bosque de florestas em condições de sombreamento. O fruto é disperso principalmente por primatas e aves através da ingestão e posterior liberação do diásporo (Clarke & Macrae 1985). Sua ampla adaptabilidade a diferentes condições edafoclimáticas, incluindo diferente disponibilidade de luz (Carvajal 1984, Matos 2009) e a produção de substâncias de metabolismo secundário com potencial alelopático comprovado (Anaya *et al.* 2002) tornam o café uma espécie potencialmente invasora em áreas de florestas tropicais. A presença de *C. arabica* no fragmento pode ser resquício da dispersão acidental ocasionada pela proximidade do fragmento com áreas de cultivo da espécie há tempos, já que até 1930, a fazenda era produtora de café e o fragmento também era utilizado para aclimação das mudas (Primavesi *et al.* 1999).

Coleta de dados

Os dados foram coletados em duas áreas experimentais, denominadas por Área 1 (A1), localizada na borda do fragmento cuja matriz circundante é uma área de pastagem e Área 2 (A2), localizada no interior do fragmento.

Os indivíduos de *C. arabica* foram classificados em quatro estádios ontogenéticos, de acordo com suas características morfológicas (Gatsuk *et al.* 1980): 1) Plântulas eram

indivíduos com eixo ortotrópico e cotilédones presentes; 2) Infantes, plantas com eixo ortotrópico e cotilédones ausentes, com um ou mais pares de folhas fotossintetizantes; 3) Juvenís, plantas com ramificações plagiotrópicas; 4) Adultos eram aqueles com ramificações plagiotrópicas e presença de flor, fruto ou cicatriz dessas estruturas.

Indivíduos de todos os estádios foram identificados e monitorados em 15 parcelas contíguas com dimensões de 10 x 10 metros em cada uma das áreas de estudo. Desta forma, foi acompanhada a dinâmica populacional através de registros semestrais, de abril de 2011 a abril de 2013, no qual obtivemos os dados sobre as taxas de recrutamento, crescimento e sobrevivência. A cobertura do dossel dentro de cada parcela foi medida utilizando-se densiômetro esférico de copa a 1,30 m do solo (Lemmon 1956).

Análise dos dados

A taxa de sobrevivência das plantas (σ) em cada estágio ontogenético, para cada intervalo foi calculada a partir número de plantas que sobreviveram durante aquele intervalo dividido pelo número de plantas vivas no censo anterior. A taxa de transição de um estágio para o estágio seguinte (γ) foi obtida considerando o número de plantas que cresceram para o estágio seguinte dividido pelo número de plantas que sobreviveram no estágio durante o período. A fecundidade (F) foi calculada dividindo-se o número de novas plântulas durante o intervalo pelo número de adultos observados no censo anterior.

Com os dados de natalidade, mortalidade e recrutamento, construímos tabelas de vida para intervalos semestrais (intervalo1 - de abril de 2011 a outubro de 2011, intervalo 2 – de outubro de 2011 a abril de 2012, intervalo 3 – de abril de 2012 a outubro de 2012, intervalo 4 - de outubro de 2012 a abril de 2013). A partir do cálculo

das taxas médias de sobrevivência, transição e fecundidade, foram calculadas: 1) a probabilidade de um indivíduo sobreviver e permanecer no mesmo estágio (P), através da fórmula $P = \sigma \cdot (1 - \gamma)$; 2) a probabilidade do indivíduo sobreviver e passar para o estágio seguinte (G), através da fórmula $G = \sigma \cdot \gamma$. Estes valores foram, então, incluídos no modelo matricial de Lefkovich, utilizado para o cálculo da taxa de crescimento populacional para verificar se a população está crescendo ($\lambda > 1$), decrescendo ($\lambda < 1$) ou permanecendo constante em relação ao número de indivíduos ($\lambda = 1$) (Caswell 2003).

Para avaliar se a contribuição das taxas vitais de um mesmo estágio diferiu entre as áreas no mesmo intervalo de tempo, foi aplicada a análise de bootstrap (100 execuções) que calcula a variabilidade nas estimativas das taxas vitais, bem como os intervalos de confiança (95%) e o teste de significância (p) calculado por meio da diferença entre as taxas obtidas para cada população.

Os cálculos matriciais foram feitos no ambiente R (Pacote Popbio, R Development Core Team 2013). A comparação entre as porcentagens de cobertura de dossel foi analisada pelo teste de Mann-Whitney pelo programa Past 2.17 (Hammer et al. 2001), uma vez que pelo teste de normalidade de Shapiro-Wilk verificou-se que a distribuição não era normal (A1: $W=0,883$ e $p=0,05$; A2: $W=0,828$ e $p= 0,008$). Também foi realizado o teste de Monte Carlo baseado em 10 000 realocações aleatórias para confirmar o resultado obtido.

RESULTADOS

A porcentagem de cobertura de dossel foi maior no interior do fragmento, com uma média de 80% de cobertura ($\pm 16,8$), enquanto que na borda apresentou um dossel

mais aberto, com aproximadamente 65% ($\pm 14,9$) de cobertura ($p=0,010$; Monte Carlo $p= 0,0083$) (Figura 1).

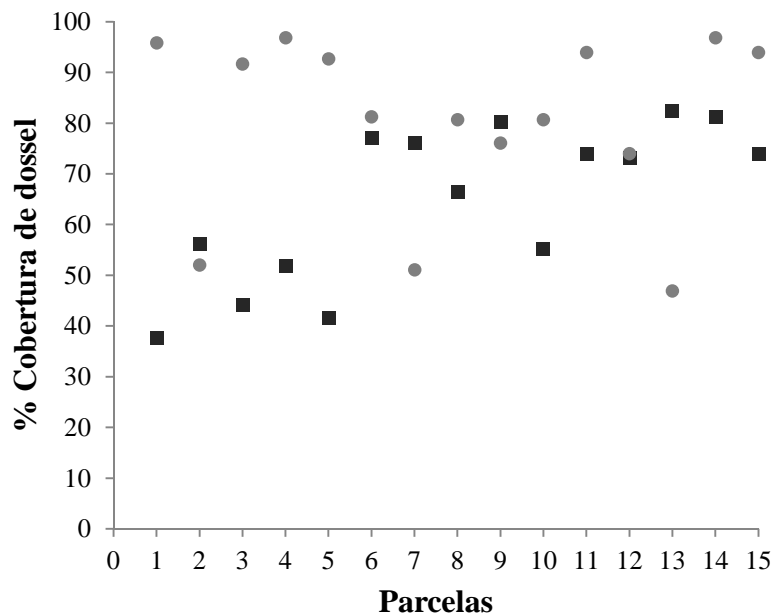


Figura 1. Porcentagem de cobertura de dossel na borda (A1) e no interior (A2) do fragmento, nas parcelas analisadas em relação à dinâmica de população de *C. arabica*, no fragmento de floresta estacional semidecidual, São Carlos, SP, Brasil. (■ - % Cobertura na borda; ● - % Cobertura no interior).

A densidade populacional de *C. arabica* foi maior entre os meses de abril de 2012 a outubro de 2012 tanto na área 1, localizada na borda ($42.580 \text{ ind./ha}^{-1}$, Figura 2) como na área 2, localizada no interior do fragmento ($28.640 \text{ ind./ha}^{-1}$, Figura 2).

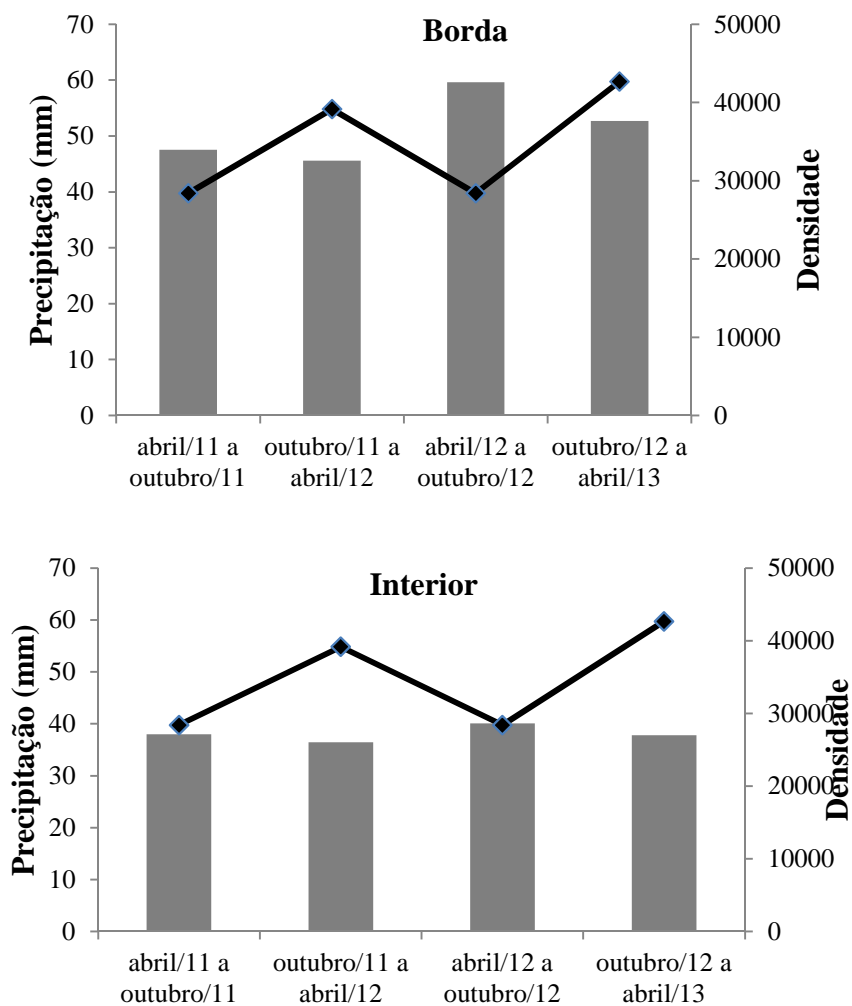


Figura 2. Precipitação e densidade populacional (Número de plantas/ ha) de *Coffea arabica* nos intervalos semestrais de amostragem nas áreas A1 localizada na borda e na área A2 localizada no interior do fragmento de floresta estacional semidecidual, São Carlos, SP, Brasil. (■ densidade/ ◆ precipitação).

Nas parcelas localizadas na borda (A1), a mortalidade foi principalmente registrada nos estádios plântula (29%) e infante (9%), e assim como a densidade, o pico foi registrado entre os meses de abril de 2012 a outubro do mesmo ano (Figura 3). A mortalidade nas parcelas localizadas no interior (A2), também foi registrada, sobretudo

nos estádios plântula (21%) e infante (9%), mas entre os meses de outubro de 2012 a abril de 2013 (Figura 3).

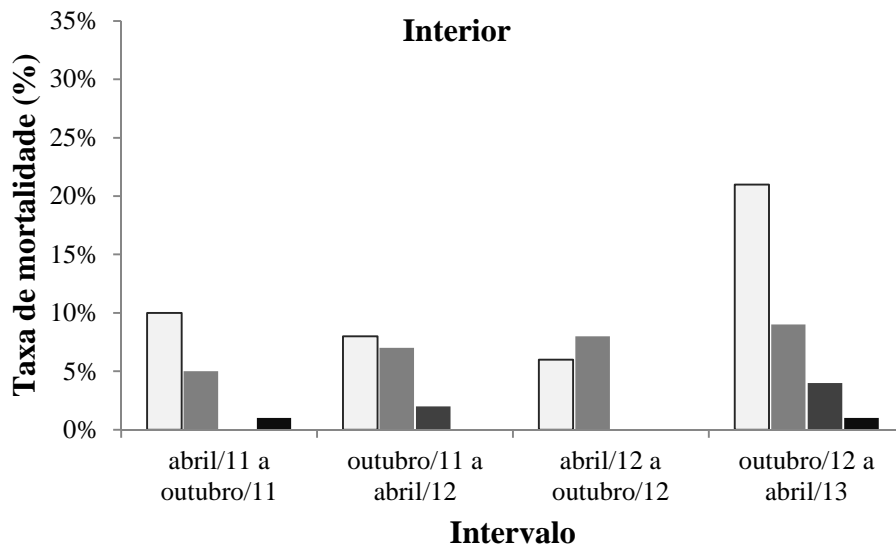
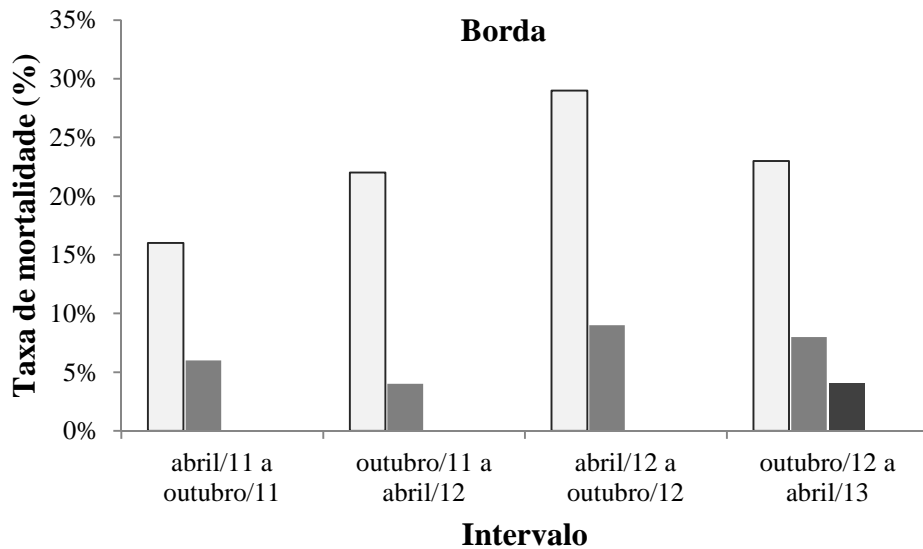
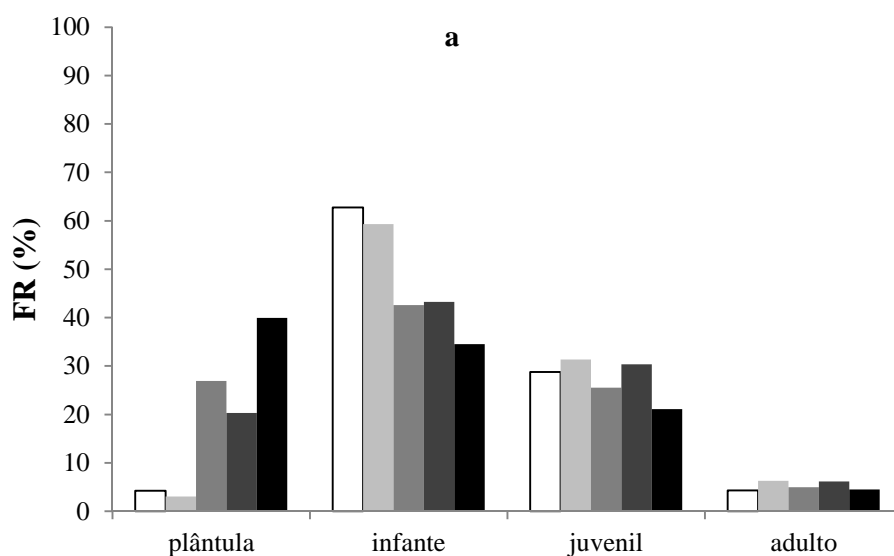


Figura 3. Taxa de mortalidade dos indivíduos de *Coffea arabica* nos diferentes estádios ontogenéticos durante os intervalos semestrais de amostragem nas áreas A1 localizada na borda e na área A2 localizada no interior do fragmento de floresta estacional semidecidual, São Carlos, SP, Brasil. (□ - plântula; ■ - infante; ■ - juvenil; ■ - adulto).

A estrutura ontogenética não se ajustou ao modelo exponencial negativo, J-reverso, em nenhuma das duas áreas, pois o número de infantes foi superior ao número de plântulas (Figura 4a). Na área A1 a população apresentou um decréscimo no número de plântulas em outubro de 2011 e outubro de 2012, e o número de infantes decresceu gradativamente ao longo do tempo. Enquanto isso, para o estágio juvenil e adulto, houve uma oscilação durante os períodos de amostragem, apresentando uma frequência maior em outubro de 2011 e outubro de 2012. Na área A2, a população apresentou um acréscimo no número de plântulas a cada ano após o primeiro censo, exceto em outubro de 2011, no qual houve uma pequena queda (Figura 4b). O número de indivíduos no estágio infante diminuiu a cada período de amostragem em relação ao primeiro censo. Enquanto isso, para o estágio juvenil e adulto, houve um aumento gradativo no número de indivíduos, principalmente em outubro de 2012, seguido de uma pequena queda em abril de 2013. Não acompanhamos o destino da coorte de plântulas germinadas após o mês de abril de 2013 (3280 plântulas na A1 e 1639 plântulas na A2), cuja densidade foi a mais alta em todo o período do estudo.



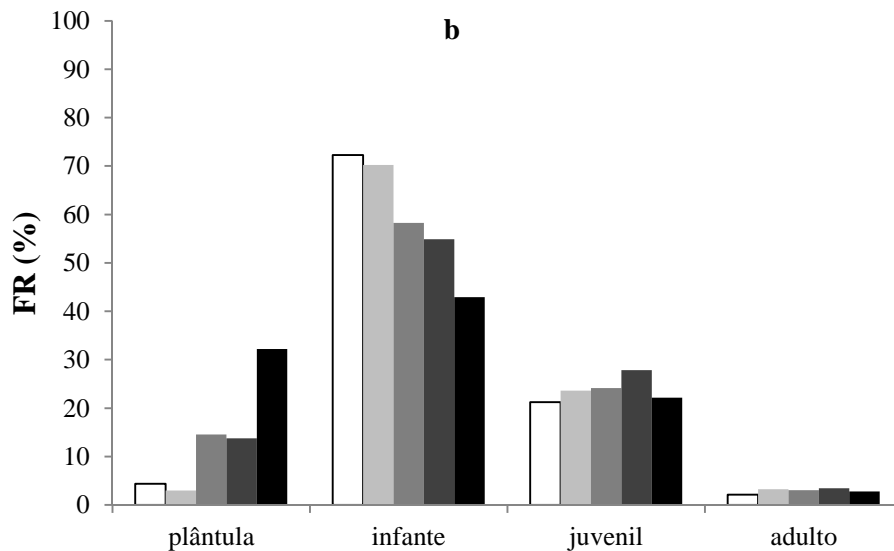


Figura 4. Frequência relativa (FR) de *Coffea arabica* nos diferentes estádios ontogenéticos durante os intervalos semestrais de amostragem nas áreas A1 (a) localizada na borda e na área A2 (b) localizada no interior no fragmento de floresta estacional semidecidual, São Carlos, SP, Brasil. (□ - abril/2011; ■ - outubro/2011; ■ - abril/2012; ■ - outubro/2012; ■ - abril/2013).

Ao longo da ontogenia de *C. arabica*, registramos taxas de sobrevivência semestral acima de 70%. Na área da borda as plântulas apresentaram as menores taxas de sobrevivência, que variaram de 70% a 85%, enquanto que os estádios subsequentes apresentaram taxas de sobrevivência acima de 90% (Tabela 1). No interior, as plântulas também apresentaram as menores taxas de sobrevivência, que variaram de aproximadamente 80% a 95% (Tabela 1).

As plântulas da área da borda apresentaram no intervalo 1, a maior probabilidade de sobreviver e permanecer (P) no mesmo estágio de vida, que foi de 69% (Tabela 1). A probabilidade de sobreviver e mudar (G) para o estágio infante foi maior no intervalo 4,

com uma taxa de transição de 65% e menor, no intervalo 3, quando somente 4% das plântulas passaram para o estágio seguinte (Tabela 1). Para os demais estágios de vida, durante todo o período de estudo, notou-se uma alta probabilidade das plantas sobreviverem e permanecerem no mesmo estágio (P), inclusive para os infantes, que apresentaram uma média de 88% de permanecer no mesmo estágio (Tabela 1). Conseqüentemente, foram observadas baixas taxas de transição, sobretudo de juvenil para adulto, cujas taxas foram de aproximadamente 2% em média, e 4% de infante para juvenil. Ainda na área de borda, a fecundidade foi bastante variável ao longo do período de estudo, chegando a 9,4 plântulas produzidas para cada indivíduo adulto no intervalo 4 (outubro/12 a abril/13) (Tabela 1).

No interior do fragmento (A2), a probabilidade das plântulas sobreviverem e permanecerem como plântulas (P), foi maior no intervalo 3 (89%), enquanto que a probabilidade de sobrevivência e crescimento para o estágio infante (G) foi maior no intervalo 2, com taxa de transição de 75%, e menor, no intervalo 3, com apenas 4% de probabilidade das plântulas passarem para o estágio seguinte (Tabela 1). Os infantes, juvenis e adultos apresentaram alta probabilidade de sobrevivência e permanência no mesmo estágio, com taxas acima de 88%. Portanto, as taxas de transição, sobretudo de juvenil para adulto, foram próximas de zero, e somente 3% em média de infante para juvenil. No intervalo 4, o número de plântulas produzidas para cada indivíduo adulto foi de 11,7 (Tabela 1).

Tabela 1. Tabela de vida de *Coffea arabica* nas áreas A1 (borda) e A2 (interior) de um fragmento de Floresta estacional semidecidual, São Carlos, SP, Brasil. Intervalo 1 de abril de 2011 a outubro de 2011. Intervalo 2 de outubro de 2011 a abril de 2012. Intervalo 3 de abril de 2012 a outubro de 2012. Intervalo 4 de outubro de 2012 a abril de 2013. P é a probabilidade de sobreviver e permanecer no mesmo estágio. G é a probabilidade de sobreviver e mudar para o estágio seguinte. F é a fecundidade, obtida pelo número de plântulas no final de um intervalo dividido pelo número de reprodutivos no início do intervalo. O número de indivíduos amostrados em uma área de 0,15 ha.

	Plântula		Infante		Juvenil		Adulto	
	A1	A2	A1	A2	A1	A2	A1	A2
Intervalo 1								
Número de indivíduos (N)	215	178	3193	2942	1463	865	219	87
Número de sobreviventes (S)	181	161	3023	2794	1460	861	219	86
Taxa de sobrevivência (σ) = S/N	0,842	0,904	0,947	0,950	0,998	0,995	1,00	0,989
Número de novas plantas (C)	0	0	32	45	160	100	88	41
Taxa de transição (γ) = C/S	0,177	0,280	0,053	0,036	0,060	0,048	0	0
Fecundidade planta (F)							0,7	1,4
$P = \sigma * (1 - \gamma)$	0,693	0,652	0,897	0,916	0,938	0,948	1	0,989
$G = \sigma * \gamma$	0,149	0,253	0,050	0,034	0,060	0,047	0	0
Intervalo 2								
Número de indivíduos (N)	149	116	2895	2739	1532	920	307	127
Número de sobreviventes (S)	116	107	2763	2552	1526	905	307	126
Taxa de sobrevivência (σ) = S/N	0,778	0,922	0,954	0,932	0,996	0,984	1	0,992
Número de novas plantas (C)	1675	0	71	88	114	137	9	6
Taxa de transição (γ) = C/S	0,612	0,822	0,041	0,054	0,006	0,007	0	0
Fecundidade planta (F)							5,6	5,0

	Plântula		Infante		Juvenil		Adulto	
	A1	A2	A1	A2	A1	A2	A1	A2
$P = \sigma * (1 - \gamma)$	0,302	0,164	0,915	0,882	0,990	0,977	1,0	0,992
$G = \sigma * \gamma$	0,477	0,759	0,039	0,050	0,006	0,007	0	0
Intervalo 3								
Número de indivíduos (N)	1720	625	2720	2503	1631	1036	316	132
Número de sobreviventes (S)	1222	586	2481	2297	1617	1032	316	132
Taxa de sobrevivência (σ) = S/N	0,710	0,938	0,912	0,918	0,991	0,996	1,0	1,0
Número de novas plantas (C)	7	3	84	30	126	103	32	8
Taxa de transição (γ) = C/S	0,069	0,051	0,051	0,045	0,020	0,008	0	0
Fecundidade planta (F)							3,6	4,2
$P = \sigma * (1 - \gamma)$	0,662	0,890	0,866	0,977	0,972	0,988	1,0	1,0
$G = \sigma * \gamma$	0,049	0,048	0,046	0,041	0,020	0,008	0	0
Intervalo 4								
Número de indivíduos (N)	1145	558	2439	2222	1711	1127	348	140
Número de sobreviventes (S)	881	444	2243	2019	1639	1088	348	138
Taxa de sobrevivência (σ) = S/N	0,769	0,796	0,919	0,909	0,957	0,965	1	0,986
Número de novas plantas (C)	3104	1400	744	205	115	41	20	2
Taxa de transição (λ) = C/S	0,844	0,462	0,051	0,020	0,012	0,002	0	0
Fecundidade planta (F)							9,4	11,7
$P = \sigma * (1 - \lambda)$	0,120	0,428	0,872	0,890	0,946	0,964	1	0,986
$G = \sigma * \lambda$	0,650	0,367	0,047	0,018	0,012	0,002	0	0

	Plântula		Infante		Juvenil		Adulto	
	A1	A2	A1	A2	A1	A2	A1	A2
Média dos intervalos								
Número de indivíduos (N)	807	369	2811	2601	1584	987	297	121
Taxa de sobrevivência (σ) = S/N	0,775	0,890	0,933	0,927	0,985	0,985	1	0,992
Número de novas plantas (C)	1196	350	232	92	128	95	37	14
Taxa de transição (λ) = C/S	0,426	0,404	0,049	0,039	0,025	0,016	0	0
Fecundidade planta (F)							4,833	5,547
$P = \sigma * (1 - \lambda)$	0,678	0,531	0,817	0,821	0,863	0,872	0,875	0,878
$G = \sigma * \lambda$	0,329	0,359	0,045	0,035	0,024	0,015	0	0

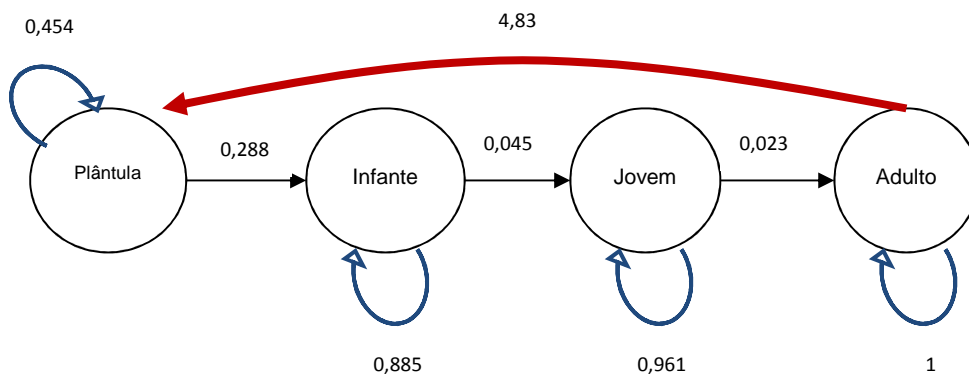
A taxa de crescimento populacional (λ) foi significativamente maior na borda (A1) (1,0; intervalo de confiança de 95%), em relação ao Interior (A2) (0,992; intervalo de confiança de 95%) ($p < 0,01$, Tabela 2). Nas duas matrizes, a probabilidade de sobrevivência e permanência no mesmo estágio (diagonal principal) aumentou ao longo da ontogenia. Entretanto, para os estádios iniciais, este valor é ligeiramente maior na área 2, situação que se inverte para os adultos. Por outro lado, a probabilidade de transição é ligeiramente menor na área 2. A representação do ciclo de vida da população de *Coffea arabica* nas áreas A1 e A2 está apresentados na Figura 5.

Foram encontradas diferenças entre as taxas de permanência e transição para as duas matrizes, com exceção dos valores de probabilidade de sobrevivência e transição de plântulas para jovens e da probabilidade de sobrevivência e permanência no mesmo estágio para infantes (Tabela 3)

Tabela 2. Matriz de transição, taxa de crescimento populacional (λ) e intervalo de confiança (IC) de λ para população de *Coffea arabica* amostrada nas duas áreas (A1 na borda e A2 no interior) de um fragmento de Floresta estacional semidecidual, São Carlos, SP, Brasil. Os valores correspondentes de λ são dados para cada matriz. Todos os elementos ausentes tem valor igual a zero.

Estádio no tempo t + 1	Plântula	Infante	Jovem	Adulto
Borda: $\lambda = 1,0$ (IC= 1,0 – 1,0)				
Plântula	0,455			4,83
Infante	0,288	0,885		
Jovem		0,046	0,961	
Adulto			0,023	1
Interior: $\lambda = 0,992$ (IC= 0,983 – 0,998)				
Plântula	0,630			5,55
Infante	0,249	0,892		
Jovem		0,037	0,970	
Adulto			0,014	0,992

a) Borda



b) Interior

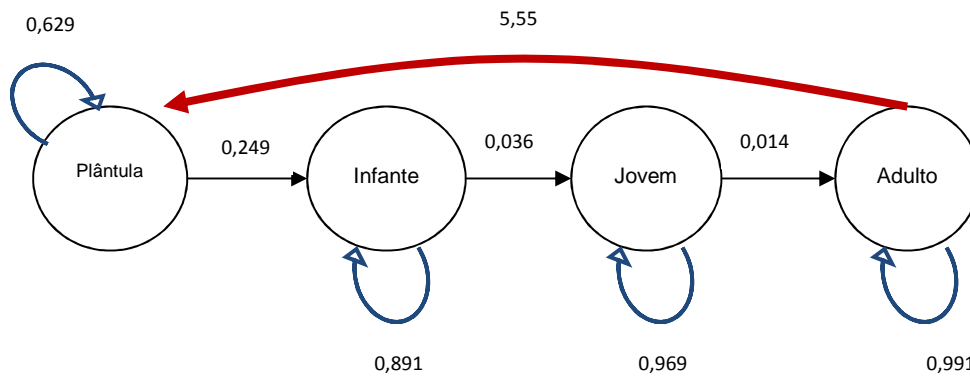


Figura 5. Representação do ciclo de vida da população de *Coffea arabica* na (a) Borda e (b) Interior, no período de 2011 – 2013 no fragmento de floresta estacional semidecidual, São Carlos, SP, Brasil. A permanência dos indivíduos nos estádios é indicada pelas setas azuis, a passagem para o estágio seguinte pelas setas pretas e a fecundidade representada em vermelho.

Tabela 3. Resultados da análise da diferença entre os valores das matrizes de transição de uma população de *Coffea arabica* obtidas para as áreas A1 (borda) e A2 (interior). Valores entre parênteses indicam a significância destas diferenças.

Estádio	Plântula	Infante	Jovem	Adulto
Plântula	-0,175 (0,01)	0,003 (0,01)	0,0003 (NS)	
Infante	0,040 (0,01)	-0,006 (NS)		
Jovem		0,009 (0,01)	-0,009 (0,03)	
Adulto			0,009 (0,01)	0,008 (0,01)

DISCUSSÃO

Nós investigamos a dinâmica populacional de *Coffea arabica* em duas condições ambientais. Nossos resultados mostraram que existem diferenças significativas entre a área da borda e do interior do fragmento em relação à porcentagem de cobertura de dossel e a dinâmica da população do café. Flutuações de recursos que ocorrem através de eventos estocásticos, neste caso a disponibilidade de luz na área da borda provavelmente decorrente da fragmentação florestal, está aparentemente proporcionando oportunidades para o recrutamento, o estabelecimento e a expansão da população do café. De forma geral, perturbação e sucesso na invasão são positivamente correlacionados uma vez que a maioria das invasões de espécies vegetais parece ocorrer em áreas onde as condições ambientais, tais como o regime de perturbação ou disponibilidade de recursos foram recentemente alteradas (Hobbs & Huenneke 1992, Burke & Grime 1996, Davis et al. 2000, Facon et al. 2006, Seastedt & Pysek 2011, Ruprecht et al. 2013).

Em fragmentos florestais imersos em matrizes abertas, por exemplo, as pastagens, as áreas mais próximas deste limite, as bordas, são expostas a diferentes condições abióticas que alteram a composição de espécies, a estrutura da vegetação e os processos ecológicos nestas áreas (Murcia 1995, Harper et al. 2005). Nesta situação, a invasibilidade é maior nas áreas de borda, ou seja, as bordas são mais propensas à invasão biológica, principalmente por espécies intolerantes ao sombreamento (Vilá & Ibanez 2011, Gonzalez-Moreno et al. 2013). A ampla adaptabilidade das plantas de café a diferentes condições edafoclimáticas, incluindo diferentes disponibilidades de luz e déficit hídrico (Carvajal 1984, Rena & Maestri 1987, Da Mata 2004, Matos 2009) faz com que esta espécie seja bem sucedida nas bordas onde as condições ambientais são

mais heterogêneas do que no interior dos fragmentos florestais (Siqueira et al. 2004, Harper et al. 2005).

Entretanto, embora a abundância e a taxa de crescimento populacional do café tenha sido maior na borda do que no interior do fragmento, sua densidade foi muito superior à encontrada para as espécies nativas (Alcalá et al. dados não publicados). É possível que o elevado número de clareiras encontrado neste fragmento (Hora et al. 2008, Laurito et al. 2009) esteja atuando como recurso transitório, no caso a luminosidade, influenciando a capacidade do café de colonizar outras áreas além da borda. Isto é consistente com o conceito apresentado por Johnstone (1986), "plant invasion window", no qual ele enfatiza a importância da disponibilidade de recursos transitórios para o sucesso da invasão. Estas flutuações podem estar diretamente ligadas a perturbações que ocorrem em uma escala temporal maiores do que o estudo da população. Além da sua alta adaptabilidade, provavelmente, a liberação de compostos alelopáticos (Anaya et al. 2002) tornam o café uma espécie capaz de utilizar os recursos liberados na abertura de uma clareira (espaço e luz, por exemplo) de forma mais eficiente do que as espécies nativas.

O aumento da probabilidade de sobrevivência ao longo da ontogenia das plantas de café é semelhante ao encontrado para espécies arbustivas e arbóreas (Enright & Watson 1992), sendo comum em formações tropicais independente da causa (Harper 1977, Clark & Clark 1987, De Steven 1994, Silva Matos et al. 1999). Além disso, o café apresenta distribuição agregada (Hórus 2013, Silva Junior 2007), dessa maneira, as plântulas produzidas a partir de sementes agrupadas estão sujeitas a maior competição intraespecífica e também ao efeito auto tóxico da cafeína (Friedman & Waller 1983), o que poderia estar ocasionando a mortalidade nesta fase, principalmente em plântulas da borda, onde a abundancia é superior e a distribuição mais agregada do que no interior do

fragmento (Alcalá & Silva Matos 2011). O acréscimo de indivíduos na população, principalmente de plântulas superou as taxas de mortalidade, em ambas as áreas, variando pouco diante das estações do ano. Este resultado confirma que o café é capaz de resistir às diferenças na pluviosidade ao longo do ano (Rena & Maestri 1987).

A maior probabilidade de sobrevivência e permanência no estágio de plântulas e conseqüentemente, a menor probabilidade de sobrevivência e transição observada para plântulas no interior do fragmento, pode estar relacionada à diferença de luminosidade. A maior intensidade luminosa na área de borda pode levar a um crescimento mais rápido das plântulas aumentando a probabilidade de sobrevivência e transição para o estágio seguinte. Segundo Paiva et al. (2003) pelo fato do café ter um hábito ombrófilo, seus experimentos demonstraram que em ambientes mais sombreados, a espécie investiu mais no crescimento em diâmetro, tornando a transição para um estágio superior mais lento. Modificações nos níveis de luminosidade aos quais uma determinada espécie está adaptada podem acarretar diferentes respostas em suas características fisiológicas, bioquímicas, anatômicas e de desenvolvimento. Assim, a eficiência do crescimento pode estar relacionada à habilidade de adaptação dos indivíduos dos estágios iniciais e às condições de intensidade luminosa do ambiente (Engel 1989, Kozlowki et al. 1991, Atroch et al. 2001). Análises mais detalhadas podem ser realizadas na tentativa de incorporar possíveis efeitos ambientais e de densidade no modelo matricial para que se possa de fato verificar se a taxa de crescimento da população está sendo influenciada por estes fatores.

As baixas taxas de mortalidade e de transição de infante para juvenil e, por conseguinte para adulto, indicam que o recrutamento para estes estágios é uma etapa lenta na história de vida de *C. arabica*. Além disso, a alta densidade de indivíduos neste estágio indica a formação de um banco de infantes, o que pode ser considerada uma

importante estratégia de regeneração da população, uma vez que este estágio atravessou o período de maior risco de mortalidade. A variação da fecundidade foi pequena entre as áreas, mas demonstrou um menor potencial reprodutivo da população da borda em relação ao interior do fragmento, entretanto no último intervalo houve um aumento considerável na fecundidade de ambas as áreas após o período chuvoso, e conseqüentemente um aumento no número de plantas. Entre as possíveis explicações para a menor fecundidade encontrada na borda podemos considerar 1) a elevada abundância na borda poderia acentuar a auto-toxicidade causada pelos compostos alelopáticos e 2) os frutos produzidos por adultos localizados na borda estão mais expostos e assim mais facilmente usados como recurso pela fauna. O “café de sombra” ou “plantios rústicos” como é chamado o café plantado dentro de florestas, é um recurso importante para as comunidades de aves em florestas secundárias e habitats fragmentados (Greenberg et al. 1997, Hernandez et al. 2013, Perfecto et al. 1996), onde muitas vezes é chamado “bird-friendly coffee”. Isto gera algumas controvérsias sobre o valor ecológico do café de sombra, pois ao mesmo tempo que ele é considerado uma espécie invasora, ele é um importante recurso para a fauna o que permite a conservação da diversidade a dos fragmentos florestais.

De acordo com os resultados encontrados neste estudo nós podemos considerar que o café é uma espécie que pode ocupar não somente as bordas dos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, mas também se estabelecer com sucesso no interior do fragmento. Os valores encontrados para as taxas de crescimento da população na borda e no interior do fragmento são típicos de populações estáveis (iguais ou próximas de 1,0). Este resultado sozinho poderia indicar que esta espécie não é capaz de se tornar invasora em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual. Entretanto, várias outras características das espécies devem ser utilizadas como preditoras do sucesso de invasão

(Sakai et al. 2001). Características como 1) a adaptabilidade da espécie ao estresse e sua alta tolerância a heterogeneidade ambiental, 2) uma elevada taxa de reprodução e a manutenção de um banco de sementes típico de plantas colonizadoras, r-estrategistas ou pioneiras, mas ao mesmo tempo uma alta taxa de produção de plântulas e a manutenção de um banco de indivíduos com alta probabilidade de sobrevivência típico de plantas k-estrategistas, secundárias ou climácicas (Macarthur & Wilson 1967), 3) a produção de compostos alelopáticos, 4) capacidade de dispersão de suas sementes uma vez que seus frutos são muito utilizados pela fauna, e finalmente 5) manutenção de populações estáveis em diferentes condições ambientais, podem ser considerados os principais atributos que indicam o risco de invasão da população, ou da sua invasividade.

Em relação à invasibilidade dos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, as análises de risco de vulnerabilidade à invasão devem considerar o contexto da paisagem, o tamanho, forma e grau de isolamento do fragmento bem como o uso da matriz para poder avaliar os riscos de invasão e identificar espécies invasoras potencialmente bem sucedidas. No entanto, apesar de sua relevância, estas características relacionadas à invasão biológica têm sido pouco exploradas (Vilá & Ibanez 2011). Fato importante que deve ser considerado é o uso histórico da matriz. A presença massiva do café em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual é consequência do uso da matriz do entorno, para plantios comerciais no passado. Assim, ao se avaliar a invasibilidade deve-se avaliar com cautela os atuais usos da terra, incluindo a invasividade das espécies, pois estas podem apresentar um risco de futuras invasões.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alcalá, M. & Silva Matos, D.M. 2011. *Coffea arabica* L. (Rubiaceae) – A potential invasive species in semideciduous seasonal forest fragments? I Simpósio Internacional de Ecologia, Universidade Federal de São Carlos, SP, Brasil.

Adams, V.M.; Marsh, D.M. & Knox, J.S. 2005. Importance of seed bank for population viability and population monitoring in a threatened wetland herb. *Biological Conservation* 124: 425-436.

Anaya A.L., Waller G.R., Owuor P.O., 2002. The role of caffeine production decline due to autotoxicity in coffee and tea plantations. In: *Allelopathy From molecules to ecosystems* (Reigosa, M.J. & Pedrol, N. eds). Universidade de Vigo, Spain, p.71-91.

Boot, R. G. A. & Gullison, R. E. 1995. Approaches to Developing Sustainable Extraction Systems for Tropical Forest Products. *Ecological Applications* 5:896-903.

Bundell, A.G. & Peart, D.R. 2004. Density-dependent population dynamics of a dominant rain forest canopy tree. *Ecology* 85: 704-715.

Bruna, EM. 2003. Are plant population in fragmented habitats recruitment limited? Tests with an Amazonian herb. *Ecology* 84: 932-947.

Caswell, H. 2001. *Matrix populations model: construction, analysis, and interpretation*, 2nd. Edn. Sinauer Associates, Publisher Sunderland, Massachusetts.

Carvajal J.F. 1984. *Cafeto – Cultivo y fertilización*. Instituto Internacional de la Potasa. Berna/Suíça: 254 p.

Clarke, R.J. & Macrae, R., 1987. *Coffee Chemistry*. Elsevier Applied Science: London

Cronk, Q.C.B & Fuller, J.L., 1995. *Plant invaders*. London, Chapman & Hall.

Clark, D.B.; Clark, D.A. 1987. Population ecology and microhabitat distribution of *Diplex panamensis*, a Neotropical rainforest emergent tree. *Biotropica* 19, 236-244.

Da Matta F.M., 2004. Ecophysiological constrains on the production of shaded and unshaded coffee: a review. *Field Crops Research* 86: 99-114.

De Steven, D. 1994. Tropical tree seedling dynamics: recruitment patterns and their population consequences for canopy three species in Panama. *Journal of Tropical Ecology* 10, 369-383.

Engel, V. L. 1989. *Influência do sombreamento sobre o crescimento de mudas de essências nativas, concentração de clorofila nas folhas e aspectos de anatomia*. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiróz”, Piracicaba, 202 p. (Dissertação de Mestrado).

Franco, M. & Silvertown, J. 2004. A comparative demography of plant based upon elasticities of vital rates. *Ecology* 85: 531-538.

Freckleton, R.P.; Matos, D.M.S.; Bovi, M.L.A. & Watkinson, A.R. 2003 Predicting the impacts of harvesting using structure population models: the importance of density-dependence and timing of harvest for a tropical palm tree. *Journal of Applied Ecology* 40: 846-858.

Friedman J & Waller GR, 1983. Caffeine hazards and their prevention in germinating seeds of coffee (*Coffea arabica* L.). *Journal of Chemical Ecology*, 9:1099-1106.

Gatsuk, L.E., Smirnova, O.V., Vorontzova, I., Zaugolnova, L.B.; Zhukova, L.A. 1980. Age states of plants of various growth forms: a review. *Journal of Ecology* 68: 675-696.

Gonzales-Moreno, P., Pino, J., Gasso, N., Vilá, M. 2013. Landscape context modulates alien plant invasion in Mediterranean forest edges. *Biological Invasions*, 15: 547-557.

Guaratini M.T.G., Gomes E.P.C., Tamashiro J.Y., Rodrigues R.R., 2008. Composição florística da Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 31 (2): 323-337.

Guedje, N.M., Lejoly, J., Nkongmeneck, B. & Jonkers, W.B.J. 2003. Population dynamics of *Garcinia lucida* (Clusiaceae) in Cameroonian Atlantic forests. *Ecology and Management* 177: 231-241.

Instituto Hórus De Desenvolvimento E Conservação Ambiental, 2013. [Online] *Exóticas invasoras: Fichas técnicas*. Homepage: http://www.institutohorus.org.br/inf_fichas.htm.

Hammer, Ø.; Harper, D.At.; Ryan, P.D. 2001. Past: paleontological statistic software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica*, 4: 1-9.

Harper, J. L. 1977. *Population biology of plants*. London Academic Press, London. 892p.

Hora, R.C.; Primavesi, O.; Soares, J.J. 2008. Contribuição das folhas de lianas na produção de serapilheira em um fragmento de floresta estacional semidecidual em São Carlos, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 31(2).

Hutchings, M.J. 1997. The structure of plant population. In: Crawley, M.J.(org.) *Plant Ecology*. Blackwell Science Ltd.London

Johnstone, I. M. (1986). Plant invasion windows: a time-based classification of invasion potential. *Biological Reviews*, 61(4), 369-394.

Joshi A A, Mudappa D & Raman T R.S 2009. Brewing trouble: coffee invasion in relation to edge and forest structure in tropical rainforest fragments of the Western Ghats, India. *Biological Invasions* 11: 2387-2400.

Kozłowski, T.; Kramer, P.J.; Pallardy, S.G. 1991. *The physiological ecology of woody plants*. London: Academic Press, 657 p.

Laurito, S.F., Baldoni, R.N., Alcalá, M., Muller, A., Blengini, I.A., Silva, T.A.S., Tibério, F.C.S., Ciocheti, G., Silva Matos, D.M. 2009. Aspectos da ecologia das

clareiras naturais em fragmento de Floresta Estacional Semidecídua. *Anais do III Congresso Latino Americano de Ecologia*. São Lourenço, MG.

Lemmon, P. E. 1956. A spherical densiometer for estimating forest overstory density. *Forest Science*, 2(4), 314-320.

Lüttge, U. 1997. *Physiological ecology of tropical plants*. Berlin: Springer.

Luzuriaga, A. L., Escudero, A., & PÉREZ-GARCÍA, F. 2006. Environmental maternal effects on seed morphology and germination in *Sinapis arvensis* (Cruciferae). *Weed Research*, 46(2): 163-174.

Martins S.V. & Rodrigues R.R., 2002. Gap-phase regenerations in a semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil. *Plant Ecology* 163 (1): 51-62.

Martins S.V., Gleriani J.M., Amaral C.H., Ribeiro T.M. 2008. Caracterização do dossel e do estrato de regeneração natural no sub-bosque e em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Viçosa, MG. *Revista Árvore* 32 (4): 759-767.

Macarthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967. *Theory of island biogeography*. Princeton University Press. Princeton. 224p.

Miatto, R. C., Silva, I. A., Silva-Matos, D. M., & Marrs, R. H. 2011. Woody vegetation structure of Brazilian Cerrado invaded by *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon

(Dennstaedtiaceae). *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 206(8): 757-762.

Moreira, C.F. 2003. Caracterização de sistemas de café orgânico sombreado e a pleno sol no Sul de Minas Gerais. Dissertação de mestrado da Universidade de São Paulo – Esalq, Piracicaba, Brasil. 125p.

Paiva, L. C., Guimarães, R. J. & Souza, C. A. S. 2003. Influência de diferentes níveis de sombreamento sobre o crescimento de mudas de cafeeiro (*Coffea arabica* L.). *Ciência & agrotecnologia* 27: 134-140.

Pascarella, J.B. & Horvitz, C.C. 1998. Hurricane disturbance and the population dynamics of a tropical understorey shrub: megamatrix elasticity analysis. *Ecology* 79: 547-563.

Pauchard, A., & Alaback, P. B. 2004. Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of South-Central Chile. *Conservation Biology*, 18(1): 238-248.

Peñuelas, J., Ogaya, R., Boada, M., & S Jump, A. 2007. Migration, invasion and decline: changes in recruitment and forest structure in a warming-linked shift of European beech forest in Catalonia (NE Spain). *Ecography*, 30(6): 829-837.

Petenon, D., & Pivello, V. R. 2008. Plantas invasoras: representatividade da pesquisa dos países tropicais no contexto mundial. *Natureza & Conservação*, 6: 65-77.

Pivello, V.R.; Carvalho, V.M.N.C.; Peccinini, A.A.; Lopes, P.F. & Rosso, S. 1999. Abundance and distribution of native and invasive alien grasses in a "cerrado" (Brazilian savanna) biological reserve. *Biotropica* 31: 71-81.

Pivello, V.R., Shida, C.N. & Meirelles, S.T. 1999. Alien grasses in Brazilian savanas: a threat to the biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 8: 1281-1294.

Portela, R. C. Q., Matos, D. M. S., Siqueira, L. P. D., Braz, M. I. G., Silva-Lima, L., & Marrs, R. H. 2009. Variation in aboveground biomass and necromass of two invasive species in the Atlantic rainforest, Southeast Brazil. *Acta botânica brasílica*, 23(2): 571-577.

Portela, R.C.Q., Bruna, E.M. & Santos, A.M. 2010. Demography of palm species in Brazil's Atlantic forest: a comparison of harvested and unharvested species using matrix models. *Biodiversity and Conservation* 19: 2389-2403.

Primavessi O., Primavessi A.C.P.A., Pedroso A.F., Camargo A.C., Rassini J.B., Filho J. F., Oliveira J.P., Correa L.A., Armelin M.J.A., Vieira S.R., Dechen S.C.F. 1999. *Microbacia hidrográfica do Ribeirão Canchin: um modelo real de laboratório ambiental*. Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos. 133p.

R Development Core Team. 2012. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Rena, A.B. & Maestri, M. 1987. Ecofisiologia do cafeeiro. In: *Ecofisiologia da produção agrícola*. Piracicaba: Associação Brasileira para a Pesquisa da Potassa e Fósforo: 119-147.

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

Richardson, D. M., & Rejmánek, M. 2011. Trees and shrubs as invasive alien species—a global review. *Diversity and Distributions*, 17(5), 788-809.

Ruprecht, E., Fenesi, A., Nijs, I. 2013. Sudden changes in environmental conditions do not increase invasion risk in grassland. *Acta Oecologica*, 47: 8-15.

Sankai, A., Allendorf, F., Holt, J., Lodge, D.M., Molofsky, J. With, K.A., Baughman, S., Cabin, R.J., Cohen, J.E. Ellstrand, N.C., McCauley, D.E., O'Neil, P., Parker, M., Thompson, J.N., Weller, S.G. 2001. The population biology of invasive species. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32: 305-332.

Seasted, T.R., Pysek, P. 2011. Mechanisms of plant invasions of North American and European grasslands. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 42: 133-153.

Silva Junior, W.M. 2002. Caracterização florística e fitossociológica da regeneração natural em dois trechos de uma floresta estacional semidecidual no município de

Viçosa, MG. Tese apresentada a Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, 87p.

Silva Matos, D.M., Frackleton, R.P. & Watkinson, A.R. 1999. The role of density dependence in the population dynamics of a Tropical Palm. *Ecology* 80: 2635-2650.

Silva Matos, D.M. & Bovi, M.L.A., 2002. Understanding the threats to biological diversity in southeastern Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 11: 1747-1758. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1020344213247>

Silva, U.S.R. & Silva Matos, D. M. 2006. The invasion of *Pteridium aquilinum* and the impoverishment of the seed bank in fire prone areas of Brazilian Atlantic Forest". *Biodiversity and Conservation* 15: 3035–3043.

Silva Matos, D. M., & Pivello, V. R. 2009. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres: alguns casos brasileiros. *Ciência e Cultura*, 61: 27-30.

Silvertown, J.; Franco, M., Pisanty, I. & Mandonza, A. 1993. Comparative plant demography – relative importance of life-cycle components to the finite rate of increase in woody and herbaceous perennials. *Journal of Ecology*, 81: 465-476.

Silvertown, J. & Franco, M. 2003. Plant demography and habitat: a comparative approach. *Plant Species Biology* 8: 67-73.

Siqueira, L.P., Matos, D.M.S., Portela, R.C.Q., Braz, M.I.G., Silva Lima, L., Matos, M. 2004. Using the variances of microclimate variables to determine edge effects in small forest Atlantic Rain Forest fragments, South-Eastern Brazil. *Ecotropica*, 10:59-64.

Vilá, M. & Ibanez, I. 2011. Plant invasions in the landscape. *Landscape Ecology*, 26: 461–472.

Ziller, S. R. 2006. *Espécies exóticas da flora invasoras em Unidades de Conservação*. Unidades de Conservação: ações para valorização da biodiversidade. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, 34-52.

CAPÍTULO 2

INFLUÊNCIA DE *COFFEA ARABICA* L. SOBRE INDIVÍDUOS REGENERANTES DE ESPÉCIES ARBÓREO-ARBUSTIVAS EM FLORESTA SEMIDECIDUAL.

RESUMO

A invasão biológica é considerada uma das principais ameaças à diversidade biológica. Uma das espécies exóticas que invade as florestas tropicais é *Coffea arabica* L. (Rubiaceae), a planta de café. Uma vez que o impacto do café sobre as espécies de plantas nativas ainda não foi claramente determinado, este trabalho teve como objetivo investigar, ao longo de dois anos consecutivos, a influência da remoção de *C. arabica* sobre o crescimento dos indivíduos regenerantes de espécies nativas arbustivo-arbóreas em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, onde o café é comumente encontrado. Foram aleatoriamente demarcadas parcelas de 2m x 2m, sendo 36 na área de borda e 40 no interior. Em cada parcela foi aplicado um de quatro tratamentos, de modo que cada um deles fosse aplicado ao mesmo número de parcelas: I- remoção de 100% de café uma única vez no início do estudo; II- remoção de 100% de café a cada avaliação quadrimestral; III- presença de café durante todo o experimento; IV- ausência do café durante todo o experimento. O monitoramento dos indivíduos foi realizado quadrimestralmente durante 24 meses. Apesar da alta taxa de crescimento das plantas arbóreo-arbustivas em algumas parcelas, não houve diferenças significativas entre os tratamentos, tanto no crescimento em altura como no diâmetro. Apesar do número muito baixo de novos indivíduos que apareceram em todas as parcelas durante o estudo, houve diferenças marginalmente significativas entre os tratamentos na borda e no interior do fragmento. A remoção de indivíduos de café pode ter contribuído para a emergência de novos indivíduos de espécies nativas, mas não influenciou as taxas de crescimento em altura e diâmetro da comunidade nativa regenerante. Não é possível concluir que o café é uma espécie prejudicial na área de estudo.

Palavras-Chave: Comunidade vegetal, Diversidade biológica, Invasão biológica.

ABSTRACT

Biological invasion is considered a major threat to biological diversity. One of the exotic species that invades rainforests is *Coffea arabica* L. (Rubiaceae), the coffee plant. Once the impact of coffee on native plant species has not been clearly determined, this study aimed to investigate over two consecutive years, the influence of removal of *C. arabica* on the growth of regenerating individuals of native species woody in a fragment of semideciduous forest, where coffee is commonly found. Were randomly established Plots of 2m x 2m, 36 in A1 and 40 in A2. In each plot was assigned one of four treatments, so that each of them was applied to the same number of plots: I- 100% removal of coffee only once at the beginning of the study, II - 100% removal of coffee each quarterly review, III - control in the presence of coffee throughout the experiment, IV control without the presence of coffee throughout the experiment. The monitoring of individuals was conducted four months for 24 months. Despite the high growth rate of plants in some plots, there were no significant differences between treatments in both the growth in height and in diameter. Despite the very low number of new individuals that appeared on all plots during the study, there were marginally significant differences between treatments at the edge and in the forest interior. The removal of individuals of coffee may have contributed to the emergence of new individuals of native species, but did not influence the rates of growth in height and diameter of regenerating native community. We could not conclude that coffee is an invasive species in the study area.

Keywords: Plant community, Biodiversity, Biological invasion.

INTRODUÇÃO

A invasão biológica é considerada uma das principais ameaças à diversidade biológica (Goodwin et al. 1999). O processo de invasão geralmente ocorre quando a dispersão de sementes da espécie exótica é eficiente para garantir a chegada em um novo habitat, no qual é alcançada uma taxa de crescimento populacional superior ao das nativas, podendo causar sua exclusão e mudanças na composição, estrutura e função da comunidade, bem como nos processos ecossistêmicos (Fine 2002, Valery et al. 2008). O número de espécies em uma comunidade tende a diminuir com o aumento do tamanho populacional da espécie invasora (Rejmanek & Rosen 1992, Parker et al. 1999). Isto, é especialmente verdadeiro para as espécies invasoras tolerantes à sombra, que podem levar a floresta a se tornar dominada por uma única espécie. A maior parte dos estudos que testaram os efeitos de plantas invasoras na estrutura da comunidade nativa foram baseados em observações em campo, enquanto que alguns experimentos utilizaram plantas nativas focais, não avaliando o efeito sobre toda a comunidade local (Levine et al. 2003).

Uma das espécies exóticas que invade as florestas tropicais é *Coffea arabica* L. (Rubiaceae), a planta de café é nativa das florestas da Etiópia. Uma série de instituições nacionais e internacionais têm emitido alertas sobre o problema da invasão *C. arabica* em ecossistemas naturais. No âmbito internacional, IABIN (Inter American Biodiversity Information Network), PIER (Pacific Island Ecosystems at Risk), HEAR (Hawaiian Ecosystems at Risk Project), Swaziland's Alien Plants Database, and the USDA Plants Database (United States Department of Agriculture) incluíram *C. arabica* em suas listas de espécies potencialmente invasoras. Esta planta foi introduzida no Brasil no início do século 18, quando as espécies exóticas tropicais economicamente importantes eram mantidas sob o dossel das florestas para aclimação (Hórus de 2013). De acordo com a

base de dados de espécies invasoras do Instituto Hórus, a invasão de plantas de café tem sido detectada em várias florestas no Brasil. Um grande número de indivíduos têm sido encontrado em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual, que no passado se encontravam imersos em plantações de café.

Estudos sugerem que a cafeína liberada pelas sementes e folhas em decomposição inibe a germinação das sementes e/ou o crescimento de indivíduos, seja do próprio café ou de outras espécies de plantas (Chou & Waller 1980, Bustos et al. 2008). No entanto, estes resultados foram baseados principalmente em experimentos de laboratório utilizando espécies exóticas como espécie-alvo (Waller et al. 1986), ou não estudaram a relação do café com a comunidade vegetal (Joshi et al. 2009). Por outro lado, o "café de sombra" ou "plantios rústicos", proveniente de plantações dentro de florestas, muitas vezes é chamado "bird-friendly coffee" porque pode ser um recurso importante para as comunidades de aves em florestas secundárias e habitats fragmentados (Greenberg et al. 1997a e 1997b, Hernandez et al. 2013, Perfecto et al. 1996). Embora o paladar do café de sombra seja superior ao de plantios convencionais, a produção e a renda gerada são inferiores porque a área plantada e o número de grãos produzidos por planta são menores (<http://nationalzoo.si.edu/scbi/migratorybirds/café/faq.cfm>). De qualquer forma, as plantações de café de sombra também podem de fato contribuir para a manutenção da diversidade de árvores, epífitas, mamíferos, aves, répteis, anfíbios e artrópodes (Hernandez et al. 2013). Assim, existe alguma controvérsia sobre o valor ecológico do café de sombra, pois ao mesmo tempo que pode causar uma invasão biológica pode auxiliar a conservação de fragmentos florestais.

Uma vez que o impacto do café sobre as espécies de plantas nativas ainda não foi claramente determinado, este trabalho teve como objetivo investigar, ao longo de

dois anos consecutivos, a influência da remoção de *C. arabica* sobre o crescimento dos indivíduos regenerantes de espécies nativas arbustivo-arbóreas em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, nos quais o café é comumente encontrado (Martins 1991; Bernacci et al. 1996, Sevilha 2001, Lopes et al. 2002, Martins e Rodrigues 2002, Dias 2004, Dias et al. 2005, Ferreira-Júnior 2007, Guaratini et al. 2008, Martins et al. 2008). Considerando que o café pode influenciar negativamente a germinação das sementes e/ou o crescimento de plântulas, assumimos que as plantas de café podem afetar negativamente as espécies nativas, especialmente durante a fase inicial do desenvolvimento. Portanto, seria esperado um aumento na taxa de crescimento individual das espécies nativas na ausência de plantas de café.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi conduzido na Reserva de Floresta Estacional Semidecidual, propriedade da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), denominada Centro de Pesquisa de Pecuária do Sudeste (CPPSE). Localizada no município de São Carlos, região central do Estado de São Paulo, está sob as coordenadas 21°55' e 22°00' Sul e 47°48' 47°52' Oeste, a aproximadamente 8 km da área urbana do município. O clima é uma transição entre os tipos Cwa-Aw, clima quente de inverno seco, para tropical com verão úmido e inverno seco, segundo a classificação de Köppen, (Primavesi et al. 1999). O tipo de solo predominante é o Latossolo Vermelho-Escuro distrófico, e a topografia plana, é levemente ondulada com altitude média de 850 m (Primavesi et al. 1999). O fragmento possui uma área de aproximadamente 112 ha e encontra-se inserido em matriz agropecuária. A presença de *C. arabica* no fragmento pode ser resquício da introdução acidental ocasionada pela

proximidade do fragmento com áreas de cultivo da espécie há tempos, já que até 1930, a fazenda era produtora de café (Primavesi et al. 1999).

***Coffea arabica* L.**

O cafeeiro é um arbusto da família Rubiaceae, presente no sub-bosque de florestas e em condições de sombreamento. A semente é dispersa principalmente por primatas e aves através da ingestão e posterior liberação nas fezes (Clarke & Macrae 1985). O café é considerado uma espécie potencialmente invasora em áreas de florestas tropicais, principalmente devido à sua ampla adaptabilidade a diferentes condições edafoclimáticas, incluindo diferentes níveis de disponibilidade de luz (Carvajal 1984, Matos 2009), e à produção de substâncias de metabolismo secundário com potencial alelopático comprovado (Anaya et al. 2002).

Coleta de dados

Os dados foram coletados em duas áreas experimentais de 0,5 ha: Área 1 (A1), localizada na borda do fragmento e com matriz de pastagem circundante, e Área 2 (A2), localizada no interior do fragmento. Dentro de cada área foram aleatoriamente demarcadas parcelas de 2m x 2m, sendo 36 na A1 e 40 na A2. Em cada parcela foi atribuído um de quatro tratamentos, de modo que cada um deles fosse aplicado ao mesmo número de parcelas: I- remoção de 100% de café uma única vez no início do estudo; II- remoção de 100% de café a cada avaliação quadrimestral; III- presença de café durante todo o experimento; IV- ausência do café durante todo o experimento. Inicialmente foram selecionadas as parcelas do tratamento IV, e então foram sorteadas as parcelas onde foram aplicados os tratamentos I, II e III.

Em julho de 2011, antes da aplicação dos tratamentos, todos os arbustos e árvores de 0,30 m até 1,50 m de altura foram identificados, marcados e tiveram a altura e diâmetro medidos. Esse critério foi utilizado uma vez que estes indivíduos já ultrapassaram o período com grande risco de mortalidade, superando a ação seletiva do ambiente e que representam o potencial regenerativo das espécies arbóreas (Felfili et al., 2000; Sales & Schiavini 2007). O monitoramento das parcelas foi realizado quadrimestralmente durante 24 meses (julho de 2011 a junho de 2013). A identificação botânica foi realizada pela comparação com materiais herborizados e mediante consulta à literatura e especialistas. A nomenclatura seguiu a base de dados Tropicos (<http://www.Tropicos.org/projectwebportal.aspx?pagname=Home&projectid=9>). A cobertura do dossel foi medida em cada parcela por meio de um densiômetro esférico de copa, antes e depois da manipulação experimental (Lemmon 1956).

Análise dos dados

As taxas de crescimento da comunidade regenerante em altura e diâmetro foram comparadas entre a área de borda (A1) e interior (A2) por meio do teste de Mann-Whitney. O efeito dos tratamentos sobre a comunidade foi estimado por meio de uma análise Kruskal Wallis, utilizando separadamente como variáveis dependentes a taxa de crescimento em altura e diâmetro dos indivíduos regenerantes de espécies nativas. Foi considerada como a taxa de crescimento de cada indivíduo a diferença entre o valor obtido na última amostragem após 24 meses e o valor inicial antes da aplicação dos tratamentos. O efeito dos tratamentos sobre o número de novos indivíduos de espécies nativas que emergiram nas parcelas durante os dois anos de amostragem, bem como sobre a percentagem de cobertura do dossel, foi estimado por meio do teste de Kruskal-Wallis. A cobertura do dossel nos tratamentos I e II foi comparada antes e depois da

manipulação por meio do teste de Wilcoxon. A adoção de métodos estatísticos não-paramétricos foi necessária devido à falta de normalidade, segundo teste de Shapiro-Wilk, e homocedasticidade, estimada a partir de teste de Fisher ou de Levene. Todas as análises foram conduzidos no programa Past v. 2.17 (Hammer et al, 2001), assumindo significância de 5%.

RESULTADOS

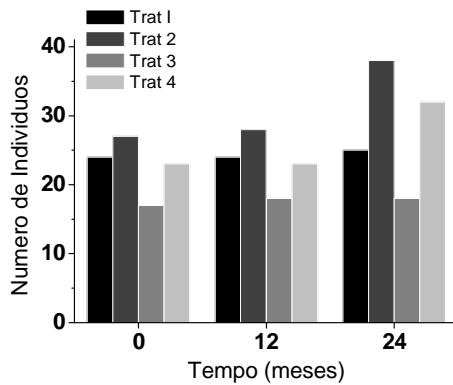
Na área de borda, foram amostradas 981 plantas de café (6,1 plantas/m²) e 124 indivíduos (0,8 plantas/m²) de 31 espécies nativas, pertencentes a 26 gêneros e 17 famílias, enquanto no interior, foram amostradas 610 plantas de café (4,3 plantas/m²), 225 indivíduos (1,5 plantas/m²) de 39 espécies regenerantes, distribuídas em 37 gêneros e 19 famílias. Embora o número de indivíduos de espécies nativas tenha sido maior no final do período de amostragem, não houve diferenças significativas entre os tratamentos, independentemente do momento de amostragem ($H = 5,034$; $p = 0,093$, Figura 1 e 2).

Tanto na A1, como na A2, os indivíduos regenerantes apresentaram taxas de crescimento em altura ($U = 392,5$; $p = 0,0712$) e diâmetro ($U = 451$; $p = 0,2963$) semelhantes. Apesar da alta taxa de crescimento das plantas em algumas parcelas, também não houve diferenças significativas entre os tratamentos, tanto no crescimento em altura (Kruskall-Wallis: $H = 4,373$; $p = 0,223$) como no diâmetro ($H = 0,232$; $p = 0,972$) (Figura 3). Apesar do número muito baixo de novos indivíduos que apareceram em todas as parcelas durante o estudo (A1- $n=27$; A2 - $n=33$), em ambas as áreas houve diferenças marginalmente significativas entre os tratamentos (A1 - $H=5,734$, $p=0,055$; A2 - $H=8,209$, $p=0,042$), que de acordo com comparações pareadas múltiplas estão vinculadas a um número marginalmente menor de novos indivíduos nos tratamentos I

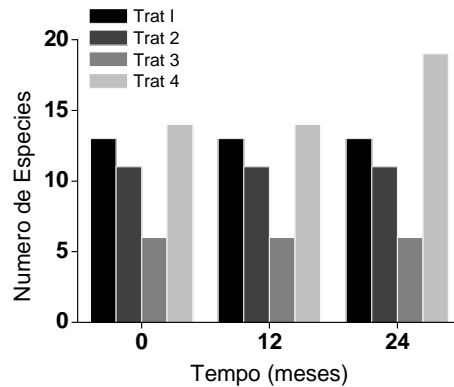
(remoção única do café) e III (presença do café) em relação ao tratamento IV (ausência do café) (Mann-Whitney, $p < 0,05$).

A porcentagem de cobertura de dossel média antes da manipulação foi 72,3% ($\pm 16,9$) na área 1 e 74,3 ($\pm 21,2$) na área 2, e não foi significativa pela remoção do café nos tratamentos I e II. Tanto na borda (A1) como no interior (A2) do fragmento houve diferenças entre os tratamentos tanto antes (A1: $H=8,927$, $p=0,030$; A2: $H=12,080$, $p=0,007$) quanto após a manipulação (A1: $H = 12,19$, $p = 0,007$; A2: $H=14,34$, $p=0,002$). Comparações a posteriori mostraram que essas diferenças estão associadas a uma cobertura maior do dossel em parcelas controle sem presença do café (Mann-Whitney, $p<0,05$).

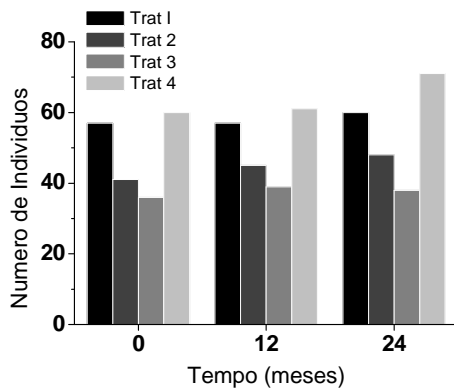
(A) Borda



(B) Borda



(C) Interior



(D) Interior

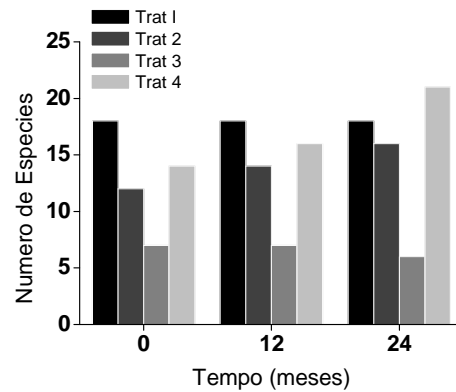
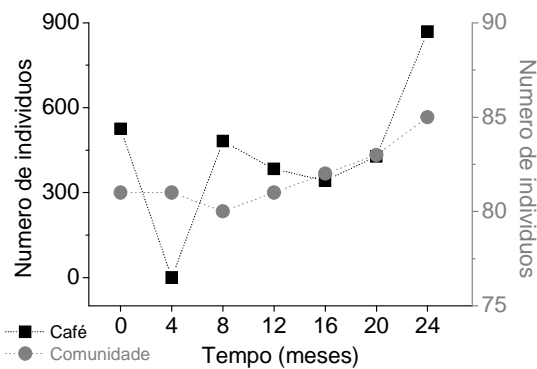
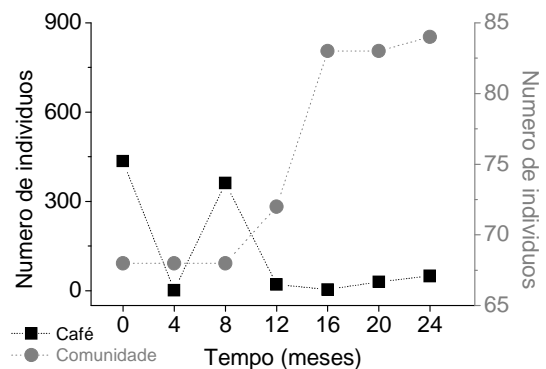


Figura 1. Número de indivíduos e espécies da comunidade regenerante do fragmento de floresta estacional semidecídua entre os tratamentos nos períodos de avaliação inicial (0 meses), aos 12 meses e aos 24 meses, Trat 1: remoção de 100% de *C. arabica* somente uma vez; Trat 2: remoção de 100% de *C. arabica* quadrimestralmente; Trat 3: Presença de *C. arabica* e Trat 4: ausência de *C. arabica*.

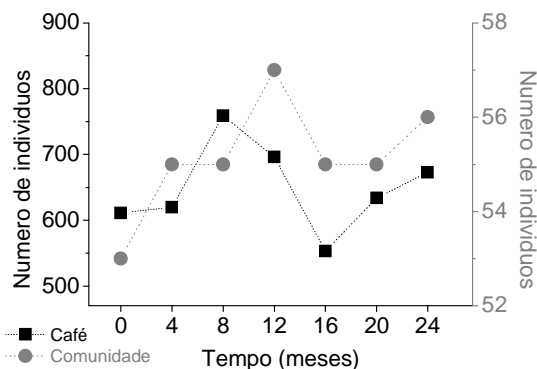
(A)



(B)



(C)



(D)

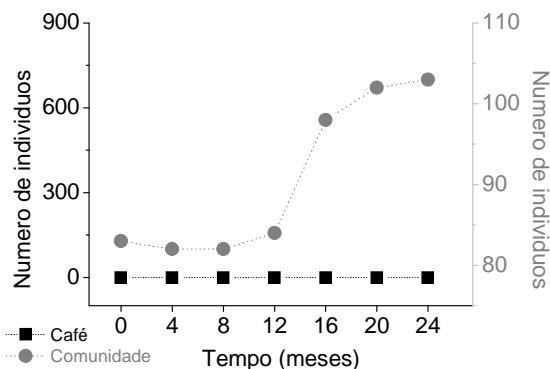
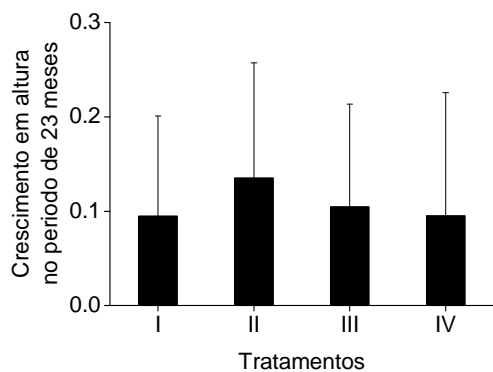


Figura 2. Número de indivíduos da comunidade regenerante e da espécie invasora *Coffea arabica* entre os tratamentos nos fragmentos de floresta estacional semidecídua. (A) remoção de 100% de *C. arabica* somente uma vez; (B) remoção de 100% de *C. arabica* quadrimestralmente; (C): presença de *C. arabica* e Tratamento (D): ausência de *C. arabica*.

(A)



(B)

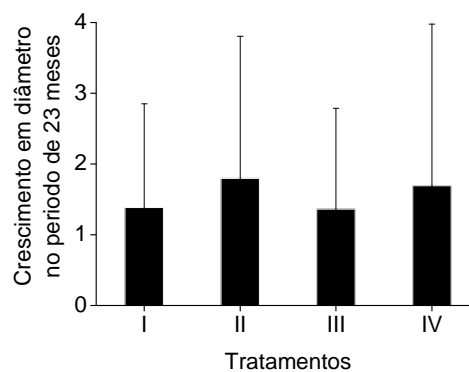


Figura 3. Taxas de crescimento em altura (A) e em diâmetro (B) das espécies da comunidade regenerante dos fragmentos da floresta estacional semidecídua entre os tratamentos. I: remoção de 100% de *C. arabica* somente uma vez; II: remoção de 100% de *C. arabica* quadrimestralmente; III: presença de *C. arabica* e IV: ausência de *C. arabica*.

DISCUSSÃO

Neste estudo, a remoção da espécie exótica das parcelas experimentais não alterou significativamente o tamanho dos indivíduos regenerantes das espécies nativas ao longo de 24 meses de acompanhamento. Este resultado foi surpreendente, considerando a elevada densidade de *C. arabica* na área e a sensibilidade de muitas comunidades à invasão biológica. A influência negativa das espécies de plantas exóticas que se tornam invasoras tem sido cada vez mais apontada como a causa do declínio na diversidade nativa (McKinney & Lockwood 1999, Wilcove et al. 1998), de mudanças na estrutura e função dos ecossistemas (Mooney & Hobbs 2000) e dificultar a restauração ecológica (D'Antonio & Meyerson, 2002). Por outro lado, vários estudos têm mostrado que as espécies exóticas podem não influenciar (Richardson et al. 2000) ou influenciar positivamente a comunidade onde foi introduzida (Sax et al. 2002; Davis 2003; Firn et al. 2011). Esta discussão tem sido reconhecida como o "paradoxo da invasão", por considerar linhas independentes que apoiam a influência negativa e a positiva entre as espécies invasoras e a diversidade em função da escala espacial e temporal (Fridley et al. 2007). Especificamente para a espécie estudada, a ausência de efeito negativo parece corroborar com um estudo que comparou a densidade de café com a de plantas nativas em Floresta Semidecidual (Araújo et al. 2007). Embora tenha sido encontrada praticamente a mesma densidade de indivíduos adultos de café e de espécies nativas (cerca de 0,15/m²), estes autores concluíram que o café não exercia influência negativa sobre a densidade de espécies nativas, tal como havia sido sugerido por Dias (2004).

Aparentemente a remoção de indivíduos de café não influenciou a disponibilidade de recursos para a comunidade regenerante ao ponto de ocasionar um aumento das taxas de crescimento em altura e diâmetro das espécies nativas. Essa tendência é corroborada pela ausência de uma influência significativa da manipulação experimental na cobertura

do dossel, que aparentemente é naturalmente maior em parcelas controle. Nesse caso, pode ser que o estabelecimento do café esteja ocorrendo principalmente em áreas mais abertas, embora isso não signifique necessariamente que a retirada ou a ausência do café não possa ter aumentado ligeiramente a quantidade de luz disponível para o estrato regenerante. A distribuição espacial e a duração dos feixes de luz ("sunflecks") pode variar em função da geometria do dossel e do histórico de perturbação recente (Canham et al. 1990, Ren 2014). Além disso, seria esperado que a ausência de café, seja nas parcelas controle ou devido a retirada continuada, contribuiria para o crescimento das espécies nativas devido à ausência da liberação de compostos secundários alelopáticos produzidos pelas plantas de café (Chou & Waller 1980, Chandra et al. 2013). Entretanto, sabe-se que 75% da cafeína da semente é translocada para a plântula em desenvolvimento durante a germinação (Friedman & Waller 1983). Parte desses compostos pode ser liberado e permanecer acumulado no solo, podendo causar uma inibição no crescimento de plântulas de outras espécies mesmo após a remoção dos indivíduos (Ashihara & Crozier 2001, Anaya et al. 2002), oferecendo uma vantagem competitiva para o café (Baumann & Gabriel 1984). Por outro lado, o efeito alelopático sobre a germinação poderia explicar a baixa quantidade de novos indivíduos de espécies nativas nos tratamentos experimentais em que os indivíduos de café não foram manipulados ou foram removidos apenas uma vez.

É possível que uma forte influência negativa do café sobre a comunidade vegetal não tenha sido detectada devido às características do fragmento estudado. A ausência de diferenças entre as áreas de borda e do interior indica que o fragmento pode estar altamente impactado, uma vez que apresenta um histórico de perturbação de longa data, tal como a maioria dos fragmentos de Floresta Semidecídua. Nessas áreas é comum a ocorrência de lianas e a queda frequente de árvores, levando à abertura de grandes

clareiras no seu interior (Silva & Soares 2002). Além disso, a densidade de espécies regenerantes encontrada neste fragmento foi inferior à encontrada em outros estudos. Viani & Rodrigues (2008), encontraram cerca de 15,5 indivíduos/m² e Mantovani et al (2013) encontraram cerca de 6,86 indivíduos/m² mesmo estando sob o efeito de uma invasora. Esse baixo potencial de regeneração do fragmento pode ter dificultado que a comunidade local respondesse positivamente à remoção do café em curto prazo.

Os resultados desse trabalho mostram que a ausência de indivíduos de café pode ter contribuído para a emergência de novos indivíduos de espécies nativas, mas não influenciou as taxas de crescimento em altura e diâmetro da comunidade nativa regenerante. Com base nessas observações não é possível concluir que o café é uma espécie prejudicial na área de estudo, embora uma resposta positiva da comunidade regenerante à remoção do café possa ter sido prejudicada pela persistência de compostos alelopáticos no solo e pelo alto grau de degradação do fragmento. Estudos mais longos e em outros fragmentos são necessários para uma avaliação mais consistente dos efeitos que *C. arabica* pode exercer sobre a comunidade nativa regenerante.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Anaya, A.L.; Waller, G.R.; Owuor; P.O. 2002. The role of caffeine production decline due to autotoxicity in coffee and tea plantations. In: *Allelopathy From molecules to ecosystems* (Reigosa, M.J. & Pedrol, N. eds). Universidade de Vigo, Spain, p.71-91.

Araújo, R.W.; Carmo, F.M.S.; Ferreira, F.A.; Lemos P.H.D., Silva, A.F. & Ferreira Junior, W.G. 2005. Interação entre espécies arbóreas em um fragmento florestal: um caso de fitotoxicidade no passado, no presente o no futuro? In: Avanços nos estudos de ecossistemas terrestres, marinhos e de águas continentais. *Anais do VII Congresso de Ecologia do Brasil em Caxambu*.

Ashihara, H.; Crozier, A. Caffeine: a well known but little mentioned compound in plant Science. *Trands in Plant Science*, Amsterdam, v.6, n.9, p. 407-413, Sept. 2001.

Baumann, T.W. & Gabriel, H. 1984. Metabolism and excretion of caffeine during germination of *Coffea arabica* L. *Plant and Cell Physiology* 25: 1431-1436.

Bernacci, L.C. & Leitão Filho, H.F. 1996. Flora fanerogâmica da floresta da Fazenda São Vicente, Campinas, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 19: 49-164.

Bustos, H.; Pohlan, J. & Schulz, M. 2008. Interaction between coffee (*Coffea arabica* L) and intercropped herbs under field conditions in the Sierra Norte of Puebla, Mexico. *J. Agricult. Rural Develop. Tropis and Subtropis* 2008: 109:85-93.

Canham, C.D., Denslow, J.S., Platt, W.J., Runkle, J.R., Spies, T.A., White, P.S. 1990. Light regimes beneath closed canopies and tree-fall gaps in temperate and tropical forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 20: 620-631.

Carvajal J.F. 1984. *Cafeto – Cultivo y fertilización*. Instituto Internacional de la Potasa. Berna/Suíça: 254 p.

Chandra, S.; Dey, P.; Chatterjee, P. & Bhattacharya, S. 2013. Allelopathic Activity of *Coffea* Against *Cicer arietinum* and *Triticum aestivum*. *Advances in Biological Research* 7: 129-133.

Chou, C.H. & Waller, G.R. 1980. Possible allelopathic constituents of *Coffea arabica*. *Journal of Chemical Ecology* 6: 643-654.

Clarke, R.J. & Macrae, R., 1987. *Coffee Chemistry*. Elsevier Applied Science: London.

D'Antonio, C.M. & Meyerson, L.A. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. *Restoration Ecology*, 10: 703-713.

Davis, M.A. 2003. Biotic globalization: does competition from introduced species threaten biodiversity? *BioScience* 53: 481–489.

Dias A.S. 2004. Caracterização da regeneração natural em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual da Reserva da Biologia da Universidade Federal de Viçosa. *Monografia da Universidade Federal de Viçosa*, MG.

Dias A.S.; Ferreira-Junior, W.G.; Carmo, F.M. & Silva, A.F. 2005. Dinâmica da regeneração natural e a presença de *Coffea arabica* L. influenciando a diversidade de espécies. In: Avanços nos estudos de ecossistemas terrestres, marinhos e de águas continentais. *Anais do VII Congresso de Ecologia do Brasil em Caxambu*

Ferreira-Junior W.G.; Silva A.F.; Meira-Neto, J.A.A.; Schaefer, E.G.R.; Dias A.S.; Ignácio, M. & Medeiros, M.C.M.P. 2007. Composição florística da vegetação arbórea de um trecho de floresta estacional semidecídua em Viçosa, MG, e espécies de maior ocorrência na região. *Revista Árvore* 31: 1121-1130.

Fine PVA, 2002. The invasibility of tropical forests by exotic plants. *Journal of Tropical Ecology* 18: 687-705.

Firn, J; Moore, J.L.; Macdougall, A.S.; Borer, E.T.; Seabloom, E.W.; Hillerislambers J. & Buckley, Y.M. 2011. Abundance of introduced species at home predicts abundance away in herbaceous communities. *Ecology Letters* 14: 274–281.

Fridley, J.D.; Stachowicz, J.J.; Naeem, S.; Sax, D.F.; Seabloom, E.W.; Smith, M.D.; Stohlgren, T.J.; Tilman, D. & von Holle, B. 2007. The invasion paradox: reconciling pattern and process in species invasions. *Ecology* 88: 3–17.

Friedman J & Waller GR, 1983. Caffeine hazards and their prevention in germinating seeds of coffee (*Coffea arabica* L.). *Journal of Chemical Ecology*, 9:1099-1106.

Greenberg, R.; Bichier, P.; Angon, A.C. & Reitsma, R. 1997a. Bird populations in shade and sun coffee plantations in central Guatemala. *Conservation Biology* 11: 448–459.

Greenberg, R.; Bichier, P. & Sterling, J. 1997b. Bird populations in rustic and planted shade coffee plantations of eastern Chiapas, Mexico. *Biotropica* 29: 501–514

Guaratini, M.T.G.; Gomes, E.P.C.; Tamashiro, J.Y. & RODRIGUES R.R., 2008. Composição florística da Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 31: 323-337.

Goodwin, B.; McCalister, A. & Fahrig, L., 1999. Predicting invasiveness of plant species based on biological information. *Conservation Biology* 13: 422-426, 1999.

Hammer, Ø.; Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp.

Hernandez, S.M.; Mattsson, B.J.; Peters, V.E.; Cooper, R.J. & Carroll, C.R. 2013. Coffee Agroforests Remain Beneficial for Neotropical Bird Community Conservation across Seasons. *PLoS ONE* 8(9): e65101.

HÓRUS: Instituto de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, 2013. [Online] Exóticas invasoras: Fichas técnicas. Homepage: http://www.institutohorus.org.br/inf_fichas.htm.

Joshi A A, Mudappa D & Raman T R.S 2009. Brewing trouble: coffee invasion in relation to edge and forest structure in tropical rainforest fragments of the Western Ghats, India. *Biological Invasions* 11: 2387-2400.

Lemmon, P. E. 1956. A spherical densiometer for estimating forest overstory density. *Forest Science*, 2(4), 314-320.

Levine, J.M.; Vilá, M.; D'Aantonio, C.M.; Dukes, J.S.; Grigulis, K. & Lavorel, S. 2003. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proceedings of the royal Society of London Series B – Biological Sciences* 270: 775-781.

Lopes W.P.; Paula, A.; Sevilha, A.C. & Silva, A.F., 2002. Composição da flora arbórea de um trecho de floresta estacional no Jardim Botânico da Universidade Federal de Viçosa (face sudoeste), Viçosa, Minas Gerais. *Revista Árvore* 26: 339-347.

Martins, F.R. 1991. *Estrutura de uma Floresta Mesófila*. Campinas, Universidade Estadual de Campinas. 264p.

Martins, S.V. & Rodrigues, R.R. 2002. Gap-phase regenerations in a semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil. *Plant Ecology* 163: 51-62.

Martins, S.V.; Gleriani, J.M.; Amaral, C.H. & Ribeiro T.M. 2008. Caracterização do dossel e do estrato de regeneração natural no sub-bosque e em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Viçosa, MG. *Revista Árvore* 32: 759-767.

Matos, F.S.; Wolfgramm, R.; Gonçalves, F.V.; Cavatte, P.C.; Ventrella, M.C. & DaMatta, F.M. 2009. Phenotypic plasticity in response to light in the coffee tree. *Environ. Exp. Bot.* 67:421-427.

McKinney, M.L. & Lockwood, J.L. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 450–453.

Mooney, H.A. & Hobbs, R.J. (eds) 2000. Invasive species in a changing world. Island Press, Washington, D.C., U.S.A.

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

Perfecto, I., Rice, R. A., Greenberg, R., & Van der Voort, M. E. (1996). Shade Coffee: A Disappearing. *BioScience*, 46(8).

Primavesi O., Primavesi A.C.P.A., Pedroso A.F., Camargo A.C., Rassini J.B., Filho J. F., Oliveira J.P., Correa L.A., Armelin M.J.A., Vieira S.R., Dechen S.C.F. 1999. *Microbacia hidrográfica do Ribeirão Canchin: um modelo real de laboratório ambiental*. Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos. 133p.

Rejmánek, M. & Rosén, E, 1992. Influence of colonizing shrubs on species-area relationships in alvar plant communities. *Journal of Vegetation Science* 3: 625-630.

Ren, J.Y.; Kadir, A. & Yue, M. 2014. The role of tree-fall gaps in the natural regeneration of birch forests in the Taibai Mountains. *Applied Vegetation Science*. doi: 10.1111/avsc.12090

Richardson, D. M.; Pysek, P.; Rejmánek, M.; Barbour, M.G.; Panetta, F.D. & WEST, C.J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6: 93-107.

Sales, J. C.; Schiavini, I. 2007. Estrutura e composição do estrato de regeneração em um fragmento florestal urbano: implicações para a dinâmica e a conservação da comunidade arbórea. *Acta botânica brasílica*, 21: 223-233.

Sax, D.F.; Gaines, S.D. & Brown J.H. 2002. Species invasions exceed extinctions on islands worldwide: a comparative study of plants and birds. *American Naturalist* 160: 766–783.

Sevilha, C.S.; Paula, A.; Lopes, W.P. & Silva, A.F. 2001. Fitossociologia do estrato arbóreo de um trecho de floresta estacional semidecidual no Jardim Botânico de Universidade Federal de Viçosa (face sudoeste), Viçosa, Minas Gerais. *Revista Árvore* 25: 431-443.

Silva, L.A. & Soares J.J., 2002. Análise sobre o estado sucessional de um fragmento florestal e sobre suas populações. *Revista Árvore* 26:229-236

Valéry, L; Fritz, H; Lefeuvre, J-C & Simberloff D. 2008. In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. *Biological Invasions* 10:1345.

Waller, G.R.; Kumari, D.; Friedman, J.; Friedman, N. & Chou, C.H. 1986. Caffeine Autotoxicity In: *Coffea Arabica* L. In: Putnam, A.R. & Tang, C.-S.E. ed. The Science of Allelopathy. New York, John Wiley, 1986. p.243-269.

Wilcove, D.S.; Rothstein, D.; Dubow, J.; Phillips. A. & Losos, E. 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience* 48: 607–615.

Whitmore, T.C. 1989. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology* 70: 536-538.

Zoladeski, C.A. & Maycock, P.F. 1990. Dynamics of the boreal forest in Northwestern Ontario. *American Midland Naturalist* 124: 289-300.

CAPÍTULO 3

COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E ESTRUTURA DO ESTRATO
DE REGENERAÇÃO NATURAL EM ÁREAS DOMINADAS
POR *COFFEA ARABICA* L. (RUBIACEAE) EM FRAGMENTO
DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL, SP, BRASIL.

RESUMO

A identificação da composição florística dos regenerantes é um importante elemento no entendimento da evolução e no conhecimento do potencial de regeneração das florestas tropicais. Uma das consequências da conversão de florestas em paisagem fragmentada é a entrada de espécies exóticas para o interior dos remanescentes florestais. Neste contexto, o objetivo deste estudo foi caracterizar a florística e a estrutura da comunidade regenerante em um fragmento florestal após a remoção da espécie exótica *Coffea arabica* L. Realizou-se um levantamento dos indivíduos com altura entre 30 cm a 150 cm em 40 parcelas de 2x2m em uma área no interior e 36 parcelas na borda do fragmento. Considerando as duas áreas de estudo, foram amostradas 57 espécies arbóreo-arbustivas distribuídas em 47 gêneros e 21 famílias. A densidade de indivíduos foi de 1,08 ind./m². As espécies que mais se destacaram em número de indivíduos em todas as avaliações foram *Conchocarpus pentandrus* e *Trichanthera* sp. A Diversidade de Shannon (H') foi de 2,84 na borda e 2,36 no interior. A diversidade e a abundância difere entre a borda e o interior do fragmento, sendo maior na borda, mas por influência da dominância de duas espécies que ocorreram no interior. Inversamente, a riqueza foi maior no interior do que na borda do fragmento. A porcentagem de novas espécies que surgiram nestas parcelas foi semelhante ao encontrado nas parcelas onde não havia café e superior às áreas onde o café não foi retirado ou retirado apenas no início do experimento. Mesmo considerando o tamanho reduzido deste fragmento, seu isolamento, o empobrecimento e a presença abundante de café principalmente na sua borda, é importante ressaltar que este é um dos últimos remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual na região de São Carlos.

ABSTRACT

The identification of the floristic composition of saplings is an important element in understanding the evolution and knowledge of the potential for regeneration of tropical forests. One of the consequences of converting forest to fragmented landscape is the entrance of exotic species into the interior of the forest remnants. In this context, the aim of this study was to characterize the floristic and structure of regenerating community in a forest fragment with the presence of exotic species *Coffea arabica* L. We conducted a survey of individuals with height between 30 cm and 150 cm in 40 plots occurs 2x2m in an area inside and 36 plots at the forest edges. Considering the two areas of study, 57 tree and shrub species in 47 genera and 21 families were sampled. The stocking density was 1.08 ind./m². The species that excelled in number of individuals in all evaluations were *Conchocarpus pentandrus* and *Trichanthera* sp. The Shannon Diversity (H') was 2.84 (edge) and 2.36 (inside). The diversity and abundance differs between the edge and the forest inside, being higher at the edge, but by the influence of the dominance of two species that occurred inside. Conversely, the wealth was bigger on the inside than on the edge of the fragment. The percentage of new species that arose in these plots was similar to that found in plots where there was a coffee and top area where coffee was not withdrawn or removed only at the beginning of the experiment. Even considering the small size of this fragment, its isolation, impoverishment and the abundant presence of coffee mainly on its edge, it is important to emphasize that this is one of the last remnants of semideciduous forest in the region of São Carlos.

INTRODUÇÃO

A Floresta Estacional Semidecidual têm sofrido inúmeras alterações em sua característica original como resultado do processo de destruição e fragmentação. O avanço da agricultura, inicialmente o café, a pecuária e cana-de-açúcar, foram as principais causas da redução da cobertura florestal original no estado de São Paulo (Victor et al. 2005). Entretanto, a entrada do café do Rio de Janeiro em direção ao interior do estado de São Paulo ocorreu em 1790 (Victor et al. 2005). As plantações eram estabelecidas onde havia mata, pois o solo era rico em húmus favorecendo assim a produção. Segundo Milliet (apud Kupper 1999, Victor 2005), o avanço se processou em obediência a duas determinantes principais: evitar a linha do trópico, abaixo da qual o clima não o favorecia e demandar as grandes florestas de terra virgem e rica. Conseqüentemente, a Floresta Estacional Semidecidual foi o tipo florestal mais devastado, pois ocupavam áreas de relevo favorável à agricultura e com os solos de maior fertilidade no Estado de São Paulo (Rodrigues et al. 2010).

O impacto causado pelo processo de fragmentação florestal no número de espécies capazes de sobreviver em um fragmento depende do tamanho, da forma e o tipo de vizinhança do remanescente (Saunders et al. 1991, Harper et al. 2005, Nascimento et al. 1999). Uma das conseqüências da conversão de florestas em paisagem fragmentada é a entrada de espécies exóticas para o interior dos remanescentes florestais (Vilá & Ibañez 2011, Gonzalez-Moreno et al. 2013). Embora as invasões biológicas sejam fenômenos mundiais, poucos estudos foram desenvolvidos nos neotrópicos (Pivello et al. 1999a, 1999b, Silva & Silva Matos 2002, Pauchard et al. 2004, Portela et al. 2009, Miatto et al. 2010). A escassez de dados sobre os neotrópicos atinge todos os processos relacionados à invasão, desde a fase de diagnóstico até o estabelecimento de ações de manejo, passando pela caracterização das espécies invasoras e das

comunidades e habitats invadidos (Petenon & Pivello 2008, Silva Matos & Pivello 2009). O estudo das comunidades vegetais impactadas pelo desenvolvimento das atividades humanas é um instrumento importante para conhecer a atual situação e planejar medidas para a manutenção dos ecossistemas.

De modo geral, a abundância e a distribuição das espécies de plantas são determinadas em grande parte durante os estágios iniciais de regeneração, quando as plântulas e os jovens estão mais vulneráveis ao seu ambiente imediato (Zoladeski & Maycock 1990, Kitajima & Fenner 2000, Harper 1977 apud Veblen 2002), uma vez que a sobrevivência neste período garante a manutenção da população e toda a composição e estrutura da comunidade (Denslow 1991). Assim, não é surpresa que o conhecimento do nicho de regeneração (Grubb 1977), expressão das necessidades de uma espécie para obter sucesso na sobrevivência da nova geração, seja crucial para compreender a composição, a estrutura, e a dinâmica das comunidades de plantas (Silvertown 2004). Além disso, o estudo de fenômenos relacionados às variações na estrutura das comunidades deve envolver indivíduos que já ultrapassaram o período crítico de mortalidade (Martinez-Ramos 1991, Felfili et al. 2000, Oliveira et al. 2001). Estes estudos devem descrever os padrões da substituição das espécies ou das alterações estruturais, bem como os processos envolvidos na manutenção da comunidade (Guariguata & Ostertag 2001).

Grande parte dos estudos fitossociológicos é realizado a partir do componente arbóreo, pois este é o principal detentor da biomassa florestal e se destaca pela importância econômica (Martins 1991, Meira-Neto & Martins 2003). Além disso, a falta de informações é mais evidente no estrato arbustivo, principalmente quando se trata dos indivíduos regenerantes. Porém, o conhecimento da estrutura e da composição dos estratos inferiores de florestas pode fornecer dados para inferir sobre as condições

ambientais e o estado de conservação de comunidades florestais (Richards 1952, Muller & Waechter 2001). O estudo aplicado à regeneração natural em qualquer tipo fisionômico é de grande importância, visto que a regeneração natural dará origem a floresta adulta, ou seja, a mesma será responsável pelas características quantitativas e qualitativas da floresta madura, além da conservação, manutenção da biodiversidade nos mais diversos estágios sucessionais (Calegario 1998) Sendo assim, o estrato arbustivo reflete a estrutura florestal presente e futura.

O impacto causado pela presença de espécies exóticas invasoras (ou espécies invasoras apenas) na biodiversidade tem gerado de controvérsias na literatura. Se por um lado vários autores mostram que a espécies exóticas podem reduzir a biodiversidade (Mack et al 2000, Simberloff 2005, Brewer 2008), outros têm argumentado que a estrutura e função de comunidades vegetais podem ser melhoradas com a invasão (Sagoff 2005) e, finalmente alguns estudos apresentaram resultados inconclusivos (Davis 2011). Entretanto, os possíveis impactos causados por uma espécie exótica podem variar em função da escala de estudo (Sax & Gaines 2003, Levine 2010, Vilá & Ibáñez 2011) e do isolamento da área (Herben 2005, Tanentzap et al. 2010). A perda de espécies em pequenas escalas pode reduzir a resistência à invasão, ou a invasibilidade da área, por liberar recursos (por ex. espaço, luz) para a espécie exótica (Kennedy et al. 2002), enquanto que em escalas maiores, comunidades ou paisagens, é possível que áreas mais diversas tenham maior probabilidade de serem invadidas (Davies et al. 2005). Isto é explicado pela heterogeneidade espacial uma vez que ambientes mais heterogêneos podem sustentar mais espécies. Fragmentos mais isolados tendem a ser mais invadidos do que fragmentos próximos de fontes de propágulos, o que beneficiaria as espécies nativas cuja dispersão de propágulos é baixa.

Neste contexto, o objetivo deste estudo foi caracterizar a florística e a estrutura da comunidade regenerante em um fragmento florestal onde ocorre a presença da espécie exótica *Coffea arabica* L., nativa das florestas da Etiópia. De acordo com a base de dados de espécies invasoras do Instituto Hórus (Hórus 2013), a invasão de plantas de café tem sido detectada em várias florestas no Brasil. As plantas de café são comumente encontradas em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (Martins 1991, Bernacci et al. 1996, Sevilha 2001, Lopes et al. 2002; Martins & Rodrigues 2002, Dias 2004, Dias et al. 2005, Ferreira - Júnior 2007, Guaratini et al. 2008, Martins et al. 2008) pois estes estavam inseridos em áreas de cultivo desta espécie. Usando um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, como objeto de estudo, isolado e que no passado estava imerso em um plantio de café e atualmente se encontra imerso em uma matriz de pastagem, este estudo procurou responder as seguintes perguntas: 1) a diversidade difere entre a borda e o interior do fragmento? 2) A abundância de plantas de café difere entre a borda e interior do fragmento? 3) Se existe diferença na diversidade entre as áreas e na abundância das plantas de café, esta é maior na área mais ou menos diversa? 4) A retirada do café aumenta a diversidade?

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi conduzido na Reserva de Floresta Estacional Semidecidual, propriedade da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), denominada Centro de Pesquisa de Pecuária do Sudeste (CPPSE). Localizada no município de São Carlos, região central do Estado de São Paulo, está sob as coordenadas 21°55' e 22°00' Sul e 47°48' 47°52' Oeste, à aproximadamente 8 km da área urbana do município. Mais conhecida como “Fazenda Canchim”, atualmente se

dedica a pesquisa agropecuária, ocupando 58% da microbacia hidrográfica do Ribeirão Canchim (Primavesi et al. 1999). O clima é uma transição entre os tipos Cwa-Aw, clima quente de inverno seco, para tropical com verão úmido e inverno seco, segundo a classificação de Köppen. O tipo de solo predominante é o Latossolo Vermelho-Escuro distrófico, e a topografia plana, é levemente ondulada com altitude média de 860 m (Primavesi et al. 1999). No fragmento de 112 ha ocorrem diversas espécies vegetais ameaçadas de extinção no Estado de São Paulo (Silva e Soares 2002).

Coleta de dados

Os dados foram coletados em duas áreas experimentais, denominadas por Área 1 (A1), localizada na borda do fragmento cuja matriz circundante é uma área de pastagem e Área 2 (A2), localizada no interior do fragmento. Dentro de cada área de 0,5 ha, foram aleatoriamente demarcadas parcelas de 2m x 2m, sendo 36 na borda e 40 no interior.

Nestas parcelas, foram aplicados quatro tratamentos, sendo o numero de parcelas igual entre os tratamentos: I- parcelas onde foi realizada a remoção de 100% de café uma única vez no início do estudo; II- parcelas onde foi realizada a remoção de 100% de café a cada avaliação quadrimestral; III- parcelas com a presença de café durante todo o experimento; IV- e parcelas sem a presença do café durante todo o experimento. Inicialmente foram selecionadas as parcelas onde não havia plantas de café e então foram sorteadas as parcelas onde foram aplicados os tratamentos I, II e III. A cobertura do dossel foi medida utilizando-se densiometro esférico de copa (Lemmon 1956), antes e depois da manipulação experimental.

Em julho de 2011, antes da aplicação dos tratamentos, todos os arbustos e árvores entre 0,30 m até 1,50 m de altura foram identificados, marcados e tiveram a altura e diâmetro medidos. Utilizamos este critério uma vez que estes indivíduos já

ultrapassaram o período com grande risco de mortalidade, superando a ação seletiva do ambiente e que representam o potencial regenerativo das espécies arbóreas (Felfili et al. 2000, Sales & Schiavini 2007). A identificação botânica foi realizada pela comparação com materiais herborizados e mediante consulta à literatura e especialistas. A nomenclatura seguiu a base de dados Trópicos (<http://www.tropicos.org/projectwebportal.aspx?pagename=Home&projectid=9>).

A classificação sucessional das espécies foi feita de acordo com Gandolfi et al. (1995), Martins & Rodrigues (2002), Martins et al. (2008) em pioneiras e não pioneiras.

Análise dos dados

A análise fitossociológica do estrato regenerante foi calculada no software Fitopac 2.1 (Shepherd 2010), sendo avaliados os parâmetros para as áreas de borda e interior em três momentos: na primeira avaliação (tempo 0), aos doze meses e aos vinte e quatro meses. A diversidade ecológica foi calculada para as duas áreas segundo o Índice de Diversidade de Shannon, H' e Equabilidade de Pielou, J' .

Para comparar porcentagem de cobertura de dossel entre as áreas 1 e 2 foi utilizada a ANOVA não paramétrica, o teste de Kruskal-Wallis, e a comparação entre os tratamentos I e II antes e depois da manipulação foi feita por meio do teste de Wilcoxon.

A riqueza, diversidade de espécie e dominância foram comparados entre as áreas de amostragem por meio de intervalos de confiança obtidos por Bootstrapping no programa Past 2.17 (Hammer et al. 2001). A abundância, riqueza e diversidade de Simpson (1-D) foram obtidos para cada uma das parcelas de amostragem, e utilizadas separadamente como variáveis dependentes em uma Análise de Variância, considerando as áreas (borda e interior) e os tratamentos (I, II, III e IV) como fatores fixos. No caso

de efeitos fixos significativos foram utilizadas comparações *a posteriori* de Tukey. As análises foram conduzidas no ambiente estatístico R (R Development Core Team, 2009).

RESULTADOS

Considerando as duas áreas de estudo, foram amostradas 57 espécies arbóreo-arbustivas distribuídas em 47 gêneros e 21 famílias. A densidade de indivíduos foi de 1,08 ind./m². Apenas 13 espécies foram comuns nas duas áreas: *Actinostemos communis*, *Actinostemos concolor*, *Aspidosperma parviflorum*, *Conchocarpus pentandrus*, *Jacaranda micranta*, *Metrodorea nigra*, *Myrciaria tenella*, *Nectandra megapotamica*, *Oxalis rhombeo-ovata*, *Piper amalago*, *Psychotria barbiflora*, *Trichanthera sp.*, *Trichilia elegans*. Somente a espécie *Conchocarpus pentandrus* foi responsável por 35% de toda comunidade amostrada nas duas áreas de estudo.

Na área de borda, foram amostradas 31 espécies, destas, 18 são exclusivas deste ambiente, no qual apresentou 26 gêneros e 17 famílias. Na avaliação prévia, 91 indivíduos estavam presentes e ao final do estudo, 113 indivíduos foram amostrados, um aumento de 24,2%. A riqueza foi de 28 espécies (tempo zero), 27 espécies (12 meses) e 30 espécies (24 meses), um aumento não muito expressivo, de 7,1% ao longo do período de avaliação (Figura 1). No interior do fragmento, foram amostradas 39 espécies, distribuídas em 37 gêneros e 19 famílias. Identificamos como exclusivas deste ambiente um total de 26 espécies. Na avaliação inicial, o número de indivíduos amostrados foi de 194, e ao final do estudo, um total de 217 indivíduos, apresentando um aumento de 11,8%. A riqueza foi de 31 espécies (tempo 0), 35 espécies (12 meses) e 39 espécies (24 meses), com um acréscimo de quase 26% de espécies na comunidade (Figura 1).

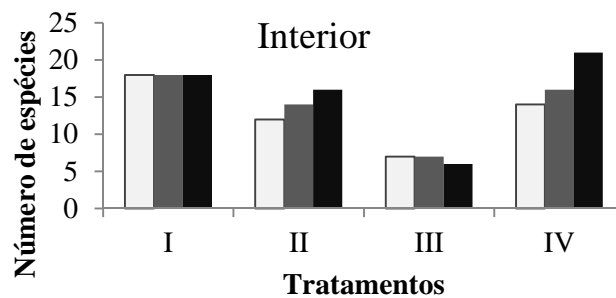
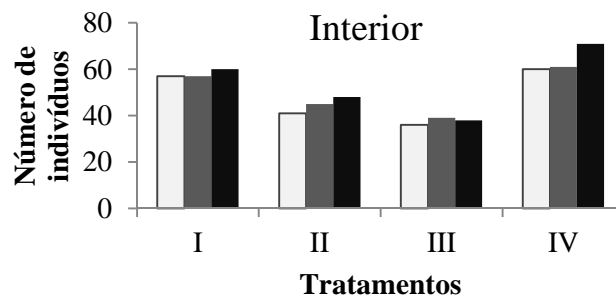
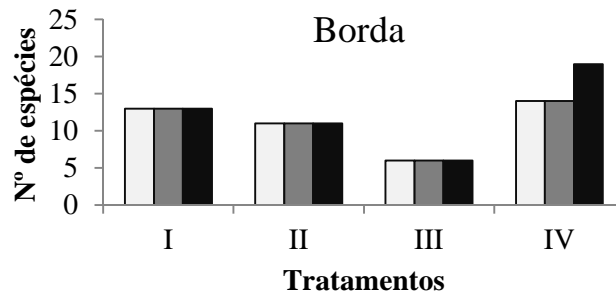
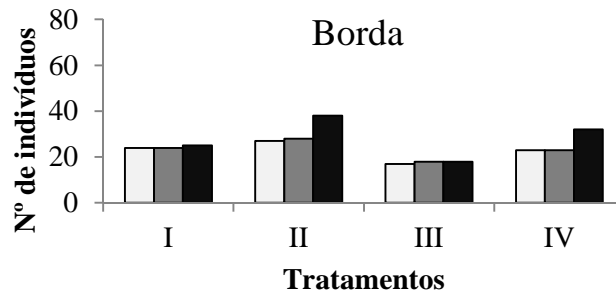
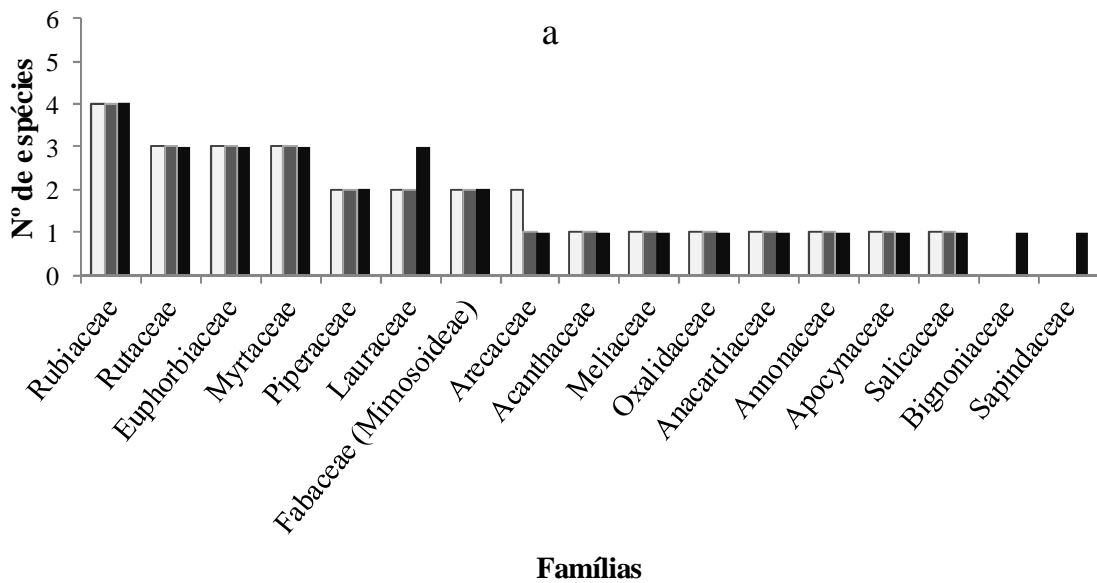


Figura 1. Número de indivíduos e espécies da comunidade regenerante entre os tratamentos nos períodos de avaliação inicial, aos 12 meses e 24 meses na área de borda (a) e no interior do fragmento (b) de Floresta Estacional Semidecidual, São Carlos, SP.

Tratamento I: remoção de 100% de *C. arabica* somente uma vez; Tratamento II: remoção de 100% de *C. arabica* quadrimestralmente; Tratamento III: controle com *C. arabica* e Tratamento IV: controle sem *C. arabica*. (□ - zero, ■ - 12 meses, ■ - 24 meses).

Na borda, as famílias com maior riqueza de espécies foram Rubiaceae, Rutaceae, Euphorbiaceae em todos os períodos de avaliação, além da família Myrtaceae e Lauraceae incluídas posteriormente (Figura 2). As que apresentaram maior abundância ao longo do estudo foram Rutaceae, Acanthaceae, Piperaceae, além das famílias Lauraceae, Meliaceae e Euphorbiaceae adicionadas em seguida (Figura 3). As famílias com maior número de espécies no interior do fragmento foram Rubiaceae, Rutaceae, Myrtaceae, Meliaceae e Euphorbiaceae, e Fabaceae (Papilionoideae) em todos os períodos de avaliação (Figura 2). As que apresentaram maior abundância foram Rutaceae, Oxalidaceae, Rubiaceae e Myrtaceae (Figura 3).



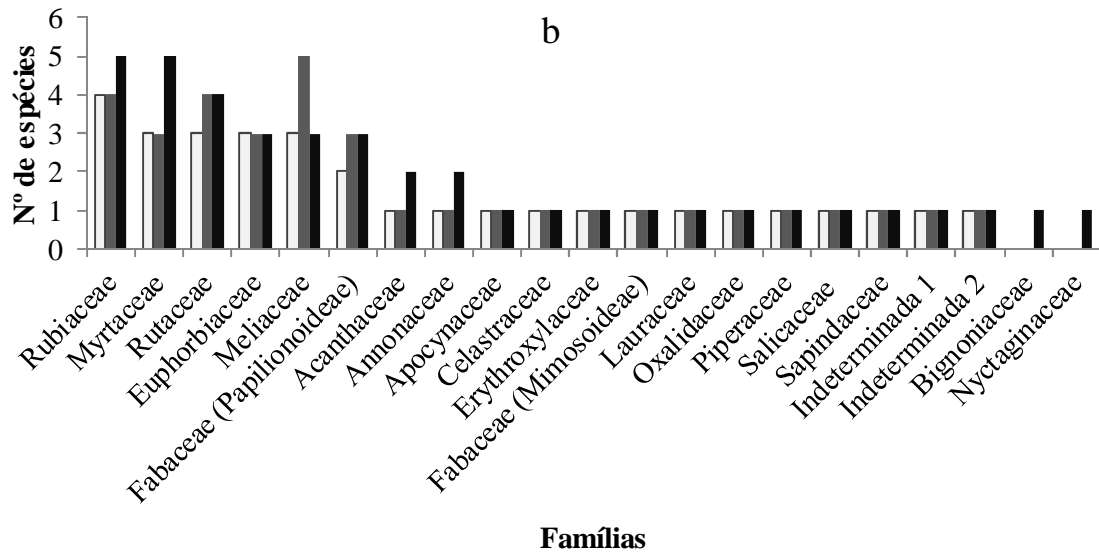
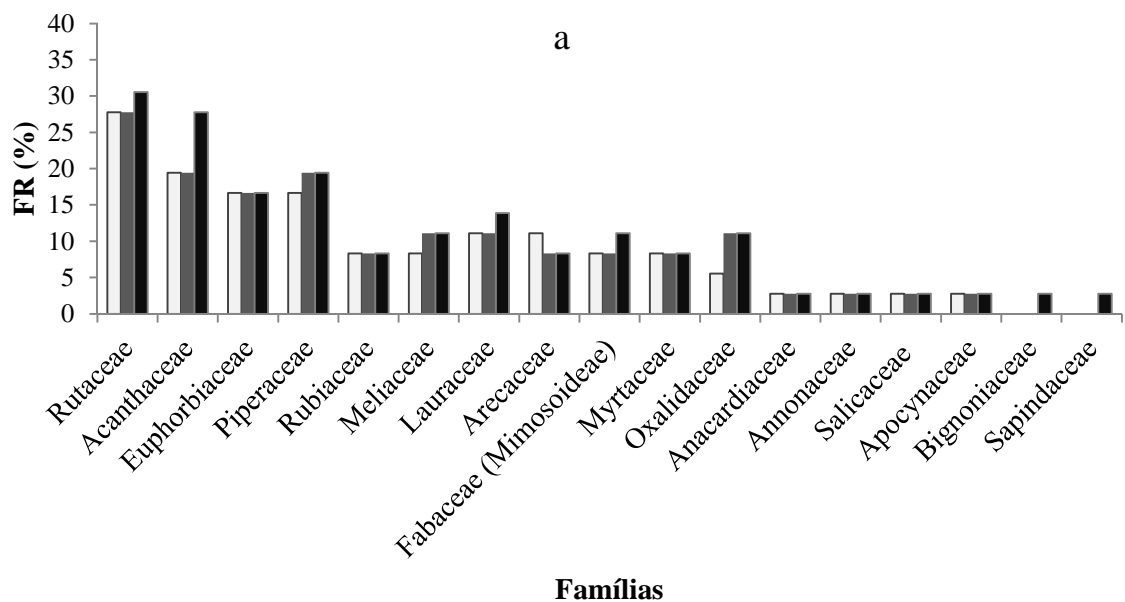


Figura 2. Riqueza de espécies por família na avaliação inicial, aos 12 meses e aos 24 meses, na area de borda (a) e no interior do fragmento (b) da Floresta Estacional Semidecidual, São Carlos, SP, Brasil. (□ - zero, ■ - 12 meses, ■ - 24 meses).



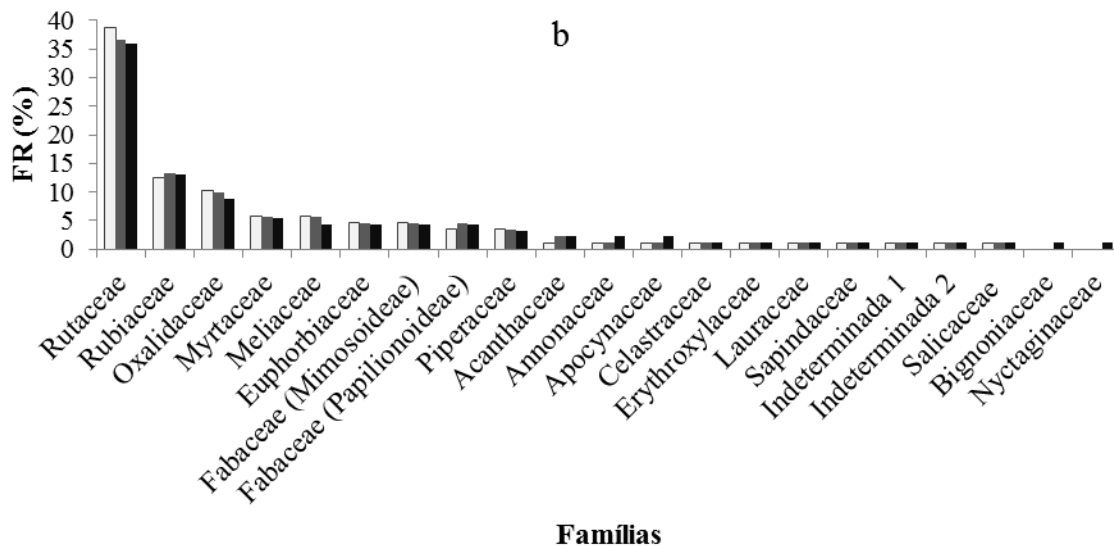


Figura 3. Frequencia relativa por familia, na avaliação inicial, aos 12 meses e aos 24 meses, na area de borda (a) e no interior do fragmento (b) de Floresta Estacional Semidecidual, São Carlos, SP, Brasil. (□ - zero, ■ - 12 meses, ■ - 24 meses).

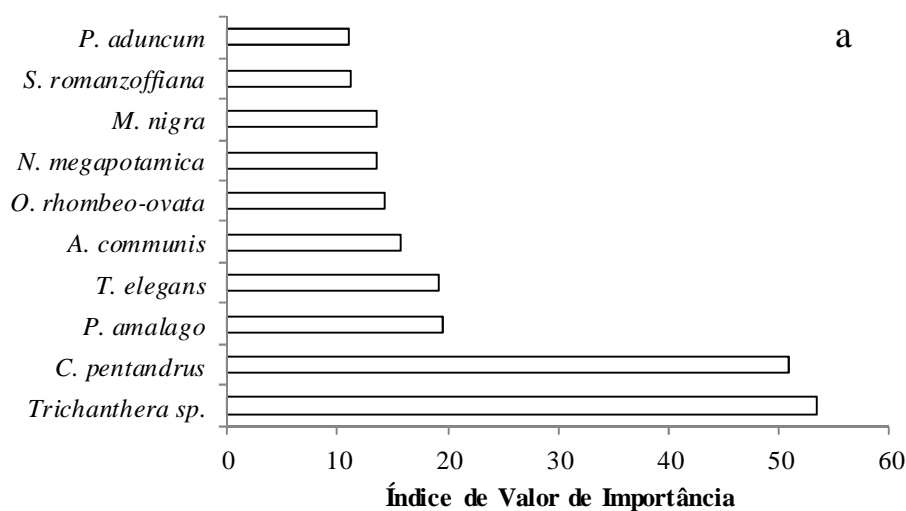
Na borda, as espécies com os maiores valores de importância foram *Trichanthera* sp., *Conchocarpus pentandrus*, *Piper amalago*, *Trichillia elegans*, *Actinostemos communis*, *Oxalis rhombeo-ovata*, *Nectandra megapotamica*, *Metrodorea nigra*, *Syagrus romanzoffiana* e *Piper aduncum* (Figura 4). Sendo que as espécies que mais se destacaram em número de indivíduos em todas as avaliações foram *Conchocarpus pentandrus* e *Trichanthera* sp., representando aproximadamente 37% da comunidade, sendo que a espécie *Trichanthera* sp. elevou sua população em 75% durante o período de avaliação. Além disso, das espécies encontradas na borda, aproximadamente 10% foram pioneiras, 30% secundárias iniciais, 45% secundárias tardias e 15% não foram caracterizadas (Tabela 1).

Por outro lado, no interior do fragmento, as espécies com os maiores valores de importância foram *Conchocarpus pentandrus*, *Metrodorea nigra*, *Oxalis rhombeo-ovata*, *Amaioua intermedia*, *Paulicorea croceiodes*, *Inga marginata*, *Myrciaria tenella*,

Piper amalago, *Aspidosperma parviflorum* e *Faramea multiflora* (Figura 4). Entre estas, predominaram em número de indivíduos em todas as avaliações, *Conchocarpus pentandrus*, *Metrodorea nigra* e *Oxalis rhombeo-ovata*, representando cerca de 65% da comunidade. Das espécies encontradas no interior do fragmento, aproximadamente 5% foram pioneiras, 25% secundárias iniciais, 50% secundárias tardias e 20% não foram caracterizadas (Tabela 1).

O Índice de Diversidade de Shannon (H') foi de 2,84 para a área de borda e 2,36 para o interior do fragmento. A equabilidade de Pielou (J) foi de 0,82 para a borda enquanto para o interior do fragmento o valor foi de 0,64.

Os parâmetros fitossociológicos calculados para o componente arbóreo-arbustivo amostrado nas áreas de borda e do interior do fragmento, na avaliação inicial e final, estão apresentados nos anexos 1, 2, 3 e 4.



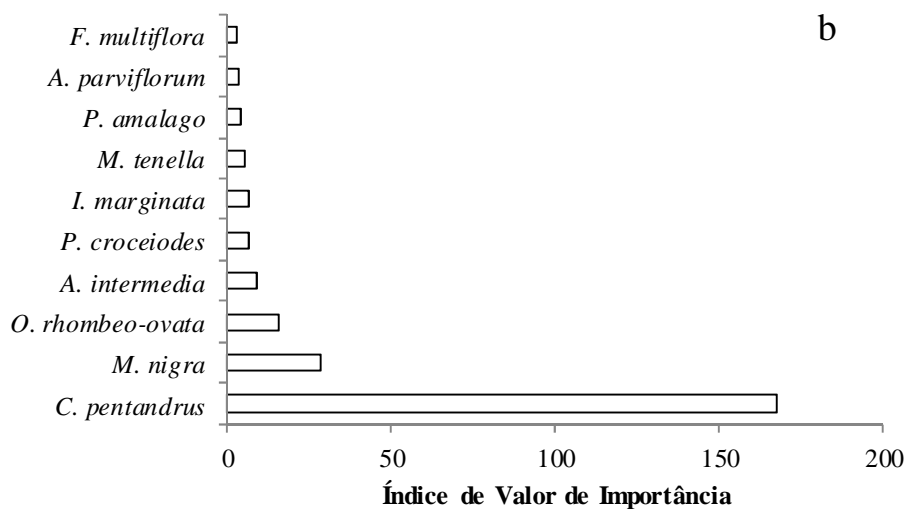


Figura 4. Ordenação das dez espécies mais importantes da amostragem da regeneração natural na área de borda (a) e no interior do fragmento (b) de Floresta Estacional Semidecidual, São Carlos, SP, Brasil.

Tabela 1. Lista florística das famílias e espécies amostradas no fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, São Carlos, SP, com o respectivo grupo sucessional e área de ocorrência, P = pioneira; Si = Secundária inicial; St = secundária tardia; Sc = sem caracterização.

Família/Espécies	GS	Área de ocorrência	
		A1	A2
Acanthaceae			
<i>Trichanthera</i> sp.	SC	x	x
Anacardiaceae			
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	ST	x	
Annonaceae			
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	ST	x	
<i>Annona cacans</i> Warm.	ST		x
<i>Rollinia silvatica</i> (A.St. Hil.) Mart.	SI		x
Apocynaceae			

<i>Aspidosperma parviflorum</i> A.DC.	ST	x	x
Areaceae			
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassm.	SI	x	
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	ST		
Bignoniaceae			
<i>Jacaranda micranta</i> Cham.	SI	x	x
Celastraceae			
<i>Maytenus aquifolium</i> Mart.	ST		x
Erythroxylaceae			
<i>Erythroxylum ambiguim</i> Peyer	ST		x
Euphorbiaceae			
<i>Actinostemos communis</i> (Müll. Arg.)Pax	ST	x	x
<i>Actinostemos concolor</i> (Spreng.) Müll. Arg.	ST	x	x
<i>Pachystroma longifolium</i> (Ness) I.M Johnst.	ST	x	
<i>Sebastiania Klotischiana</i> Pax & Hoffman	ST		x
Fabaceae (Mimosoideae)			
<i>Inga striata</i> Benth.	SI	x	
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	SI	x	
<i>Inga marginata</i> Wills.	SC		x
Fabaceae (Papilionoideae)			
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guill. ex Benth.	SI		x
<i>Lonchocarpus guillemineanus</i> (Tul.) Malme	SI		x
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	SI		x
Lauraceae			

<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	SI	x	x
<i>Ocotea odorífera</i> (Vell.) Rohwer	ST	x	
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macb	ST	x	
Meliaceae			
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	ST	x	x
<i>Trichilia hirta</i> L.	ST		x
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	SI		x
Myrtaceae			
<i>Eugenia uniflora</i> L.	ST	x	
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O. Berg.	ST	x	x
<i>Eugenia moraviana</i> O. Berg.	SC	x	
<i>Calypttranthes concina</i> DC.	ST		x
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> Berg.	ST		x
<i>Eugenia ramboi</i> D. Legrand.	SC		x
<i>Myrcia formosiana</i> DC.	ST		x
Nyctaginaceae			
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl.	ST		x
Oxalidaceae			
<i>Oxalis rhombeo-ovata</i> A. St. Hill	SI	x	x
Piperaceae			
<i>Piper amalago</i> L.	P	x	x
<i>Piper aduncum</i> L.	P	x	
Rubiaceae			
<i>Psychotria barbiflora</i> DC.	SC	x	x

<i>Psychotria capitata</i> Ruiz et Pávon	SC	x	
<i>Alibertia sessilis</i> Vell.	SI	x	
<i>Psychotria leiocarpa</i> Cahm. & Schltldl.	ST	x	
<i>Amaioua intermedia</i> Mart.	ST		x
<i>Faramea multiflora</i> A. Rich. Ex DC.	ST		x
<i>Ixora venulosa</i> Benth.	ST		x
<i>Palicourea croceioides</i> Ham.	SC		x
Rutaceae			
<i>Balfourodendron riedelianum</i> Engl.	SI	x	
<i>Metrodorea nigra</i> (A. St. Hill.) Engl.	ST	x	x
<i>Conchocarpus pentandrus</i> (A. St. Hill) Kallunki & Pirani	ST	x	x
<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	ST		x
<i>Zanthoxylum petiolare</i> A.	SC		x
Salicaceae (Flacourtiaceae)			
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	P	x	
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	SI		x
Sapindaceae			
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	SI	x	
<i>Allophilus edulis</i> (A.St. – Hill, Cambess. & Juss)	P		x
Indeterminada 1	SC		x
Indeterminada 2	SC		x

Em relação à variação na composição de espécies entre os tratamentos, em ambas as áreas, o tratamento I, onde houve uma única remoção do café não apresentou

alterações na abundância e riqueza ao longo do período de avaliação. No entanto, no tratamento II, onde houve remoção continuada do café, houve um aumento na densidade em 41% na borda e 33% no interior. Nas duas áreas, o tratamento III, com presença do café ao longo de todo o período de estudo, foi o que apresentou a menor riqueza e número de indivíduos quando comparado com os outros tratamentos. Nas parcelas do tratamento IV, onde não havia café, houve um incremento de indivíduos de 40% na borda enquanto no interior houve um aumento de 20% na abundância e 50% na riqueza ao longo do tempo (Figura 5 e 6).

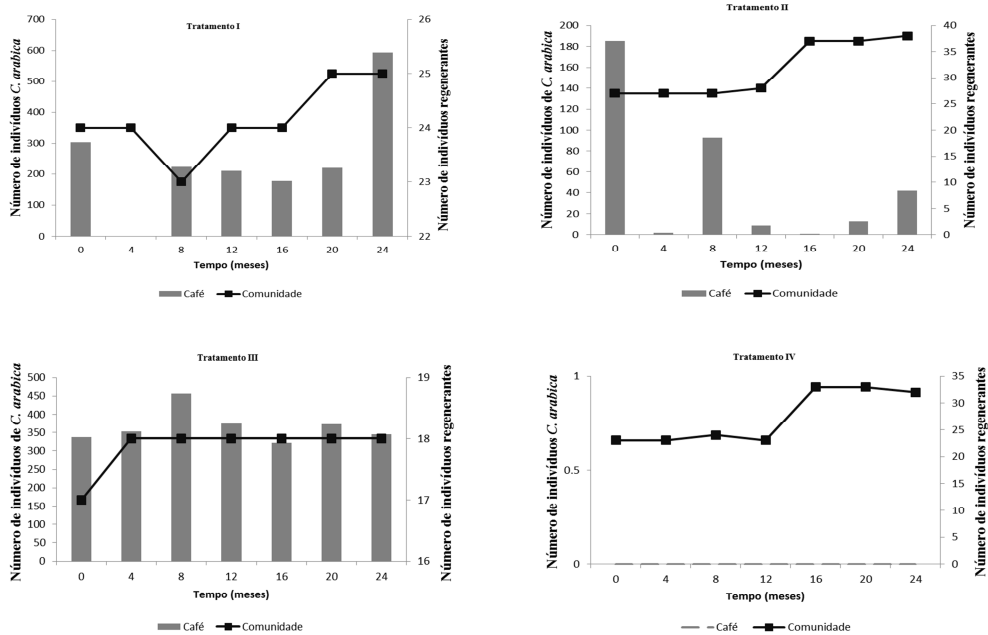


Figura 5. Número de indivíduos da comunidade regenerante e da espécie invasora *Coffea arabica* entre os tratamentos na borda. Tratamento I: remoção de 100% de *C. arabica* somente uma vez; Tratamento II: remoção de 100% de *C. arabica* quadrimestralmente; Tratamento III: controle com *C. arabica* e Tratamento IV: controle sem *C. arabica*. Floresta Estacional Semidecidual, São Carlos, SP.

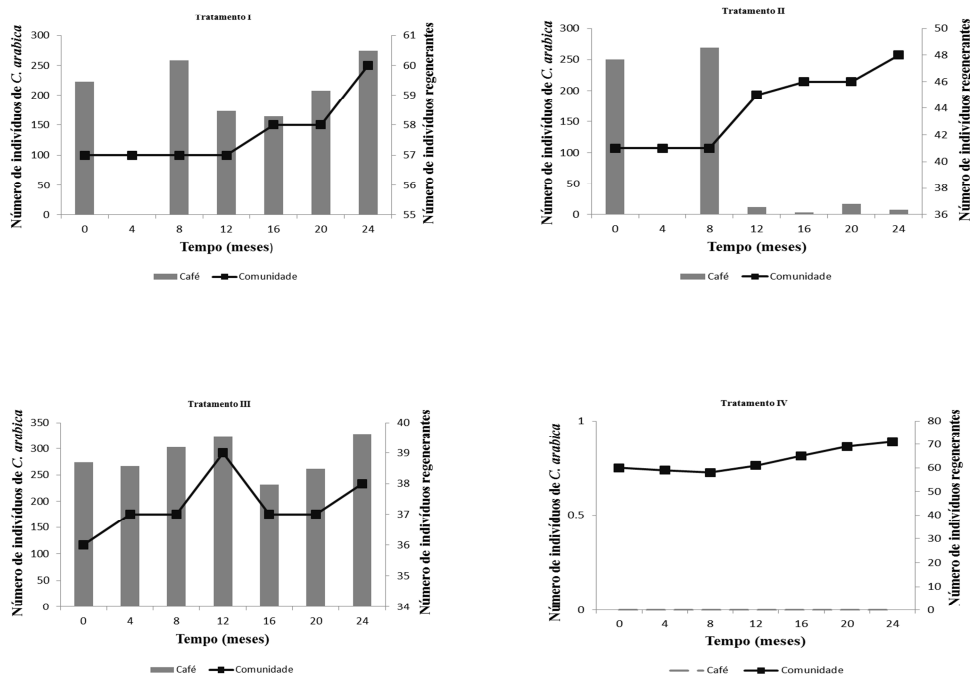


Figura 6. Número de indivíduos da comunidade regenerante e da espécie invasora *Coffea arabica* entre os tratamentos no interior. Tratamento I: remoção de 100% de *C. arabica* somente uma vez; Tratamento II: remoção de 100% de *C. arabica* quadrimestralmente; Tratamento III: controle com *C. arabica* e Tratamento IV: controle sem *C. arabica*. Floresta Estacional Semidecidual, São Carlos, SP.

A porcentagem de cobertura de dossel média antes da manipulação foi 72,3% ($\pm 16,9$) na área 1 e 74,3 ($\pm 21,2$) na área 2, e não foi significativa pela remoção do café nos tratamentos I e II. Tanto na borda (A1) como no interior (A2) do fragmento houve diferenças entre os tratamentos tanto antes (A1: $H=8,927$, $p=0,030$; A2: $H=12,080$, $p=0,007$) quanto após a manipulação (A1: $H = 12,19$, $p = 0,007$; A2: $H=14,34$, $p=0,002$). Comparações a posteriori mostraram que essas diferenças estão associadas a uma cobertura maior do dossel em parcelas controle sem presença do café (Mann-Whitney, $p<0,05$).

De acordo com os resultados da Análise de Variância, a abundância ($F=9,34$, $p=0,0032$) e a riqueza de regenerantes ($F=6,69$, $p=0,029$) foram significativamente maiores no interior do fragmento.

Independentemente da área de amostragem os tratamentos foram similares em relação à abundância ($F=2,25$, $p=0,091$), mas diferiram em relação à riqueza ($F=6,69$, $p<0,001$). Comparações a posteriori mostraram que a riqueza foi maior no tratamento IV em relação ao tratamento III (Tukey HSD, $p<0,001$).

A área de borda foi significativamente mais diversa em relação ao interior (Tabela 2). Houve diferenças significativas entre os tratamentos ($F=9,09$, $p<0,001$), decorrentes da baixa diversidade de espécies no tratamento III em relação aos demais (Tukey HSD, $p<0,01$).

Tabela 2. Comparação da abundancia, riqueza e diversidade de espécies entre as áreas de borda (A1) e interior (A2) no fragmento de floresta estacional semidecidual, São Carlos, SP, Brasil.

	A1 (borda)	A2 (interior)	Boot p(eq)
Abundância	118	225	-
Riqueza	31	39	0,74
Dominância	0,095	0,210	0,001
Diversidade (H')	2.842	2.365	0,022
Uniformidade	0,553	0,272	0,001
Diversidade (Ds)	0,904	0,789	0,001
Equitabilidade (J)	0,827	0,645	0,001

DISCUSSÃO

Em fragmentos florestais, as bordas estão geralmente expostas a diferentes condições abióticas que alteram a composição de espécies, a estrutura da vegetação e os

processos ecológicos (Murcia 1995, Harper et al. 2005). Isso faz com que a invasibilidade seja maior nas áreas de borda do que no interior do fragmento (Harper et al. 2005, Vilá & Ibanez 2011, Gonzalez-Moreno et al. 2013). Neste estudo, não verificamos diferenças na cobertura de dossel entre a borda e o interior do fragmento, porém o número de indivíduos de café foi maior na borda demonstrando que, aparentemente, como esperado, a invasibilidade é maior na borda do que no interior do fragmento.

Por outro lado, a riqueza do estrato regenerante foi maior no interior do que na borda do fragmento. Esta diferença pode ser resultado da perda de espécies causada pelas mudanças nas condições abióticas resultantes da fragmentação (Murcia 1995, Harper et al. 2005) ou pela presença do café que poderia estar afetando negativamente a regeneração das espécies nativas na área da borda, desde a época em que a matriz era uma plantação de café. Entretanto, é possível que as alterações provocadas pela criação da borda tenham causado uma perda de espécies na borda do fragmento, e isto aumentou a vulnerabilidade da borda a se tornar invadida pelo café. Esta perda de espécies poderia ter reduzido a resistência à invasão uma vez que mais recursos, entre eles o espaço e o acesso a áreas mais iluminadas, seriam liberados para a espécie exótica (Kennedy et al. 2002). Considerando a ampla adaptabilidade das plantas de café a diferentes condições edafoclimáticas, incluindo diferentes disponibilidade de luz e déficit hídrico (Carvajal 1984, Rena & Maestri 1987, Da Mata 2004, Matos 2009), e a liberação de compostos alelopáticos (Anaya et al. 2002), o café poderia ocupar estes sítios vagos de forma mais eficiente do que as espécies nativas.

Embora a riqueza tenha sido maior no interior do fragmento, a diversidade apresentou resultado oposto, sendo maior na borda do que no interior do fragmento. Este resultado foi devido a diferença na abundância de indivíduos entre as áreas,

principalmente pela alta densidade de *Conchocarpus pentandrus* e *Metrodorea nigra* no interior do fragmento. A borda e o interior do fragmento apresentaram semelhanças quanto às famílias botânicas, e algumas delas amostradas, como Rutaceae, Euphorbiaceae, Myrtaceae e Meliaceae são famílias comumente encontradas em levantamentos fitossociológicos de Floresta Estacional Semidecídua com as maiores riquezas no Estado de São Paulo (Toniato et al. 1998). A dominância da família Rutaceae foi devido principalmente à alta densidade de *Conchocarpus pentandrus* e *Metrodorea nigra*. A elevada incidência de *Conchocarpus pentandrus* (sinonímia *Galipea pentandra* A. St. Hil), que é uma arvoreta, de 1 a 5 metros de altura, característica de sub-bosque de florestas estacionais semidecíduais, pode estar ocorrendo devido ao fato da espécie frutificar praticamente o ano todo e encontrar condições favoráveis para germinação e estabelecimento no interior do fragmento (Wanderley et al. 2002). Já *Metrodorea nigra*, espécie típica de florestas maduras, completa seu ciclo de vida à sombra, no sub-bosque da floresta, assim como *Trichilia* sp., *Astronium graveolens* (Lorenzi 2002, Durigan & Nogueira 1990). A família Acanthaceae também foi representativa por causa do número elevado da espécie exótica *Trichanthera* sp, que se estabeleceu com sucesso no fragmento florestal. As plantas deste gênero são nativas da América Central e norte da América do Sul, possuem hábitos arbustivos e geralmente não ocorrem isoladamente (McDade 1983). Além disso, as famílias Rubiaceae e Myrtaceae são características de sub-bosque de florestas tropicais (Melo & Mantovani 1994), e importantes no desenvolvimento da comunidade, principalmente do sub-bosque, assim como Lauraceae e Meliaceae, que são indicativas da passagem da floresta pioneira para um estágio sucessional mais avançado, no domínio da Floresta Atlântica (Tabarelli et al. 1994). Euphorbiaceae foi representativa devido à ocorrência de *Actinostemom communis* e *Actinostemom concolor*, cuja

condição é de dominância no sub-bosque de florestas estacionais semidecíduais (Rodrigues 1999). Outras espécies de sub-bosque estiveram presentes como *Psychotria barbiflora*, *Psychotria capitata*, *Amaioua intermedia*, *Oxalis rhombeo-ovata*.

Em relação aos experimentos realizados, as parcelas onde o café não foi removido ao longo do período de estudo a diversidade foi mais baixa comparada com as parcelas onde não havia café. Este resultado corrobora a hipótese de que as espécies exóticas podem reduzir a biodiversidade (Mack et al. 2000, Simberloff 2005, Brewer 2008) e contraria a hipótese de que o processo de invasão pode influenciar positivamente a comunidade onde foi introduzida (Sax et al. 2002, Davis 2003, Sagoff 2005, Firm et al. 2011). Esta discussão tem sido reconhecida como o "paradoxo da invasão", por considerar linhas independentes que apoiam a influência negativa e a positiva entre as espécies invasoras e a diversidade em função da escala espacial e temporal (Fridley et al. 2007). O grande número de plântulas de café que surgiram após a retirada dos indivíduos desta espécie presentes nas parcelas que sofreram uma única remoção (tratamento I) confirma a influência negativa do café na comunidade, uma vez que nestas parcelas não houve aumento da diversidade. A presença do café no banco de sementes (Laurito 2010) aumenta sua chance de rápida colonização quando as condições se tornam favoráveis.

Em relação ao grupo ecológico, aproximadamente 50% das espécies amostradas tanto na borda como no interior são secundárias tardias e típicas do sub-bosque de florestas. Isto demonstra que o sombreamento proporcionado pela copa das árvores que colonizaram as clareiras possibilita a regeneração de espécies dos estádios sucessionais mais avançados, de acordo com a hipótese da facilitação de Connell & Slatyer (1977), refletindo o avanço da dinâmica florestal. Entretanto, o café também foi abundante no interior do fragmento. É possível que o elevado número de clareiras encontrado neste

fragmento (Hora et al. 2008) esteja atuando como recurso transitório, no caso a luminosidade que chega no sub-bosque, influenciando a capacidade do café de colonizar estas áreas no interior do fragmento. Isto é consistente com o conceito apresentado por Johnstone (1986), "plant invasion window", no qual enfatiza a importância da disponibilidade de recursos transitórios para o sucesso da invasão.

Respondendo as perguntas levantadas neste estudo, 1) sim, a diversidade difere entre a borda e o interior do fragmento, sendo maior na borda mas por influência da dominância de duas espécies que ocorreram no interior o que diminuiu a equabilidade desta área. Por outro lado, a riqueza foi maior no interior do que na borda do fragmento; 2) a abundância de plantas de café foi maior na borda do que no interior do fragmento. Isto pode ter ocorrido em consequência da perda de espécies ao longo dos anos na borda criada após a fragmentação, facilitando o processo de invasão. Este resultado está de acordo com a hipótese que as espécies invasoras se aproveitam de nichos vagos para se estabelecerem (Elton 1958, Hierro et al. 2005). Porém, o grande número de plântulas que surgiram nas parcelas onde houve retirada de café está de acordo com outra hipótese, a que considera que as espécies exóticas são mais eficientes do que as nativas em se adaptar aos diferentes tipos e intensidade de perturbações (Baker 1974, Hierro et al. 2005); 3) embora a abundância de plantas de café e a diversidade tenham sido positivamente relacionadas, deve-se levar em consideração que a diversidade foi influenciada pela elevada densidade de 2 espécies que diminuíram a equabilidade das parcelas do interior do fragmento. Neste caso, talvez seja melhor considerar a riqueza, que ao contrário da diversidade, foi negativamente relacionada com a abundância do café. Se por um lado podemos considerar que a riqueza possa ser uma barreira para a invasão (Elton 1958, Hierro et al. 2005), as perturbações naturais que ocorrem no fragmento estudado, e.g. abertura de clareiras, podem estar criando oportunidades para a

expansão do café no interior deste remanescente florestal. Isto deve ser acompanhado com cautela para que, se necessário, possa se elaborar estratégias de controle do café neste fragmento; 4) Finalmente, este estudo mostrou que a retirada do café deve ser feita continuamente para que se possa evitar uma nova e massiva colonização de novas plantas desta espécie. A porcentagem de novas espécies que surgiram nestas parcelas foi semelhante ao encontrado nas parcelas onde não havia café e superior as áreas onde o café não foi retirado ou retirado apenas no início do experimento.

Mesmo considerando o tamanho reduzido deste fragmento, seu isolamento, o empobrecimento e a presença abundante de café principalmente na sua borda, é importante ressaltar que este é um dos últimos remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual na região de São Carlos. A redução na área destas florestas durante o período compreendido entre 1988 e 2003 foi de 102,7 km², ou seja, houve uma redução de 0,2% ao longo deste período, de 2,84% para 2,64% (Rodrigues & Hott 2010). Neste fragmento ainda são encontradas espécies que constam da lista de espécies ameaçadas no estado de São Paulo. Assim, medidas devem ser tomadas para que se possa melhorar a qualidade deste remanescente, pois seu valor para a conservação de espécies vegetais e mesmo animais é inquestionável. Fragmentos pequenos podem se tornar os últimos refúgios para muitas espécies e fonte de propágulos para a restauração de áreas impactadas (Turner & Corlett 1996).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Anaya A.L., Waller G.R., Owuor P.O., 2002. The role of caffeine production decline due to autotoxicity in coffee and tea plantations. In: *Allelopathy From molecules to ecosystems* (Reigosa, M.J. & Pedrol, N. eds). Universidade de Vigo, Spain, p.71-91.

Baker, H.G. 1974. The evolution of weeds. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5, 1–24.

Bernacci, L.C.; Leitão Filho, H.F. 1996. Flora fanerogâmica da floresta da Fazenda São Vicente, Campinas, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 19: 49-164.

Brewer S. 2008. Declines in plant species richness and endemic plant species in longleaf pine savannas invaded by *Imperata cylindrica*. *Biological Invasions* 10:1257–1264

Carvajal J.F. 1984. *Cafeto – Cultivo y fertilización*. Instituto Internacional de la Potasa. Berna/Suíça: 254 p.

Connel, J.H. & Slatyer, R.O. 1977. Mechanism of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist*, 111: 982, p. 1119-1144.

Da Matta F.M., 2004. Ecophysiological constrains on the production of shaded and unshaded coffee: a review. *Field Crops Research* 86: 99-114.

Davis MA (2003) Biotic globalization: does competition from introduced species threaten biodiversity? *BioScience*, 53, 481–489.

Davies, K.F., Peter Chesson, Susan Harrison, Brian D. Inouye, Brett A. Melbourne, and Kevin J. Rice 2005. Spatial Heterogeneity Explains The Scale Dependence Of The Native–Exotic Diversity Relationship. *Ecology* 86:1602–1610

Denslow, J.S., 1991. The effect of understory palms and cyclanths on the growth and survival of *Inga* seedlings. *Biotropica* 23: 225-234.

Dias A. S., 2004. Caracterização da regeneração natural em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual da Reserva da Biologia da Universidade Federal de Viçosa. *Monografia da Universidade Federal de Viçosa, MG.*

Dias A. S., Ferreira-Junior W.G., Carmo F.M. Da S., Silva A.F., 2005. Dinâmica da regeneração natural e a presença de *Coffea arabica* L. influenciando a diversidade de espécies. In: Avanços nos estudos de ecossistemas terrestres, marinhos e de águas continentais. *Anais do VII Congresso de Ecologia do Brasil em Caxambu*

Elton, C.S. (1958) *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Methuen, London.

Felfili, J.M. & Venturoli, F. 2000. Tópicos em análise de vegetação. Comunicações técnicas florestais, v.2, n.2. Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia florestal.

Ferreira-Junior W.G., Silva A.F., Meira-Neto J.A.A., Schaefer E.G.R., Dias A.S.; Ignácio M., Medeiros M.C.M.P., 2007. Composição florística da vegetação arbórea de um trecho de floresta estacional semidecídua em Viçosa, MG, e espécies de maior ocorrência na região. *Revista Árvore* 31(6): 1121-1130.

Firn J, Moore JL, Macdougall AS, Borer ET, Seabloom EW, Hillerislambers J, Buckley YM (2011) Abundance of introduced species at home predicts abundance away in herbaceous communities. *Ecology Letters*, 14, 274–281.

Gandolfi, S.; Leitão Filho, H.F.; Bezerra, C.L.F. 1995. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecidual no município de Garulhos, SP. *Revista Brasileira de Biologia*, 55: 753-767.

Gonzales-Moreno, P., Pino, J., Gasso, N., Vilá, M. 2013. Landscape context modulates alien plant invasion in Mediterranean forest edges. *Biological Invasions*, 15: 547-557.

Guaratini M.T.G., Gomes E.P.C., Tamashiro J.Y., Rodrigues R.R., 2008. Composição florística da Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 31 (2): 323-337.

Guariguata, M.R. & Ostertag, R. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 148: 185-206.

Grubb, P.J., 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: The importance of the regeneration niche. *Biological Review* 52: 107-145.

Instituto Hórus De Desenvolvimento E Conservação Ambiental, 2013. [Online] *Exóticas invasoras: Fichas técnicas*. Homepage: http://www.institutohorus.org.br/inf_fichas.htm.

Hammer Ø, Harper DAT & Ryan PD, 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. <http://folk.uio.no/ohammer/past/doc1.html>.

Harper, J. L. 1977. *Population biology of plants*. London Academic Press, London. 892p.

Harper, K.A., Macdonald, S.E., Burton, P.J., Chen, J., Brososke, K.D., Saunders, S.C., Euskirchen, E.S., Roberts, D., Jaiteh, M.S. & Essen, P.-E. (2005) Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, 19, 768–782.

Herben T 2005. Species pool size and invasibility of island communities: a null model of sampling effects. *Ecol Lett* 8:909–917

Hierro, J.L., Maron, J.L. & Callaway, R.M. (2005). A biogeographical approach to plant invasions: the importance of studying exotics in their introduced and native range. *J. Ecol.*, 93: 5–15.

Hora, R.C.; Primavesi, O.; Soares, J.J. 2008. Contribuição das folhas de lianas na produção de serapilheira em um fragmento de floresta estacional semidecidual em São Carlos, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 31(2).

Johnstone, I. M. (1986). Plant invasion windows: a time-based classification of invasion potential. *Biological Reviews*, 61(4), 369-394.

Kennedy, T.A., Naeem, S., Howe, K.M., Knops, J.M.H., Tilman, D. & Reich, P. 2002. Biodiversity as a barrier to ecological invasion. *Nature* 417, 636-638.

Kitajima, K. & Fenner, M., 2000. Ecology of seedling regeneration. In: *Seeds: the Ecology of regeneration in plant communities* (ed M. Fenner), pp. 331-359. Cabi Publishing, Wallingford.

Lemmon, P. E. 1956. A spherical densiometer for estimating forest overstory density. *Forest Science*, 2(4), 314-320.

Levine, J.M. 2010. Species diversity and biological invasions: relating local processes to community patterns. *Science* 288:852–854.

Lopes W.P., Paula A., Sevilha A.C., Silva A.F., 2002. Composição da flora arbórea de um trecho de floresta estacional no Jardim Botânico da Universidade Federal de Viçosa (face sudoeste), Viçosa, Minas Gerais. *Revista Árvore* 26 (3): 339-347.

Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, Evans H, Clout M, Bazzaz FA (2000) Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol Appl* 10:689–710.

Martins F. R. 1991. *Estrutura de uma Floresta Mesófila*. Campinas, Universidade Estadual de Campinas. 264p.

Martins S.V. & Rodrigues R.R., 2002. Gap-phase regenerations in a semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil. *Plant Ecology* 163 (1): 51-62.

Martins S.V., Gleriani J.M., Amaral C.H., Ribeiro T.M. 2008. Caracterização do dossel e do estrato de regeneração natural no sub-bosque e em clareiras de uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Viçosa, MG. *Revista Árvore* 32 (4): 759-767.

Matos, F.S., Wolfgramm, R., Gonçalves, F.V., Cavatte, P.C., Ventrella, M.C., DaMatta, F.M.: Phenotypic plasticity in response to light in the coffee tree. – *Environ. Exp. Bot.* 67:421-427, 2009.

Mcdade, Lucinda A., 1983. Pollination intensity and seed set in *Trichanthera gigantea* (Acanthaceae). *Biotropica* 15: 122-124.

Meira Neto, J. A. A.; Martins, F. R. 2003. Estrutura do sub-bosque herbáceoarbustivo da mata da silvicultura, uma Floresta Estacional Semidecidual no município de Viçosa – MG. *Revista Árvore*, 27: 459-471.

Miatto, R. C., Silva, I. A., Silva-Matos, D. M., & Marrs, R. H. 2011. Woody vegetation structure of Brazilian Cerrado invaded by *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon (Dennstaedtiaceae). *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 206(8): 757-762.

Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(2), 58-62.

Müller, S. C.; Waechter, J. L. 2001. Estrutura sinusial dos componentes herbáceo e arbustivo de uma floresta costeira subtropical. *Revista Brasileira de Botânica*, 24: 395-406.

Pauchard, A., & Alaback, P. B. 2004. Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of South-Central Chile. *Conservation Biology*, 18(1): 238-248

Petenon, D., & Pivello, V. R. 2008. Plantas invasoras: representatividade da pesquisa dos países tropicais no contexto mundial. *Natureza & Conservação*, 6: 65-77.

Pivello, V.R.; Carvalho, V.M.N.C.; Peccinini, A.A.; Lopes, P.F. & Rosso, S. 1999. Abundance and distribution of native and invasive alien grasses in a "cerrado" (Brazilian savanna) biological reserve. *Biotropica* 31: 71-81.

Pivello, V.R., Shida, C.N. & Meirelles, S.T. 1999. Alien grasses in Brazilian savanas: a threat to the biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 8: 1281-1294.

Portela, R. C. Q., Matos, D. M. S., Siqueira, L. P. D., Braz, M. I. G., Silva-Lima, L., & Marrs, R. H. 2009. Variation in aboveground biomass and necromass of two invasive species in the Atlantic rainforest, Southeast Brazil. *Acta botânica brasílica*, 23(2): 571-577.

Primavessi O., Primavessi A.C.P.A., Pedroso A.F., Camargo A.C., Rassini J.B., Filho J. F., Oliveira J.P., Correa L.A., Armelin M.J.A., Vieira S.R., Dechen S.C.F. 1999. *Microbacia hidrográfica do Ribeirão Canchin: um modelo real de laboratório ambiental*. Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos. 133p.

R Development Core Team (2009) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Rena, A.B. & Maestri, M. 1987. Ecofisiologia do cafeeiro. In: *Ecofisiologia da produção agrícola*. Piracicaba: Associação Brasileira para a Pesquisa da Potassa e Fósforo: 119-147.

Richards, P. W. 1952. The tropical rain forest: an ecological study. Cambridge: University Press, 450p.

Rodrigues, C.A.G. & Cicarini Hott, M. 2010. Dinâmica da Vegetação Natural no Nordeste do Estado de São Paulo, Entre 1988 e 2003. *Revista Árvore*, 34: 881-887.

Rodrigues, E. R.; Monteiro, R.; Cullen Junior, L. 2010. Dinâmica inicial da composição florística de uma área restaurada na região do Pontal do Paranapanema, São Paulo, Brasil. *Rev. Árvore*, 34: 853-861.

Saunders, D.A.; Hobbs, R.J. & Margules, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18-532.

Shepherd, G.J., 2010. *Fitopac Shell 1.6: Manual Do Usuário*. Departamento De Botânica, Unicamp, Campinas.

Sevilha C.S., Paula A., Lopes W.P., Silva A.F., 2001. Fitossociologia do estrato arbóreo de um trecho de floresta estacional semidecidual no Jardim Botânico de Universidade Federal de Viçosa (face sudoeste), Viçosa, Minas Gerais. *Revista Árvore* 25 (4): 431-443.

Sax DF, Gaines SD, Brown JH (2002) Species invasions exceed extinctions on islands worldwide: a comparative study of plants and birds. *American Naturalist*, 160, 766–783.

Sax DF, Gaines SD (2003) Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends Ecol Evol* 18: 561–566.

Silva, U.S.R. & Silva Matos, D. M. 2006. The invasion of *Pteridium aquilinum* and the impoverishment of the seed bank in fire prone areas of Brazilian Atlantic Forest". *Biodiversity and Conservation* 15: 3035–3043.

Silva Matos, D. M., & Pivello, V. R. 2009. O impacto das plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres: alguns casos brasileiros. *Ciência e Cultura*, 61: 27-30.

Silva L.A. & Soares J.J., 2002. Análise sobre o estado sucessional de um fragmento florestal e sobre suas populações. *Revista Árvore* 26:229-236

Simberloff D (2005) Non-native species do threaten the natural environment. *J Agric Environ Ethics* 18:595–607.

Silvertown, J., 2004. Plant coexistence and the niche. *Trends in Ecology & Evolution* 19: 605-611.

Tabarelli, N., Villani, J.P., Mantovani, W. 1994. Estudo comparativo da vegetação de dois trechos de floresta secundária no Nucleo Santa Virginia, Parque Estadual da Serra do Mar, SP. *Revista do Instituto florestal*, 6, p. 1-11.

Tanentzap, A.J.; Dawn R. Bazely, D.R.; Laforteza, R. 2010. Diversity–invasibility relationships across multiple scales in disturbed forest understoreys. *Biological Invasions*, 12: 2105–2116.

Toniato, M.T.Z.; Leitão Filho, H.F.; Rodrigues, R.R., 1998. Fitossociologia de um remanescente de floresta higrófila (mata de brejo) em Campinas, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 21: 197-210.

Turner, I. M. & Corlett, R. T., 1996, The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends Ecol. Evol.*, 11: 330-333.

Victor, M.A.M.; Cavalli, A.C.; Guillaumon, J.R.; Serra Filho, R. 2005. Cem anos de devastação: revisitada 30 anos depois/Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 72 p.

Vilá, M. & Ibanez, I. 2011. Plant invasions in the landscape. *Landscape Ecology*, 26: 461–472.

Zoladeski, C.A. & Maycock, P.F., 1990. Dynamics of the boreal forest in Northwestern Ontario. *American Midland Naturalist* 124: 289-300.

Wanderley, M.G.L.; Shepherd, G.J.; Giuliatti, A.M., 2005. *Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo*. São Paulo: FAPESP, HUCITEC Ed. v.2.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste trabalho procuramos gerar informações sobre a dinâmica de uma população de *Coffea arabica*, avaliando a influência da remoção da espécie sobre o crescimento dos indivíduos, bem como, diversidade florística e a estrutura da comunidade regenerante de espécies arbóreo-arbustiva em fragmento de Floresta Estacional Semidecidual. As características biológicas do café o capacitam como invasor de ambientes naturais e quando introduzido no Brasil, encontrou condições favoráveis para seu estabelecimento. Neste contexto, há o dilema sobre a presença desta espécie na comunidade vegetal, pois além de ser um recurso importante para a fauna, proporcionando um valor ecológico inestimável, permitindo a conservação da diversidade, também é considerada uma espécie potencialmente prejudicial quando se estabelece de forma dominante em florestas secundárias e habitats fragmentados.

Nas análises das áreas estudadas, relatadas no capítulo 1, encontramos características distintas de luminosidade entre a borda e o interior do fragmento, e isto aparentemente proporciona oportunidades para o recrutamento, o estabelecimento e a expansão da população do café, portanto ambientes de borda são mais propensos à invasividade da espécie. Além disso, outras características foram encontradas como preditoras do sucesso da invasão, como, a alta tolerância a heterogeneidade ambiental; a elevada taxa de reprodução e a manutenção de um banco de indivíduos com alta probabilidade de sobrevivência; a alta capacidade de dispersão de suas sementes, uma vez que a espécie foi encontrada em vários pontos do fragmento; aliado ao fato da espécie produzir compostos alelopáticos.

Os experimentos de remoção de *C. Arabica*, descrito no capítulo 2, não influenciou a disponibilidade de recursos para a comunidade regenerante ao ponto de ocasionar um aumento das taxas de crescimento em altura e diâmetro das espécies

nativas, tornando este resultado pouco esperado, considerando a elevada densidade de café na área e a sensibilidade de muitas comunidades à invasão biológica. Talvez a escala espacial e/ou temporal não tenha sido suficiente para que este resultado fosse significativo, como também devido às características do fragmento estudado. Por outro lado, vários estudos têm mostrado que as espécies exóticas podem não influenciar diretamente a comunidade onde foi introduzida.

No estudo comparativo entre a área de borda e no interior, relatado no capítulo 3, verificamos que o número de indivíduos de café foi maior na borda do fragmento, demonstrando que aparentemente, como esperado, a invasibilidade é maior na borda do que no interior do fragmento. A diversidade difere entre a borda e o interior do fragmento, sendo maior na borda, mas por influência da dominância de duas espécies que ocorreram no interior, o que diminuiu a equabilidade desta área. Nas parcelas onde o café não foi removido, a diversidade foi mais baixa comparado com as parcelas onde não havia café, corroborando com a hipótese de que as espécies invasoras podem reduzir a biodiversidade. Como o café também foi abundante no interior do fragmento é possível que o elevado número de clareiras encontrado neste fragmento esteja atuando como recurso transitório, influenciando a capacidade do café colonizar estas áreas.

Considerando o tamanho reduzido deste fragmento, seu isolamento, o empobrecimento e a presença abundante de café principalmente na sua borda, é importante ressaltar que este é um dos últimos remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual na região de São Carlos e tem sua importância. Neste fragmento ainda são encontradas espécies que constam da lista de espécies ameaçadas no estado de São Paulo. Fragmentos pequenos podem se tornar os últimos refúgios para muitas espécies e fonte de propágulos para a restauração de áreas impactadas. Portanto, medidas devem

ser tomadas para que se possa melhorar a qualidade deste remanescente, pois seu valor para a conservação de espécies vegetais e mesmo animais é inquestionável.

Família	Espécie	N	FA (%)	FR (%)	DA (ind/ha)	DR (%)	DoA	DoR (%)	IVI	IVC
Acanthaceae	<i>Trichanthera</i> sp.	12	19,44	11,48	833,3	13,19	0,07	16,4	41,06	29,58
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	2	2,78	1,64	138,9	2,2	0	0,2	4,04	2,4
Annonaceae	<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	1	2,78	1,64	69,4	1,1	0,01	1,25	3,99	2,35
Apocynaceae	<i>Aspidosperma parviflorum</i> A.DC.	1	2,78	1,64	69,4	1,1	0	0,67	3,41	1,77
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	1	2,78	1,64	69,4	1,1	0	0,24	2,98	1,34
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	3	8,33	4,92	208,3	3,3	0,01	2,31	10,53	5,61
Euphorbiaceae	<i>Actinostemos communis</i> (Müll. Arg.) Pax	4	11,11	6,56	277,8	4,4	0,03	6,29	17,24	10,69
Euphorbiaceae	<i>Actinostemos concolor</i> (Spreng.) Müll. Arg.	1	2,78	1,64	69,4	1,1	0	0,11	2,85	1,21
Euphorbiaceae	<i>Pachystroma longifolium</i> (Ness) I.M. Johnst	1	2,78	1,64	69,4	1,1	0,01	1,23	3,97	2,33
Fabaceae (Mimosoideae)	<i>Inga striata</i> Benth.	4	5,56	3,28	277,8	4,4	0	0,86	8,54	5,26
Fabaceae (Mimosoideae)	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macb.	1	2,78	1,64	69,4	1,1	0	0,74	3,48	1,84
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	5	11,11	6,56	347,2	5,49	0,01	3,13	15,18	8,63
Lauraceae	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	1	2,78	1,64	69,4	1,1	0	0,12	2,86	1,22
Meliaceae	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	6	8,33	4,92	416,7	6,59	0,02	6,01	17,52	12,6
Myrtaceae	<i>Eugenia moraviana</i> O. Berg.	1	2,78	1,64	69,4	1,1	0	0,39	3,13	1,49
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i> L.	2	2,78	1,64	138,9	2,2	0	0,98	4,82	3,18
Myrtaceae	<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O. Berg.	1	2,78	1,64	69,4	1,1	0	0,14	2,88	1,24
Oxalidaceae	<i>Oxalis rhombo-ovata</i> A. St.-Hill	3	5,56	3,28	208,3	3,3	0,02	3,96	10,54	7,26
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i> L.	3	5,56	3,28	208,3	3,3	0,01	2,39	8,97	5,69
Piperaceae	<i>Piper amalago</i> L.	5	11,11	6,56	347,2	5,49	0,01	2,4	14,45	7,89
Rubiaceae	<i>Alibertia sessilis</i> Shummann	1	2,78	1,64	69,4	1,1	0	0,09	2,83	1,19
Rubiaceae	<i>Psychotria barbiflora</i> DC.	1	2,78	1,64	69,4	1,1	0,01	2,99	5,73	4,09
Rubiaceae	<i>Psychotria capitata</i> Ruiz et Pávon	1	2,78	1,64	69,4	1,1	0	0,34	3,08	1,44
Rubiaceae	<i>Psychotria leiocarpa</i> Cahm. & Schltld.	2	2,78	1,64	138,9	2,2	0,02	3,87	7,71	6,07
Rutaceae	<i>Balfourodrendon riedelianun</i> Engl.	2	2,78	1,64	138,9	2,2	0,02	4,39	8,22	6,59
Rutaceae	<i>Conchocarpus pentandrus</i> (A. St.-Hill) Kallunki & Pirani	21	25	14,75	1458,3	23,08	0,14	33,29	71,12	56,36
Rutaceae	<i>Metrodorea nigra</i> (A. St.-Hill) Engl.	4	11,11	6,56	277,8	4,4	0,02	4,21	15,16	8,6
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	1	2,78	1,64	69,4	1,1	0	0,99	3,73	2,09

Anexo 1: Parâmetros fitossociológicos calculados para o componente arbóreo amostrado na Área 1 (borda), na avaliação inicial (N = número de indivíduos, FA = frequência absoluta, FR = frequência relativa, DA = densidade absoluta, DR = densidade relativa, DoA = dominância absoluta, DoR = dominância relativa, IVI = índice de valor de importância, IVC = índice de valor de cobertura). Floresta Estacional Semidecidual, São Carlos, SP, Brasil.

Família	Espécie	N	FA (%)	FR (%)	DA (ind/ha)	DR (%)	DoA	DoR (%)	IVI	IVC
Acanthaceae	<i>Trichanthera</i> sp.	21	27,78	13,51	1458,3	18,58	0,11	21,36	53,46	39,94
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolensis</i> Jacq.	1	2,78	1,35	69,4	0,88	0	0,63	2,86	1,51
Annonaceae	<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	1	2,78	1,35	69,4	0,88	0,01	1,61	3,85	2,5
Apocynaceae	<i>Aspidosperma parviflorum</i> A.DC.	1	2,78	1,35	69,4	0,88	0,01	1,53	3,77	2,42
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	3	8,33	4,05	208,3	2,65	0,02	4,52	11,23	7,17
Bignoniaceae	<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	2	2,78	1,35	138,9	1,77	0	0,2	3,32	1,97
Euphorbiaceae	<i>Actinostemos communis</i> (Müll. Arg.) Pax	4	11,11	5,41	277,8	3,54	0,03	6,8	15,74	10,34
Euphorbiaceae	<i>Actinostemos concolor</i> (Spreng.) Müll. Arg.	1	2,78	1,35	69,4	0,88	0	0,14	2,37	1,02
Euphorbiaceae	<i>Pachystroma longifolium</i> (Ness) I.M. Johnst	1	2,78	1,35	69,4	0,88	0,01	1,52	3,75	2,4
Fabaceae (Mimosoideae)	<i>Inga striata</i> Benth.	3	5,56	2,7	208,3	2,65	0	0,92	6,28	3,58
Fabaceae (Mimosoideae)	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macb.	3	5,56	2,7	208,3	2,65	0,01	1,33	6,69	3,99
Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macb	2	5,56	2,7	138,9	1,77	0	0,32	4,8	2,09
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	5	11,11	5,41	347,2	4,42	0,02	3,8	13,63	8,22
Lauraceae	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	1	2,78	1,35	69,4	0,88	0	0,11	2,35	1
Meliaceae	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	8	11,11	5,41	555,6	7,08	0,03	6,76	19,24	13,84
Myrtaceae	<i>Eugenia moraviana</i> O. Berg.	1	2,78	1,35	69,4	0,88	0	0,49	2,72	1,37
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i> L.	2	2,78	1,35	138,9	1,77	0,01	2,03	5,15	3,8
Myrtaceae	<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O. Berg.	1	2,78	1,35	69,4	0,88	0	0,26	2,5	1,15
Oxalidaceae	<i>Oxalis rhombeo-ovata</i> A. St.-Hill	5	11,11	5,41	347,2	4,42	0,02	4,48	14,31	8,91
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i> L.	2	5,56	2,7	138,9	1,77	0,03	6,61	11,08	8,38
Piperaceae	<i>Piper amalago</i> L.	9	16,67	8,11	625	7,96	0,02	3,51	19,59	11,48
Rubiaceae	<i>Alibertia sessilis</i> Shummann	1	2,78	1,35	69,4	0,88	0	0,07	2,31	0,96
Rubiaceae	<i>Psychotria barbiflora</i> DC.	1	2,78	1,35	69,4	0,88	0,01	2,68	4,92	3,56
Rubiaceae	<i>Psychotria capitata</i> Ruiz et Pávon	1	2,78	1,35	69,4	0,88	0	0,43	2,67	1,32
Rubiaceae	<i>Psychotria leiocarpa</i> Cahm. & Schltld.	2	2,78	1,35	138,9	1,77	0,02	3,7	6,82	5,47
Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i> Engl.	2	2,78	1,35	138,9	1,77	0	0,73	3,86	2,5
Rutaceae	<i>Conchocarpus pentandrus</i> (A. St.-Hill) Kallunki & Pirani	23	27,78	13,51	1597,2	20,35	0,09	16,99	50,85	37,34
Rutaceae	<i>Metrodorea nigra</i> (A. St.-Hill) Engl.	4	11,11	5,41	277,8	3,54	0,02	4,56	13,51	8,1
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	1	2,78	1,35	69,4	0,88	0,01	1,7	3,93	2,58
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	1	2,78	1,35	69,4	0,88	0	0,22	2,45	1,1

Anexo 2: Parâmetros fitossociológicos calculados para o componente arbóreo amostrado na Área I (borda), na avaliação final (N = número de indivíduos, FA = frequência absoluta, FR = frequência relativa, DA = densidade absoluta, DR = densidade relativa, DoA = dominância absoluta, DoR = dominância relativa, IVI = índice de valor de importância, IVC = índice de valor de cobertura). Floresta Estacional Semidecidual, São Carlos, SP, Brasil.

Família	Espécie	N	FA (%)	FR (%)	DA (ind/ha)	DR (%)	DoA	DoR (%)	IVI	IVC
Acanthaceae	<i>Trichanthera</i> sp.	2	2,5	0,98	125	1,03	0	0,67	2,68	1,7
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	1	2,5	0,98	62,5	0,52	0,01	1,59	3,08	2,1
Apocynaceae	<i>Aspidosperma parviflorum</i> A. DC.	2	2,5	0,98	125	1,03	0	0,52	2,53	1,55
Celastraceae	<i>Maytenus aquifolium</i> Mart.	1	2,5	0,98	62,5	0,52	0,02	2,91	4,4	3,42
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum ambiguim</i> Peyer	1	2,5	0,98	62,5	0,52	0	0,19	1,68	0,7
Euphorbiaceae	<i>Actinostemos communis</i> (Müll. Arg.) Pax	1	2,5	0,98	62,5	0,52	0	0,19	1,69	0,71
Euphorbiaceae	<i>Actinostemos concolor</i> (Spreng.) Müll. Arg.	1	2,5	0,98	62,5	0,52	0	0,14	1,63	0,65
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania Klotischiana</i> Pax & Hoffman	2	5	1,96	125	1,03	0	0,42	3,41	1,45
Fabaceae (Mimosoideae)	<i>Inga marginata</i> Willd.	5	10	3,92	312,5	2,58	0,01	1,56	8,05	4,13
Fabaceae (Papilionoideae)	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guill. ex Benth.	1	2,5	0,98	62,5	0,52	0,02	3,46	4,96	3,97
Fabaceae (Papilionoideae)	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	2	5	1,96	125	1,03	0	0,2	3,19	1,23
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	1	2,5	0,98	62,5	0,52	0	0,39	1,89	0,91
Meliaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	3	7,5	2,94	187,5	1,55	0,01	1,37	5,86	2,91
Meliaceae	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	2	5	1,96	125	1,03	0	0,28	3,27	1,31
Meliaceae	<i>Trichilia hirta</i> L.	1	2,5	0,98	62,5	0,52	0	0,2	1,7	0,72
Myrtaceae	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> Berg.	1	2,5	0,98	62,5	0,52	0	0,08	1,58	0,6
Myrtaceae	<i>Eugenia ramboi</i> D. Legrand	1	2,5	0,98	62,5	0,52	0	0,09	1,58	0,6
Myrtaceae	<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O. Berg.	7	7,5	2,94	437,5	3,61	0,01	1,04	7,59	4,65
Oxalidaceae	<i>Oxalis rhombeo-ovata</i> A. St.-Hill	18	22,5	8,82	1125	9,28	0,04	6,16	24,27	15,44
Piperaceae	<i>Piper amalago</i> L.	3	7,5	2,94	187,5	1,55	0	0,64	5,12	2,18
Rubiaceae	<i>Amaioua intermedia</i> Mart.	5	12,5	4,9	312,5	2,58	0,03	4,56	12,04	7,13
Rubiaceae	<i>Paulicorea croceiodes</i> Ham.	6	10	3,92	375	3,09	0,02	2,47	9,49	5,56
Rubiaceae	<i>Psychotria barbiflora</i> DC.	1	2,5	0,98	62,5	0,52	0	0,41	1,91	0,93
Rubiaceae	<i>Zanthoxylum petiolare</i> A.	1	2,5	0,98	62,5	0,52	0	0,23	1,73	0,75
Rutaceae	<i>Conchocarpus pentandrus</i> (A. St.-Hill) Kallunki & Pirani	87	77,5	30,39	5437,5	44,85	0,35	48,93	124,17	93,78
Rutaceae	<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	2	5	1,96	125	1,03	0,01	1,13	4,13	2,17
Rutaceae	<i>Metrodorea nigra</i> (A. St.-Hill.) Engl.	30	35	13,73	1875	15,46	0,13	18,25	47,44	33,72
Salicaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	1	2,5	0,98	62,5	0,52	0	0,37	1,87	0,89
Sapindaceae	<i>Allophilus edulis</i> Ralk. Ex Warm	1	2,5	0,98	62,5	0,52	0,01	0,72	2,21	1,23

Anexo 3: Parâmetros fitossociológicos calculados para o componente arbóreo amostrado na Área 2 (interior), na avaliação inicial (N = número de indivíduos, FA = frequência absoluta, FR = frequência relativa, DA = densidade absoluta, DR = densidade relativa, DoA = dominância absoluta, DoR = dominância relativa, IVI = índice de valor de importância, IVC = índice de valor de cobertura). Floresta Estacional Semidecidual, São Carlos, SP, Brasil.

Família	Espécie	N	FA (%)	FR (%)	DA (ind/ha)	DR (%)	DoA	DoR (%)	IVI	IVC
Acanthaceae	<i>Trichanthera</i> sp.	3	2,5	0,9	125	0,92	0	0	1,83	0,92
Annonaceae	<i>Annona cacans</i> Warm.	1	2,5	0,9	62,5	0,46	0,01	0,02	1,38	0,48
Annonaceae	<i>Rollinia silvatica</i> (A. St.-Hill.) Mart.	1	2,5	0,9	62,5	0,46	0	0	1,36	0,46
Apocynaceae	<i>Aspidosperma parviflorum</i> A. DC.	3	5	1,8	187,5	1,38	0,01	0,01	3,2	1,4
Bignoniaceae	<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	2	2,5	0,9	125	0,92	0	0	1,82	0,92
Celastraceae	<i>Maytenus aquifolium</i> Mart.	1	2,5	0,9	62,5	0,46	0,04	0,09	1,46	0,55
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum ambiguim</i> Peyer	1	2,5	0,9	62,5	0,46	0	0,01	1,37	0,47
Euphorbiaceae	<i>Actinostemos communis</i> (Müll. Arg.) Pax	1	2,5	0,9	62,5	0,46	0	0	1,37	0,46
Euphorbiaceae	<i>Actinostemos concolor</i> (Spreng.) Müll. Arg.	1	2,5	0,9	62,5	0,46	0	0	1,36	0,46
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania Klotischiana</i> Pax & Hoffman	2	5	1,8	125	0,92	0,01	0,01	2,74	0,94
Fabaceae (Mimosoideae)	<i>Inga marginata</i> Willd.	6	10	3,6	375	2,76	0,01	0,04	6,4	2,8
Fabaceae (Papilionoideae)	<i>Centrolobium tomentosum</i> Guill. ex Benth.	1	2,5	0,9	62,5	0,46	0,05	0,14	1,5	0,6
Fabaceae (Papilionoideae)	<i>Lonchocarpus guillemineanus</i> (Tul.) Malme	1	2,5	0,9	62,5	0,46	0	0	1,36	0,46
Fabaceae (Papilionoideae)	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	2	5	1,8	125	0,92	0	0	2,73	0,93
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	1	2,5	0,9	62,5	0,46	0	0,01	1,37	0,47
Meliaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	2	5	1,8	125	0,92	0,01	0,02	2,74	0,94
Meliaceae	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	2	5	1,8	125	0,92	0	0,01	2,73	0,93
Meliaceae	<i>Trichilia hirta</i> L.	2	2,5	0,9	125	0,92	0	0,01	1,83	0,93
Myrtaceae	<i>Calypttranthes concina</i> DC.	1	2,5	0,9	62,5	0,46	0	0	1,36	0,46
Myrtaceae	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> Berg.	1	2,5	0,9	62,5	0,46	0	0	1,36	0,46
Myrtaceae	<i>Eugenia ramboi</i> D. Legrand	1	2,5	0,9	62,5	0,46	0	0,01	1,37	0,47
Myrtaceae	<i>Myrcia formosiana</i> DC.	1	2,5	0,9	62,5	0,46	0	0	1,36	0,46
Myrtaceae	<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O. Berg.	6	7,5	2,7	375	2,76	0,01	0,01	5,48	2,78
Nyctaginaceae	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	1	2,5	0,9	62,5	0,46	0	0	1,36	0,46
Oxalidaceae	<i>Oxalis rhombeo-ovata</i> A. St.-Hill	18	20	7,21	1125	8,29	0,05	0,12	15,62	8,41
Piperaceae	<i>Piper amalago</i> L.	3	7,5	2,7	187,5	1,38	0,01	0,02	4,1	1,4
Rubiaceae	<i>Amaioua intermedia</i> Mart.	7	15	5,41	437,5	3,23	0,04	0,1	8,73	3,33
Rubiaceae	<i>Faramea multiflora</i> A. Rich	3	5	1,8	187,5	1,38	0	0,01	3,19	1,39
Rubiaceae	<i>Ixora venulosa</i> Benth.	1	2,5	0,9	62,5	0,46	0	0	1,36	0,46
Rubiaceae	<i>Palicourea croceoides</i> Ham.	6	10	3,6	375	2,76	0,02	0,05	6,42	2,81
Rubiaceae	<i>Psychotria barbiflora</i> DC.	1	2,5	0,9	62,5	0,46	0	0,01	1,37	0,47

Rubiaceae	<i>Zanthoxylum petiolare</i> A.	1	2,5	0,9	62,5	0,46	0	0	1,37	0,46
Rutaceae	<i>Conchocarpus pentandrus</i> (A. St.-Hill) Kallunki & Pirani	91	75	27,03	5687,5	41,94	38,66	98,7	167,66	140,64
Rutaceae	<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	2	5	1,8	125	0,92	0,02	0,04	2,76	0,96
Rutaceae	<i>Metrodorea nigra</i> (A. St.-Hill.) Engl.	34	35	12,61	2125	15,67	0,18	0,46	28,74	16,12
Salicaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	1	2,5	0,9	62,5	0,46	0	0,01	1,37	0,47
Sapindaceae	<i>Allophilus edulis</i> Ralk. Ex Warm	1	2,5	0,9	62,5	0,46	0,01	0,01	1,38	0,48
Indeterminada 1	Indeterminada 1	3	2,5	0,9	187,5	1,38	0,01	0,01	2,3	1,4
Indeterminada 2	Indeterminada 2	1	2,5	0,9	62,5	0,46	0,01	0,03	1,39	0,49

Anexo 4: Parâmetros fitossociológicos calculados para o componente arbóreo amostrado na Área Invadida 2, na avaliação final (N = número de indivíduos, FA = frequência absoluta, FR = frequência relativa, DA = densidade absoluta, DR = densidade relativa, DoA = dominância absoluta, DoR = dominância relativa, IVI = índice de valor de importância, IVC = índice de valor de cobertura). Floresta Estacional Semidecidual, São Carlos, SP, Brasil.