

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

CAMPUS DE ARARAS

CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS

Programa de Pós-graduação em Agricultura e Ambiente

DAIANE CRISTINA CARREIRA

**“CHUVA DE SEMENTES SOB ÁRVORES ISOLADAS EM PASTAGENS
PRÓXIMAS A FRAGMENTOS FLORESTAIS”**

ARARAS, SÃO PAULO
JUNHO – 2013

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

CAMPUS DE ARARAS

CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS

Programa de Pós-graduação em Agricultura e Ambiente

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**“CHUVA DE SEMENTES SOB ÁRVORES ISOLADAS EM PASTAGENS
PRÓXIMAS A FRAGMENTOS FLORESTAIS”**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Agricultura e Ambiente da Universidade Federal de São Carlos, Centro de Ciências Agrárias, para a obtenção do título de Mestre em Agricultura e Ambiente, área de concentração “Caracterização e Conservação de Recursos Naturais em Ambientes Agrícolas”.

Aluna: Daiane Cristina Carreira (RA: 17210208)

Orientadora: Profa. Dra. Alessandra dos Santos Penha (DBPVA)

Co-orientadora: Profa. Dra. Kátia Maria P.M.B. Ferraz (ESALQ-DCF)

ARARAS, SÃO PAULO
JUNHO – 2013

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

C314cs

Carreira, Daiane Cristina.

Chuva de sementes sob árvores isoladas em pastagens próximas a fragmentos florestais / Daiane Cristina Carreira. - São Carlos : UFSCar, 2013.
66 f.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2013.

1. Ecologia. 2. Dispersão. 3. Paisagens. 4. Zoocórica. 5. Facilitação. I. Título.

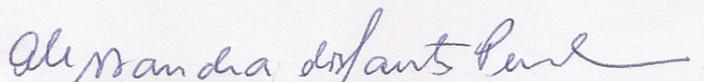
CDD: 574.5 (20ª)

MEMBROS DA BANCA EXAMINADORA DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO
DE

DAIANE CRISTINA CARREIRA

APRESENTADA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRICULTURA
E AMBIENTE, DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS, EM **14 de
junho de 2013.**

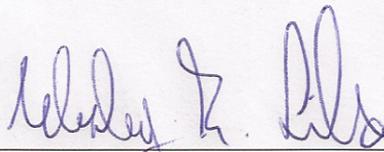
BANCA EXAMINADORA:



PROFA. DRA. ALESSANDRA DOS DANTOS PENHA

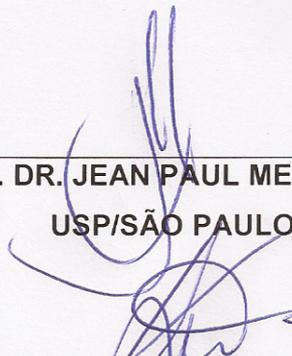
ORIENTADORA

DBPVA/CCA/USFSCAR



PROF. DR. WESLEY R. SILVA

UNICAMP/CAMPINAS



DR. DR. JEAN PAUL METZGER

USP/SÃO PAULO

PROFA. DRA. KATIA MARIA P.M. DE BARROS FERRAZ

ESALQ/USP

Dedico esta dissertação ao vovô Nelson (*in memoriam*) pelos anos que me levou à escola em sua bicicleta, por me ensinar a sentir o cheiro do mato quando esmagado entre os dedos, pelas boas histórias do sítio e pelas horas que me permitiu passar sentada no seu colo. Te amo eternamente vô, a minha história de amor com a biologia começou com o senhor.

Aunque no se conozca, existe el número de las estrellas y el número de los granos de arena. Pero lo que existe y no se puede contar y siente aquí dentro, exige una palabra para decirlo. Esta palabra, en este caso sería inmensidad. Es como una palabra húmeda de misterio. Con ella no se necesita contar ni las estrellas ni los granos de arena. Hemos cambiado el conocimiento por la emoción: que es también una manera de penetrar en la verdad de las cosas. Ermilo Abreu Gómez (Canek)

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao eterno amor da minha vida, minha inspiração, o ar que respiro todas as manhãs, meu Pai e melhor amigo, meu Deus que me permitiu fazer todas as coisas e que sempre me acompanha todos os dias desde o abrir dos meus olhos em cada manhã. Te amo, meu Rei.

Aos meus pais (Tite e Neusa) e toda a minha família que sempre estiveram presentes em cada etapa desse trabalho, por suportarem meu choro e mau humor com os prazos de entrega, por passarem as tardes cortando garrafas e cerrando canos para os inúmeros coletores; não tem preço, nunca poderia retribuí-los.

À Profa. Dra. Alessandra dos Santos Penha, pela amizade, pelas inúmeras críticas e correções, pelas longas discussões ecológicas, pelo apoio incondicional em todas as minhas decisões, por me presentear com Janzen, Connell e o lindo do Clements! Pela teoria das ideias e pela prática da ecologia, muito obrigada Lê, você me fez apaixonar ainda mais pelo tal do “mato”.

À Profa. Dra. Katia Ferraz, pela co-orientação, amizade e, principalmente, por acreditar que este projeto poderia dar certo, minha profunda gratidão.

Al Prof. Dr. Víctor Arroyo Rodríguez (UNAM, CIEco), quien me recibió tan lindamente en México. Por su devoción a la ciencia y a los métodos y por su visión multiestadística de la ecología. Por enseñarme mucho más que teoría, proporcionándome tantos momentos de alegría entre tantos datos. Su amistad y su sonrisa despreocupada siempre estarán en mi camino y en los agradables recuerdos del tan animado Laboratorio de Paisajes Fragmentados, ¡Gracias!

Ao GEPEIA (Grupo de Estudo e Pesquisa em Ecologia e Impactos Ambientais) por todos os ensinamentos e por despertar em mim um amor incondicional aos “bichos da floresta”.

Aos queridos professores Sergius Gandolfi (ESALQ), Miguel Martínez-Ramos (UNAM), Marco A.P.L. Batalha (UFSCar), Silvio F.B. Ferraz (ESALQ) e Mauro Galetti (UNESP) por em algum momento deste processo terem cruzado o meu caminho e com suas dicas e sugestões, ajudaram a delinear e elucidar a ecologia da dispersão de sementes. Essa dissertação leva um pouquinho de cada um que me deu o prazer de uma conversa científica.

Aos incríveis e queridos ajudantes de campo: Renata, Fernando (Bolt), Matheus (Rambo), Alex e, principalmente, Luana, Isabel, Jean (Terena) e João Pedro, por atenderem sempre e tão prontamente meus pedidos desesperados por ajuda. Vocês sabem o quanto foram importantes pra mim e que sem vocês nada teria acontecido. Espero que tenham se divertido, subindo e descendo morros (com muita chuva) e se apaixonado ainda mais por essas nossas matas. Um beijo e um forte abraço a todos.

Aos senhores Edevaldo, Jaime e Álvaro, proprietários das pastagens, por me permitirem trabalhar em suas terras e pelas boas prosas a cada coleta. Inté.

A todos os queridos companheiros do Laboratório de Reprodução e Genética de Espécies Arbóreas (LARGEA) da Esalq/USP e ao Prof. Dr. Paulo Y. Kageyama, por me autorizar a usar o laboratório e todos os equipamentos durante a triagem das sementes. Pela amizade,

ajuda e compartilhamento de ideias da Andreia, Elza, Diana (mi colombianita favorita) e Fausto.

Ao Prof. Dr. Vinícius Castro Souza (Esalq), Marcelo (Pinus) (Lerf- Esalq), Geraldo A.D.C. Franco e Silvana C.P.M. Souza (IF) e ao Prof. Dr. Wesley R. Silva (Unicamp), que cederam seu tempo para me ajudarem na identificação das sementes. Pela paciência e cordialidade com que me receberam, muitíssimo obrigada.

Às sugestões super bem-vindas da Profa. Dra. Patricia A. Monquero (UFSCar), Dra. Flaviana M. Souza (IF) e Profa. Dra. Renata Evangelista de Oliveira (UFSCar), que participaram da minha qualificação.

Ao Prof. Dr. Jean Paul Metzger e a equipe do Laboratório da Ecologia da Paisagem e Conservação (USP-IB) e do Laboratório de Métodos Quantitativos (USP-Esalq) pela confecção dos mapas de uso do solo.

Aos coordenadores do PPGAA, Prof. Dr. Claudinei F. Souza e Profa. Dra. Maria Leonor Lopes Assad, pelo apoio nos trâmites burocráticos.

A João Pedro, meu amor, companheiro e um super ajudante de campo. Obrigada amor, pela sua disposição em subir em árvores para instalar coletores, coletar comigo até debaixo de chuva, por me suportar falar de mestrado e ecologia de árvores isoladas por dois anos. Sua compreensão e apoio foram fundamentais para esta conquista. Amo você.

A Erika, Carina e Dani, que fizeram parte da minha vida acadêmica, por essas repúblicas que passei nesses dois anos. Obrigada pelo jantarzinho quente e pelas risadas reconfortantes; e também a Ana Paula pelo super apoio durante todo o processo de produção da dissertação. Valeu, Aninha!

A Uriel, mi gran hermano mexicano, por su ayuda con la estadística (por llenarme de libros de R) y por su preciada paciencia al auxiliarme con el español así como infinitas traducciones. Por levantarse tan temprano los sábados sólo para apoyarme en todos mis trámites. Su compañerismo, mi querido entomólogo, se ve en la alegría con que escribí cada página de esta investigación. ¡Te quiero mucho!

A todos en el Laboratorio de Paisajes Fragmentados, a los amigos que hice por el CIEco y a mis queridos compañeros para todos los temas y horas: Karina, Pauloc, Zaira, Hilda y Arne, quienes me recibieron y acogieron con tanto amor y dedicación, extendiéndome su hospitalidad y sus hombros amigos. Por ayudarme con las discusiones de mi trabajo, compartir mi tristeza por mi amada tierra, traermem chocolate y tacos, y ¡Por enseñarme a bailar salsa! La investigación con ustedes resultó ser de lo más divertida y apasionante.

À CAPES, pela bolsa concedida durante o Mestrado e à Fapesp, pelo apoio no desenvolvimento do projeto.

À UFSCar, ao PPGAA, à Esalq/USP e à UNAM-Cieco, por me fortalecerem no caminho do conhecimento – vamos fazer ciência!

RESUMO

As Florestas Estacionais Semidecíduais do interior do estado de São Paulo encontram-se fortemente fragmentadas devido ao histórico intensivo de intervenções humanas na paisagem, destacando-se as atividades agropecuárias. Nesse contexto, selecionamos a Bacia Hidrográfica do rio Corumbataí (BHRC), São Paulo (22°04'46" e 22°41'28"S; 47°26'23" e 47°56'15"W), para entender parte do papel das árvores nativas isoladas em pastagens consolidadas na manutenção da conectividade entre fragmentos florestais próximos. Assim, tivemos por objetivo responder às seguintes questões: **i)** O isolamento de árvores nativas em pastagens, determinado pela distância, índice de proximidade, tamanho do fragmento e cobertura florestal (num raio de 900 m a partir da árvore isolada), bem como características das árvores isoladas, altura e área da copa, podem determinar a abundância e riqueza de sementes oriundas da chuva de sementes sob as árvores isoladas? **ii)** A riqueza e abundância de sementes advindas da chuva de sementes é maior sob árvores nativas isoladas em pastagens que no interior de fragmentos de florestas estacionais semidecíduais adjacentes às pastagens da BHRC? Instalamos 36 coletores de sementes com área de 1,5 m²: 18 deles no interior de três fragmentos; e os outros 18 sob árvores isoladas em pastagens. Fizemos coletas quinzenais durante seis meses. Triamos, contabilizamos, identificamos e categorizamos as sementes quanto à síndrome de dispersão e o tamanho das sementes amostradas. Para responder à primeira pergunta, testamos se as diferenças na abundância e riqueza de espécies poderiam ser determinadas pelo isolamento e características estruturais (altura e área da copa) das árvores nativas nas pastagens da BHRC em relação aos fragmentos florestais. Realizamos análises de regressão múltipla, utilizando modelos lineares generalizados. Para responder à segunda pergunta, realizamos análises de covariância para comparar a riqueza e abundância média de sementes entre as árvores isoladas e no interior dos fragmentos. Utilizamos o método de ordenação de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) para averiguar a similaridade na composição de espécies nos dois ambientes; utilizamos o gráfico da curva de ranking-abundância para analisar a equitatividade na distribuição das espécies nos dois ambientes. A respeito das árvores isoladas nas pastagens, verificamos que aquelas com maior cobertura de copa e mais próximas aos fragmentos florestais apresentam maior abundância de sementes zoocóricas, especialmente quando consideramos as sementes zoocóricas “pequenas” (< 3 mm), cujas abundâncias foram maiores em árvores com maior cobertura de copa, mais próximas aos fragmentos florestais e em áreas com maior cobertura

florestal. A abundância de sementes > 3 mm, anemocóricas ou autocóricas, bem como a riqueza de zoocóricas, anemocóricas ou autocóricas, não apresentaram diferenças significativas em relação ao isolamento das árvores. Comparando a chuva de sementes sob árvores isoladas e no interior dos fragmentos florestais, encontramos que os fragmentos florestais são mais ricos e abundantes em espécies advindas da chuva; porém, a diferença significativa foi expressa apenas nas relações: riqueza total de espécies anemocóricas, sendo mais evidentes os resultados para as sementes entre 3,0 mm e 10 mm e maiores que 10 mm; abundância de anemocóricas entre 3,0 mm e 10 mm e a riqueza total de zoocóricas, principalmente naquelas menores que 3,0 mm. As análises de NMDS revelaram que a maior parte das amostras coletadas (tanto das árvores isoladas quanto dos fragmentos florestais) compartilham as mesmas espécies. Pela curva de ranking-abundância, verificamos que a equitatividade na abundância de espécies coletadas distribui-se de maneira distinta ($p = 0,03$) entre árvores isoladas e no interior dos fragmentos florestais, sendo mais equitativo no interior dos fragmentos; além disso, foram encontradas mais espécies no interior dos fragmentos que sob as árvores isoladas. As árvores isoladas em pastagens podem servir como pontos de recrutamento de sementes e propágulos e potencialmente contribuir para manutenção do fluxo de propágulos, atuando como conectores entre fragmentos florestais dispersos pela paisagem. Não obstante, a permanência e conservação dos fragmentos florestais dispersos em matrizes agrícolas podem contribuir para a manutenção da chuva de sementes, dada a composição e estrutura de espécies que apresentam.

Palavras-chave: paisagem, conectividade, floresta estacional semidecidual, dinâmica, trampolins ecológicos.

ABSTRACT

The semideciduous seasonal forests in the state of São Paulo are highly fragmented due to the history of intensive human interventions in the landscape, especially agricultural activities. In this context, we selected the Basin Corumbataí (BHRC), São Paulo (22 ° 04'46 "and 22 ° 41'28" S, 47 ° 26'23 "and 47 ° 56'15" W) to understand the role of native trees isolated in pastures consolidated in maintaining connectivity between forest fragments near. So we had a goal, answer the following questions: **i)** Isolation of native trees in pastures, determined by distance, proximity index, fragment size and forest cover (within a radius of 900 m from the isolated tree), as well as characteristics of isolated trees, height and crown area, can determine the abundance and richness of seeds derived from the seed rain under isolated trees? **ii)** The richness and abundance of seeds produced from the seed rain is greater under native trees isolated in pastures than inside fragments of semideciduous forests adjacent to pastures of BHRC? We installed 36 seed collectors with an area of 1.5 m²: 18 of them within three fragments, and the other 18 under isolated trees in pastures. We collected fortnightly for six months. We recognize, identify and categorize the seeds on the type of dispersal and seed size sampled. To answer the first question, we tested whether differences in the abundance and species richness could be determined by isolation and structural characteristics (height and crown area) of native trees in the pastures of BHRC regarding forest fragments. Conducted multiple regression analyzes using generalized linear models. To reply the second question, we performed an analysis of covariance to compare the richness and mean abundance of seeds among isolated trees and inside the fragments. We use the sort method of Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS) to ascertain the similarity in species composition in the two environments; use the rank-abundance curve to analyze evenness in the distribution of species in both environments. Regarding isolated trees in pastures, we found that those with higher canopy cover and closer to forest fragments exhibit greater abundance of animal dispersed seeds, especially when considering the seeds zoochoric "small" (<3 mm), whose abundances were higher in trees with greater canopy cover, closer to forest fragments and in areas with high forest cover. Plenty of seeds > 3 mm, anemochoric or autochorous as well as the wealth of animal dispersed anemochoric or autochorous, no significant differences in relation to the isolation of the trees. Comparing seed rain under trees and isolated within the forest fragments, found that forest fragments are richest and most abundant species arising from the rain, but the difference was expressed only in relations:

total species richness anemochoric, being clearer results for the seeds between 3.0 mm and 10 mm and larger than 10 mm; abundance anemochoric of between 3.0 mm and 10 mm and the total wealth of animal dispersed, especially those smaller than 3.0 mm. NMDS analyzes revealed that most of the samples (both trees as isolated forest fragments) share the same species. Through rank-abundance curve, we found that the evenness in the abundance of species collected is distributed differently ($p = 0.03$) and between individual trees within the forest fragments, being more equitable within the fragments, in addition, more species were found in the interior of the fragments under isolated trees. Isolated trees in pastures can serve as recruitment points of seeds and plants and potentially contribute to maintaining the flow of propagules, acting as connectors between forest fragments scattered across the landscape. Nevertheless, the retention and conservation of forest fragments dispersed in agricultural matrices can contribute to the maintenance of seed rain, given the composition and structure of species present.

Keywords: landscape, connectivity, semideciduous forest, dynamic, stepping stones.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 OBJETIVOS	17
3 REFERENCIAL TEÓRICO	18
3.1 Efeitos da fragmentação florestal	18
3.2 Dinâmica de comunidades vegetais	20
3.2.1 <i>Dinâmica florestal analisada sob a óptica da paisagem</i>	24
3.3 A importância da conservação e da restauração ecológica de fragmentos florestais	26
4 MATERIAIS E MÉTODOS	28
4.1 Caracterização da área de estudo	28
4.2 Delineamento experimental	30
4.2.1 <i>Critérios de seleção das unidades amostrais: árvores-focais em pastagens consolidadas na BHRC</i>	30
4.2.2 <i>Critérios de seleção das unidades amostrais: pontos de coleta nos fragmentos florestais adjacentes às pastagens consolidadas na BHRC</i>	32
4.2.3 <i>Instalação dos coletores de sementes</i>	34
4.2.4 <i>Amostragem da chuva de sementes</i>	35
4.2.5 <i>Triagem do material coletado</i>	36
4.3 Métricas da paisagem e arquitetura arbórea	37
4.3.1 <i>Distância linear e tamanho dos fragmentos</i>	37
4.3.2 <i>Porcentagem de cobertura florestal</i>	38
4.3.3 <i>Índice de proximidade</i>	38
4.3.4 <i>Área da copa e altura das árvores-focais</i>	38
4.4 Análise dos dados	39
4.4.1 <i>Árvores-focais isoladas em pastagens consolidadas na BHRC</i>	39
4.4.2 <i>Pontos no interior de fragmentos florestais adjacentes às pastagens consolidadas na BHRC</i>	40
5 RESULTADOS	42
5.1 Chuva de sementes sob as árvores-focais isoladas em pastagens	42
5.2 Chuva de sementes sob as árvores-focais isoladas em pastagens e no interior dos fragmentos florestais	44

6 DISCUSSÃO.....	47
6.1 Árvores isoladas em pastagens consolidadas na BHRC.....	47
6.2 Pontos inseridos no interior dos fragmentos florestais adjacentes às pastagens consolidadas na BHRC.....	50
7 CONCLUSÕES.....	52
REFERÊNCIAS.....	53
APÊNDICES.....	62

1 INTRODUÇÃO

A elevada riqueza de espécies de plantas em ecossistemas de florestas tropicais, a qual pode ser expressa pela abundância de sementes com capacidade de dispersão, pode indicar o grande potencial na capacidade de auto-regeneração destas comunidades (GUEVARA e GÓMEZ-POMPA, 1972; HOPKINS e GRAHAM, 1983). Neste sentido, a chuva de sementes e de propágulos pode representar uma fonte expressiva de manutenção do banco de sementes e de plântulas (WHITMORE, 1983; CHAMI, 2011), fundamentais para a continuidade dos processos de sucessão secundária (MARTINS, 2009). A dispersão impulsiona os mecanismos espécie-específicos de regeneração (WATT, 1947; WHITMORE, 1983), direcionando padrões de estabelecimento de plantas em ambientes florestais (WHITMORE, 1990); também determina os rumos das mudanças na estrutura e composição de espécies e da comunidade no espaço e no tempo (GLENN-LEWIN e MAAREL, 1992; ODUM, 1997). A chuva de sementes influencia processos futuros, como predação, competição por recursos e padrões reprodutivos (BARBOSA, 2006; BADANO et al., 2009; WEHNCKE et al., 2010; MEJIA-DOMINGUEZ et al., 2011).

No processo de dispersão, as plantas selecionaram mecanismos que permitem esse deslocamento, como a dispersão pelo vento (anemocoria), por animais (zoocoria), por mecanismos explosivos (autocoria), entre outros (PIJL, 1982), estimando que as plantas de florestas tropicais são dispersas em sua maioria (90%) por animais (FLEMING, 1987). Mas o processo de dispersão pode ser modulado por diversas características ambientais, como disponibilidade de recursos (abundância ou escassez na produção de frutos em determinados períodos do ano), limitação na disseminação (quando há insuficiência na dispersão de sementes, explicada pela falta de dispersores ou pela distância entre o recurso e a área potencial de chegada) e limitação de estabelecimento: quando o recrutamento é limitado por ambientes bióticos ou abióticos inapropriados para germinação e desenvolvimento dos propágulos (CLARK et al., 1998). Essas restrições podem determinar a estrutura das comunidades florestais, influenciando a riqueza de espécies, a estrutura espacial das populações e a dinâmica da composição de espécies no tempo (SCHUPP et al., 2002).

Em paisagens fragmentadas, a dispersão de sementes é um mecanismo essencial para a regeneração da floresta (GARWOOD, 1989). As espécies de aves e morcegos que percorrem áreas fragmentadas podem utilizar as espécies arbóreas como “poleiros” (REIS

et al., 2003); em busca de alimento e abrigo, pousam e contribuem eventualmente para dispersão de sementes e propágulos. Também podem dispersar frutos e sementes do local de pouso para outras áreas, à semelhança de trampolins ecológicos (GUEVARA et al., 1992; REIS et al., 2010). O movimento de dispersão de sementes em paisagens fragmentadas pode ser fortemente influenciado pela matriz na qual os fragmentos estão inseridos (CROOKS e SANJAYAN, 2006) - considerando a matriz como a unidade que recobre a maior área da paisagem (METZGER, 2001). Muitos trabalhos têm quantificado o movimento da dispersão de sementes sob a óptica da paisagem (DUNNING et al., 1992; PIRNAT, 2000; UEZU et al., 2005; PIVELLO et al., 2006; BANKS-LEITE et al., 2011) e o quanto a composição, os tipos de habitats e o arranjo espacial podem afetar a dispersão das sementes (McDONNELL e STILES, 1983; DUNNING et al., 1992; CUBIÑA e AIDE, 2001; GROENEVELD et al., 2009).

No sudeste do Brasil, as florestas estacionais semidecíduais do interior do estado de São Paulo têm cedido lugar a extensivas atividades agropecuárias, como a monocultura de cana-de-açúcar e a pecuária. Como consequência, essas fitofisionomias têm sido progressivamente limitadas a áreas relativamente pequenas: manchas de vegetação dispostas ao longo de um gradiente na paisagem regional heterogênea; isoladas, altamente perturbadas e pouco protegidas (VIANA, 1995; KAGEYAMA et al., 2008; FREITAS et al., 2010; SCHOOLEY e BRANCH, 2011). Considerando o cenário atual dos ecossistemas nativos do interior estado de São Paulo, especificamente na região da Bacia Hidrográfica do Rio Corumbataí (BHRC), os poucos fragmentos florestais restantes - cerca de 9% da cobertura vegetal nativa (PEREIRA e PINTO, 2007) - encontram-se imersos em matrizes de pasto consolidado, sendo possível, muitas vezes, verificar árvores nativas isoladas nessas pastagens.

As árvores nativas isoladas em pastagens podem apresentar potencial para funcionar como poleiros para espécies frugívoras (GUEVARA et al., 1992; REIS et al., 2003). Assim, sementes e propágulos depositados sob as copas destas árvores formariam agrupamentos de regenerantes (banco de sementes e de plântulas), que serviriam de fonte de alimento para dispersores secundários e outros consumidores (GUEVARA e LABORDE, 1993; DICK, 2001; HERRERA e GARCIA, 2009; TRES e REIS, 2009). Por um lado, seria esperado, em longo prazo, que sementes e propágulos que chegassem às árvores-poleiro e se estabelecessem, facilitassem a germinação e chegada de sementes de outras espécies (*sensu* CONNELL e SLATYER, 1977), de modo a interferir positivamente nos padrões de sobrevivência e crescimento de plântulas (GANDOLFI, 2000; GUEVARA e LABORDE,

1993; MARTÍNEZ-GARZA e GONZALEZ-MONTAGUT, 1999; HERRERA e GARCIA, 2009). Por outro lado, a posição de árvores-poleiro na paisagem pode modular a dispersão à longa distância (HOLL, 1999; MARTÍNEZ-GARZA et al., 2009). Portanto, essas variáveis devem ser consideradas na manutenção e nos padrões de fluxo de propágulos na escala de paisagem (MARTÍNEZ-GARZA e GONZALÉZ-MONTAGUT, 1999), sob a hipótese de que a paisagem regional pode ser influenciada e ter suas propriedades ecológicas amplificadas (por exemplo, o aumento da conectividade ou do nível de isolamento entre manchas nativas), dependendo da proximidade das árvores isoladas em relação aos fragmentos florestais (DUNNING et al., 1992; TISCHENDORF et al., 2003).

Tendo em vista as matrizes de pastagens consolidadas que recobrem a área da BHRC e sua inserção no contexto da paisagem, considerando os fragmentos florestais e as árvores isoladas, procuramos neste estudo, averiguar se as métricas da paisagem (distância linear, proximidade e cobertura florestal), bem como as características da estrutura arbórea (altura e área de cobertura da copa), exercem efeitos positivos ou negativos na chegada de sementes sob as árvores isoladas nas pastagens; e se a distância das árvores isoladas em relação aos fragmentos florestais determinam diferentes padrões de abundância e riqueza de espécies nativas na paisagem. Também procuramos averiguar se a chuva de sementes seria distribuída de maneira distinta (quanto à abundância e riqueza) sob as árvores isoladas em pastagens e no interior dos fragmentos florestais adjacentes às pastagens na BHRC.

Esperávamos que a disposição espacial dos elementos na paisagem (fragmentos florestais e árvores isoladas) afetasse significativamente a composição e a abundância da chuva de sementes e de propágulos: árvores isoladas mais próximas a fragmentos florestais apresentariam maior riqueza e abundância de sementes advindas da chuva quando comparadas a árvores isoladas mais distantes dos fragmentos florestais (DUNNING et al., 1992; MARTÍNEZ-GARZA et al., 2009; PIZO e SANTOS, 2011). Além disso, esperávamos que a abundância e riqueza de espécies nativas seria maior no interior dos fragmentos florestais quando comparadas às árvores isoladas na pastagem, sob a premissa de que há maior complexidade na estrutura e comunidade vegetal nos fragmentos de florestas (CONNELL e SLATYER, 1977; HOLL, 1999).

A compreensão da dinâmica da paisagem pode ser uma ferramenta útil para ajudar a entender alguns processos que regem a dispersão de sementes, considerando a escala da paisagem, para definir com maior clareza, as chances de conectividade entre fragmentos florestais e árvores isoladas imersas em matrizes agrícolas a partir do fluxo de propágulos e sementes oriundos da chuva de sementes. Sendo assim, ações que têm em vista a conservação

e restauração dos fragmentos florestais imersos em matrizes homogêneas como as pastagens, podem servir para manter a diversidade biológica por favorecer o fluxo de propágulos e sementes entre fragmentos isolados (DIZO e METZGER, 2009); além disso, manter as árvores nativas isoladas nessas matrizes poderia contribuir para o aumento da conectividade entre os fragmentos florestais (PIZO e SANTOS, 2011).

2 OBJETIVOS

Este trabalho respondeu às seguintes questões: **i)** A distância linear, o índice de proximidade entre árvores nativas isoladas em pastagens da BHRC em relação aos fragmentos florestais e a cobertura florestal que esses fragmentos representam nas áreas de pastagens analisadas, bem como a área total desses fragmentos; e características das árvores isoladas, como a altura e a área de cobertura da copa, podem determinar a abundância e riqueza de sementes oriundas da chuva de sementes sob as árvores isoladas? Esperávamos que as métricas da paisagem exercessem efeito sobre a abundância e riqueza de espécies advindas da chuva de sementes sob as árvores isoladas, sob a hipótese de que a dispersão de sementes aumenta à medida que se aproxima da fonte de recursos; ou seja, árvores isoladas mais próximas de fragmentos florestais receberiam mais sementes - e maior riqueza de espécies - sob suas copas quando comparadas às árvores mais distantes (DUNNING et al., 1992; MARTÍNEZ-GARZA et al., 2009; PIZO e SANTOS, 2011). Desta forma, o arranjo espacial dos fragmentos florestais em dada paisagem pode facilitar e promover o fluxo de sementes, principalmente de sementes zoocóricas (DIZO e METZGER, 2012);

ii) A riqueza e abundância de sementes advindas da chuva de sementes é maior sob árvores nativas isoladas em pastagens ou no interior de fragmentos de florestas estacionais semidecíduais adjacentes às pastagens da BHRC? Esperávamos que o aporte de sementes fosse maior no interior dos fragmentos devido à maior complexidade de seus atributos ecossistêmicos - estrutura e fisionomia - que se relacionariam à maior chegada de sementes e de propágulos (CONNELL e SLATYER, 1977; HOLL, 1999).

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Efeitos da fragmentação florestal

A degradação ambiental, segundo a *Society for Ecological Restoration* (SER), caracteriza-se pelas mudanças sutis ou graduais em ecossistemas naturais, as quais reduzem sua integridade biológica (SER, 2004). No Brasil, a questão da degradação ambiental está intimamente ligada à redução acelerada de vegetações nativas especialmente a partir do início do século XVI, com a chegada dos europeus, fato que mudaria definitivamente a relação entre o homem e a floresta, além de transformar profundamente a paisagem natural (DEAN, 1996).

Se em 1.500 o desmatamento tinha como objetivo a exploração da floresta e a construção de um ambiente urbano modesto em tamanho (DEAN, 1996), foi a partir da década de 1970, aproximadamente, que os ecossistemas naturais passaram a ser amplamente suprimidos pelo aumento da expansão agrícola, sustentada pelo paradigma da agricultura - a “revolução verde” - que objetivava aumentar os índices de produtividade, substituindo moldes de produção tradicionais por práticas tecnológicas (EHLERS, 1999). A revolução verde intensificou e melhorou a produtividade agrícola. Porém, os problemas ambientais causados pela intensa mecanização e uso em larga escala de agroquímicos, influenciariam a contaminação de corpos hídricos, de animais e do homem, passando a gerar consequências negativas, inerentes a esse estilo de produção (EHLERS, 1999).

A partir da década de 1980 houve um aumento nas iniciativas da sociedade e do meio científico em conter os danos causados pelo homem, dando margem ao processo de mudança de paradigma agrícola e ecológico: a troca do raciocínio e princípios da revolução verde pelo paradigma da sustentabilidade, que posteriormente alicerçou os eixos teóricos e práticos da ecologia da restauração (CAIRNS e HECKMAN, 1996; ENGEL e PARROTA, 2008; CHAZDON et al., 2009). Segundo a SER (2004), a restauração engloba o processo de assistência e recuperação da integridade ecológica e sustentabilidade dos ecossistemas naturais que sofreram alterações antrópicas ou naturais.

A restauração ecológica foi ao encontro da crescente necessidade e importância de recuperar os ambientes naturais frente ao avanço agrícola, que na América do Sul ainda é a principal causa do desmatamento (FAO, 2011). No Brasil, somente a agropecuária é responsável por ocupar 32% do território nacional, sendo que a maior parte é utilizada para pastagens (SPAROVEK, 2010).

No sudeste do país, as florestas estacionais semidecíduais do interior do estado de São Paulo também têm cedido lugar a extensivas atividades agropecuárias, como a monocultura da cana-de-açúcar e a pecuária. Como consequência, essas fitofisionomias têm sido progressivamente limitadas a áreas relativamente pequenas: manchas de vegetação dispostas ao longo de um gradiente na paisagem regional heterogênea; isoladas, altamente perturbadas e pouco protegidas (VIANA, 1995; KAGEYAMA et al., 2008; FREITAS et al., 2010; SCHOOLEY e BRANCH, 2011).

A fragmentação florestal pode provocar alguns impactos ecológicos, como alterações das condições ambientais, efeitos de borda, incremento de espécies invasoras, alterações nas interações das espécies, além de proporcionar diminuição da diversidade genética (por meio da deriva genética), aumentando as chances de extinção regional, pois uma população muitas vezes não é capaz de se adaptar às rápidas mudanças no ambiente (SAUNDERS et al., 1991; GUREVITCH et al., 2009; PUTZ et al., 2011). Todos esses efeitos, se maximizados, podem gerar alterações na composição, estrutura e tamanho das populações que ali coexistem (BURNS et al., 2011).

Até que ponto podemos afirmar que a fragmentação florestal relaciona-se com o declínio da diversidade regional? As funções ecossistêmicas da floresta são comprometidas com a perda de área? Para isto, o levantamento sistemático de pesquisas torna-se fundamental, sendo que várias argumentações e práticas científicas têm sido propostas neste sentido, seja na escala de populações (WEHNCKE et al., 2010), comunidades (MAZA-VILLALOBOS et al., 2011) ou de paisagens (MURPHY e LOVETT-DOUST, 2004; CHAZDON et al., 2009; SCHOOLEY e BRANCH, 2011).

Os efeitos de borda, por exemplo, podem ser potencializados em regiões que apresentam alta fragmentação florestal (FERREIRA e LAURANCE, 1997), alterando diversos padrões ecológicos, pois favorecem maior entrada de vento, expõem as plantas à maior dissecação, causando danos e mortalidade de plantas; geram diferenças na entrada de luz no sub-bosque, umidade e concentrações de CO₂, além de diferenças nas relações de herbívoros, polinizadores e dispersores de sementes (GUREVITCH et al., 2009). Cadenasso e Pickett (2001) analisaram o movimento das sementes do exterior para o interior de florestas decíduas e registraram que sementes anemocóricas (incluindo espécies invasoras e exóticas) chegaram em maior número nos fragmentos que sofrem efeitos de borda; e que bordas florestais não perturbadas há muito tempo, impedem a entrada de um maior número de sementes invasoras, protegendo a área nuclear.

Além dos efeitos de borda, o tamanho do fragmento pode influenciar as características ecossistêmicas das comunidades (TISCHENDORF et al., 2003; MURPHY e LOVETT-DOUST, 2004; GUREVITCH et al., 2009; CHAZDON et al., 2009). Teixeira et al. (2009) modelaram o uso e cobertura do solo de 1962 a 2000, simulando possíveis trajetórias para as florestas tropicais. Sugeriram que os fragmentos de floresta tropical sofrerão fortes mudanças estruturais em longo prazo, como o empobrecimento das espécies vegetais, e que a chuva de sementes não seria capaz de compensar as alterações induzidas pela fragmentação (TEIXEIRA et al., 2009). O tamanho dos fragmentos florestais é importante, sendo que em fragmentos menores, as taxas de mortalidade são mais altas e resultam em taxas de extinção locais mais altas (GUREVITCH et al., 2009).

Como vimos, as causas e efeitos da fragmentação de florestas tropicais são diversas; dessa forma, devemos encontrar meios para aliar práticas agropecuárias e de uso da terra à conservação dos fragmentos florestais, de modo que a disseminação de informações oriundas de pesquisas científicas auxiliem os produtores a nortearem suas atividades de forma a gerar menores impactos sobre os ecossistemas nativos.

3.2 Dinâmica de comunidades vegetais

Quando olhamos uma floresta tropical, visualizamos diferentes manchas de vegetação em diferentes estádios sucessionais (GUREVITCH et al., 2009) que compõem a paisagem e que representam naquele momento, o ciclo de crescimento e de mortalidade de das populações que compõem a comunidade; a dinâmica de sucessão secundária nestes trechos distintos são modulados por mecanismos espécie-específicos de regeneração (WATT, 1947; WHITMORE, 1983). Watt (1947) observou que este ciclo de mudanças na comunidade vegetal durante o processo de sucessão poderia ser dividido em duas fases: i) *upgrade*, que é o processo ou conjunto de processos que resultam no acúmulo de material vegetal que determinam o potencial do hábitat em aumentar sua complexidade ecológica (“balanço positivo”); e ii) *downgrade*, quando ocorre a decomposição destes vegetais por fungos, bactérias, insetos, ou sua eliminação por agentes físicos, resultando no “balanço negativo”; em consonância, essas fases representam o ciclo de crescimento e regeneração de plantas na comunidade vegetal.

Vários fatores podem interferir na dinâmica de comunidades florestais, entre eles, as variáveis intrínsecas nos padrões de perturbação (PICKETT e THOMPSON, 1978), a evolução de características da história de vida de cada espécie (PICKETT e WHITE, 1985) e

as interações biológicas (DENSLOW, 1987). Como agentes de perturbação, citamos a queda de árvores, incêndios, tempestades, pragas e inúmeras formas de intervenção humana, os quais podem variar em intensidade, frequência, predictabilidade e tamanho da área afetada (CONNELL e SLATYER, 1977). Destacamos aqui, um importante fator de perturbação natural e, conseqüentemente, impulsionador da sucessão secundária: a formação de clareiras (DENSLOW, 1980; BROKAW, 1985; WHITMORE, 1996).

Alguns atributos das comunidades vegetais, como a composição e a distribuição de abundância e de riqueza de espécies (DENSLOW, 1985) - a partir de uma proporção específica de mecanismos de regeneração - podem modular os padrões de sucessão secundária (WHITMORE, 1990). Além desses fatores, a germinação e o desenvolvimento de espécies podem determinar a velocidade de fechamento das clareiras - a resiliência (ALVAREZ-BUYLLA e MARTÍNEZ-RAMOS, 1990). Os padrões gerados pela abertura natural de clareiras podem contribuir para a diversidade alfa de espécies (BARBOSA, 2006), que dependem desse estágio para iniciar a regeneração, como as espécies pioneiras, relacionadas, teoricamente, à manutenção da elevada riqueza de plantas em florestas tropicais (WHITMORE, 1990).

Outro mecanismo que pode ser ativado na dinâmica de sucessão secundária é a propagação vegetativa de estruturas vegetativas remanescentes às perturbações (UHL, 1982; PACIOREK et al., 2000). Na propagação vegetativa, células mitóticas multiplicam-se, de modo a gerar indivíduos geneticamente idênticos à planta-mãe (FERRARI et al., 2004). Na rebrota, a planta apresenta estruturas subterrâneas bem desenvolvidas (DURIGAN et al., 2003), proporcionando a rebrota rápida após alguns fatores como: fogo, corte ou geada (KENNARD e GHOLZ, 2001; KENNARD e PUTZ, 2005; RODRIGUES et al., 2004).

Além dos fatores de perturbação, a regeneração natural pode ocorrer também a partir do banco de sementes presente no solo, do banco de plântulas e de indivíduos jovens do sub-bosque; ou ainda, a partir da chegada de diásporos advindos por agentes bióticos ou abióticos. O banco de sementes, caracterizado como o estoque de sementes viáveis existentes no solo num determinado momento e local (GARWOOD, 1983), apresenta sementes que poderão vir a germinar ou não, dependendo da sua composição genética ou condições ambientais adequadas, como variação e qualidade da luz e interações com predadores (FINEGAN, 1996). Apesar de fazer parte do processo dinâmico da sucessão, o banco de sementes não apresenta potencial florístico capaz de representar a riqueza de espécies vegetais, pois é composto majoritariamente por espécies pioneiras ou exóticas (FINEGAN, 1996; CHAMI, 2011). A diversidade de espécies expressa por sementes dispersadas, sementes

dormentes no solo ou o banco plântulas, pode influenciar diretamente a capacidade de auto-regeneração da floresta. Com isso, a chuva de sementes e seus mecanismos de dispersão podem representar uma fonte expressiva de propágulos para abastecer o banco de sementes e de plântulas (WHITMORE, 1983; CHAMI, 2011), além de auxiliar o início da sucessão secundária (MARTINS, 2009).

A chuva de sementes pode ser caracterizada pela chegada de diásporos a um novo ambiente, trazida por agentes bióticos ou abióticos; pode determinar a área potencial para que novas espécies se estabeleçam, além de influenciar processos futuros, como predação, competição por recursos e reprodução (BARBOSA, 2006). Como estratégias de dispersão, as plantas selecionaram mecanismos para facilitar esse deslocamento, como a dispersão pelo vento (anemocoria), por animais (zoocoria), pela água (hidrocoria), por mecanismos explosivos (autocoria), pela ação da gravidade (barocoria) e por outros vetores (PIJL, 1982).

Em áreas degradadas, a dispersão de sementes pode ser um elemento essencial para a regeneração (GARWOOD, 1989). Principalmente a avifauna que percorre essas áreas fragmentadas ou abertas, pode utilizar as espécies arbóreas como “poleiros” (REIS et al., 2003). Em busca de alimento e abrigo, elas pousam e contribuem eventualmente para a chuva de sementes e propágulos, além de dispersarem frutos e sementes do local em que estão pousadas para outras áreas de destino (GUEVARA et al., 1992; REIS et al., 2010). Cubiña e Aide (2001) relataram uma relação entre a distância dos fragmentos florestais e a abundância e riqueza de espécies da chuva de sementes: quanto maior a distância, menor a abundância e riqueza de espécies. No estado de São Paulo, simulações indicaram que a chuva de sementes vindas de fragmentos próximos pode influenciar a velocidade da regeneração florestal (GROENEVELD et al., 2009). Geralmente, florestas restauradas e em estágio inicial de sucessão podem apresentar uma comunidade vegetal de plântulas, bancos e chuva de sementes, a maioria de espécies pioneiras e exóticas (VIEIRA e GANDOLFI, 2006). Por outro lado, pensando na regeneração em bordas de fragmentos, é possível descrever outros fatores limitantes, como a baixa dispersão de sementes, competição das plantas nativas com as invasoras (especialmente gramíneas), alta predação de sementes, baixas taxas de germinação, falta de nutrientes, elevada intensidade luminosa e predação (HOLL et al., 2000). O fato é que os diversos mecanismos moduladores da regeneração natural podem direcionar o padrão de estabelecimento da sucessão secundária em ambientes florestais (WHITMORE, 1990), envolvendo as mudanças na estrutura e composição de espécies da comunidade no tempo (GLENN-LEWIN e MAAREL, 1992; ODUM, 1997).

O conceito de sucessão vegetal foi desenvolvido na América do Norte durante as primeiras duas décadas do século XX (GLENN-LEWIN e MAAREL, 1992) e passou a ser amplamente discutido nos anos posteriores. Apesar de não ter sido postulado para florestas tropicais, ele é até hoje utilizado como base teórica para explicar a sucessão vegetal. O conceito foi proposto por Clements (1916) e dominou até a metade do século XX (citado por GLENN-LEWIN e MAAREL, 1992). Clements acreditava que a sucessão era caracterizada por eventos previsíveis e ordenados, nos quais as mudanças na vegetação representavam a história de vida da comunidade vegetal (CLEMENTS, 1936). Para Clements, a comunidade vegetal era concebida como um organismo que nasce, cresce, atinge a maturidade e morre. A maturidade da comunidade vegetal seria o clímax (CLEMENTS, 1936) - as comunidades convergem pela sucessão a uma vegetação-clímax (“equilíbrio”), definida pelo clima ou pelas características dos solos - o clímax edáfico (GLENN-LEWIN e MAAREL, 1992).

Na década de 1960 outros pesquisadores abordaram este tema, como Ramon Margalef e Eugene Odum, que sintetizaram a teoria da sucessão, apesar de seus conceitos ainda possuírem pilares na proposta determinística de Clements, onde a vegetação convergiria para um sistema mais complexo e em equilíbrio (ODUM, 1969; GLENN-LEWIN e MAAREL, 1992; PILLAR, 1994). Foi na década de 1970 que os estudos de sucessão vegetal assumiam que as mudanças na dinâmica da vegetação eram causadas por alterações próximas e que a ideia de equilíbrio climático deveria ser descartada (PILLAR, 1994). Alguns estudiosos averiguaram os processos dinâmicos ocorridos nas comunidades vegetais, entre eles, os conceitos de autogênia e alogênia (ODUM, 1969), categorias da sucessão (RICKLEFES, 2001), distúrbios provocativos e impulsores da sucessão (CONNELL e SLATYER, 1977; SILVA, 2008), estágios da sucessão vegetal (PICKETT et al., 1987; DUARTE e BUENO, 2006) e as interações facilitadoras de espécies (YARRANTON e MORRISON, 1974; BROOKER, 2008; BROOKER e CALLAWAY, 2009).

A sucessão é, fundamentalmente, um processo de substituição individual ao longo do tempo (ODUM, 1997) e de mudança no desempenho dos indivíduos após um distúrbio de ordem antrópica ou natural (PICKETT et al., 1987). O processo de sucessão ocorre na comunidade como um todo, alterando sua forma, estrutura e fisionomia (PICKETT et al., 1987; DUARTE e BUENO, 2006). O conjunto de processos que governam a sucessão pode abranger o conceito de facilitação. A facilitação como teoria começou a ser discutida em 1977 por J. Connell e R. O. Slatyer, com a publicação do artigo “*Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization*”. Segundo os autores, a facilitação sugere que a entrada e saída das espécies dependem das condições

preparadas pelas espécies anteriores até a colonização por novas espécies; e que a comunidade caminharia sequencialmente para o seu desenvolvimento e morte na qual cada estágio estabeleceria condições apropriadas para o estágio seguinte (CONNELL e SLATYER, 1977).

Devido à mudança ocasionada na comunidade, seja por interações facilitadoras ou por outros processos da sucessão secundária, as espécies podem ser diferentes durante os estádios sucessionais; neste sentido, foram propostos grupos de espécies que ocupam os estádios durante a sucessão ecológica (BUDOWSKI, 1965). As espécies pioneiras seriam espécies de rápida colonização e ciclo de vida curto; as espécies secundárias iniciais ou tardias precederiam as pioneiras por apresentarem maior diversidade de estratégias de regeneração, maior adaptabilidade a condições de sombra e maior alocação de recursos para estruturas permanentes, conseguindo atingir tamanhos maiores, entre outras características (BUDOWSKI, 1965; FINEGAN, 1996). As espécies pioneiras antecederiam as secundárias iniciais e assim por diante, até a chegada de espécies com ciclo de vida longo, correspondendo aos estádios finais do processo de sucessão secundária.

3.2.1 Dinâmica florestal analisada sob a óptica da paisagem

Há várias definições para o conceito de “Ecologia da Paisagem”. Neste trabalho, usamos a conceituação proposta por Metzger (2001), sob a visão de paisagem integradora, que considera a “paisagem como um mosaico heterogêneo formado por unidades interativas, sendo esta heterogeneidade existente para pelo menos um fator, segundo um observador e numa determinada escala de observação” (METZGER, 2001). O interessante nesta visão de paisagem integradora é que a unidade de escala pode ser definida pelo observador, não necessitando ser uma macro-escala, mas uma escala inferior, que abranja população ou comunidade e até mesmo pequenos organismos.

Quando tratamos de análises de paisagem, logo nos atentamos para o grau de conectividade, entendida como a capacidade da paisagem ou das unidades da paisagem, como os fragmentos florestais, em facilitar os fluxos biológicos (METZGER, 2001; 2008). A conectividade depende de vários fatores, entre eles a proximidade dos elementos de hábitat, a densidade de corredores (fragmentos florestais geralmente lineares que ligam dois fragmentos), presença de “stepping stones” e a permeabilidade da matriz (METZGER, 2001).

Como neste trabalho nos restringiremos à conectividade entre fragmentos florestais dispersos em matrizes agrícolas, uma questão é imprescindível: “Quão essencial é a conectividade para a conservação da diversidade biológica?” Perguntas como essa ainda

permanecem sem respostas categóricas (CROOKS e SANJAYAN, 2006), mas há muitos esforços na tentativa de compreender os mecanismos conectores e sua importância no processo restaurador de ecossistemas e mantenedor ou impulsionador da diversidade biológica. Do lado contrário à conectividade, podemos relacionar a fragmentação de habitats, seguindo o princípio de que quanto mais conectados os fragmentos florestais estiverem, menos fragmentados estarão. A fragmentação florestal não só reduz a quantidade total de habitats disponíveis, mas também isola os fragmentos, dificultando ou impedindo a circulação de organismos e processos (CROOKS e SANJAYAN, 2006). A fragmentação de habitats nativos pode ser a principal ameaça à diversidade regional de espécies (WILCOVE et al., 1998).

São muitos os fatores que interferem no grau de conectividade entre fragmentos, por isso os resultados podem ser diferentes, dependendo do objeto de estudo, seja em dispersão de sementes, movimentação de animais, entre outros elementos do ecossistema. Aves, por exemplo, podem responder de maneira diferente à conectividade e ao tamanho dos fragmentos (UEZU et al., 2005). Pivello et al. (2006) estudaram fragmentos de Floresta Ombrófila Densa do Domínio Atlântico e checaram oposição entre os efeitos de conectividade e a estrutura da vegetação. Averiguaram que fragmentos pequenos que mantêm uma boa estrutura de vegetação, ainda que isolados na paisagem, podem servir como fontes de sementes para restauração ecológica de áreas degradadas no entorno.

Além da conectividade, outras características da paisagem podem influenciar a dinâmica das comunidades vegetais, como o “efeito da vizinhança” e as características físicas da matriz que separa os fragmentos (DUNNING et al., 1992). Pela hipótese do efeito da vizinhança, recursos críticos disponíveis nos fragmentos florestais próximos poderiam influenciar na abundância e diversidade de espécies que chegam aos fragmentos, bem como sob as matrizes que circundam esses fragmentos (DUNNING et al., 1992; TISCHENDORF et al., 2003). Já algumas características das matrizes, como a presença do gado, poderiam funcionar como uma barreira para limitar dispersores que utilizam os recursos dos fragmentos e que necessitam muitas vezes cruzar matrizes agrícolas para chegar aos fragmentos, fonte de recursos; sendo assim, a presença de fatores que possam inibir o deslocamento de espécies pode comprometer também a abundância de espécies (DUNNING et al., 1992; HOLL, 1999).

Quais os efeitos então da conectividade e da vizinhança sobre os padrões ecológicos? Os efeitos de borda, a intensidade da degradação, o isolamento e a qualidade da matriz seriam bons indicativos para associar conectividade à conservação? Essas e outras perguntas podem ser respondidas de acordo com o levantamento sistemático de pesquisas em

conservação, utilizando-se de estimadores da ecologia de paisagens. Para isso, pesquisas neste sentido realçam a importância e levantar novos questionamentos sobre essa abordagem.

3.3 A importância da conservação e da restauração ecológica de fragmentos florestais

Segundo estudo levantado pela *Food and Agriculture Organization of the United Nations* - FAO (2011), há cerca de quatro bilhões de hectares ocupados por florestas no mundo, correspondendo a cerca de 30% da área total do planeta. Na última década, a taxa de desmatamento por ação antrópica ou causas naturais vem diminuindo, apesar de ainda se manter em patamares elevados (FAO, 2011). Globalmente esta taxa caiu de 16 milhões de ha/ano durante a década de 1990 para 13 milhões de ha/ano durante a última década; no entanto, a maior parte da perda florestal ocorreu em países nos trópicos (FAO, 2011).

O Brasil foi citado pela FAO como um dos cinco países mais ricos em florestas, ocupando 13% da área florestal mundial, sendo que em território brasileiro, as florestas ocupam 62% de sua área total (FAO, 2011). Estes fatos, aliados à importância biológica das florestas, reafirmam a necessidade de conservar e restaurar áreas florestais. Mas antes do processo de restauração visto sob a óptica da aplicação dependente de uma ação humana, onde há introdução de espécies e manejo, é preciso considerar que os ecossistemas florestais têm capacidade de se regenerarem naturalmente, que pode ser entendido como o início da restauração ecológica oriundo do próprio ambiente em questão, a partir de mecanismos de regeneração natural (YARRANTON e MORRISON, 1974; SILVA, 2008). Devido ao estabelecimento de uma floresta madura de forma natural em fragmentos florestais degradados ser lento, pode ser necessário intervir por meio de manejos adequados, objetivando acelerar os processos de sucessão secundária e garantir seu estabelecimento (BONILLA-MOHENO e HOLL, 2010), porém, sempre tendo em vista os conceitos teóricos da sucessão de comunidades vegetais terrestres.

Estudos revelam que há um grande potencial na compreensão da sucessão vegetal em áreas anteriormente de uso agrícola ou pecuário e atualmente abandonadas para aperfeiçoar e adequar estratégias de restauração ecológica; porém há grandes lacunas na compreensão da sucessão em longo prazo (FINEGAN, 1996). Por isso são necessários estudos florísticos, fitossociológicos e a determinação de grupos ecológicos que facilitem a reconstituição da comunidade. Mas não de modo hermético (tendo em vista os processos dinâmicos ocorridos nas comunidades), mas que levem em conta a compreensão dos fatores

externos atuantes nos estádios sucessionais, como a dispersão de propágulos oriundos de áreas vizinhas (FINEGAN, 1996).

As árvores isoladas em meio a matrizes agrícolas poderiam servir como atrativos para animais dispersores que pousam em seus galhos em busca de alimento, abrigo ou descanso (SILVA, 2008) e determinam abaixo de suas copas, núcleos ricos em sementes e propágulos (GUEVARA et al., 1986; REIS et al., 2003). Esses núcleos sob as copas podem servir como fonte de alimentos para dispersores secundários e outros consumidores (GUEVARA e LABORDE, 1993; DICK, 2001; HERRERA e GARCIA, 2009; TRES e REIS, 2009). Neste sentido, as árvores isoladas poderiam exercer o papel de facilitadoras da dispersão de propágulos, gerando condições ambientais adequadas para a próxima etapa de germinação e crescimento de espécies vegetais mais exigentes, do ponto de vista de quantidade e qualidade de luz e água (GANDOLFI, 2000; RICKLEFS, 2001).

A visitação das árvores-poleiros por espécies frugívoras pode ser importante para manter a sucessão secundária, por favorecer o aporte de sementes abaixo de suas copas. Além disso, em períodos de baixa disponibilidade de frutos no interior de fragmentos florestais, os frugívoros poderiam explorar os recursos nas cercanias das florestas isoladas, visitando as árvores-poleiros (HERRERA e GARCIA, 2009). As árvores-poleiros podem atrair dispersores de sementes de fragmentos florestais próximos, servir como doadoras de genes por meio da polinização ou da fecundação cruzada de plantas (DICK, 2001), além de atuar como ponto de recrutamento desses animais e proporcionar a recomposição da vegetação em pastagens abandonadas (GUEVARA e LABORDE, 1993; HERRERA e GARCIA, 2009). Pizo e Santos (2011) estudaram a taxa de visitação de aves a árvores com frutos carnosos numa paisagem fragmentada no interior de São Paulo; averiguaram que há maior chegada de aves frugívoras em árvores isoladas do que em árvores no interior dos fragmentos florestais. Notaram que o maior número de visitas de frugívoros ocorria em espécies arbóreas próximas dos fragmentos (menos de 20 m de distância). De modo semelhante, Guevara e Laborde (1993) observaram que quanto mais próximas estivessem as árvores isoladas dos fragmentos florestais, maior seria a chegada de sementes.

Diante desses resultados, podemos generalizar esses padrões em quaisquer circunstâncias, considerando a escala de paisagem? Haveria outros fatores que influenciam a abundância e riqueza de sementes? As árvores isoladas em matrizes não-nativas poderiam intensificar a chegada de sementes? Em pesquisa realizada na Costa Rica (HOLL et al., 2000), por exemplo, notou-se que os poleiros isolados, usados como estratégias para restauração, não foram eficazes em impulsionar a regeneração porque não eram suficientes para reduzir a

abundância de gramíneas. A partir destes experimentos, portanto, poderíamos extrapolar possíveis respostas, considerando o atual estado da estrutura e composição florestas estacionais semidecíduais do interior do estado de São Paulo: intensamente degradadas, baixa conectividade, e envoltas por matrizes agrícolas.

A estrutura e dinâmica da paisagem dependem da disponibilidade de espécies vegetais no mosaico e não se pode desprezar a importância dos dispersores na modulação da regeneração natural e da restauração ecológica (GUEVARA e LABORDE, 1993). Mas diversos outros fatores precisam ser melhores compreendidos (CORBIN e HOLL, 2012), sem ignorar as características peculiares de cada fisionomia vegetal, seu histórico de uso e ocupação e a realidade em que estão inseridas.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Caracterização da área de estudo

A área de estudo insere-se na Bacia Hidrográfica do rio Corumbataí (BHRC), que apresenta área total de 170.775,6 ha (GARCIA et al., 2006). A maior parte da BHRC localiza-se na Depressão Periférica Paulista, região centro-oeste do estado de São Paulo: 22°04'46"; 22°41'28"S e 47°26'23"; 47°56'15"W (GARCIA et al., 2006). A BHRC é uma das Sub-bacias do Rio Piracicaba; o rio Corumbataí nasce em Analândia e percorre 110 km até chegar na sua foz, no rio Piracicaba (VALENTE, 2001). As Sub-bacias do Passa-Cinco, Alto Corumbataí, Médio Corumbataí, Ribeirão Claro e Baixo Corumbataí, pertencem à BHRC, que engloba oito municípios: Piracicaba, Rio Claro, Analândia, Corumbataí, Ipeúna, Santa Gertrudes, Charqueada e Itirapina. Sua população oscila em torno de 500 mil habitantes (VALENTE, 2001; VALENTE, 2005). O clima da região é do tipo Cwa (KÖPPEN, 1948): subtropical, seco no inverno e chuvoso no verão; as temperaturas variam de 22°C a 17°C. O período seco é de abril a setembro; o chuvoso, de outubro a fevereiro (TROPPEMAIR e MACHADO, 1974).

A BHRC já abrigou diversas culturas agrícolas, desde o café e culturas de subsistência no início do século XX, até pastagens. Atualmente é composta por um mosaico de culturas - áreas de cultivo misto, pastagens, cana-de-açúcar, e plantações de eucalipto - além de áreas urbanas, distritos industriais e fitofisionomias nativas (VALENTE, 2001). No

final da década de 1990, as pastagens dominavam a paisagem da BHRC, ocupando cerca de 40,8% da área, seguida da cana-de-açúcar que ocupava 26,74%. A cobertura florestal nativa ocupava 9,57% da área da Bacia; e as florestas plantadas, 16,5% (VETTORAZZI et al., 2000).

O mosaico que compõe a paisagem da BHRC alterou pouco nos últimos 40 anos (PEREIRA e PINTO, 2007). Mas Valente (2005) constatou que as áreas de cana-de-açúcar passaram a predominar na paisagem, ocupando cerca de 42% de sua extensão, enquanto as pastagens, cerca de 28%. A maior concentração de pastagens localiza-se nas Sub-bacias do Alto Corumbataí e do Passa-Cinco (área onde esse experimento foi realizado), representando, aproximadamente, 44% de sua cobertura (VALENTE e VETTORAZZI, 2003). A vegetação nativa que originalmente recobria a BHRC era representada por florestas estacionais semidecíduais e decíduais, florestas ripárias, florestas paludosas, cerrados stricto sensu e campos cerrados (RODRIGUES, 1999; VALENTE, 2001). Os remanescentes florestais recobriam 11% da BHRC e o cerrado lato sensu, 1,25% (VALENTE e VETTORAZZI, 2003). Desses remanescentes florestais, 90% apresentavam áreas menores que cinco hectares e se encontravam dispersos pela BHRC (VALENTE e VETTORAZZI, 2003).

Este experimento foi executado em áreas previamente amostradas no projeto “Avaliação multi-escala de impactos na biodiversidade em paisagem fragmentada agrícola” (Processo Fapesp: 2011/06782-5). As áreas de amostragem foram alocadas conforme a “amostragem adaptativa” (THOMPSON e SEBER, 1996), em que trechos foram selecionados a partir de critérios previamente estabelecidos: neste caso, foram selecionadas áreas de amostragem com pelo menos 70% de matriz não-nativa (FORMAN, 1995; METZGER, 2001) e 10% de vegetação original. No total foram selecionadas seis áreas de amostragem, sendo que três delas estão alocadas em matriz de cana-de-açúcar e três em matriz de pasto (Figura 1). Cada área de amostragem possui 16 km². Os critérios levados em conta para a seleção dessas áreas foram: a) disponibilidade das imagens para os anos selecionados para as análises - 1962, 1978, 1995, 2000 e 2008; b) maior distância das fronteiras da BHRC com outras Bacias; c) maior distância de centros urbanos e maciços de outras culturas agrícolas que não fossem cana-de-açúcar ou pastagem; d) maior distância entre unidades amostrais selecionadas e; e) abrangência de fragmentos florestais com as condições que atendessem aos critérios de amostragem.

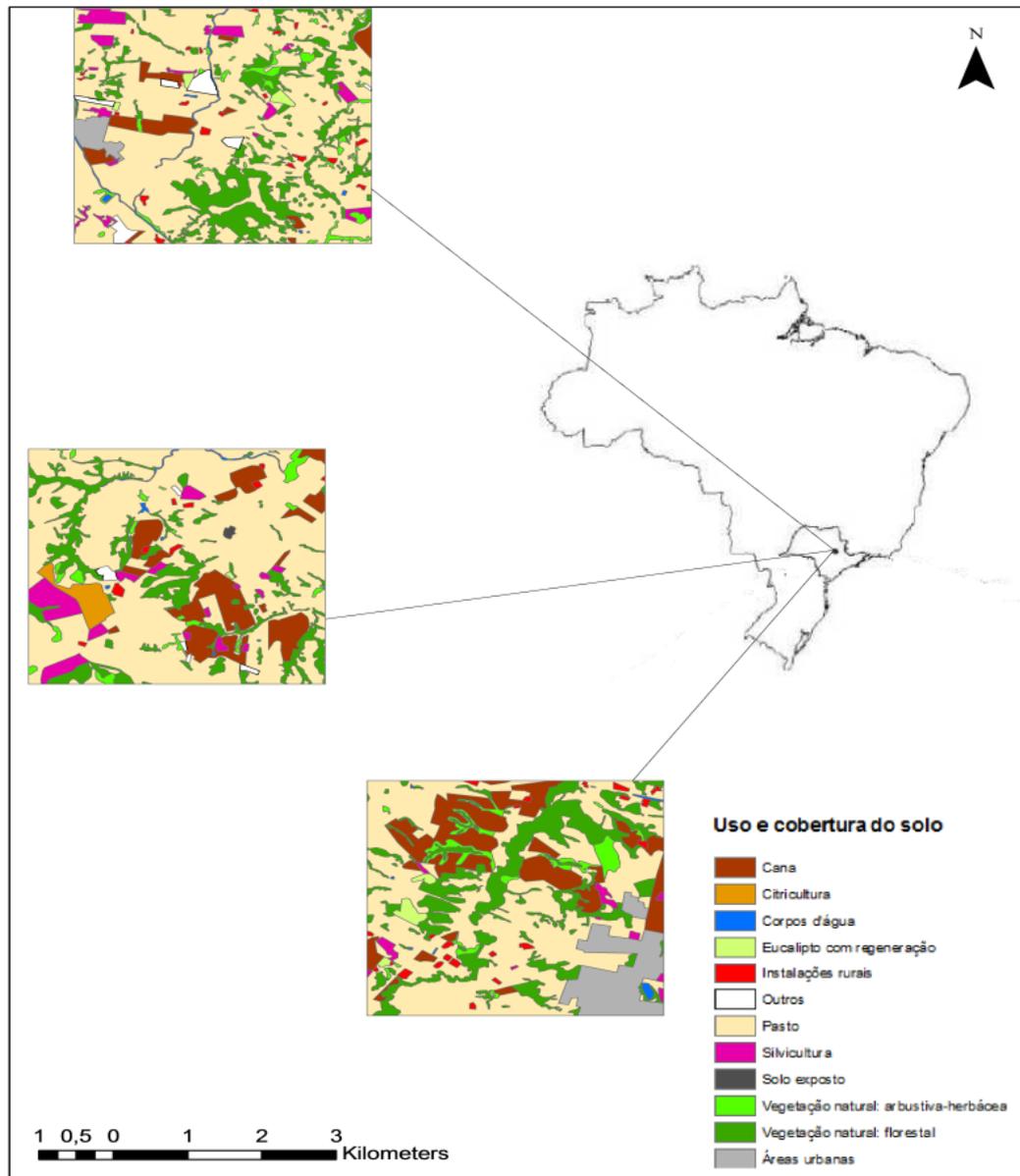


Figura 1. Áreas de amostragem de pasto (16 km² cada) selecionadas para o projeto “Avaliação multi-escala de impactos na biodiversidade em paisagem fragmentada agrícola” (Processo Fapesp - 2011/06782-5) na Bacia Hidrográfica do rio Corumbataí, SP. Os quadrados representam as áreas de amostragem alocadas em pastagens consolidadas.

4.2 Delineamento experimental

4.2.1 Critérios de seleção das unidades amostrais: árvores-focais em pastagens consolidadas na BHRC

No total, amostramos 18 árvores-focais (Tabela 1) que consideramos unidades amostrais deste experimento; todas estavam isoladas em pastagens consolidadas inseridas nas

três áreas de amostragem de pasto de 16 km² da BHRC. Amostramos estas árvores de modo sistemático (FOWLER et al., 1998), a saber: em cada área amostral, sorteamos a primeira árvore-focal, conforme critérios de seleção previamente definidos, e selecionamos as árvores-focais seguintes de acordo com os mesmos critérios de seleção da primeira árvore-focal, mas sem realizar sorteio.

Adotamos os seguintes critérios para selecionar as árvores-focais: **a)** a árvore deveria estar isolada pelo menos 20 m de distância de outras árvores; **b)** deveria apresentar diâmetro à altura do peito (DAP) maior ou igual a 10 cm; **c)** não amostrar árvores em terrenos alagadiços, supondo que o padrão de regeneração sob as copas seriam diferente, se comparado ao padrão em outros tipos de solo e; **d)** estar localizada a pelo menos 20 m de distância de fragmentos florestais.

Tabela 1. Árvores-focais selecionadas para instalação dos coletores de sementes, inseridas em pastagens consolidadas na Bacia Hidrográfica do rio Corumbataí, SP, bem como sua área de copa (A.C.), cobertura florestal (C.F.) e área de amostragem que está localizada (A.A.).

Nº	Família	Espécie	A.C. (m ²)	C.F. (%)	A.A.
1	Bignoniaceae	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Matos	106	25	Pasto1
2	Fabaceae	<i>Platypodium elegans</i> Vogel	145	32	Pasto1
3	Bignoniaceae	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Matos	31	33	Pasto1
4	Bignoniaceae	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Matos	68	35	Pasto1
5	Bignoniaceae	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Matos	62	35	Pasto1
6	Fabaceae	<i>Platypodium elegans</i> Vogel	69	36	Pasto1
7	Bignoniaceae	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Matos	144	34	Pasto1
8	Anacardiaceae	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	82	35	Pasto1
9	Anacardiaceae	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	74	35	Pasto1
10	Anacardiaceae	<i>Anacardium occidentale</i> L.	25	34	Pasto1
11	Proteaceae	<i>Roupala montana</i> Aubl.	52	16	Pasto2
12	Proteaceae	<i>Roupala montana</i> Aubl.	73	16	Pasto2
13	Fabaceae	<i>Machaerium villosum</i> Vogel	167	16	Pasto2
14	Fabaceae	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	249	19	Pasto3
15	Fabaceae	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	232	19	Pasto3
16	Rutaceae	<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	96	19	Pasto3
17	Fabaceae	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	190	19	Pasto3
18	Fabaceae	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	244	18	Pasto3

4.2.2 Critérios de seleção das unidades amostrais: pontos de coleta nos fragmentos florestais adjacentes às pastagens consolidadas na BHRC

Nas áreas de amostragem no interior de fragmentos florestais (Figura 2), instalamos a mesma quantidade de coletores que instalamos nas árvores-focais que estavam inseridas na pastagem adjacente ao fragmento - 18 coletores de sementes em três fragmentos florestais. No interior do fragmento florestal da “área 1”, instalamos 10 coletores; no interior do fragmento florestal da “área 2”, três coletores; e na “área 3”, cinco coletores de sementes. Para sorteio dos 18 pontos de instalação dos coletores de sementes dentro dos fragmentos florestais, produzimos um “*grid*” (grade de coordenadas) dos mapas das áreas, contendo os fragmentos florestais; numeramos cada parcela do grid. Sorteamos os 18 pontos com o aplicativo Excel (Microsoft Inc.). Transpomos cada ponto nos mapas dos fragmentos com suas coordenadas geográficas (Figura 2) e lhes encontramos em campo com GPS.

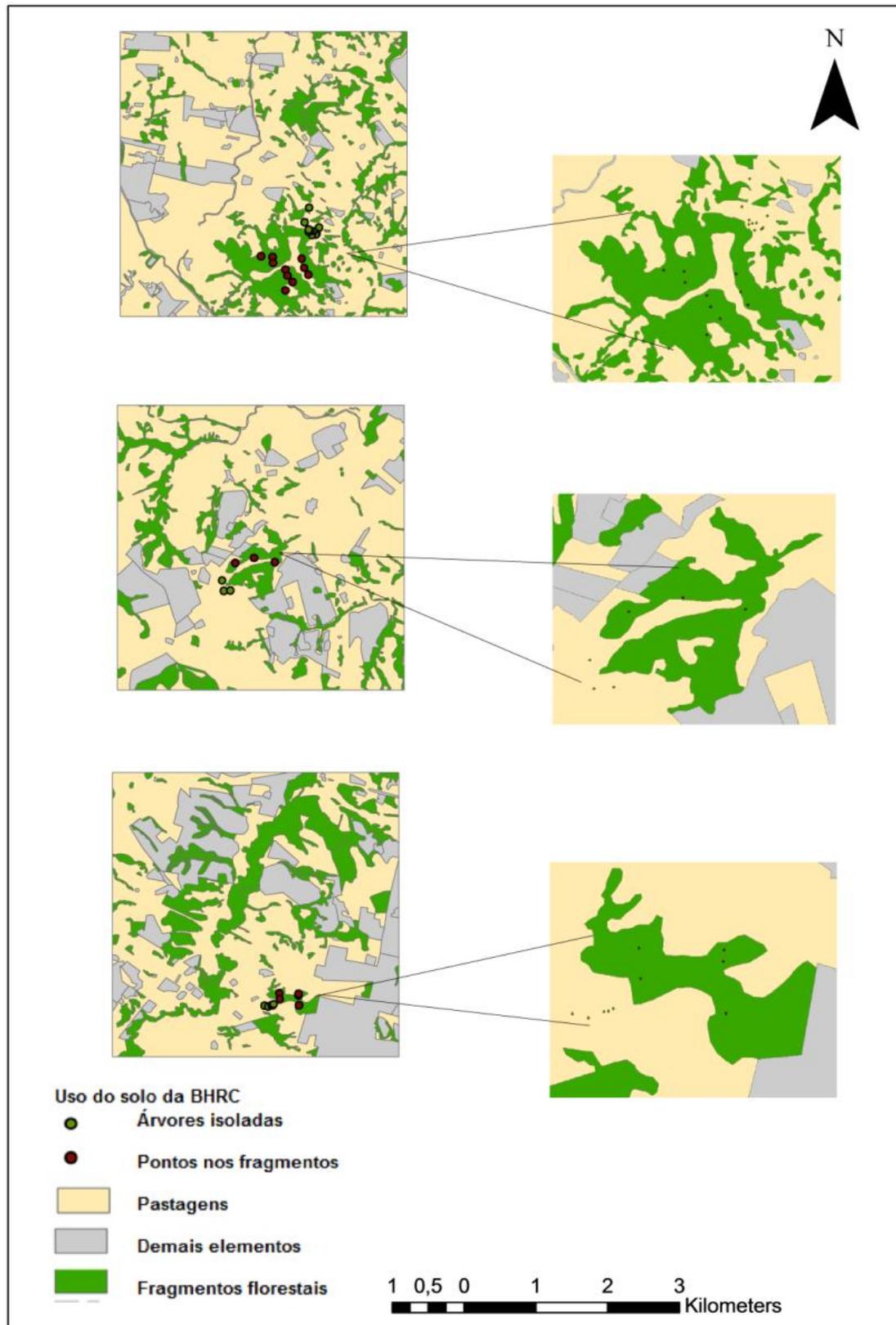


Figura 2. Representação das áreas de amostragem. Em evidência, as unidades amostrais localizadas nas pastagens e nos fragmentos florestais inseridos na região da BHRC.

4.2.3 Instalação dos coletores de sementes

Os coletores apresentavam 1,5 m² por 50 cm de profundidade e o seu tecido possuía composição de 30% algodão e 70% sintético, que permitia o escoamento da água da chuva. Os coletores sob as árvores isoladas nas pastagens (Figura 3) ficaram suspensos pelas laterais por cordas de nylon em ramos das próprias árvores - 2,0 m acima do solo - para evitar que o gado os arrancassem. Costuramos o tecido a uma estrutura de PVC (20 mm) e prendemos por braçadeiras de PVC. Amarramos a parte inferior do tecido de modo perpendicular à árvore para evitar que o vento levantasse o tecido e as sementes e os propágulos fossem perdidos. Na parte inferior do tecido, fizemos uma abertura de 10 cm². Nela, prendemos de ponta-cabeça (com cola universal), uma garrafa PET (embalagem de refrigerante de 2 l) com o fundo cortado (Figura 3) e grampeamos o tecido na garrafa para resistir aos ventos e chuvas fortes. Furamos a tampa da garrafa para que a água escoasse. Para evitar que sementes menores saíssem pelos furos da tampa, colocamos um pedaço de 5,0 cm² do mesmo tecido na tampa. Nas laterais da garrafa fizemos quatro cortes verticais, dois próximos à base da garrafa e dois próximos à tampa para o escoamento da água. Prendemos a garrafa ao tronco da árvore-focal pelo friso da tampa para evitar que ela e o material no interior dos coletores fosse perdido. A garrafa presa ao coletor funcionou como um funil de armazenamento. Esta adaptação deixou o fundo do coletor mais profundo, protegendo o material depositado.

Realizamos o sorteio do azimute (ângulo em relação ao norte geográfico), que serviu de referência para orientar a posição que instalamos os coletores sob cada árvore-focal em relação às suas copas. Instalamos os coletores na porção da copa que correspondia à metade do raio da copa a partir do tronco principal. Tomamos as medidas dos raios das copas por estimativa visual.

Para os coletores no interior dos fragmentos (Figura 4), os suspendemos pelas laterais por cordas de nylon e amarramos cada ponta do tecido em árvores, ficando dispostos a 1,5 m acima do solo.



Figura 3. Exemplo do coletor de sementes instalado sob as árvores-focais isoladas nas pastagens consolidadas da Bacia Hidrográfica do rio Corumbataí, SP. No detalhe, adaptação feita com garrafa PET, que auxiliava no armazenamento de sementes.



Figura 4. Exemplo do coletor de sementes instalado no interior dos fragmentos florestais adjacentes às pastagens consolidadas da Bacia Hidrográfica do rio Corumbataí, SP.

4.2.4 Amostragem da chuva de sementes

Retirávamos o material depositado nos coletores quinzenalmente, durante seis meses. Removíamos o material com o auxílio de pincel para retirá-lo do tecido; e com uma pinça, para retirá-lo de dentro das garrafas. Em seguida, acondicionávamos o material

coletado em sacos plásticos, identificando as amostras numericamente. Apontávamos a data e horário da coleta. Posteriormente, levávamos as coletas ao Laboratório de Reprodução e Genética de Espécies Arbóreas (Largea) da Escola Superior de Agricultura Luís de Queiroz (Esalq), Universidade de São Paulo (USP), Piracicaba, SP.

4.2.5 Triagem do material coletado

No Largea retirávamos o material dos sacos plásticos manualmente, acondicionando-os em bandejas que alocamos em bancadas para que secassem. Depois armazenamos o material seco de cada árvore em sacos de papel, com o número da amostra e a data da coleta. Depositamos as amostras em refrigerador até que fossem triados. Na triagem, depositávamos o material em uma peneira grande de plástico (para grãos), onde separávamos o material maior que 1,0 cm (“gráúdo”) dos menores (“miúdo”). Separávamos o material gráúdo manualmente - as sementes dos restos de folhas, frutos e outros materiais. Em relação ao material miúdo, utilizávamos peneiras granulométricas com diferentes diâmetros de abertura, que variaram de oito a duas polegadas. A cada peneiramento, o material ficava dividido em pequenas porções: a partir daí, analisávamos este conteúdo com o auxílio de lupa (aumento de três vezes) e de estereoscópio (aumento de 30 vezes).

Para frutos depositados nos coletores (frutos inteiros ou parte de frutos), fazíamos contagem das sementes. No caso de haver mais de dois frutos da mesma espécie e com tamanhos similares, contávamos as sementes de dois frutos e estipulávamos um valor médio, que extrapolávamos para os demais frutos.

Separamos as sementes depositadas e triadas por morfoespécies. No caso de morfoespécies com mais de cinco indivíduos, separávamos algumas sementes, as quais semeávamos para observar sua germinação por no mínimo três meses e no máximo seis meses, na tentativa de identificar a espécie.

Para realizar a germinação, limpamos as caixas plásticas (gerbox) com algodão embebido com hipoclorito de sódio (10%). No caso de sementes muito pequenas (tamanho igual ou menor que 2 mm), colocávamos oito folhas de papel-filtro esterilizadas no gerbox e espalhávamos lentamente, 15 ml de água destilada sobre o papel-filtro. Para sementes maiores que 2 mm, depositamos 150 ml de vermiculita esterilizada e acrescentamos 70 ml de água destilada no substrato; em seguida, depositamos as sementes nos gerbox e as acondicionávamos no germinador, com temperatura constante de 25°C ($\pm 2^\circ\text{C}$). As sementes permaneciam no germinador até seis meses.

Retiramos as plântulas do germinador após o surgimento do segundo par de folhas e quando elas estavam com pelo menos 10 cm de altura, transferíamos para tubetes com 40% de vermiculita e 60% de substrato esterilizado. Levamos os tubetes ao viveiro de mudas da Esalq e os depositamos na casa de vegetação sombreada, onde permaneciam por 15 dias. Depois, transferimos os tubetes para o sol pleno, onde permaneciam até um tamanho que permitisse sua identificação, que realizamos por meio de consultas a pesquisadores em taxonomia e ecologia e de chaves de identificação.

No caso das sementes que não induzimos à germinação (porque amostramos poucas sementes) ou das sementes que não germinaram, realizamos sua identificação por meio de consulta à literatura especializada (LORENZI, 1992; POTT, 2006; RAMOS, et al., 2008; KESSELER e STUPPY, 2009), coleções de sementes (Laboratório de Interações Vertebrados-Plantas, Unicamp; Herbário ESA, Esalq) e auxílio de pesquisadores em taxonomia e ecologia. Após a identificação, classificamos as espécies quanto à origem - se nativa ou exótica (FLORA DO BRASIL, 2013) - e medimos com a ajuda de paquímetro o seu tamanho. A identificação taxonômica seguiu o APG III (2009).

Classificamos as sementes em três categorias: menores que 3 mm, entre 3 mm e 10 mm e maiores que 10 mm; também classificamos as sementes quanto à síndrome predominante de dispersão primária: anemocórica, autocórica ou zoocórica (PIJL, 1982).

4.3 Métricas da paisagem e arquitetura arbórea

Os mapas de uso do solo utilizados foram anteriormente gerados pelo Projeto de Auxílio (Fapesp: 2011/06782-5) em ambiente de SIG (Sistema de Informações Geográficas), utilizando o aplicativo Arc-Gis 9.3 (McGARIGAL et al., 2002). Apenas os pontos marcados em campo pelo GPS (com as coordenadas geográficas de cada árvore-focal) foram adicionados ao mapa de uso do solo.

4.3.1 Distância linear e tamanho dos fragmentos

Com o auxílio do ArcGis, determinamos os tamanhos dos fragmentos florestais mais próximos as árvores-focais e a distância linear por meio da ferramenta “*measure*”, entre cada árvore-focal e entre as árvores-focais e os fragmentos mais próximos (McGARIGAL et al., 2002).

4.3.2 Porcentagem de cobertura florestal

Este índice procurou determinar a porcentagem de ocupação por fragmentos florestais dentro de um buffer a partir de cada árvore-focal. O buffer estipulado foi de 900 m. Para determinar esse índice, convertimos o mapa de uso do solo para “*raster*” (quadrículos de pixel). Esta imagem em *raster* e os buffers foram transferidos para um aplicativo-extensão do ArcGis, o LUCAT: *Land-Use Change Analysis Tools* (FERRAZ, 2005; FERRAZ et al., 2009), que gerou uma tabela com a porcentagem de cobertura florestal em cada buffer.

4.3.3 Índice de proximidade

A imagem do uso do solo convertida em *raster*, incluindo as árvores-focais junto com o seu banco de dados (agregados à imagem), foram exportados ao aplicativo Fragstats 3.3 (McGARIGAL et al., 2002). Este índice considerou a distância da árvore-focal em relação aos outros fragmentos presentes na paisagem (fragmentos florestais, fragmentos com predominância de vegetação herbácea e arbustiva “capoeiras” e florestas de eucalipto), levando em consideração também a área total de cada um desses fragmentos, gerando um valor de proximidade entre árvores isoladas e esses fragmentos da paisagem. O valor do Prox varia a partir de um: sendo zero quando não há fragmentos no raio considerado; neste caso, o raio foi de 900 m. Sendo assim, quanto maior o índice, maior a presença de fragmentos florestais no interior do raio determinado para aquela paisagem. Para essa análise, excluímos uma das árvores-focais (espécie 4 - *H. heptaphyllus*), pois na conversão da imagem para *raster*, esta e uma outra árvore-focal foram consideradas como um único ponto, dada a proximidade entre elas.

4.3.4 Área da copa e altura das árvores-focais

Para o cálculo da altura, consideramos a distância entre a base da árvore e o ramo mais alto, utilizando o hipsômetro de Blum-Leiss. Para calcular a área da copa, medimos o diâmetro da copa no sentido paralelo e no sentido perpendicular ao tronco, utilizando trena (AGUIRRE-JUNIOR, 2008). Os valores foram submetidos à fórmula:

$$AC = [(D1 + D2)/2]^2 \pi / 4$$

onde AC é a área ocupada pela copa em m²; D1, o diâmetro da copa no sentido paralelo ao tronco medido em metros; e D2, o diâmetro da copa no sentido perpendicular ao tronco medido em metros.

4.4 Análise dos dados

4.4.1 Árvores-focais isoladas em pastagens consolidadas na BHRC

Para avaliar se as árvores isoladas representavam amostras independentes, correlacionamos a matriz de composição de espécies (construída por meio do índice de Jaccard) em cada árvore e a matriz de distâncias entre as árvores (transformada em logaritmos), utilizando o teste de Mantel (MANTEL, 1967).

O índice de similaridade de Jaccard foi calculado com o aplicativo MVSP (*Multi-Variate Statistical Package*). O teste de Mantel foi realizado com o aplicativo XLSTAT. Utilizando a distribuição de *R* a partir de 10 mil permutações, vimos que $p = 0,267$; neste caso, pudemos aceitar a hipótese nula de que a composição de espécies não é dada pela distância entre árvores; logo, consideramos as árvores isoladas como amostras independentes.

Para compor as variáveis-respostas, calculamos a riqueza (número de espécies) e a abundância: número total de indivíduos por espécie (MUELLER-DOMBOIS e ELLENBERG, 1974) das sementes identificadas em cada coletor (excluindo as sementes que caíram da própria árvore-focal); categorizamos em riqueza e abundância de anemocóricas/autocóricas e riqueza e abundância de zoocóricas.

Para avaliarmos o efeito das variáveis explanatórias (área da copa, altura, índice de proximidade, distância linear, tamanho do fragmento e porcentagem de cobertura florestal) sobre a riqueza e abundância de sementes, utilizamos análises de regressão múltipla. Para evitarmos problemas de multicolinearidade entre as variáveis explanatórias, avaliamos o Fator de Inflação da Variância (FIV), utilizando a extensão do Excel Poptools: $FIV > 4$ indica colinearidade entre as variáveis explanatórias; $FIV > 10$, alta colinearidade. As análises revelaram que a área da copa, o índice de proximidade, a distância linear e a cobertura florestal não estavam relacionados entre si ($FIV > 4$). Sendo assim, incluímos as quatro variáveis nos modelos múltiplos, utilizando modelos lineares generalizados.

Sendo a riqueza e abundância de sementes variáveis contáveis, fixamos um erro tipo *poisson* e uma função tipo *logit* (CRAWLEY, 2005). No total, realizamos 16 análises (riqueza e abundância de anemocóricas/autocóricas e zoocóricas; riqueza e abundância de anemocóricas/autocóricas e zoocóricas menores que 3,0 mm; riqueza e

abundância de anemocóricas/autocóricas e zoocóricas entre 3,0 mm e 10 mm; e riqueza e abundância de anemocóricas/autocóricas e zoocóricas maiores que 10 mm), com o aplicativo Statistica 7.0 (STATSOFT, 2004). Para reduzir a probabilidade de cometermos um erro estatístico “Tipo I”, aplicamos a correlação de Bonferroni. O nível de significância considerado foi $p = 0,00$. Visto que este método pode aumentar a probabilidade de cometer erro do “Tipo II”, os resultados de p entre 0,05y e 0,00x foram considerados próximos da significância.

4.4.2 Pontos no interior de fragmentos florestais adjacentes às pastagens consolidadas na BHRC

Para avaliar se as amostras (árvores isoladas e pontos inseridos dentro dos fragmentos florestais) eram independentes, correlacionamos a matriz de composição de espécies (construída por meio do índice de Jaccard) em cada amostra e a matriz de distâncias entre as árvores (transformada em logaritmos), utilizando o teste de Mantel (MANTEL, 1967). O índice de similaridade de Jaccard foi calculado com o pacote estatístico MVSP. O teste de Mantel foi realizado com o pacote estatístico XLSTAT. Utilizando a distribuição de R a partir de 10 mil permutações, encontramos que as amostras apresentavam dependência espacial. Porém, essa relação era muito baixa ($r = -0,1$): sendo assim, consideramos a independência das amostras.

Para compor as variáveis respostas deste experimento, calculamos a riqueza e a abundância (MUELLER-DOMBOIS e ELLENBERG, 1974) das sementes identificadas em cada coletor (excluindo as sementes que caíram da própria planta-mãe) e categorizamos em riqueza e abundância de anemocóricas/autocóricas e riqueza e abundância de zoocóricas.

Para avaliarmos se houve variações entre as médias das variáveis categóricas hábitat (árvores isoladas e pontos inseridos nos fragmentos) sobre a riqueza e abundância de sementes, utilizamos as análises de variância (ANOVA) para dois fatores (isoladas e interiores). Sendo a riqueza e abundância de sementes variáveis contáveis, fixamos um erro tipo *normal* e uma função tipo *identity*. No total, realizamos 16 análises (riqueza e abundância de anemocóricas/autocóricas e zoocóricas, riqueza e abundância de anemocóricas/autocóricas e zoocóricas menores que 3,0 mm, riqueza e abundância de anemocóricas/autocóricas e zoocóricas entre 3,0 mm e 10 mm e riqueza e abundância de anemocóricas/autocóricas e zoocóricas maiores que 10 mm), com o programa Statistica 7.0 (STATSOFT, 2004). Para reduzir a probabilidade de cometermos um erro estatístico tipo I, aplicamos a correlação de

Bonferroni, para isto o nível de significância considerado foi $p = 0,003$. Visto que este método pode incrementar a probabilidade de cometer um erro tipo II, os resultados de p entre 0,05 e 0,003x foram considerados próximos da significância.

As matrizes de distância da composição de espécies foram representadas graficamente pelo método de ordenação NMDS - Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (KRUSKAL, 1964). Esta técnica parte de uma configuração inicial de pontos alocados ao acaso e com base nessa distribuição, são calculadas novas distâncias, as quais são comparadas às originais; as diferenças entre essas matrizes são minimizadas, utilizando uma estatística denominada *stress* (S). Quanto mais próximo de zero o valor de S, menor a distorção e, portanto, melhor a representação das distâncias. Efetuamos esta análise com o aplicativo Past, utilizando a medida de similaridade de Bray-Curtis. O *stress* encontrado foi de 0,3895, representando uma boa ordenação.

Para analisarmos a equitatividade na distribuição das espécies nos dois ambientes (isoladas e interior), extraímos a porcentagem dos dados de abundância das espécies coletadas, transformamos em logaritmos e transpomos em gráficos de ranking-abundância pelo aplicativo Excel.

5 RESULTADOS

5.1 Chuva de sementes sob as árvores-focais isoladas em pastagens

Durante seis meses, coletamos 4.405 sementes de 27 espécies e 19 famílias abaixo das 18 árvores-focais (Apêndice A). Do total, 4.381 sementes eram zoocóricas (23 espécies e 18 famílias); 25 sementes era anemocóricas/autocóricas (quatro espécies e quatro famílias). A maioria das sementes (96%) eram “pequenas” (até 3 mm); 3% eram sementes de 3 mm a 10 mm; e 1%, sementes “grandes” (> 10 mm). Todas as sementes pequenas eram de dispersão zoocórica (sete espécies). Das sementes médias, 13 espécies eram zoocóricas e três anemocóricas/autocóricas; das sementes grandes, três eram zoocóricas e duas anemocóricas/autocóricas.

Quando analisamos todas as métricas de paisagem e arquitetura arbórea juntas (proximidade, distância, cobertura florestal e área da copa) as mesmas não apresentaram efeito significativo sobre a riqueza e abundância de sementes (Apêndice B). Entretanto, resultados interessantes surgiram. Árvores com maior cobertura de copa e menos isoladas dos fragmentos florestais receberam maior quantidade de sementes zoocóricas (Tabela 2; Figura 5). Este resultado foi evidente quando consideramos as sementes zoocóricas pequenas, cuja abundância foi maior em árvores com maior cobertura de copa, menos isoladas e localizadas em paisagens com maior cobertura florestal (Tabela 2).

Tabela 2. Relação estatística entre as variáveis-resposta^a (riqueza e abundância de sementes anemocóricas/autocóricas e zoocóricas) e as variáveis explanatórias^b: área da copa (m²), índice de proximidade, distância linear (m) e cobertura florestal (%).

Variáveis respostas ^a	Variáveis explanatórias ^b			
	AC	P	D	CF
R_An/au	ns	ns	ns	ns
R_Zoo	ns	ns	ns	ns
A_An/au	ns	ns	ns	ns
A_Zoo	(+)	ns	(-)	ns
R_An/au < 3 mm	--	--	--	--
R_Zoo < 3 mm	ns	ns	ns	ns
A_An/au < 3 mm	--	--	--	--
A_Zoo < 3 mm	(+)	ns	(-)	(+)
R_An/au 3 mm - 10 mm	--	--	--	--
R_Zoo 3 mm - 10 mm	ns	ns	ns	ns
A_An/au 3 mm - 10 mm	ns	ns	ns	ns

A_Zoo 3 mm - 10 mm	ns	ns	ns	ns
R_An/au > 10 mm	ns	ns	ns	ns
R_Zoo > 10 mm	ns	ns	ns	ns
A_An/au > 10 mm	ns	ns	ns	ns
A_Zoo > 10 mm	--	--	--	--

^aR = Riqueza de espécies; A = Abundância de sementes; An/au= Anemocóricas e Autocóricas; Zoo= Zoocóricas.
^bAC = Área da Copa; P = Índice de Proximidade; D = Distância Linear; CF = Cobertura Florestal; ns= não-significativo ($p > 0,05$); (+) = relação de significância positiva ($p < 0,05$); (-) = Relação de significância negativa ($p < 0,00$); (--)= não foi possível realizar análises estatísticas. Os valores detalhados destas análises encontram-se no Apêndice B.

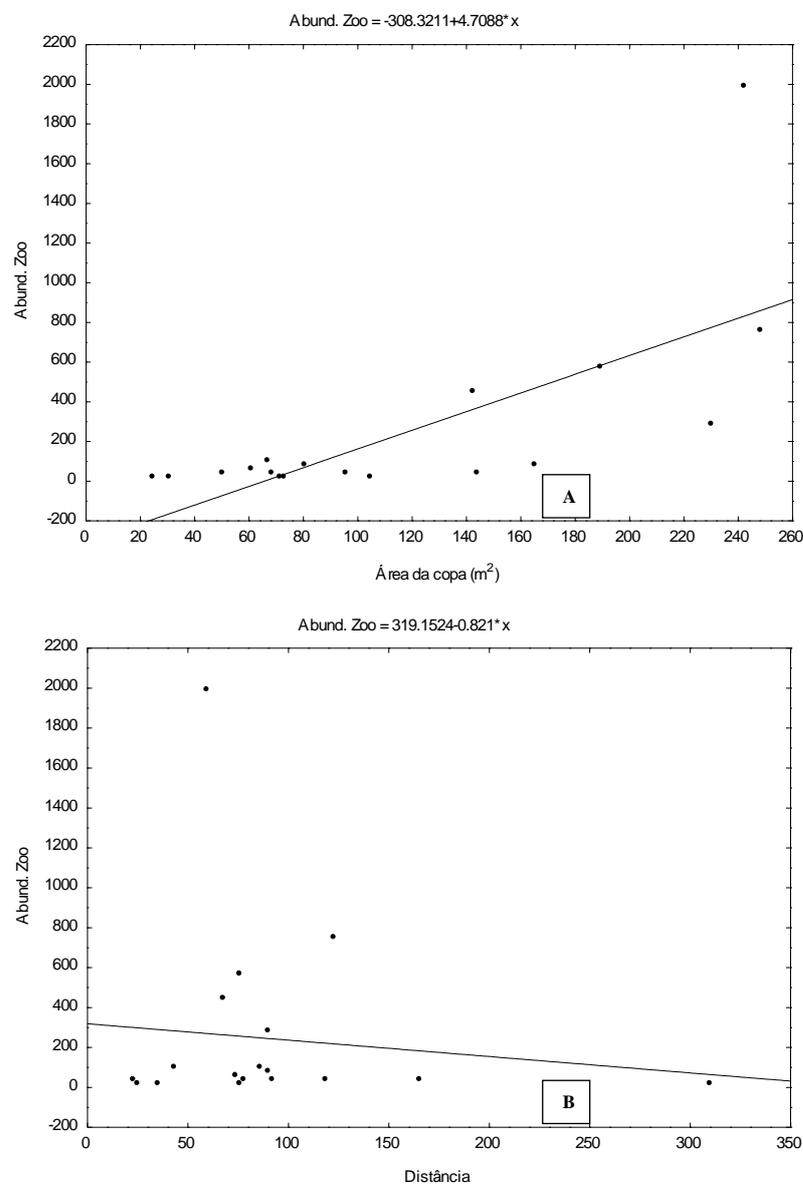


Figura 5. A) Relação entre abundância de sementes zoocóricas e a área da copa (m²); **B)** relação entre abundância de sementes zoocóricas e a distância linear (m) sob árvores isoladas nas pastagens consolidadas na Bacia Hidrográfica do rio Corumbataí, SP.

5.2 Chuva de sementes sob as árvores-focais isoladas em pastagens e no interior dos fragmentos florestais

Durante seis meses coletamos 10.767 sementes de 31 famílias e 57 espécies, sendo 59% das espécies encontradas no interior dos fragmentos florestais (Apêndice C) e 41%, abaixo das árvores isoladas (Apêndice A). Do total de espécies coletadas, 37 eram zoocóricas (26 famílias), 17 anemocóricas/autocóricas (10 famílias) e três sementes não foram identificadas. A maioria das sementes (67%) eram pequenas (até 3 mm); 23% eram sementes de 3 mm a 10 mm e 10% eram sementes grandes (> 10 mm). Todas as sementes pequenas eram de dispersão zoocórica (nove espécies). Das sementes médias, 21 espécies eram zoocóricas, sete anemocóricas/autocóricas e duas não foram categorizadas; e das sementes grandes, sete eram zoocóricas, 10 anemocóricas/autocóricas e uma não foi categorizada.

Na avaliação da diferença estrutural entre os ambientes (árvores isoladas e pontos inseridos nos fragmentos), encontramos diferenças significativas na média e desvio-padrão quanto à riqueza e abundância de sementes, sendo os fragmentos florestais mais abundantes em sementes e ricos em espécies; porém, a diferença significativa foi expressa apenas nas relações (Tabela 3): riqueza total de espécies anemocóricas/autocóricas, sendo mais evidentes os resultados para as sementes entre 3,0 mm e 10 mm e maiores que 10 mm; abundância de anemocóricas (especificamente aquelas com tamanho entre 3,0 mm e 10 mm) e a riqueza total de zoocóricas pequenas (menores que 3,0 mm).

Tabela 3. Diferença entre as médias (e desvio-padrão – entre parênteses) das variáveis riqueza e abundância de sementes significativas, nos dois sítios amostrados - árvores isoladas e interior dos fragmentos florestais; valor de X^2 e de p para cada variável.

Var. Resp^a	Isolada	Interior	X²	P
R.An/au	0,33 (0,21)	1,72 (0,21)	15,08	0,00
R.An/au 3 mm -10 mm	0,11 (0,14)	0,83 (0,14)	8,51	0,00
R.An/au >10 mm	0,11 (0,17)	1,05 (0,17)	9,72	0,00
A.An/au 3 mm - 10 mm	1,00 (1,43)	5,16 (1,43)	4,48	0,03
R.Z	3,72 (0,57)	5,44 (0,57)	4,36	0,03
R.Z. < 3 mm	1,77 (0,31)	2,88 (0,31)	5,85	0,01

^aVar. Resp: Variáveis de resposta, R=Riqueza de espécies; A=Abundância de sementes; An/au= anemocóricas e autocóricas; Z= zoocóricas.

As análises em NMDS, utilizadas para avaliar a composição de espécies entre os ambientes, apresentou uma matriz com stress de 0,38. Pela distribuição das espécies no gráfico (Figura 6), observamos que a maior parte dos sítios descritos pelo eixo X compartilham as mesmas espécies, enquanto que uma menor parte dos sítios (9,10 e 14)

descritos pelo eixo Y, apresenta composição de espécies distintas. Houve agregação entre as amostras pertencentes ao mesmo sítio e separação de amostras pertencentes a sítios diferentes.

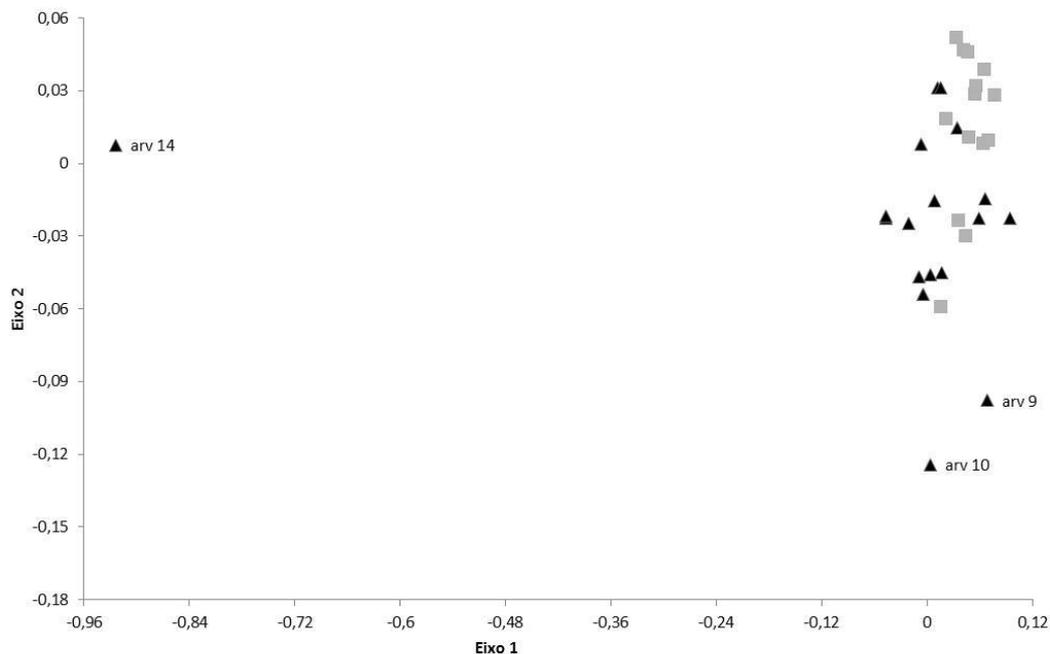


Figura 6. Análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) para a composição de espécies de sementes abaixo de árvores isoladas (triângulos) e no interior de fragmentos florestais (quadrados), localizados na região da Bacia Hidrográfica do rio Corumbataí, SP.

As análises de variância (ANOVA) mostraram que a equitatividade da abundância de espécies coletadas se distribuiu de maneira distinta entre os sítios ($X^2 = 4,54$ e $p = 0,03$). Verificamos pela análise da curva de ranking-abundância que há mais espécies no interior das florestas do que nas árvores isoladas; e a abundância está distribuída mais equitativamente no interior dos fragmentos florestais (Figura 7). Ademais, os dois sítios compartilham três espécies mais abundantes, sendo *Cecropia glaziovii* a mais abundante em ambos os sítios (78% em isoladas e 23% no interior), *Ficus* sp. (13% em isoladas e 12% no interior) e *Piper* sp. (1% em isoladas e 9% no interior). As espécies com maior abundância em ambos os sítios são majoritariamente zoocóricas, com exceção de *Serjania meridionalis*, presente no interior dos fragmentos florestais (7%). Foram coletadas 16 espécies raras, sendo que *Drimys winteri* aparece com representatividade de 1% nas árvores isoladas e também é relativamente rara nos fragmentos florestais.

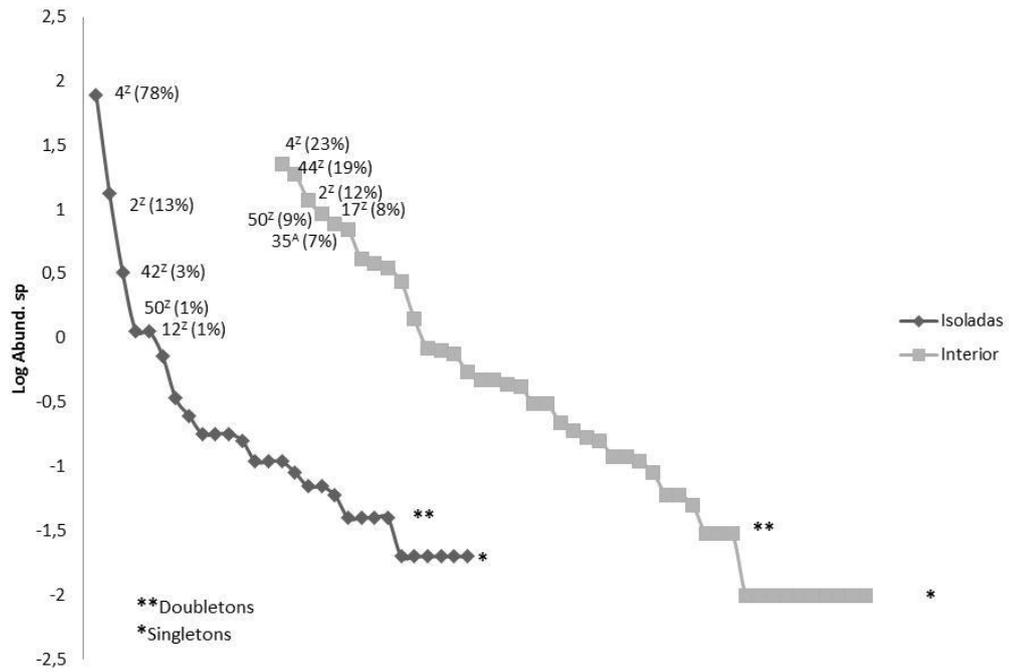


Figura 7. Curva de ranking-abundância com as mudanças de composição de espécies nos dois sítios – árvores isoladas e no interior de fragmentos florestais. As espécies mais abundantes estão representadas por números, porcentagem de abundância e síndrome de dispersão. Z = zoocóricas; A = anemocóricas/autocóricas.

6 DISCUSSÃO

6.1 Árvores isoladas em pastagens consolidadas na BHRC

Nossos resultados apoiam a hipótese inicial deste estudo, de que algumas métricas, como a distância linear e cobertura florestal, bem como a área da copa, exercem efeitos sobre a abundância de sementes abaixo de árvores isoladas em pastagens da BHRC. Esta relação concorda com os resultados obtidos em alguns experimentos similares (HARPER 1977; PORTNOY e WILLSON 1993; GUEVARA e LABORDE, 1993; HOLL, 1999; KOLLMANN, 2000; CUBIÑA e AIDE, 2001; PIZO e SANTOS, 2011). Os padrões encontrados indicaram que a abundância de sementes é crescente à medida que a árvore se encontra mais próxima de fragmentos florestais e com uma cobertura maior de copa. Esses resultados podem ser influenciados pelas limitações apresentadas pela dispersão de sementes, como a distância, ausência ou presença limitada de agentes dispersores e a aleatoriedade da dispersão.

Observamos que a partir de 80 m de distância entre a árvore-focal e o fragmento mais próximo, a média da abundância diminui (de 374 para 112 indivíduos). Isso pode ter ocorrido porque muitas sementes são dispersas a curtas distâncias e próximas a indivíduos que estivessem frutificando, já que os dispersores, na busca pelo alimento, acabam lançando as sementes em sítios próximos (SCHUPP et al., 2002). Em outro estudo (LAMAN, 1996), foram instalados coletores a distâncias regulares de árvores de *Ficus subsecta* e foi observado o decréscimo de sementes coletadas à medida que os coletores estavam mais distantes da árvore-focal; constataram que a partir de 60 m da árvore-focal, seria esperada a colonização de uma semente a cada cem eventos reprodutivos.

A dispersão de sementes pode apresentar também restrição quantitativa, ou seja, mesmo que haja produção de sementes, a falta de dispersor pode limitar esse mecanismo (SCHUPP et al., 2002). Neste experimento vimos que 99,4% das sementes que chegaram aos coletores eram sementes cuja dispersão era feita primariamente por animais, destacando sua importância no processo de transporte das sementes para novos sítios. As copas grandes das árvores poderiam possivelmente funcionar como atrativos para dispersores que as buscam como potencial fonte de recursos e proteção (HOWE e SMALLWOOD, 1982).

Somado às limitações anteriores, há a suposta aleatoriedade na forma como as sementes são dispersas no espaço; isso mostra que independentemente da distância da

dispersão, as sementes podem ser depositadas de modo irregular; enquanto alguns sítios recebem muitas sementes, outros recebem poucas ou nenhuma (SCHUPP et al., 2002). Tal fato poderia explicar ao menos parcialmente, a variabilidade na abundância de sementes entre as árvores-focais amostradas. Essa variabilidade pode ser explicada pela presença ou ausência de árvores-poleiros utilizadas por animais como local de descanso e opcionalmente como latrina, determinando focos de deposição de fezes ricas em propágulos e sementes e também por alguns fatores que podem influenciar o comportamento de certos dispersores, como a presença de árvores frutificando, que provocariam maior aglomeração de determinada espécie que consome aquele fruto, por exemplo (SCHUPP et al., 2002).

As limitações da dispersão de sementes podem influenciar a riqueza e a dinâmica da composição de espécies, incluindo a estrutura espacial das populações (SCHUPP et al., 2002). No modelo de recrutamento de Hurtt e Pacala (1995), as limitações podem determinar a quantidade de sementes e plântulas que os sítios terão. De acordo com esse modelo, o recrutamento de novos indivíduos pode ser impulsionado pela morte de indivíduos adultos, pela dispersão aleatória, pelo potencial superior do competidor e pelas condições ambientais favoráveis, sendo que essas poderiam variar no tempo e espaço (HURTT e PACALA, 1995). Outros fatores, como a composição, o arranjo espacial e a conectividade dos fragmentos próximos, também podem influenciar a abundância de sementes sob árvores isoladas (DUNNING et al., 1992; PIRNAT, 2000; UEZU et al., 2005; PIVELLO et al., 2006; BANKS-LEITE et al., 2011). A composição da vegetação de áreas florestais, bem como a presença de árvores frutificando, funcionam como atrativos ou fonte de recursos para dispersores, que ao se alimentarem, dispersariam as sementes em áreas próximas (McDONNELL e STILES, 1983). Neste caso, a composição dos tipos de hábitat e seu arranjo espacial numa dada paisagem heterogênea, podem afetar as métricas relativas a essa escala, particularmente o grau de conectividade (DUNNING et al., 1992), considerando no caso deste estudo, o quanto as árvores isoladas nas pastagens poderiam potencialmente contribuir na manutenção mínima do fluxo de populações de plantas (TISCHENDORF et al., 2003). O “efeito da vizinhança” (DUNNING et al., 1992), que considera que a conectividade pode ser amplificada ou mantida constante quando os recursos ecológicos necessários à sua persistência estão presentes nas manchas da paisagem, podem ajudar a explicar a abundância de sementes sob as copas das árvores isoladas.

Nossos resultados, porém, não apontaram uma relação entre as métricas de paisagem e a riqueza de zoocóricas e anemocóricas e a abundância de anemocóricas. A abundância relativamente baixa de anemocóricas (menos de 1% do total de sementes) pode

ser explicada pelo período de coleta, realizado em toda a estação chuvosa (de janeiro a junho), momento que a frutificação e dispersão de espécies anemocóricas costuma ser menor (HOWE e SMALLWOOD, 1982; AUGSPURGER e FRANSON, 1987). Além disso, pensando que a precipitação é um dos principais fatores abióticos relacionados à fenologia de comunidades florestais tropicais (MORELLATO et al., 2000), ressaltamos que no ano do estudo - 2012 - houve uma relação atípica quanto à pluviosidade: as chuvas permaneceram por quase todo o semestre - abril, maio e junho - que costumam apresentar baixa pluviosidade na BHRC (PRECIP, 2012). Não obstante, períodos de chuvas mais intensos também podem ter contribuído para a perda de material em algumas coletas (por lixiviação, quebra de coletores, etc), ocasionando uma baixa coleta de espécies diversas de zoocóricas e anemocóricas ou autocóricas.

Em uma segunda análise, vimos que as sementes que mais representam os padrões encontrados são as pequenas (menores que 3,0 mm). Como a maioria das espécies de plantas de florestas tropicais são dispersas por animais (FLEMING, 1987), os dispersores preferencialmente selecionariam árvores mais próximas a fragmentos, com área de copa maior e inseridas em uma paisagem com maior cobertura florestal para efetuar seu deslocamento. Esse resultado reflete-se nos estudos onde as áreas adjacentes às pastagens e a cobertura florestal podem influenciar diretamente o que chega sob elas (McDONNELL e STILES, 1983; DUNNING et al., 1992; SCHUPP et al., 2002). As sementes pequenas encontradas, como as de *C. glaziovii* ou de *Ficus* sp., nos ajudam a entender que o dispersor - comumente aves pequenas e generalistas (HOWE e SMALLWOOD, 1982) - pode se alimentar ou retirar parte do fruto de uma árvore (infrutescências que contêm centenas de pequenas sementes) e ao pousar em alguma árvore isolada, derruba ou defeca dezenas de sementes, diferentemente de frutos com poucas ou grandes sementes, uma vez que sementes maiores exigem dispersores maiores e mais especializados (SNOW, 1981), o que em uma paisagem intensamente degradada como a BHRC, pode ser deficiente. Ademais, frugívoros florestais evitariam a exposição a áreas abertas (ida até a árvore isolada), devido ao risco de predação e/ou desconhecimento da área (JANZEN 1990; DUNCAN e CHAPMAN, 2002).

Ressaltamos que existem algumas barreiras que podem impedir o sucesso germinativo e reprodutor das sementes abaixo das árvores isoladas nas pastagens e, conseqüentemente, o processo regenerador. Para proporcionar o avanço da regeneração proveniente das condições pré-estabelecidas pela “árvore-facilitadora”, alguns fatores parecem ser necessários (BADANO et al., 2009): o isolamento de fatores de impacto (no caso das pastagens, o gado); término do uso de herbicidas; controle periódico das espécies

invasoras (RICHARDSON, 1998); presença de sementes nativas prontamente disponíveis no solo e em fragmentos próximos (HOLL et al., 2000; CUBIÑA e AIDE 2001).

A presença de árvores isoladas em pastagens inseridas em paisagens fragmentadas pode ser extremamente positiva ao favorecer o aporte de sementes e propágulos (KOLLMANN, 1995; HOLL, 1998). Essas árvores poderiam atuar como facilitadoras no processo de regeneração natural (GUEVARA et al., 1992; REIS et al., 2003), proporcionando condições para que outras espécies se estabeleçam na forma de núcleos (na área de projeção de suas copas) de propágulos e regenerantes (YARRANTON e MORRISON, 1974; REIS et al., 2003) e ajudar a incrementar a chegada de sementes nas áreas adjacentes (McDONNELL e STILES, 1983). Além de serem utilizadas como “trampolins” entre a floresta e as pastagens consolidadas (REIS et al., 2003; TRES e REIS, 2009; PIZO e SANTOS, 2011), contribuindo para o fluxo de sementes e organismos.

6.2 Pontos inseridos nos fragmentos florestais adjacentes às pastagens consolidadas na BHRC

Os resultados obtidos corroboram a segunda hipótese, de que a abundância e riqueza de espécies é maior nos fragmentos florestais quando comparadas às áreas de pastagens adjacentes. Os resultados concordam com outros trabalhos já realizados (WRIGHT, 1992, MARTINI, 2002) e podem ser explicados pela maior complexidade de estrutura e fisionomia que os ambientes florestais apresentam quando comparados às pastagens (CONNELL e SLATYER, 1977; HOLL, 1999).

A diferença estrutural (riqueza e abundância) encontrada entre os sítios, sendo os fragmentos florestais mais abundantes e ricos em espécies, pode ser explicada por diversos fatores. Entre eles, o fato de que a maioria das espécies florestais são dispersas por animais e muitos deles evitam lugares abertos para não se exporem a predadores; além disso, o fragmento representaria uma maior fonte de alimento para esses dispersores (HOLL, 1999; CUBIÑA e AIDE, 2001). Grandes áreas abertas (como as pastagens) que sofreram intensa perturbação, seriam áreas mais sujeitas à deficiência na chegada de sementes (HOLL, 1999; CUBIÑA e AIDE, 2001). Isso se deve também às distâncias entre as áreas e os fragmentos fontes de recursos. Essa distância pode influenciar de diferentes maneiras na dispersão e depende do tamanho das sementes e das características dos agentes dispersores (DALLING et al., 1997). Sementes grandes, apesar de apresentarem maior probabilidade de se estabelecerem em áreas degradadas, apresentam maiores dificuldades de chegada (por

dependerem de agentes específicos, muitas vezes mamíferos – que são mais escassos em áreas fragmentadas), enquanto que espécies pequenas e leves chegariam com mais facilidade em áreas degradadas por dependerem em sua maioria de agentes dispersores generalistas, aves, em sua maioria (HOWE e SMALLWOOD, 1982). Nesse estudo averiguamos que em ambos os sítios, as espécies que predominaram em abundância foram as espécies com sementes pequenas (menores que 3,0 mm), como *C. glaziovii*, *Ficus* sp. e *Piper* sp.; tais espécies produzem muitos frutos ao longo do ano e esses com muitas sementes, facilmente dispersas por aves e pequenos mamíferos.

A composição de espécies entre os sítios foi similar; porém, a distribuição das espécies ocorreu de maneira distinta, apresentando maior número de espécies e uma distribuição mais equitativa no interior dos fragmentos florestais. Isso pode ter ocorrido pela proximidade entre as áreas (árvores isoladas em relação aos fragmentos), uma vez que a probabilidade de uma espécie chegar a um determinado local diminui à medida que a distância entre a área de chegada e a fonte de recursos aumenta (MacARTHUR e WILSON, 1967). Existe a argumentação de que há uma exponencial negativa que assume um contínuo declínio na densidade de sementes com o aumento da distância à uma fonte de sementes (HARPER 1977; PORTNOY e WILLSON 1993; WILLSON 1993; PIZO e SANTOS, 2011). Sendo assim, áreas de fragmentos florestais apresentariam maior riqueza e abundância de sementes quando comparadas às pastagens.

Os fragmentos de florestas estacionais semidecíduais do estado de São Paulo, ainda que pequenos e dispersos na paisagem (SOS MATA ATLÂNTICA e INPE, 1993), podem ser importantes fontes de recursos alimentares para animais, que acabam efetuando a dispersão não somente interna (dentro do próprio fragmento), como também em áreas vizinhas, promovendo a dispersão de propágulos e sementes que futuramente poderão colonizar novas áreas ou manter a regeneração natural. Destaca-se a importância da conservação e manutenção desses fragmentos como importante fonte de recursos, mantenedores da diversidade biológica, potenciais áreas conectoras na paisagem e pontos de recrutamento de agentes dispersores.

7 CONCLUSÕES

Acatamos a primeira hipótese, onde encontramos que algumas métricas da paisagem (distância linear e cobertura florestal) e o tamanho da área da copa podem ter efeito sobre a abundância de sementes zoocóricas nativas sob árvores isoladas em pastagens próximas a fragmentos de floresta estacional semidecidual na região da BHRC, sendo que árvores mais próximas a fragmentos florestais, com maior porcentagem de cobertura florestal (num raio de 900 m) e que apresentam copas maiores, recebem maior quantidade de sementes zoocóricas quando comparadas a árvores mais isoladas e com menor área de copa.

No atual cenário de elevada fragmentação de florestas estacionais semidecíduais do interior do estado de São Paulo, as árvores isoladas devem ter sua importância destacada. O mecanismo facilitador que as árvores isoladas representam, pode ajudar a elucidar futuras relações entre o aporte de propágulos e a regeneração natural sob elas. Além disso, em condições de práticas de restauração ecológica e de conservação da diversidade biológica de espécies florestais, podemos incentivar os proprietários de pastagens consolidadas a aumentar o número de árvores nativas nessas áreas, que além de servirem como sombra para o gado, podem contribuir para o aumento da conectividade entre os fragmentos florestais próximos, por meio do fluxo de dispersão de sementes e propágulos.

Acatamos também, a segunda hipótese, de que a chuva de sementes é maior (representando maior riqueza e abundância de espécies) dentro de fragmentos florestais que sob árvores isoladas nativas em pastagens. Destacamos a importância da conservação desses fragmentos florestais, ainda que pequenos e muitas vezes isolados, dada sua composição e estrutura, bem como sua efetividade em promover a chuva de sementes (GARWOOD, 1989; PIVELLO et al., 2006; SANTOS et al., 2007).

REFERÊNCIAS

- AGUIRRE JUNIOR, J.H. **Arborização viária como patrimônio municipal de Campinas/SP: histórico, situação atual e potencialidades no Bairro Cambuí**. 2008. 122 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, USP, Piracicaba, 2008.
- ALVAREZ-BUYLLA, E.; MARTÍNEZ-RAMOS, R. Seed bank versus seed rain in the regeneration of a tropical pioneer tree. **Oecologia**, v. 84, p. 314-325, 1990.
- APG III: THE ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the angiosperm phylogeny group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 161, p. 105-121, 2009.
- AUGSPURGER, C.K.; FRANSON, S.E. Wind dispersal of artificial fruits varying in mass, area and morphology. **Ecology**, v. 68, p. 27-42, 1987.
- BADANO, E.I.; PEREZ, D.; VERGARA, C.H. Love of nurse plants is not enough for restoring oak forests in a seasonally dry tropical environment. **Restoration Ecology**, v. 17, n. 5, p. 571-576, 2009.
- BANKS-LEITE, C. et al. Comparing species and measures of landscape structure as indicators of conservation importance. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, p. 706-714, 2011.
- BARBOSA, K.C. A importância da interação animal-planta na recuperação de áreas degradadas. In: BARBOSA, L.M. (Coord.). **Manual para recuperação de áreas degradadas do estado de São Paulo: matas ciliares do interior paulista**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2006. p. 42-51
- BONILLA-MOHENO, M.; HOLL, K.D. Direct seeding to restore tropical mature-forest species in areas of slash-and-burn agriculture. **Restoration Ecology**, v. 18, p. 438-445, 2010.
- BROKAW, N.V.L. Gap-phase regeneration in tropical forest. **Ecology**, v. 66, n. 3, p. 682-687, 1985.
- BROOKER, R.W. et al. Facilitation in plant communities: the past, the present and the future. **Journal of Ecology**, v. 96, p. 18-34, 2008.
- BROOKER, R.W.; CALLAWAY, R.M. Facilitation in the conceptual melting pot. **Journal of Ecology**, v. 97, p. 1117-1120, 2009.
- BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, v. 15, n. 1, p. 40-42, 1965.
- BURNS, B.R. et al. Effects of forest fragment management on vegetation condition and maintenance of canopy composition in a New Zealand pastoral landscape. **Austral Ecology**, v. 36, p. 153-166, 2011.
- CADENASSO, M.; PICKETT, S. Effect of edge structure on the flux of species into forest interiors. **Conservation Biology**, v. 15, p. 91-97, 2001.
- CAIRNS, J.; HECKMAN, J.R. Restoration ecology: the state of an emerging field. **Energy Environmental**, v. 21, p. 167-189, 1996.
- CHAMI, L.B. et al. Mecanismos de regeneração natural em diferentes ambientes de remanescentes de floresta ombrófila mista, São Francisco de Paula, RS. **Ciência Rural**, v. 41, n. 2, p. 251-259, 2011.

- CHAZDON, R.L. et al. Beyond Reserves: a research agenda for conserving biodiversity in human-modified tropical landscapes. **Biotropica**, v. 41, p. 142-153, 2009.
- CLARK, J.S.; MACKLIN, E.; WOOD, L. Stages and spatial scales of recruitment limitation in southern Appalachian forests. **Ecological Monographs**, v. 68, p. 213-235, 1998.
- CLEMENTS, F. E. **Plant Succession: an analysis of the development of vegetation**. Washington: Carnegie Institution, 1916. 512 p.
- CLEMENTS, F. E. Nature and structure of the climax. **The Journal of Ecology**, v. 24, p. 252-284, 1936.
- CONNELL, J.H.; SLATYER, R.O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **American Naturalist**, v. 111, p. 1119-1144, 1977.
- CORBIN, J.D.; HOLL, K.D. Applied nucleation as a forest restoration strategy. **Forest Ecology and Management**, v. 265, p. 37-46, 2012.
- CRAWLEY, M.J. **Statistics: an introduction using R**. Chichester: John Wiley and Sons, 2005. 942 p.
- CROOKS, K.R.; SANJAYAN, M. Connectivity conservation: maintaining connections for nature. In: ___ **Connectivity Conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006. p. 1-20.
- CUBIÑA, A.; AIDE, T.M. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. **Biotropica**, v. 33, p. 260-267, 2001.
- DALLING, J.W.; SWAINE, M.D.; GARWOOD, N.C. Soil seed bank community dynamics in seasonally moist lowland tropical forest, Panama. **Journal of Tropical Ecology**, v.13, p.659-680, 1997.
- DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das letras, 1996. 484 p.
- DENSLOW, J.S. Gap partitioning among tropical rainforest. **Biotropica**, v. 12, n. 2, p. 47-55, 1980.
- DENSLOW, J.S. Fruit removal rates from aggregated and isolated bushes of the red elderberry, *Sambucus pubens*. **Canadian Journal of Botany**, v. 65, p. 1229-1235, 1987.
- DICK, C.W. Genetic rescue of remnant tropical trees by an alien pollinator. **The Royal Society**, v. 268, p. 2391-2396, 2001.
- DIZO, M.; METZGER, J.P. Are corridors, fragment size and forest structure important for the conservation of leaf-litter lizards in a fragmented landscape? **Oryx**, v. 43, n. 3, p. 435-442, 2009.
- DUARTE, R.M.S.; BUENO, M.S.G. Fundamentos ecológicos aplicados à recuperação de áreas degradadas para matas ciliares do interior paulista. In: BARBOSA, L.M. (Coord). **Manual para recuperação de áreas degradadas do estado de São Paulo: matas ciliares do interior paulista**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2006. p. 30-41.
- DUNCAN, R.S.; CHAPMAN, C.A. Limitations of animal seed dispersal for enhancing forest succession on degraded lands. In: LEVEY, D.J.; SILVA, W.R; GALETTI, M. (Orgs.). **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. Wallingford: CABI Publishing, 2002. P. 437-450.

- DUNNING, J.B.; DANIELSON, B.J.; PULLIAM, R.H. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. **Oikos**, v. 65, n.1, p. 169-175, 1992.
- DURIGAN, G. et al. Padrões fitogeográficos do cerrado paulista sob uma perspectiva regional. **Hoehnea**, v. 30, p. 39-51, 2003.
- EHLERS, E. Agricultura moderna. In:___ **Agricultura sustentável: origens e perspectivas de um novo paradigma**. 157 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.
- ENGEL, V.L.; PARROTA, J.A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P.Y. et al. (Orgs.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008. p. 1-26.
- FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **State of the world's forests**. Rome, 2011. Disponível em: <<http://www.fao.org/forestry/sofo/en/>>. Acesso em: 09 jun. 2011.
- FERRARI, M.P.; GROSSI, F.; WENDLING, I. Propagação vegetativa de espécies florestais. **Embrapa Florestas**, p. 1-22, 2004.
- FERRAZ, S.F.D. Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1984 and 2002 in central Rondônia, Brazil: assessment and future scenarios. **Forest Ecology and Management**, v. 204, p. 67-83, 2005.
- FERRAZ, S.F.B.; VETTORAZZI, C.A.; THEOBALD, D.M. Using indicators of deforestation and land-use dynamics to support conservation strategies: a case study of central Rondônia, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 257, p. 1586-1595, 2009.
- FERREIRA, L.V.; LAURANCE, W.F. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in Central Amazonia. **Conservation Biology**, v. 11, n.3, p. 797-801, 1997.
- FINEGAN, B. Pattern and process in Neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 11, n. 3, p.119-124, 1996.
- FLEMING, T. H. Patterns of tropical vertebrate frugivore diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 18, p. 91-109, 1987
- FLORA DO BRASIL. **Lista de Espécies da Flora do Brasil, 2012**. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012>>. Acesso em: 2012 e 2013.
- FORMAN, R.T.T. **Land mosaics**. The ecology of landscapes and regions. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. p. 652.
- FOWLER, J.; COHEN, L.; JARVIS, P. **Practical statistics for field biology**. West Sussex: John Wiley e Sons, 1998. p. 227.
- FREITAS, S.R.; HAWBAKER, T.J.; METZGER, J.P. Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the brazilian Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 259, p. 410-417, 2010.
- GANDOLFI, S. **Historia natural de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas (São Paulo, Brasil)**. 2000. 551 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

- GARCIA, G.J. et al. The environmental atlas of the Corumbatai Watershed - SP, Brazil. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 58, p. 73-79, 2006.
- GARWOOD, N.C. Seed germination in a seasonal tropical forest in Panama: a community study. **Ecological Monographs**, v. 53, p.159-181, 1983.
- GARWOOD, N.C. Tropical soil seed banks: a review. In: LECK, M.A.; PARKER, T.V.; SIMPSON, R.L. (Eds). **Ecology of soil seed banks**. New York: Academic Press, 1989. p. 49-210.
- GLENN-LEWIN, D.C.; MAAREL, E. Patterns and processes of vegetation dynamics. In: GLENN-LEWIN, D.C.; PEET, R.K.; VEBLEN, T.T. (Eds.) **Plant succession: theory and prediction**. London: Chapman e Hall, 1992. p. 11-59.
- GROENEVELD, J. The impact of fragmentation and density regulation on forest succession in the Atlantic rain forest. **Ecological Modeling**, v. 220, n. 19, p. 2450-2459, 2009.
- GUEVARA, S.; GÓMEZ-POMPA, A. Seeds from surface soils in a tropical region of Veracruz, Mexico. **Journal of Arnold Arboretum**, v. 53, p. 312-335, 1972.
- GUEVARA, S.; PURATA, S.E.; MAAREL, E.E.V. The role of remnant forest trees in tropical secondary succession. **Vegetatio**, v. 66, p. 77-84, 1986.
- GUEVARA, S. et al. Floristic composition and structure of vegetation under isolated trees in Neotropical pastures. **Journal of Vegetation Science**, v. 3, p. 655-664, 1992.
- GUEVARA, S.; LABORDE, J. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures consequences for local species availability. **Vegetatio**, v. 108, p. 319-338, 1993.
- GUREVITCH, J.; SCHEINER, S.M.; FOX, G.A. **Ecologia vegetal**. 2. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009.
- HARPER, J.L. **Population biology of plants**. London: Academic Press, 1977. 892 p.
- HERRERA, J. M.; GARCIA, D. The role of remnant trees in seed dispersal through the matrix: being alone is not always so sad. **Biological Conservation**, v. 1452, p. 149-158, 2009.
- HOLL, K.D. Do bird perching structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned tropical pasture? **Restoration Ecology**, v. 6, p. 253-261, 1998.
- HOLL, K.D. Factors limiting rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica**, v. 31, p. 229-242, 1999.
- HOLL, K.D. et al. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 339-349, 2000.
- HOPKINS, M.S.; GRAHAM, A.W. The species composition of soil seed banks beneath lowland tropical rainforest in North Queensland, Australia. **Biotropica**, v. 14, p. 62-68, 1983.
- HOWE, H.F.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 13, p. 201-228, 1982.
- HURTT, G.C.; PACALA, S.W. The consequences of recruitment limitation: reconciling change, history and competitive differences between plants. **Journal of Theoretical Biology**, v. 176, p. 1-12, 1995.

- JANZEN, D.H. An abandoned field is not a tree fall gap. **Vida Silvestre Neotropical**, v. 2, p. 64-67, 1990.
- KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B.; OLIVEIRA, R.E. Biodiversidade e restauração da floresta tropical. In: KAGEYAMA, P.Y. et al. (Orgs.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008. p. 27-48.
- KENNARD, D.K.; GHOLZ, H.L. Effects of high- and low-intensity fires on soil properties and plant growth in a Bolivian dry forest. **Plant and Soil**, v. 234, p. 119-129, 2001.
- KENNARD, D.K.; PUTZ, F.E. Differential responses of Bolivian timber species to prescribed fire and other gap treatments. **New Forests**, v. 30, p. 1-20, 2005.
- KESSELER, R.; STUPPY, W. **Seeds: time capsules of life**. Firefly Books, 2009. 264 p.
- KOLLMANN, J. Dispersal of fleshy-fruited species: a matter of spatial scale? **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 3, p. 29-51, 2000.
- KÖPPEN, W. **Climatologia, con un estudio de los climas de la tierra**. México: Fondo de cultura económica, 1948. 478 p.
- KRUSKAL, J.B. Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. **Psychometrika**, v. 29, p. 115-129, 1964.
- LAMAN, T.G. Ficus seed shadows in a Bornean rain forest. **Oecologia**, v. 107, p. 347-355, 1996.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa: Plantarum, 1992.
- MacARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967. 203 p.
- MANTEL, N. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. **Cancer Research**, v. 27, p. 209-220, 1967.
- MARTÍNEZ-GARZA, C.; GONZÁLEZ-MONTAGUT, R. Seed rain from forest fragments into tropical pastures in Los Tuxtlas, Mexico. **Plant Ecology**, v. 145, p. 255-265, 1999.
- MARTÍNEZ-GARZA, C. et al. Seed rain in a tropical agricultural landscape. **Journal of Tropical Ecology**, v. 25, p. 541-550, 2009.
- MARTINI, A.M.Z. **Estrutura e composição da vegetação e chuva de sementes em sub-bosque, clareiras naturais e área perturbada por fogo em floresta tropical no sul da Bahia**. 2002. 138 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.
- MARTINS, A. M. **O processo de regeneração natural e a restauração de ecossistemas em antigas áreas de produção florestal**. 2009. 89 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.
- MAZA-VILLALOBOS, S.; BALVANERA, P.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. Early regeneration of tropical dry forest from abandoned pastures: contrasting chronosequence and dynamic approaches. **Biotropica**, v. 43, p. 1-10, 2011.
- McDONNELL, M.J.; STILES, E.W. The structural complexity of old field vegetation and the recruitment of bird dispersed plant species. **Oecologia**, v. 56, p. 109-116, 1983.

- McGARIGAL, K. et al. **Fragstats: Spatial pattern analysis program for categorical maps**. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst, 2002. Disponível em: <www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html> Acesso em: 02 fev. 2013.
- MEJIA-DOMINGUEZ, N.R. et al. Individual canopy-tree species effects on their immediate understory microsite and sapling community dynamics. **Biotropica**, v. 43, n. 5, p. 572-581, 2011.
- METZGER, J.P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1, p.1-9, 2001.
- METZGER, J.P. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In: KAGEYAMA, P.Y. et al. (Orgs.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008. p. 49-76.
- MUELLER-DOMBOIS, D; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Willey and Sons, 1974. 547 p.
- MORELLATO, L.P.C. et al. Phenology of Atlantic Rain Forest trees: a comparative study. **Biotropica**, v. 32, p. 811-823, 2000.
- MURPHY, H.T.; LOVETT-DOUST, J. Context and connectivity in plant metapopulations and landscape mosaics: does the matrix matter? **Oikos**, v. 105, p. 3-14, 2004.
- ODUM, E. P. The strategy of ecosystem development. **Science**, v. 164, p. 262-270, 1969.
- ODUM, E.P. **Fundamentos de ecologia**. 5. ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulberkian, 1997. 632 p.
- PACIOREK, C. J. et al. The demographics of resprouting in tree and shrub species of a moist tropical forest. **Journal of Ecology**, v. 88, p. 765-777, 2000.
- PEREIRA, L.H.; PINTO, S.A.F. Utilização de imagens aerofotográficas no mapeamento multitemporal do uso da terra e cobertura vegetal na Bacia do rio Corumbataí – SP, com o suporte de sistemas de informações geográficas. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Florianópolis. **Anais**, p. 1321-1328, 2007.
- PICKETT, S.T.A.; THOMPSON, J.N. Patch dynamics and the design of nature reserves. **Biological Conservation**, v. 13, p. 27-36, 1978.
- PICKETT, S.T.A; WHITE, P.S. **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. Orlando: Academic Press, 1985. 472 p.
- PICKETT, S.T.A.; COLLINS, S.L.; ARMESTO, J.J. Models, mechanisms and pathways of succession. **Botanical Review**, v. 53, n. 3, p. 335-371, 1987.
- PILLAR, V.P. Dinâmica temporal da vegetação. **UFRGS**, p. 1-7, 1994.
- PIRNAT, J. Conservation and management of forest patches and corridors in suburban landscapes. **Landscape and Urban Planning**, v. 52, p. 135-143, 2000.
- PIVELLO, V.R. et al. Chuva de sementes em fragmentos de floresta Atlântica (São Paulo, SP, Brasil), sob diferentes situações de conectividade, estrutura florestal e proximidade da borda. **Acta Botanica Brasílica**, v. 20, n. 4, p. 845–859, 2006.
- PIZO, M.A.; SANTOS, B.T.P. Frugivory, post-feeding flights of frugivorous birds and the movement of seeds in a Brazilian fragmented landscape. **Biotropica**, v. 43, n. 3, p. 335-342, 2011.

- PORTNOY, S.; WILLSON, M.F. Seed dispersal curves, behavior of the tail of the distribution. **Evolutionary Ecology**, v. 7, p. 25-44, 1993.
- POTT, A. **Plantas daninhas de pastagem na região dos cerrados**. Embrapa, 2006. 336 p.
- PRECIP - Posto Meteorológico de Piracicaba – **Base de dados da estação convencional** (2012). Disponível em: <<http://www.leb.esalq.usp.br/postocon.html>>. Acesso em: 07 jan. 2013.
- PUTZ, S. et al. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: a modeling study for Brazilian Atlantic forests. **Ecological Modeling**, v. 222, n. 12, p. 1986-1997, 2011.
- RAMOS, V.S. et al. **Árvores da floresta estacional semidecidual: guia de identificação de espécies**. São Paulo: Edusp / Biotafapesp, 2008. 320 p.
- REIS, A. et al. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza e Conservação**, v. 1, n. 1, p. 28-36, 2003.
- REIS, A.; BECHARA, F.C.; TRES, D.R. Nucleation in tropical ecological restoration. **Scientia Agricola**, v. 67, n. 2, p. 244-250, 2010.
- RICHARDSON, D.M. Forestry trees as invasive aliens. **Conservation Biology**, v. 12, p. 18-26, 1998.
- RICKLEFS, R. E. O desenvolvimento da comunidade. In: ___ **A economia da natureza**. 5. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2001. p. 349-365
- RODRIGUES, R.R. A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno. **Circular Técnica do Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais - IPEF**, n. 189, p. 1-17, 1999.
- RODRIGUES, R.R. et al. Tree species sprouting from root buds in a semideciduous forest affected by fires. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 47, p. 127-133, 2004.
- SANTOS, K.; KINOSHITA, L.S.; SANTOS, F.A.M. Tree species composition and similarity in semideciduous forest fragments of Southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 135, p. 268-277, 2007.
- SAUNDERS, D.A.; HOBBS, R.J.; MARGULES, C.R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, v. 5, p. 18-32, 1991.
- SCHOOLEY, R.L.; BRANCH, L.C. Habitat quality of source patches and connectivity in fragmented landscapes. **Biodiversity Conservation**, v. 20, p. 1611-1623, 2011.
- SCHUPP, E.W.; MILLERON, T.; RUSSO, S.E. Dissemination, limitation and the origin and maintenance of species-rich tropical forests. In: LEVEY, D.J.; SILVA, W.R.; GALETTI, M. (Orgs.). **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. Wallingford: CABI Publishing, 2002. p. 19-33.
- SILVA, W.R. A importância das interações planta-animal nos processos de restauração. In: KAGEYAMA, P.Y et al. (Orgs.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008. p. 77-90.
- SNOW, D.W. Tropical frugivorous birds and their food plants: a world survey. **Biotropica**, v. 13, n. 1, p. 1-14, 1981.
- SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL, Grupo de Trabalho sobre Ciência e Política. 2004. **Princípios da SER Internacional sobre a restauração ecológica**. Disponível em: <www.ser.org> Acesso em: 04 abr. 2011.

- SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados do domínio da mata Atlântica**. São Paulo: SOS Mata Atlântica e Instituto de Pesquisas Espaciais, 1993. 46 p.
- SPAROVEK, et al. A revisão do Código Florestal brasileiro. **Novos estudos**, 2010.
- STATSOFT INC. **Statistica for windows**. Oklahoma: StatSoft Inc. Tulsa, 2004.
- TEIXEIRA, A.M.G. et al. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: Implications for conservation. **Forest Ecology and Management**, v. 257, p. 1219-1230, 2009.
- THOMPSON, S.K.; SEBER, G.A.F. **Adaptive Sampling: Wiley serie in probability and statistics**. New York: John Wiley and Sons, 1996. 265 p.
- TISCHENDORF, L.; BENDER, D.J.; FAHRIG, L. Evaluation of patch isolation metrics in mosaic landscapes for specialist vs. generalist dispersers. **Landscape Ecology**, v. 18, p. 41-50, 2003.
- TRES, D.R.; REIS, A. Técnicas nucleadoras na restauração de floresta ribeirinha em área de Floresta Ombrófila Mista, Sul do Brasil. **Biotemas**, v. 22, n. 4, p. 59-71, 2009.
- TROPPEMAYER, H.; MACHADO, M.L.A. Variação da estrutura da mata galeria na bacia do rio Corumbataí (SP) em relação à água do solo, ao tipo de margem e ao traçado do rio. **Biogeografia**, v. 8, p. 1-28, 1974.
- UEZU, A.; METZGER, J.P.; VIELLIARD, J.M.E. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, v. 123, p. 507-519, 2005.
- UHL, C. Recovery following disturbances of different intensities in the amazon rain forest of Venezuela. **Interciencia**, v. 7, n. 1, p. 19-24, 1982.
- UHL, C.; NEPSTAD, D.; SILVA, J.M.C.; VIEIRA, I. Restauração da floresta em pastagens degradadas. **Ciência e Cultura**, v. 13, p. 22-31, 1991.
- VALENTE, R.O.A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do rio Corumbataí**. 2001. 144 f. Dissertação (Mestrado). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.
- VALENTE, R.O.A.; VETTORAZZI, C.A. Mapeamento de uso e cobertura dos solos da Bacia do Rio Corumbataí, SP. **Circular Técnica do IPEF**, n. 196, 2003.
- VALENTE, R.O.A. **Definição de áreas prioritárias para conservação e preservação florestal por meio da abordagem multicriterial em ambiente SIG**. 2005. 121 f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais). Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.
- VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. New York: Springer Verlag, 1982. 153 p.
- VETTORAZZI, C.A.; VALENTE, R.O.A.; BALLESTER, M.V.R. Forest fire hazard mapping in a GIS environment for a river basin in the State of São Paulo, Brazil. In: ___ International conference on geospatial information in agriculture and forestry. Lake Buena Vista: **Proceedings**, 2000. v. 1, p. 10-12.

VIANA, V.M. Conservação da biodiversidade de fragmentos de florestas tropicais em paisagens intensivamente cultivadas. In:___ **Abordagens interdisciplinares para a conservação da biodiversidade e dinâmica do uso da terra no novo mundo**. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 1995. p. 135-154.

VIEIRA, D.C.M.; GANDOLFI, S. Chuva de sementes e regeneração natural sob três espécies arbóreas em uma floresta em processo de restauração. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 29, n. 4, p. 541-554, 2006.

WATT, A. S. Patterns and process in the plant community. **Journal of Ecology**, v. 35, n. 1/2, p. 1-22, 1947.

WEHNCKE, E.V.; LOPEZ-MEDELLIN, X.; EZCURRA, E. Blue fan palm distribution and seed removal patterns in three desert oases of northern Baja California, Mexico. **Plant Ecology**, v. 208, p. 1-20, 2010.

WILCOVE, D. S. et al. Quantifying threats to imperiled species in the United States. **BioScience**, v. 48, p. 607-615, 1998.

WHITMORE, T. C. Canopy gaps and two major groups of forest trees. **Ecology**, v. 70, n. 3, p. 536-538, 1983.

WHITMORE, T. C. **An introduction to tropical rain forests**. London: Blackwell, 1990. 296 p.

WHITMORE, T.C. A review of some aspects of tropical rain forest seedling ecology with suggestion for further enquiry. In:___ **The ecology of tropical forest seedlings**. 3. ed. Paris: Swaine, M.D, 1996. p. 3-39.

WRIGHT, J.S. Seasonal drought, soil fertility and the species density of tropical forest plant communities. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 8, p. 260-263, 1992.

YARRANTON, G.A.; MORRISON, R.G. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. **The Journal of Ecology**, v. 62, n. 2, p. 417-428, 1974.

APÊNDICE A

Espécies coletadas sob as árvores-focais isoladas em pastagens na região da Bacia do Rio Corumbataí/SP, famílias, síndromes de dispersão e origem.

Família	Espécie	Síndrome de dispersão	Origem
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi.	Zoocoria	Nativa
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	Zoocoria	Nativa
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	Zoocoria	Nativa
Boraginaceae	<i>Cordia trichotoma</i> Vell.	Anemocoria	Nativa
Cannabaceae	<i>Trema micranta</i> (L.)	Zoocoria	Nativa
Cyperaceae	<i>Scleria pterota</i> C. Presl	Anemocoria	Exótica
Euphorbiaceae	<i>Croton urucurana</i> Baill.	Autocoria	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulatum</i> Vell.	Zoocoria	Nativa
Fabaceae	<i>Desmodium</i> sp.	Zoocoria	Nativa
Fabaceae	<i>Ormosia arborea</i> Vell.	Zoocoria	Nativa
Meliaceae	<i>Guarea guidonia</i> (L.)	Zoocoria	Nativa
Moraceae	<i>Ficus</i> sp	Zoocoria	Não classificada
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> (L.)	Zoocoria	Nativa
Piperaceae	<i>Piper</i> sp.	Zoocoria	Nativa
Piperaceae	<i>Piper amalago</i> L.	Zoocoria	Nativa
Primulaceae	<i>Ardisia ambígua</i> Mart.	Zoocoria	Nativa
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Zoocoria	Nativa
Rutaceae	<i>Banisteriopsis</i> sp	Zoocoria	Nativa
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A. St. Hil., A.Juss. e Cambess.)	Zoocoria	Nativa
Sapindaceae	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Zoocoria	Nativa
Sapindaceae	<i>Serjania meridionalis</i> Cambess.	Anemocoria	Nativa
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. e Eichler ex Miq.)	Zoocoria	Nativa
Solanaceae	<i>Solanum</i> sp.	Zoocoria	Não classificada
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	Zoocoria	Nativa
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Zoocoria	Nativa
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Zoocoria	Nativa
Winteraceae	<i>Drimys winteri</i> J. R. Forst. e G. Forst.	Zoocoria	Exótica

APÊNDICE B

Relação entre as variáveis-resposta^a - riqueza e abundância de sementes anemocóricas/autocóricas e zoocóricas e as variáveis explanatórias^b - área da copa (m²), índice de proximidade, distância linear (m) e cobertura florestal (%), referentes as sementes coletadas abaixo das árvores isoladas em pastagens da BHRC.

Variável-resposta ^a	Fat	Variáveis explanatórias ^b			
		E	SE	X ²	P
Riq. An/au	Interc	1,283571	2,147402	0,357283	0,550019
	Copa	-0,004727	0,007244	0,425774	0,514070
	Prox	0,000522	0,001098	0,226185	0,634367
	Dist	-0,000867	0,009297	0,008702	0,925676
	CF	-0,076485	0,080230	0,908816	0,340429
Riq. Zoo	Interc	2,315525	0,799729	8,383266	0,003787
	Copa	-0,002159	0,002351	0,843006	0,358538
	Prox	-0,000948	0,000505	3,531020	0,060231
	Dist	-0,006562	0,003953	2,755530	0,096919
	CF	0,004683	0,022958	0,041617	0,838352
Abund. An/au	Interc	4,655659	1,771369	6,907873	0,008582
	Copa	-0,008974	0,006580	1,859853	0,172642
	Prox	-0,000117	0,001880	0,003869	0,950400
	Dist	-0,001554	0,009880	0,024746	0,875002
	CF	-0,138414	0,091920	2,267435	0,132118
Abund. Zoo	Interc	1,684460	1,779160	0,89638	0,343755
	Copa	0,024833	0,004771	27,09392	0,000000
	Prox	-0,001481	0,001029	2,07231	0,149994
	Dist	-0,023647	0,006198	14,55796	0,000136
	CF	0,072920	0,041053	3,15508	0,075691
Riq An/au < 3 mm	Interc	---	---	---	---
	Copa	---	---	---	---
	Prox	---	---	---	---
	Dist	---	---	---	---
	CF	---	---	---	---
Riq Zoo < 3 mm	Interc	-0,274106	1,265176	0,046939	0,828477
	Copa	0,002082	0,003352	0,385577	0,534633
	Prox	-0,000934	0,000609	2,354445	0,124926
	Dist	-0,005240	0,004893	1,147049	0,284168
	CF	0,049201	0,032380	2,308834	0,128641
Abund. An/au < 3 mm	Interc	---	---	---	---
	Copa	---	---	---	---
	Prox	---	---	---	---
	Dist	---	---	---	---
	CF	---	---	---	---
Abund. Zoo < 3 mm	Interc	0,044664	2,344106	0,00036	0,984798
	Copa	0,029738	0,006414	21,49569	0,000004
	Prox	-0,001352	0,001124	1,44754	0,228923

	Dist	-0,024944	0,006761	13,61127	0,000225
	CF	0,103337	0,051173	4,07783	0,043450
Riq. An/au 3 mm - 10 mm	Interc	---	---	---	---
	Copa	---	---	---	---
	Prox	---	---	---	---
	Dist	---	---	---	---
	CF	---	---	---	---
Riq. Zoo 3 mm - 10 mm	Interc	2,534304	1,013368	6,254365	0,012389
	Copa	-0,006083	0,003351	3,296098	0,069445
	Prox	-0,000943	0,000695	1,839513	0,175008
	Dist	-0,007371	0,005650	1,701667	0,192070
	CF	-0,011758	0,030570	0,147934	0,700518
Abund. An/au 3 mm - 10 mm	Interc	4,665458	1,788562	6,804257	0,009094
	Copa	-0,009263	0,006092	2,311654	0,128407
	Prox	-0,003841	0,006964	0,304181	0,581273
	Dist	-0,010282	0,016706	0,378774	0,538260
	CF	-0,094578	0,105885	0,797822	0,371745
Abund. Zoo 3 mm - 10 mm	Interc	4,871046	1,647785	8,738635	0,003115
	Copa	-0,003480	0,005098	0,466058	0,494806
	Prox	-0,000816	0,001853	0,193921	0,659673
	Dist	-0,004029	0,009122	0,195048	0,658748
	CF	-0,082744	0,069798	1,405367	0,235827
Riq. An/au > 10 mm	Interc	0,769100	3,288762	0,054689	0,815096
	Copa	-0,009832	0,013935	0,497776	0,480479
	Prox	0,001649	0,001506	1,200232	0,273275
	Dist	0,003115	0,012431	0,062775	0,802162
	CF	-0,120220	0,136797	0,772322	0,379500
Riq. Zoo > 10 mm	Interc	4,683948	3,154857	2,204270	0,137629
	Copa	0,003843	0,004651	0,682931	0,408579
	Prox	-0,002131	0,010662	0,039954	0,841570
	Dist	-0,011917	0,015494	0,591570	0,441813
	CF	-0,277429	0,195633	2,011027	0,156160
Abund. An/au > 10 mm	Interc	2,875882	3,223461	0,795971	0,372301
	Copa	-0,010930	0,013796	0,627693	0,428203
	Prox	0,001186	0,002187	0,293926	0,587716
	Dist	0,005434	0,011661	0,217147	0,641222
	CF	-0,156031	0,166732	0,875761	0,349365
Abund. Zoo > 10 mm	Interc	---	---	---	---
	Copa	---	---	---	---
	Prox	---	---	---	---
	Dist	---	---	---	---
	CF	---	---	---	---

^aR = Riqueza de espécies; A = Abundância de sementes; An/au = anemocóricas e autocóricas; Zoo = zoocóricas.

^bFat = Fatores; C = área da copa; P = Índice de Proximidade; D = Distância linear (m); CF = Cobertura florestal (raio de 900 m²); Int = Intercepto; E = Estimate; SE = Standard Error; X² = Wald Stat; p = p value; (---) = não foi possível realizar análises estatísticas; espaços grifados em cinza = resultados significativos.

APÊNDICE C

Espécies coletadas nos fragmentos florestais na região da Bacia do Rio Corumbataí/SP, famílias, síndromes de dispersão e origem.

Família	Espécie	Síndrome de dispersão	Origem
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	Zoocoria	Nativa
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.)	Zoocoria	Nativa
Aquifoliaceae	<i>Ilex cerasifolia</i>	Zoocoria	Nativa
Bignoniaceae	<i>Morfoespécie 23</i>	--	--
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	Zoocoria	Nativa
Cannabaceae	<i>Trema micranta</i> (L.)	Zoocoria	Nativa
Combretaceae	<i>Terminalia triflora</i> (Griseb.)	Anemocoria	Nativa
Cucurbitaceae	<i>Momordica charantia</i> L.	Zoocoria	Exótica
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Autocoria	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Croton piptocalyx</i> Müll. Arg.	Autocoria	Nativa
Euphorbiaceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott)	Zoocoria	Nativa
Fabaceae	<i>Desmodium</i> sp.	Zoocoria	Nativa
Fabaceae	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.)	Zoocoria	Nativa
Fabaceae	<i>Morfoespécie 11</i>	--	--
Fabaceae	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.)	Anemocoria	Nativa
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.)	Zoocoria	Nativa
Lithraceae	<i>Lafoensia pacari</i> A. St. Hil.	Anemocoria	Nativa
Malpighiaceae	<i>Banisteriopsis</i> sp.	Anemocoria	Nativa
Malpighiaceae	<i>Dicella bracteosa</i> (A. Juss.)	Zoocoria	Nativa
Malpighiaceae	<i>Heteropteris</i> sp.	Anemocoria	Nativa
Malpighiaceae	<i>Mascagnia</i> sp.	Anemocoria	Nativa
Malpighiaceae	<i>Tetrapterys</i> sp.	Anemocoria	Nativa
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Zoocoria	Nativa
Melastomataceae	<i>Miconia</i> sp.	Zoocoria	Nativa
Meliaceae	<i>Guarea guidonia</i> (L.)	Zoocoria	Nativa
Moraceae	<i>Ficus</i> cf. <i>insipida</i> Willd.	Zoocoria	Nativa
Moraceae	<i>Ficus</i> sp.	Zoocoria	--
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.	Zoocoria	Nativa
Piperaceae	<i>Piper amalago</i> L.	Zoocoria	Nativa
Piperaceae	<i>Piper</i> sp.	Zoocoria	Nativa
Primulaceae	<i>Myrsine umbelatta</i> Mart.	Zoocoria	Nativa
Primulaceae	<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz e Pav.)	Zoocoria	Nativa

Rhamnaceae	<i>Rhamnidium elaeocarpus</i> Reissek	Zoocoria	Nativa
Rubiaceae	<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.)	Anemocoria	Nativa
Rubiaceae	<i>Psychotria mapourioides</i> DC.	Zoocoria	Nativa
Rubiaceae	<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.)	Zoocoria	Nativa
	<i>Allophylus edulis</i> (A. St. Hill, A. Juss. e		
Sapindaceae	Cambess.)	Zoocoria	Nativa
Sapindaceae	<i>Serjania</i> sp.	Anemocoria	Nativa
Sapindaceae	<i>Serjania meridionalis</i> Cambess.	Anemocoria	Nativa
Solanaceae	<i>Solanum</i> sp.	Zoocoria	--
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	Zoocoria	Nativa
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Zoocoria	Nativa
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Zoocoria	Nativa
Winteraceae	<i>Drimys winteri</i> J.R. Forst. e G. Forst.	Zoocoria	Exótica
Não identificada	<i>Morfoespécie 31</i>	--	--

(--) Não classificada