



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS**  
**INSTITUTO DE BIOLOGIA**

**FERNANDA RIBEIRO DA SILVA**

**REDES MUTUALÍSTICAS NA AVALIAÇÃO DA RESTAURAÇÃO DA MATA  
ATLÂNTICA**

Tese apresentada ao Instituto de Biologia da  
Universidade Estadual de Campinas como  
parte dos requisitos exigidos para obtenção do  
Título de Doutora em Biologia Vegetal.

**Orientador: Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues**

**Coorientador: Dr. Marco Aurélio Pizo**

**CAMPINAS, 2015**

## SUMÁRIO

Resumo .....	3
Abstract .....	4
INTRODUÇÃO GERAL .....	5
CAPÍTULO I - A importância e os desafios da reconstrução do processo de dispersão de sementes nas áreas restauradas .....	13
CAPÍTULO II - The restoration of tropical seed dispersal networks .....	33
CAPÍTULO III - Maximizando a restauração de redes de dispersão de sementes na Mata Atlântica.....	65
CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	105
ANEXO I- Lista das aves encontradas nas áreas restauradas de diferentes idades, em SP .....	107

## Resumo

As atividades humanas têm levado à perda de habitats e da biodiversidade na floresta Atlântica. A restauração ecológica é uma estratégia para a reconstrução desse bioma e deve incluir não só o restabelecimento das espécies, mas também das complexas interações e funções ecológicas que essas interações fornecem ao ecossistema. Um desses importantes processos é a dispersão de sementes realizada pelos animais frugívoros. A dispersão de sementes pode ser analisada numa abordagem de redes de interações, úteis no entendimento do funcionamento do ecossistema. Nós estudamos redes de dispersão de sementes em três áreas restauradas a 15, 25 e 57 anos atrás, escala temporal raramente estudada em estudos de restauração. Nós investigamos mudanças na estrutura das redes (aninhamento, modularidade e especialização da rede) em cada uma dessas comunidades ao longo do tempo de restauração. Embora o tamanho da rede e o número de interações tenham aumentado com a restauração, as espécies que compuseram a rede foram generalistas, sendo que os grandes frugívoros estiveram ausentes. Contrário a nossa expectativa, a riqueza de espécies foi maior na área de 25 anos, talvez devido ao plantio ter sido realizado com maior número de espécies. O aninhamento foi baixo nas três redes, sendo maior na área de idade intermediária. Entretanto a área mais antiga foi significativamente modular e apresentou alta especialização. Estes resultados sugerem que 57 anos após a restauração a complexidade das redes de interações mutualísticas aumentou, assim melhorando as funções ecossistêmicas na floresta Atlântica. Nós juntamos as três redes de dispersão de sementes restauradas em uma para identificar a contribuição individual das espécies na organização e funcionamento da rede, medidas pelo aninhamento, modularidade e força de interação. Através dessas abordagens apontamos as espécies e os grupos funcionais mais importantes para a resiliência e persistência das redes de dispersão de sementes e que devem ser priorizados nas ações de restauração da Mata Atlântica.

## Abstract

Human activities have led to the loss of habitats and biodiversity in the Atlantic Rain Forest in Brazil. Ecological restoration aims to rebuild this biome and should include not only the reinstatement of species, but the reestablishment of complex ecological interactions and the ecological functions that they provide. One such function is seed dispersal, which is provided by the interactions between animal frugivores and plants. We studied seed dispersal networks in three different tropical forest sites restored 15, 25 and 57 years ago, temporal scales rarely observed in restoration studies. We investigated changes in network structure (nestedness, modularity and network specialization) in these communities over restoration time. Although network size and the number of interactions increased with time since restoration, the networks were composed of generalist birds, and the large frugivores remained absent. Contrary to our expectations though, species richness was highest in the 25 years old site maybe due the highest number of species used in the planting. Nestedness values were low in all three networks, but the highest nestedness was observed in the intermediate aged site. However, the oldest network was significantly modular and showed higher complementary specialization. These results suggest that, 57 years after restoration, the complexity of mutualistic interactions in seed dispersal networks has increased, this enhancing ecosystem function in the Atlantic forest. Furthermore, we merged all three networks in a big one to identify which are the most important species in terms of network organization (modularity and nestedness) and interaction strength. Through this approach we point out species and their functional groups most important to persistence of seed dispersal networks. These species and their functional groups should be indicated to maximize the restoration in the Atlantic forest.

## INTRODUÇÃO GERAL

A biodiversidade pode ser determinada pela diversidade de ecossistemas, de espécies biológicas, de endemismos e do patrimônio genético (Myers et al. 2000). A perda de diversidade biológica pode ser atribuída a vários fatores, destacando-se principalmente a redução no tamanho dos habitats naturais, em conjunto com sua progressiva degradação (especialmente nas suas bordas); a exploração econômica de recursos naturais; o isolamento de pequenas populações nos fragmentos, tornando-as suscetíveis a mudanças ambientais ou variações demográficas; a caça; a extração predatória e a poluição (Metzger 2006, 2009). A situação brasileira, no que diz respeito à conservação da diversidade biológica, é considerada uma das mais graves no planeta (Mittermeier et al. 2003). Isto se deve principalmente a intensa exploração dos recursos naturais, associado aos altos níveis de biodiversidade encontrada em nossos limites territoriais, em comparação com os outros países (Myers et al. 2000).

Dentro dessa realidade, destaca-se o bioma Mata Atlântica, um dos 24 hotspots mundiais de biodiversidade (Myers et al. 2000) que está entre os ecossistemas mais ameaçados do mundo (Morellato & Haddad 2000). Diante desse quadro de supressão de habitats naturais e perda de diversidade biológica, a restauração ecológica se apresenta como uma alternativa conservacionista na restituição de ecossistemas e populações degradadas, buscando a reconstrução dos complexos processos ecológicos capazes de garantir a perpetuação das comunidades no tempo (SER 2004, Rodrigues et al. 2009).

O ecossistema é considerado recuperado quando se sustenta estrutural e funcionalmente, ou seja, conta com recursos bióticos suficientes para continuar seu desenvolvimento sem assistência ou subsídio. Além disso, deve mostrar resiliência às faixas normais de variação de estresse ambiental e perturbações (SER 2004). Assim, a restauração deve dar enfoque não somente às características florísticas e fisionômicas da comunidade restaurada, mas também às complexas interações ecológicas

que garantam a reconstrução da funcionalidade do ecossistema e sua perpetuação no tempo (Rodrigues & Gandolfi 2004, Rodrigues et al. 2009, Devoto et al. 2012).

Grande parte da sustentabilidade dos ambientes naturais se deve ao restabelecimento das relações mutualísticas entre animais e plantas (Jordano et al. 2011, Devoto et al. 2012). Dentre essas interações ecológicas, destaca-se a dispersão de sementes por aves que pode ser entendida com um processo mutualístico no qual as plantas têm suas sementes dispersas para longe da planta-mãe, enquanto as aves recebem recompensa na forma de alimento (Howe & Smallwood 1982). As interações entre dispersores de sementes e plantas podem ser analisadas através da abordagem de redes mutualísticas (Jordano et al. 2003, Lewinsohn et al. 2006). Atualmente, a abordagem de redes de interações vem sendo utilizada a fim de entender melhor a estrutura, funcionamento e evolução de diversos tipos de interações mutualísticas (Jordano et al. 2003, Guimarães Jr. & Guimarães 2006, Montoya et al. 2006, Bascompte & Jordano 2007, Vazquez et al. 2009). No âmbito da restauração ecológica, o uso de redes de interações pode gerar excelente conhecimento para o planejamento de ações e na avaliação e monitoramento das áreas restauradas.

Nas redes mutualísticas, as espécies são representadas através de um grafo bipartido composto por pontos (vértices, nodos ou nós), sendo que cada coluna representa um grupo de espécies (e.g. animais e plantas), que são ligados por linhas caso haja interação (Lewinsohn et al. 2006). Redes mutualísticas (e.g. entre aves e frutos (Bascompte *et al.* 2006), insetos e flores (Jordano et al. 2003), peixe limpadores e clientes (Guimarães Jr. 2006), morcegos e frutos (Mello et al. 2011)), caracterizam-se por terem padrão aninhado, isto é, um subgrupo de espécies mais conectadas que interage com a maior parte das espécies na rede, incluindo aquelas com menos conexões (Bascompte et al. 2006). Essa arquitetura das redes mutualísticas minimiza a competição e possibilita que mais espécies co-existam (Bascompte et al. 2006, Bastolla et al. 2009, Thébault & Fontaine 2010). Em redes mutualísticas, o nível de aninhamento pode ser influenciado pelo tamanho da rede, ou seja, comunidades maiores (ou seja, mais ricas ou com mais nodos) são significativamente mais aninhadas do que redes pequenas, que

tendem ser pouco aninhadas (Bascompte et al. 2003). Esse padrão estrutural aninhado implica em uma assimetria nas interações (Bascompte *et al.* 2006) e garante robustez à perda aleatória de espécies (Memmott et al. 2004). Por outro lado, a remoção de nodos altamente conectados tende a diminuir a persistência da rede (Memmott et al. 2004, Saavedra et al. 2011). Pela identificação das espécies generalistas que concentram a maioria das interações em redes aninhadas podem ser elaboradas ações de restauração priorizando o plantio dessas espécies com intuito de acelerar a reconstrução de redes de interações nas áreas restauradas, uma vez que essas espécies de plantas atrairiam mais dispersores e conseqüentemente, aumentando a biodiversidade.

Outro padrão recentemente abordado em redes mutualísticas é a modularidade ecológica (Lewinsohn et al. 2006, Olesen et al. 2007). Os módulos são formados por grupos de espécies fortemente conectadas entre si e pouco conectadas a outros módulos das redes, sendo que algumas espécies (*hubs* ou espécies-chaves) conectam esses módulos. A modularidade pode refletir a heterogeneidade ambiental, a seleção diferencial e a estreita relação filogenética entre espécies, podendo levar a padrões não aleatórios de interações, contribuindo com a complexidade de redes ecológicas (Olesen et al. 2007). A análise dos módulos permite a separação dos grupos funcionais e, assim, o sentido biológico fica mais claro ao se estudar interações animal-planta, guildas e grupos funcionais (Guimerà & Amaral 2005, Guimerà et al. 2010, Ahn *et al.* 2010, Mello et al. 2011). Olesen e colaboradores (2007) foram os primeiros a investigar a modularidade em redes de interação polinizador-planta e dispersor-planta. Eles encontraram que redes maiores tendem a ser mais modulares que redes menores. Além disso, devido a serem mais próximos filogeneticamente, redes de polinizadores são mais modulares do que as de dispersores. A análise das espécies chaves que conectam nodos devem receber prioridade de conservação e os projetos de restauração devem priorizar essas espécies, uma vez que elas pertencem a diferentes grupos funcionais e poderiam, portanto, maximizar a diversidade funcional de dispersores de sementes nas áreas restauradas, chaves para a conservação da biodiversidade dos ecossistemas.

A manutenção do mutualismo entre os dispersores e as plantas é crucial na tentativa de atingir a sustentabilidade ecológica (Duncan & Chapman 2002, Silva 2003). Os dispersores causam um incremento no banco de sementes, bem como uma aceleração no processo sucessional (Wunderle Jr. 1997). Webb & Peart (2001) verificaram que a diversidade de plântulas está fortemente relacionada com a diversidade de dispersores que forrageiam em determinado local. Engel & Parrota (2003) destacaram que a baixa disponibilidade de propágulos oriundos da dispersão e as falhas no estabelecimento de interações essenciais para a manutenção da integridade ecossistêmica (a ausência de polinizadores e dispersores) estão entre as principais barreiras para a regeneração natural de espécies florestais em ecossistemas degradados.

A manutenção da integridade e complexidade de redes ecológicas é fundamental para alcançar a sustentabilidade ecológica, o principal objetivo da restauração. Aves estão entre os principais frugívoros dispersores de sementes em florestas tropicais (Kissling et al. 2009). Nesse sentido, destaca-se o importante papel da avifauna na dispersão de sementes para a manutenção dos bancos de sementes, sendo imprescindível no recrutamento e estabelecimento de espécies vegetais locais e de áreas adjacentes.

No estado de São Paulo, uma legislação ambiental vigente orienta a restauração de áreas degradadas (Resolução SMA 08/2008) e estabelece um número mínimo de espécies zoocóricas (dispersas por animais) nativas da vegetação regional que devem ser utilizadas em projetos de restauração, demonstrando a preocupação para as interações ecológicas como forma de manter processos ecossistêmicos. Isso porque existe uma necessidade eminente de refinamento nas ações de restauração de áreas tropicais, que são muito novas e muito complexas, dada a quantidade necessária de espécies para restabelecer os processos ecológicos responsáveis pelo funcionamento dos ecossistemas (Rodrigues et al. 2009).

Este trabalho busca suprir a necessidade do monitoramento e aprimoramento da restauração ecológica em floresta tropical no sentido de avaliar se o retorno da comunidade vegetal através de

técnicas de restauração que priorizam o incremento da diversidade está também promovendo o restabelecimento da dispersão de sementes, processo fundamental para a sustentabilidade de áreas restauradas. Para isso avaliamos áreas restauradas com longo tempo de restauração (15, 25 e 57 anos desde o plantio) utilizando uma abordagem de redes mutualísticas, considerada uma ótima ferramenta em estudos que visam compreender o funcionamento e organização das interações ecológicas nos ecossistemas (Hegland et al. 2010, Tylianakis et al. 2010).

Esta tese está dividida em três capítulos, no primeiro reviso a literatura sobre aspectos importantes relacionados à importância da avifauna frugívora e a dispersão de sementes e os desafios para o restabelecimento desse processo na restauração ecológica. Os outros dois capítulos são apresentados na forma de artigos científicos.

No segundo capítulo utilizamos métricas de redes mutualísticas que remetem parâmetros fundamentais para o funcionamento de ecossistemas para avaliar como o tempo de restauração influencia a complexidade das redes, visando responder as seguintes questões: 1) A idade de restauração afeta a riqueza de espécies e a conectância da rede? 2) Quais os efeitos da idade na estrutura das redes de dispersão de sementes nas comunidades restauradas? 3) A idade de restauração afeta o nível de especialização das redes?

No terceiro capítulo abordamos o uso de métricas de redes de interações para analisar e indicar as espécies e grupos funcionais que elas compõem, mais relevantes para a restauração, considerando o conjunto regional de espécies zoocóricas utilizadas na restauração. Estas espécies e seus grupos funcionais devem ser fortemente indicadas em ações de restauração ecológica na Mata Atlântica.

## Referências

- Ahan, Y; Bagrow, J. P. & Lehmann, S. 2010. Link communities reveal multiscale complexity in networks. *Nature* **466**:761-765.
- Bascompte, J.; Jordano, P. & Olesen, J. M. 2006. Asymmetric coevolutionary networks facilitate biodiversity maintenance. *Science* **312**: 431–433.
- Bascompte, J. & Jordano, P. 2007. Plant-animal mutualistic networks: the architecture of biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* **38**: 567-593.
- Bastolla, U.; Fortuna, M. A.; Pascual-García, A.; Ferrera A., Luque, B. & Bascompte, J. 2009. The architecture of mutualistic networks minimizes competition and increases biodiversity. *Nature* **458**:1018–20.
- Devoto, M., Bailey, S., Craze, P., & Memmott, J. 2012 Understanding and planning ecological restoration of plant–pollinator networks. *Ecology letters* **15**:319-328.
- Duncan, R. S. & Chapman, C. A. 2002. Limitations of Animal Seed Dispersal for Enhancing Forest Succession on Degraded Lands. In: Levey, D. J., W. R. Silva & M. Galetti (eds.). *Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation*. Pp. 437-450. Wallingford, CABI Publishing.
- Engel, V. L. & Parrota, J. A. 2003. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: P. Y. Kageyama; R. E. Oliveira; V. L. Engel; F. B. Gandara (orgs.), *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. Fepaf -São Paulo, p.1-26.
- Guimarães Jr., P. R. 2006. Estrutura de redes de interações mutualísticas. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas. 91P.
- Guimarães Jr., P. R. & Guimarães, P. R. 2006. Improving the analyses of nestedness for large sets of matrices. *Environmental Modelling and Software* **21**: 1512-1513.
- Guimerà R & Amaral LAN. 2005. Cartography of complex networks: modules and universal roles. *Journal of Statistical Mechanics: Theory and Experiment* **P02001**.
- Guimerà. R.; Stouffer, D. B.; Sales-Prado, Leicht, E. A.; Newman, M.E.J. & Amaral, L.A.N. 2010. Origin of compartmentalization in food webs. *Ecological Society of America* **1**:28.
- Hegland, S. J.; Dunne, J.; Nielsen, A. & Memmott, J. 2010. How to monitor ecological communities cost-efficiently: The example of plant–pollinator networks. *Biological Conservation* **143**: 2092–2101.
- Howe, H. F. & Smallwood, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* **13**: 201-228.
- Jordano, P.; Bascompte, J. & Olesen, J. M. 2003. Invariant properties in coevolutionary networks of plant–animal interactions. *Ecology Letters* **6**:69-81.

- Jordano, P.; Forget, P.; Lambert, J.; Böhning-Gaese, K.; Traveset, A. & Wright, S.J. 2011. Frugivores and seed dispersal: mechanisms and consequences for biodiversity of a key ecological interaction. *Ecology Letters* **7**: 321-323.
- Lewinsohn, T. M.; Loyola, R. D. & Prado, I. P. 2006. Matrizes, redes e ordenações: a detecção de estruturas em comunidades interativas. *Oecologia Brasiliensis* **10**: 90-104.
- Mello, M. A. R.; Marquitti, F. M. D.; Guimarães Jr., P. R.; Kalko, E. K. V.; Jordano, P. & Aguiar, M. A. M. 2011. The modularity of seed dispersal: differences in structure and robustness between bat- and bird-fruit networks. *Oecologia* **161**: 131-140.
- Memmott, J.; Waser, N. M. & Price, M. V. 2004. Tolerance of pollination networks to species extinctions. *Proceedings of the Royal Society of London* **271**: 2605-2611.
- Metzger, J. P. 2006. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. *Natureza & Conservação* **4**: 11-23.
- Metzger, J. P. 2009. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation* **142**:1138–1140.
- Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G.; Brooks, T. M.; Pilgrim J. D.; Konstant, W. R.; Fonseca, G. A. B. & Kormos, C. 2003. Wilderness and Biodiversity Conservation. *PNAS* **18**:10309-10313.
- Myers, N.; Mittermeier R. A.; Mittermeier, C. G.; Fonseca, G. A. B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**: 853-845.
- Montoya, J. M., Pimm, S. L. & Solé, R. V. 2006. Ecological networks and their fragility. *Nature* **442**: 259–264.
- Morellato, L. P. C. & Haddad, C. F. B. 2000. Introduction: the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* **32**: 786-92.
- Olesen, J.; Bascompte, J.; Dupont, Y. L. & Jordano, P. 2007. The modularity of pollination networks. *PNAS* **104**: 19891-19896.
- Rodrigues, R.R. & Gandolfi, S. 2004. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de Florestas Ciliares. In Rodrigues, R.R. & Leitão Filho, H.F. *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. EDUSP/FAPESP 3 ed., p.235-247.
- Rodrigues, R. R.; Lima, R. A. F.; Gandolfi, S. & Nave, A. G. 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* **142**: 1242–1251.
- Saavedra, S.; Stouffer, D. B.; Uzzi, B. & Bascompte, J. 2011. Strong contributors to network persistence are the most vulnerable to extinction. *Nature* **478**: 233–235.
- Silva, W. R. 2003. A importância das interações planta-animal nos processos de restauração. In: P. Y. Kageyama; R. E. Oliveira; V. L. Engel; F. B. Gandara (orgs.), *Restauração ecológica de*

ecossistemas naturais. Fepaf -São Paulo, p.77-90.

Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. [www.ser.org](http://www.ser.org) & Tucson: Society for Ecological Restoration International.

Thébaud, E. & Fontaine, C. 2010. Stability of ecological communities and the architecture of mutualistic and trophic networks. *Science* **329**: 853–856.

Tylianakis, J. M.; Laliberté, E.; Nielsen, A. & Bascompte, J. 2010. Conservation of species interaction networks. *Biological Conservation* **143**: 2270–2279.

Vazquez, D. P.; Blüthgen, N.; Cagnolo, L. & Chacoff, N. P. 2009. Uniting pattern and process in plant-animal mutualistic networks: a review. *Annals of Botany* **103**: 1445 – 1457.

Webb, C. O. & Peart, D. R. 2001. High seed dispersal rates in faunally intact tropical rain forest: theoretical and conservation implications. *Ecology letters* **4**: 491-499.

Wunderle Jr., J. M. 1997. The role of animals seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded lands. *Forest Ecology and Management* **99**: 223–235.

## CAPÍTULO I

### **A importância e os desafios da reconstrução do processo de dispersão de sementes nas áreas restauradas**

A maioria das espécies de plantas tropicais depende de animais para a dispersão das suas sementes, processo ecológico essencial para a restauração da biodiversidade (Howe e Swallowood 1982, Wunderle 1997). O futuro da biodiversidade tropical em paisagens dominadas por humanos está diretamente ligado à conservação e restauração da dispersão das sementes por aves e mamíferos (Howe 2014, Jordano et al. 2006).

Falhas no entendimento, manejo e promoção do processo de dispersão de sementes podem levar ao declínio ou colapso nas ações de restauração ecológica, principalmente na preocupante realidade de alta fragmentação da paisagem onde se encontra a Mata Atlântica.

Este capítulo tem o intuito de revisar e compilar estudos e informações importantes em relação à avifauna e a dispersão de sementes, ligados aos desafios para o restabelecimento desse processo na restauração ecológica, assim como propor futuras direções nas pesquisas de interações ecológicas na restauração. Além disso, se apresenta como forma de suprir a necessidade de informações para serem utilizadas por restauradores e pesquisadores em restauração ecológica.

#### **A restauração ecológica e sua importância**

Segundo a Sociedade Internacional para a Restauração Ecológica, “ a restauração ecológica é o processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído” (SER 2004). A restauração ecológica é uma ciência que vem emergindo nas últimas décadas como uma maneira de garantir a persistência da biodiversidade na atual situação global de degradação ambiental (Montoya et al. 2012, Menz et al. 2011, Howe 2014).

A primeira iniciativa de restauração no Brasil (e na Mata Atlântica) foi realizada pelo imperador Dom Pedro II em 1862, com o plantio de espécies nativas e exóticas para reconstituir mananciais na Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro (Rodrigues et al. 2009). A partir daí até 1970 foi pouco expressiva, ganhando maior proporção principalmente pelo plantio de exóticas, *Pinus* e *Eucalipto*, realizada por órgãos públicos com o intuito de recompor a fitofisionomia florestal, sem maiores preocupações com o retorno dos níveis de biodiversidade originais.

Novas técnicas vêm sendo desenvolvidas e aprimoradas desde então, sendo que hoje nos projetos de restauração ecológica recomenda-se o plantio com alta diversidade de espécies regionais, considerando-se a diversidade genética e florística – elementos chave para a manutenção e evolução de qualquer sistema florestal (Rodrigues et al. 2009, Garcia et al. 2014).

O bioma Mata Atlântica é um dos biomas florestais com maior distribuição geográfica do planeta, seus domínios abrangem 17 estados brasileiros, Paraguai e Argentina (Myers et al. 2000, Fundação SOS Mata Atlântica). Na Mata Atlântica vive 60% da população brasileira (cerca de 120 milhões de pessoas) que depende desse ecossistema para a manutenção de serviços ecossistêmicos essenciais como a proteção de mananciais para o fornecimento de água para a população (Metzger et al. 2009, Brancalion et al. 2013).

A Mata Atlântica encontra-se altamente fragmentada e está distribuída principalmente em fragmentos menores que 50 hectares (Ribeiro et al. 2009), localizados na maior parte dentro de propriedades privadas (Soares-Filho et al. 2014). Para tentar reverter essa situação, em 2009 foi lançado um dos mais importantes e ambiciosos planos de restauração já propostos no mundo, o Pacto Mata Atlântica, constituído por 160 membros entre ONGs, universidades, instituições públicas e companhias privadas e que tem o objetivo de restaurar 15 milhões de hectares de florestas até 2050. O Pacto criou um Mapa de Áreas Potenciais para Restauração e identificou 17 milhões de hectares de áreas potenciais para a restauração na Mata Atlântica. Para isso, o programa intenciona mobilizar e investir 77 bilhões de dólares nas próximas quatro décadas e, conseqüentemente, melhorar as condições

de vida de milhões de pessoas através da geração de 3 milhões de empregos diretos e indiretos pela prestação de serviços de coleta e processamento de sementes, produção de mudas, plantio e manutenção das áreas restauradas (Calmon et al. 2011, Pinto et al. 2014). No entanto, com as mudanças no Código Florestal essas áreas potenciais para restauração podem ser reduzidas em aproximadamente 6 milhões de hectares (Calmon et al. 2011, Soares-Filho et al. 2014).

No sudeste do Brasil, concentram-se os maiores esforços de restauração da Mata Atlântica (Rodrigues et al 2009, Calmon et al. 2011, Melo et al. 2013), onde muitos agricultores restauraram florestas ripárias para o cumprimento do código florestal ou obter certificação de seus produtos (Brançalion et al. 2013). No Estado de São Paulo existe um instrumento legal elaborado por cientistas experientes em restauração ecológica através de longas discussões em simpósios e *workshops* que tem o objetivo de guiar e orientar projetos de restauração (Brançalion et al. 2010). Destaca-se neste documento a indicação de que no mínimo sejam plantadas 80 espécies regionais, sendo que pelo menos 40%, ou seja, 32 espécies, devem ser zoocóricas (i.e dispersas por animais) (Resolução SMA nº 32 de 03/04/2014).

Os projetos de restauração são custosos e, muitas vezes, se não forem bem planejados podem estar fadados ao fracasso. Em particular, cada área a ser restaurada deve receber um conjunto de medidas apropriadas de acordo com o contexto ecológico e histórico de perturbação em que ela está inserida e assim é definida a melhor estratégia de restauração, sendo que dependendo do objetivo, podem existir diferentes estratégias para uma mesma situação (Parrota et al. 1997, Holl et al. 2000).

Com o intuito de promover e/ou acelerar o retorno das comunidades, Rodrigues & Gandolfi (2007) propuseram que as ações de restauração devem ser baseadas em três princípios: (i) reconstruir comunidades ricas funcionalmente capazes de evoluir por si só, (ii) estimular qualquer potencial de auto-recuperação ainda presente na área (resiliência) e, (iii) planejar as ações numa perspectiva de paisagem. Dentro destes princípios, as ações práticas incluem: remover ou minimizar impactos humanos (como o gado, poluição, etc.), criar ou proteger uma estrutura florestal capaz de fornecer

sombra permanente (através de linhas de plantio de “preenchimento” com espécies pioneiras de crescimento rápido), manter ou aumentar o número de espécies arbóreas e favorecer a colonização de outras formas de vida (enriquecimento), fornecer abrigo e alimento para a fauna local, e, manejar as espécies exóticas invasoras (e.g. *Brachiaria spp*, *Leucaena leucocephala*) (Rodrigues et al. 2009).

As falhas no sucesso da restauração podem ser devidas a muitos fatores, entre eles estão, a sucessão lenta causada pelo efeito de borda e alteração das condições microclimáticas, intensidade da fragmentação da paisagem com pouca chegada de sementes, frequência de fogo, extração de madeira e invasões biológicas por espécies altamente competitivas (Parrota et al. 1997, Rodrigues et al. 2009, Brancalion et al. 2013).

Após as ações de restauração serem tomadas, é extremamente importante o monitoramento para avaliar se os objetivos da restauração estão sendo alcançados com sucesso. Ecologistas da restauração têm focado esforços para a reconstrução não somente da composição de espécies, mas também da funcionalidade do ecossistema (Montoya et al. 2012). Apesar disso, a maioria dos estudos de monitoramento da restauração mediram diversidade e estrutura da vegetação, sendo que processos ecológicos são raramente estudados, devido principalmente à lenta reconstrução em comparação com a diversidade ou estrutura da vegetação (Ruiz e Aide 2005). Assim, é eminente a necessidade de estudos que avaliem e propõem estratégias para o retorno dos processos ecológicos em áreas restauradas. Nesse sentido restaurar a redes de dispersão de sementes pode ser um excelente ponto de partida para o sucesso da restauração na Mata Atlântica.

### **A dispersão de sementes e sua importância em áreas restauradas**

O retorno do processo de dispersão de sementes é primordial para o sucesso da restauração das comunidades vegetais nas áreas restauradas (Howe 2014). A dispersão de sementes é um evento crucial no ciclo de vida das plantas (Harper 1977). Cerca de 80% das espécies de árvores e arbustos tropicais têm as sementes dispersas por animais, apresentando frutos adaptados para consumo e

dispersão, principalmente por aves e mamíferos (Howe & Smallwood 1982, Markl et al. 2012). São os dispersores de sementes que fazem a dinâmica ligação entre as plantas zoocóricas e o banco de sementes e plântulas, sendo de grande importância na dinâmica, estrutura e manutenção da variabilidade genética das populações vegetais (Schupp et al. 2010, Jordano et al. 2006).

Três hipóteses estão ligadas às vantagens da dispersão de sementes para as plantas (Howe & Smallwood 1982): a “hipótese do escape” uma vez que ocorre maior mortalidade nas sementes e plântulas que permaneceram próximas à planta mãe, a dispersão das sementes possibilita o escape a esses altos níveis de predação (Janzen 1970, Connell 1971); a “hipótese da colonização”, a dispersão aumenta a probabilidade das sementes encontrarem locais favoráveis para a germinação, estabelecimento e recrutamento da planta, e; a “hipótese da dispersão direcionada”, sugere que os dispersores depositam as sementes em locais não aleatórios, particularmente favoráveis ao recrutamento e estabelecimento.

Durante as fases da dispersão de sementes alguns fatores podem ser limitantes, diminuindo as chances de recrutamento da nova prole, dentre eles estão, a “limitação da fonte”, ou seja, a existência de quantidade insuficiente de frutos, que pode ser causada por ineficiência na polinização, predação das flores, conflitos de alocação de recursos e/ou predação pré-dispersão das sementes; a “limitação da dispersão” causada pela pouca disponibilidade de frutos e/ou ausência de dispersores; e a “limitação do recrutamento e estabelecimento” pela falta de condições ambientais ou fisiológicas adequadas para que o novo indivíduo possa se estabelecer (Jordano et al. 2006). Esses fatores limitantes devem ser monitorados nas áreas restauradas e estratégias de mitigação devem ser elaboradas, como por exemplo, para mitigar os efeitos da limitação da fonte, aumentar a densidade das plantas que apresentam baixa frutificação e/ou para os efeitos da limitação do estabelecimento, aumentar o sombreamento para que as espécies tolerantes à sombra possam se estabelecer.

## **Frugivoria e a importância das diferentes espécies de plantas para os frugívoros – selecionando plantas para restaurar dispersores**

Frugívoros podem ser definidos como animais nos quais pelo menos metade da dieta é composta por frutos (Fleming et al. 1987). Frutos são mais facilmente encontrados e digeríveis que os outros tipos de alimentos, como invertebrados e folhas. Conforme a predominância de frutos na dieta, os frugívoros podem ser classificados em especialistas (i.e. frutos constituem grande parte da dieta e são dependentes deste recurso) ou generalistas (i.e. utilizam outros recursos como invertebrados, e frutos ocasionalmente) (Snow 1981). Contudo, os frutos tendem a ser pobres nutricionalmente e limitados no espaço e tempo, e assim mesmo os frugívoros especialistas utilizam outros recursos que não somente frutos. Frugívoros especialistas levariam mais tempo para colonizar as áreas restauradas pois são espécies dependentes de florestas conservadas e mais exigentes quanto à qualidade do habitat.

As plantas de sementes grandes podem ter dispersão limitada em áreas restauradas comparadas com as de sementes pequenas, devido à ausência dos frugívoros de grande porte como mamíferos arbóreos e grandes aves nas áreas restauradas. O tamanho dos frutos e das sementes define quais frugívoros são capazes de manipulá-los. No caso das aves, a largura do bico define o tamanho máximo que a espécie consegue engolir (Wheelwright 1985).

Poucos gêneros e famílias possuem grandes frutos com poucas sementes grandes e com alta qualidade nutricional - ricos em lipídios e proteínas (i.e. *Arecaceae*, *Annonaceae*, *Burseraceae*, *Euphorbiaceae*, *Lauraceae*, *Meliaceae* e *Myristicaceae*), enquanto a maioria das espécies de plantas tropicais apresenta frutos pequenos, com dimensões menores que 1,5 cm e baixa qualidade nutricional - ricos em açúcares e água, e grande quantidade de sementes pequenas (Snow 1981, Wheelwright 1985, Pratt & Stilles 1985).

No planejamento da restauração deve ser priorizada a diversidade de grupos funcionais com o plantio de espécies de sementes grandes e ricas em nutrientes, geralmente de crescimento lento e que se tornarão importantes com o tempo de restauração, bem como espécies de sementes pequenas e de

rápido crescimento que atraem a fauna local, assim acelerando o processo do retorno da dispersão de sementes com a chegada dos dispersores que trazem sementes de outras áreas.

É muito importante o conhecimento das características dos frutos na escolha das espécies a serem utilizadas na restauração, pois os frutos podem além de variar em tamanho, variar na disponibilidade (variação sazonal na população e entre os indivíduos), coloração (para as aves o mais importante é o contraste contra o fundo, ver Schaefer et al. 2007), conteúdo nutricional e grau de proteção (compostos secundários que podem ser evitados por algumas espécies de dispersores). Neste contexto, os projetos de restauração devem considerar a riqueza de grupos funcionais com o objetivo de aumentar a heterogeneidade de frutos (frutos de diferentes cores, tamanhos, tipos de compostos secundários, conteúdo nutricional). Outros fatores importantes a serem considerados são a fenologia, a intensidade da frutificação e a sobreposição da frutificação com outras espécies na área. Os projetos de restauração devem ser elaborados de maneira que as espécies plantadas ofereçam recursos aos frugívoros ao longo de todo o ano.

Além disso, a maior diversidade de plantas pode estar ligada a maior riqueza de aves (Wunderle 1997, Fink et al. 2009, Kissling et al. 2009, Reid et al. 2012). Assim, dependendo da espécie plantada as taxas de visitas por aves podem ser aumentadas (Fink et al. 2009, Morrison et al. 2010). Algumas espécies reconhecidas como chaves para os frugívoros devem ser priorizadas nos projetos de restauração. Por exemplo, plantas do gênero *Ficus* são consideradas chaves, pois possuem grande quantidade de frutos e frutificam assincronicamente com outras espécies, em épocas de escassez de recursos (Kissling et al. 2007). Em Borneo, junto com o *Ficus*, as famílias Myrtilaceae e Lauraceae foram também consideradas chaves para os frugívoros (Fleming et al. 1987).

Nos fragmentos em estágios mais avançados de sucessão na Mata Atlântica, as espécies tardias de sementes grandes como Myrtaceae e Lauraceae foram as famílias com maior riqueza de espécies e que apresentaram frutos altamente procurados pelos frugívoros, dessa maneira projetos de restauração devem priorizar o enriquecimento com essas famílias (Tabarelli & Peres 2002).

## **Os diferentes dispersores podem ter papéis diferentes na dispersão de sementes**

Schupp e colaboradores (2010) aprimoraram a abordagem proposta por Schupp (1993) que trata da efetividade da dispersão de sementes que a planta recebe dos dispersores. A efetividade de um dispersor é dada pela sua contribuição para o sucesso reprodutivo da planta, e depende de dois componentes, um quantitativo - se refere à quantidade de sementes dispersadas, e um qualitativo - que se refere a qualidade da dispersão fornecida para cada semente dispersa.

Vários fatores estão associados aos dois componentes e influenciam a efetividade da dispersão de sementes. Quanto aos componentes quantitativos, o número de visitas e frutos consumidos, modo de manipulação do fruto, tamanho do corpo, grau de frugivoria do dispersor e a abundância das espécies de dispersores devem ser considerados. Enquanto a qualidade da dispersão é influenciada pela fisiologia do dispersor, ou seja, o tempo de retenção dessas sementes e se a passagem pelo trato digestório aumentam as taxas de germinação das sementes sem danificá-las; a sombra de sementes geradas pelo dispersor; e os microhabitats visitados pós-alimentação, que têm influência na probabilidade de sobrevivência, germinação e estabelecimento da semente dispersada gere um novo adulto na população (Schupp et al. 2010).

A maneira como os dispersores manipulam os frutos pode influenciar em sua efetividade como dispersor. Os frutos podem ser engolidos inteiros, comidos aos pedaços ou mandibulados. Aves das famílias Tyrannidae e Turdidae são normalmente engolidores, engolindo todas as sementes contidas nos frutos, enquanto os da família Emberizidae são mascadores, podendo engolir parte das sementes caso essas sejam de tamanho pequeno (Moermond & Denslow 1985).

Diferenças na guilda de dispersores podem levar a diferentes padrões de deposição de sementes, sendo que nem sempre os frugívoros especialistas conferem maior qualidade na dispersão de sementes (Jordano 2000, Figueroa-Esquivel et al. 2009).

## **Requerimentos ecológicos importantes para a manutenção e atração da avifauna dispersora nos fragmentos restaurados**

Dependendo do grupo de animais alvo alguns atributos da complexidade são mais importantes do que outros. Para as aves, a densidade de subosque, cobertura de dossel, presença de árvores antigas e maior diversidade de plantas podem estar ligados à maior riqueza (Wunderle 1997, Kissling et al. 2007, Fink et al. 2009, Reid et al. 2012).

Os projetos de restauração devem priorizar a criação de condições favoráveis para a chegada e manutenção da avifauna nas áreas restauradas, pois as aves estão entre os principais frugívoros dispersores de sementes em florestas tropicais (Kissling et al. 2009).

Alguns trabalhos avaliaram os fatores estruturais responsáveis pela maior atração e permanência da avifauna em áreas restauradas, podendo estes ser considerados quando se almeja o retorno das aves, dentre os principais fatores estão:

- 1) Disponibilidade de poleiros - poleiros mais altos são mais atrativos devido a maior proteção contra predadores, além disso, trabalhos verificaram elevada riqueza e abundância de sementes em poleiros em locais abertos sob árvores isoladas (Wunderle 1997).
- 2) Complexidade estrutural - mais estratos atraem mais dispersores, e a complexidade tende a aumentar com o tempo de restauração, sendo que algumas espécies de aves colonizam as áreas rapidamente, em menos de 8 anos, enquanto outras levam mais de 50 anos (Wunderle 1997). Áreas restauradas estruturalmente mais complexas suportam mais espécies e diferem na composição quando comparadas as áreas estruturalmente simples (Reid et al. 2012).
- 3) Presença de árvores frutíferas - as plantas zoocóricas atraem frugívoros dispersores que carregam as sementes dentro e entre os fragmentos e trazem mais sementes para as áreas aumentando a diversidade local, sendo que algumas combinações de plantas atraem mais dispersores do que outras. A diversidade de plantas pode ser determinante na riqueza dos frugívoros (Kissling et al. 2007, Garcia et al. 2010).

Estudos devem ser conduzidos para documentar quais características das plantas são mais atrativas para as aves, identificando as espécies que podem servir como nucleadoras nas áreas restauradas (Fink et al. 2009, Morrison et al. 2010).

Munro et al. (2007) revisaram estudos que mensuraram a resposta da fauna as ações de restauração na Austrália, e encontraram que áreas restauradas, em geral, estão provendo habitats para as aves, apesar da maioria das espécies serem generalistas ou espécies de bordas. Aves especialistas não foram encontradas, sugerindo que a revegetação não suporta a riqueza de aves ou composição característica das vegetações remanescentes. A recolonização das aves foi relacionada com a complexidade estrutural da vegetação, particularmente ao subosque (Munro et al. 2007). Além disso, a maior similaridade na composição de espécies com florestas naturais pode estar relacionada à maior cobertura florestal na paisagem que favorece a colonização de aves florestais (Reid et al. 2014).

Com relação à idade da restauração, áreas mais antigas tendem a apresentar maior riqueza de aves (Catterall et al. 2012). Na Austrália em floresta tropical, Catterall e colaboradores (2012) avaliaram o retorno das aves nas áreas restauradas com diferentes idades, comparando com áreas de floresta de referência. Eles encontraram rápido retorno da avifauna, após 10 anos as áreas restauradas abrigavam em média a metade do número de espécies da floresta de referência. Apesar de encontrarem que a riqueza e abundância das espécies florestais aumentaram com a idade de restauração, verificaram que mesmo nas áreas restauradas a mais de 20 anos, a riqueza de espécies florestais foi menor que nas florestas de referência. Através de modelagem, verificaram que em média as áreas restauradas levariam 150 anos para alcançar os níveis de diversidade florestal, sendo preocupante a situação das espécies mais exigentes, endêmicas e de difícil retorno, que poderiam levar até 1000 anos para se estabelecerem nas áreas restauradas (Catterall et al. 2012).

Além disso, a amplitude da restauração está positivamente relacionada com a riqueza de aves, principalmente as aves florestais, com maior riqueza em áreas restauradas de tamanho maior (Munro et al. 2007). Áreas muito pequenas podem não ser suficientes para fornecer os recursos necessários para o

estabelecimento das aves. Morinson et al. (2010) recomendam um tamanho mínimo de 1 ha para que áreas restauradas forneçam recursos mínimos necessários para abrigo e/ou alimentação de aves.

### **A importância da paisagem como facilitadora do movimento dos dispersores**

A paisagem é um fator extremamente importante a ser considerado no processo de dispersão de sementes (Metzger 2000). A regeneração natural através da chegada de sementes de fragmentos ou florestas contínuas próximas (fragmentos fontes) trazidas pelos dispersores é a opção mais barata para a restauração e retorno da biodiversidade quando se tem uma paisagem relativamente florestada (Lamb et al. 2005, Holl et al. 2010), realidade diferente da enfrentada por ecologistas da restauração na Mata Atlântica cuja paisagem encontra-se altamente fragmentada e com baixa cobertura florestal (Metzger 2000, Joly et al. 2010, Calmon et al. 2011, Tambosi et al. 2014, Banks-Leite et al. 2014).

A abundância de frugívoros é um forte preditor da riqueza e abundância da chuva de sementes em áreas restauradas (Reid et al. 2014) e dessa maneira, as ações de restauração devem concentrar esforços para aumentar as chances de chegada de sementes carregadas pelos animais. Uma vez que os frutos são variáveis no tempo e espaço, em épocas de escassez os frugívoros alteram a dieta ou devem buscar recursos em novas áreas, se deslocando na paisagem. No entanto, a capacidade da fauna contribuir para a disseminação de sementes, assim como a distância de dispersão é dependente da paisagem do local restaurado, sendo que o grau de isolamento é o principal fator agravante (Hobbs 2003, Moore et al. 2008). O grau de isolamento do fragmento foi negativamente relacionado com a riqueza de plantas zoocóricas, ou seja, quanto maior o isolamento menor a riqueza de espécies zoocóricas (Ochoa-Gaona et al. 2004), porém, a permeabilidade da matriz e a cobertura florestal da paisagem podem minimizar os efeitos do isolamento, aumentando a conectividade da paisagem (Metzger 2000).

Os frugívoros obrigatórios estão entre os mais negativamente afetados, e dessa maneira o processo de dispersão de sementes pode ser interrompido em paisagens fragmentadas (Deikumah et al.

2013). A taxa de remoção de sementes pode ser mais lenta em florestas isoladas comparadas com florestas contínuas, ficando estas sementes mais suscetíveis a predação, diminuindo as chances de sucesso reprodutivo da planta (Jurado et al. 2006).

Algumas espécies de aves menos exigentes que podem se deslocar na paisagem fragmentada e visitar as plantas em frutificação, promovendo dispersão a longas distâncias, podem ter papel crucial na reconstrução do processo de dispersão de sementes em áreas restauradas na Mata Atlântica (i.e. *Thraupis sayaca*, *Turdus leucomelas*, *Tyrannus savanna*; Pizo & Santos 2011), uma vez que muitas espécies de aves não cruzam fragmentos ou mesmo visitam as bordas (Awade & Metzger 2008).

A quantidade de florestas na paisagem pode ser variável determinante da presença de aves em locais restaurados (Reid et al. 2014). A cobertura florestal pode ter mais influência do que o tamanho do fragmento na comunidade de aves frugívoras. Em estudo na Costa Rica, a cobertura de floresta num raio de 200 metros foi o aspecto mais importante associado a abundância dos frugívoros mais sensíveis à fragmentação, e importantes dispersores de sementes (Moran & Catterall 2014). Uma alta proporção de floresta é necessária para a persistência dessas aves dispersoras de sementes e a manutenção do processo de dispersão de sementes.

O investimento no aumento das ações de restauração está positivamente relacionado à riqueza e abundância de aves, fundamentais para a dispersão de sementes e funcionamento dos ecossistemas. Projetos de restauração em áreas com alta cobertura florestal podem promover maior colonização por espécies que representam as florestas de referência e, portanto maior proteção da biodiversidade do que projetos similares em paisagens altamente fragmentadas e pobres em habitats (Tambosi et al. 2014, Reid et al. 2014). No entanto, mesmo os pequenos fragmentos podem funcionar como importantes redes de conexões para as aves dispersoras de sementes, conectando funcionalmente os fragmentos restaurados que podem estar conectados ou não estruturalmente pela vegetação (Moran & Catterall 2014).

A intensidade de uso da matriz e a proximidade com a borda podem ter forte influência na

composição e abundância de aves (Awade & Metzger 2008). Moore e colaboradores (2008) demonstraram que a maioria das espécies não é capaz de se deslocar na paisagem, mesmo se tratando de curtas distâncias (menos de 100 m) entre os fragmentos. Assim, corredores conectando os fragmentos podem ser essenciais para a manutenção da diversidade de aves em florestas tropicais fragmentadas.

Os esforços de restauração e conservação devem priorizar a criação de corredores ecológicos que conectem os fragmentos, a manutenção de árvores isoladas na paisagem como locais de paradas para a fauna, além de “stepping-stones”, que são os pequenos fragmentos de florestas que permitem o movimento das populações e aumentam a conectividade da paisagem (Hobbs 2003, Moore et al. 2008). Nenhum esforço de conservação ou restauração será efetivo sem a dispersão de animais e plantas pela paisagem (Howe 2014). Como a maioria das plantas tropical é dispersa por animais, é crucial que a ecologia da conservação e restauração do século 21 priorize a proteção ou reintrodução de aves ou mamíferos, responsáveis pela dispersão das sementes em escala local, permitindo a migração das plantas em escala regional.

### **Redes de dispersão de sementes na restauração ecológica**

A dispersão de sementes pode ser monitorada e avaliada através da abordagem de redes de dispersão de sementes, ferramenta útil para o entendimento da estrutura e funcionalidade dos ecossistemas (Bascompte et al. 2006, Tylianaskis et al. 2010).

Apesar do alto potencial para o entendimento e monitoramento de processos ecológicos, poucos estudos utilizaram redes de interações para avaliar o sucesso ou elaborar estratégias de restauração em florestas tropicais (De la Peña-Domene et al. 2014), sendo que a maioria dos estudos foi em ecossistemas temperados e abordou redes de polinizadores (Hegland et al. 2010, Devoto et al. 2012, Cusser et al. 2013, Frick et al. 2014, La Bar et al. 2014).

Alguns padrões gerais são encontrados nos diversos tipos de redes mutualísticas (Memmott et

al. 2004, Bascompte et al. 2006, Olesen et al. 2007, Mello et al. 2010), os quais remetem estabilidade e resistência à perda de espécies, e que podem ser utilizados para avaliação das redes nas áreas restauradas (Tylianaskis et al. 2010). Por exemplo, o aninhamento é um padrão comumente encontrado e que remete resiliência nas redes de interações, onde a maioria das espécies tem poucas interações e interage com aquelas com muitas interações - generalistas, e que estão em menor número. Pela identificação das espécies generalistas que concentram a maioria das interações, podem ser elaboradas ações de restauração priorizando o plantio dessas espécies com intuito de acelerar a reconstrução de redes de interações nas áreas restauradas, uma vez que essas espécies de plantas poderiam atrair mais dispersores e conseqüentemente, aumentar a biodiversidade.

Outro padrão de redes de interações é a modularidade, que se caracteriza pela rede apresentar subgrupos de espécies mais conectadas entre si do que com os outros subgrupos da rede. A análise desses grupos pode identificar os diferentes grupos funcionais que compõem a rede, sendo que algumas espécies são mais importantes na conexão dos subgrupos (Olesen et al. 2007). A análise dessas espécies-chaves que conectam nodos devem receber prioridade nos projetos de restauração. Os diferentes grupos funcionais podem ser utilizados na restauração, os quais poderiam maximizar a diversidade funcional de dispersores de sementes nas áreas restauradas, chaves para a conservação da biodiversidade dos ecossistemas.

### **Direções futuras na pesquisa das interações na restauração ecológica**

A incorporação da paisagem no planejamento das ações é fundamental para o sucesso da restauração ecológica. A restauração da dispersão de sementes nas áreas restauradas pode ser um excelente ponto de partida para a reconstrução das redes de dispersão numa escala da paisagem. Futuros estudos devem ser conduzidos a fim de entender os padrões de dispersão dos frugívoros na paisagem e como este processo pode ser facilitado pela escolha certa das espécies utilizadas na restauração, que venham atrair maior diversidade de dispersores. Estas áreas restauradas devem

fornecer recursos e qualidade de habitat suficiente para que os dispersores possam colonizar e persistir. Assim, o conhecimento dos requerimentos ambientais necessários que influenciam a colonização e a diversidade da fauna dispersora numa escala de paisagem e da fenologia das espécies plantadas nas áreas restauradas é primordial.

Além disso, é muito importante o conhecimento da diferença na habilidade dos dispersores em carregar as diferentes sementes na paisagem, assim como avaliar a efetividade dos frugívoros em dispersarem os diferentes grupos funcionais. Para a efetividade da restauração ecológica na Mata Atlântica, é essencial que a restauração, 1) seja pensada em escala de paisagem local, 2) com estratégias que facilitem o fluxo dos dispersores e, 3) que as áreas restauradas forneçam os requerimentos necessários para a colonização e persistência desses animais.

## Referências

- Awade, M. & Metzger, J. P. 2008. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. *Austral Ecology* 33: 863-871.
- Banks-Leite, C. et al. 2014. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science* 345:1041–1045.
- Bascompte, J., Jordano, P. & Olesen, J. M. 2006. Asymmetric coevolutionary networks facilitate biodiversity maintenance. *Science* 312:431–433.
- Brancalion, P. H. S., Rodrigues, R. R., Gandolfi, S., Kageyama, P. Y., Nave, A. G., Gandara, F. B., Barbosa, L.M. & Tabarelli, M. 2010. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. *Revista Árvore* 34: 455-470.
- Brancalion, P. H. S., Melo F. P. L., Tabarelli, M. & Rodrigues, R. R. 2013. Biodiversity persistence in highly human- modified tropical landscapes depends on ecological restoration. *Tropical Conservation Science* 6:705–710.
- Calmon, M., Brancalion, P. H. S., Paese, A., Aronson, J., Castro, P., da Silva, S. C. & Rodrigues, R. R. 2011. Emerging Threats and Opportunities for Large-Scale Ecological Restoration in the Atlantic Forest of Brazil. *Restoration Ecology* 19: 154–158.
- Catterall, C. P., Freeman, A. N. D., Kanowski, J. & Freebody, K. 2012. Can active restoration of tropical rainforest rescue biodiversity? A case with bird community indicators. *Biological Conservation* 146: 53–61.
- Connell, J. H. 1971. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forest trees. *Dynamics of Populations* (eds. P.J. den Boer & G.R. Gradwell) pp. 298–312. CAPD, Wageningen.
- Cusser, S. & Goodell, K. 2013. Diversity and Distribution of Floral Resources Influence the Restoration of Plant-Pollinator Networks on a Reclaimed Strip Mine. *Restoration Ecology* 21:713–721.
- De la Peña-Domene, M., Martínez-Garza, C., Palmas-Pérez, S., Rivas-Alonso, E. & Howe, H. F. 2014. Roles of birds and bats in early tropical-forest restoration. *PloS one* 9:e104656.
- Deikumah, J. P., McAlpine, C. A. & Maron, M. 2013. Matrix intensification alters avian functional group composition in adjacent rainforest fragments. *PloS one* 8: e74852.
- Devoto, M., Bailey, S., Craze, P. & Memmott, J. 2012. Understanding and planning ecological restoration of plant-pollinator networks. *Ecology letters* 15:319-328.
- Figuroa-Esquivel, E., Puebla-Olivares, F., Godínez-Álvarez, H. & Núñez-Farfán, J. 2009. Seed dispersal effectiveness by understory birds on *Dendropanax arboreus* in a fragmented landscape. *Biodiversity and conservation* 18:3357-3365.

- Fink, R. D., Lindell, C., Morrison, E. B., Zahawi, R. & Holl, K. D. 2009. Patch Size and Tree Species Influence the Number and Duration of Bird Visits in Forest Restoration Plots in Southern Costa Rica. *Restoration Ecology* 17:479–486.
- Fleming, T. H., Breitwisch R. & Whitesides, G. H. 1987. Patterns of tropical vertebrate frugivore diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18:91–109.
- Frick, K. M., Ritchie, A. L. & Krauss, S. L. 2014. Field of Dreams: Restitution of Pollinator Services in Restored Bird-Pollinated Plant Populations. *Restoration Ecology* 22:832–840.
- Garcia, D., Zamora, R. & Amico, G. C. 2010. Birds as suppliers of seed dispersal in temperate ecosystems: conservation guidelines from real-world landscapes. *Conservation biology* 24:1070–1079.
- Garcia, L. C., Hobbs, R. J., Mães dos Santos, F. A. & Rodrigues, R. R. 2014. Flower and Fruit Availability along a Forest Restoration Gradient. *Biotropica* 46: 114–123.
- Harper, J.L. 1977. *Population biology of plants*. Academic Press, London, 892p.
- Hegland, S. J., Dunne, J., Nielsen, A. & Memmott, J. 2010. How to monitor ecological communities cost-efficiently: The example of plant–pollinator networks. *Biological Conservation* 143: 2092–2101.
- Hobbs, R. J. 2003. Ecological management and restoration: assessment, setting goals and measuring success. *Ecological Management & Restoration* 4(s1)S2–S3.
- Holl, K. D., Loik, M. E., Lin, E. H. & Samuels, I. A. 2000. Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica : Overcoming Barriers to Dispersal and Establishment. *Restoration Ecology* 8:339–349.
- Howe, H. F. & Smallwood, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13:201–22.
- Howe, H. F. 2014. Diversity Storage: Implications for tropical conservation and restoration. *Global Ecology and Conservation* 2:349–358.
- Jurado, E., Flores, J., Endress, A. G., Flores, M., Estrada, E. & Pando, M. 2006. Seed removal rates under isolated trees and continuous vegetation in semiarid thornscrub. *Restoration Ecology* 14: 204–209.
- Kissling, W. D., Rahbek, C. & Böhning-Gaese, K. 2007. Food plant diversity as broad-scale determinant of avian frugivore richness. *Proceedings. Biological sciences* 274:799–808.
- Janzen, D. H. 1970. Herbivores and the number of species in tropical forest. *The American Naturalist* 104:501–528.
- Joly, C. A., Rodrigues, R. R., Metzger, J. P., Haddad, C. F., Verdade, L. M., Oliveira, M. C. & Bolzani, V. S. 2010. Biodiversity conservation research, training, and policy in São Paulo. *Science* 328: 1358–1359.

- Jordano, P. 2000. Seed disperser effectiveness: the quantity component and patterns of seed rain for *Prunus mahaleb*. *Ecological monographs* 70:591–615.
- Jordano, P., Galetti, M., Pizo, M. A. & Silva, W. R. 2006. Ligando Frugivoria e Dispersão de Sementes à Biologia da Conservação:1–26.
- Jurado, E., Flores, J., Endress, A. G., Flores, M., Estrada, E. & Pando, M. 2006. Seed removal rates under isolated trees and continuous vegetation in semiarid thornscrub. *Restoration Ecology* 14: 204-209.
- Kissling, D. W., Böhning-Gaese, K. & Jetz, W. 2009. The global distribution of frugivory in birds. *Global Ecology and Biogeography* 18:150-162.
- LaBar, T., Campbell, C., Yang, S., Albert, R. & Shea, K. 2014. Restoration of plant–pollinator interaction networks via species translocation. *Theoretical Ecology* 7:209-220.
- Lamb, D., Erskine, P. D. & Parrotta, J. A. 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310:1628-1632.
- Markl, J. S., Schleuning, M., Forget, P. M., Jordano, P., Lambert, J. E., Traveset, A., Wright, S. J. & Böhning-Gaese, K. 2012. Meta-analysis of the effects of human disturbance on seed dispersal by animals. *Conservation biology* 26:1072–1081.
- Mello, M.A.R, Marquitti, F.M.D., Guimarães Jr, P.R., Kalko, E.K.V., Jordano, P. & Aguiar, M.A.M. 2011. The modularity of seed dispersal: differences in structure and robustness between bat– and bird–fruit networks. *Oecologia* 161:131-140.
- Menz, M. H., Phillips, R. D., Winfree, R., Kremen, C., Aizen, M. A., Johnson, S. D. & Dixon, K. W. 2011. Reconnecting plants and pollinators: challenges in the restoration of pollination mutualisms. *Trends in plant science* 16:4-12.
- Metzger, J. P. 2000. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological Applications* 10:1147-1161.
- Metzger, J. P. 2009. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation* 142: 1138–1140.
- Moermond, T. C. & Deslow, J. S. 1985. Neotropical avian frugivores: patterns of behavior, morphology and nutrition, with consequences for fruit selection. *Ornithological Monographs* 36:865-897.
- Montoya, D., Rogers, L. & Memmott, J. 2012. Emerging perspectives in the restoration of biodiversity-based ecosystem services. *Trends in ecology & evolution* 27:666-672.
- Moore, R. P., Robinson, W. D., Lovette, I. J. & Robinson, T. R. 2008. Experimental evidence for extreme dispersal limitation in tropical forest birds. *Ecology Letters* 11:960-968.
- Morrison, E. B., Lindell, C. A., Holl, K. D. & Zahawi, R. A. 2010. Patch size effects on avian foraging behaviour: implications for tropical forest restoration design. *Journal of applied ecology* 47:130-

138.

- Moran, C. & Catterall, C. P. 2014. Responses of seed-dispersing birds to amount of rainforest in the landscape around fragments. *Conservation biology* 28:551–560.
- Munro, N. T., Lindenmayer, D. B. & Fischer, J. 2007. Faunal response to revegetation in agricultural areas of Australia: A review. *Ecological Management & Restoration* 8:199–207.
- Myers, N., Mittermeier R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-845.
- Ochoa-Gaona, S., Gonzalez-Espinosa M., Meave, J. A. & Sorani-DalBon, V. 2004. Effect of forest fragmentation on the woody flora of the highlands of Chiapas, Mexico. *Biodiversity & Conservation* 13:867-884.
- Parrotta, J., Knowles, O. H. & Wunderle, J. M. 1997. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. *Forest Ecology and Management* 99:21–42.
- Pinto, S. R., Melo, F., Tabarelli, M., Padovesi, A., Mesquita, C. A., de Mattos Scaramuzza, C. A. & Brancalion, P. H. 2014. Governing and delivering a biome-wide restoration initiative: The case of Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. *Forests* 5:2212-2229.
- Pizo, M. A. & Santos, B. T. 2011. Frugivory, Post-feeding Flights of Frugivorous Birds and the Movement of Seeds in a Brazilian Fragmented Landscape. *Biotropica* 43:335-342.
- Pratt, T. K. & Stiles, E. W. 1985. The influence of fruit size and structure on composition of frugivore assemblages in New Guinea. *Biotropica* 314-321.
- Reid, J. L., Harris, J. B. C. & Zahawi, R.A. 2012. Avian Habitat Preference in Tropical Forest Restoration in Southern Costa Rica. *Biotropica* 44:350–359.
- Reid, J. L., Mendenhall, C. D., Rosales, J. A., Zahawi, R. & Holl, K. D. 2014. Landscape context mediates avian habitat choice in tropical forest restoration. *PLoS one* 9:e90573.
- Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., Hirota, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142:1141–115.
- Rodrigues, R.R. & Gandolfi, S. 2007. Restoration actions. In: Rodrigues, R.R., Martins, S.V., Gandolfi, S. (Eds.), High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas. Nova Science Publishers, New York, pp. 77–101.
- Rodrigues, R. R., Lima, R. A. F., Gandolfi, S. & Nave, A. G. 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142:1242–1251.
- Ruiz-Jaen, M. C. & Aide, M. T. 2005. Restoration success: how is it being measured? *Restoration*

*Ecology* 13:569-577.

- Schaefer, H. M., Schaefer, V. & Vorobyev, M. 2007. Are fruit colors adapted to consumer vision and birds equally efficient in detecting colorful signals? *The american naturalist* 169:159-169.
- Schupp, E. W. 1993. Quantity, quality and the effectiveness of seed dispersal by animals. In: *Frugivory and seed dispersal: ecological and evolutionary aspects*. Pp. 15-29. Springer Netherlands.
- Schupp, E. W., Jordano, P. & Gómez, J. M. 2010. Seed dispersal effectiveness revisited: a conceptual review. *New Phytologist* 188:333-353.
- Snow, D. W. 1981. Tropical frugivorous birds and their food plants: a world survey. *Biotropica* 13:1-14.
- Society for Ecological Restoration International, Science and Policy Working Group (2004) The SER International Primer on Ecological Restoration. [www.ser.org](http://www.ser.org) & Tucson: Society for Ecological Restoration International
- Soares-Filho, B., Rajão, R., Macedo, M., Carneiro, A., Costa, W., Coe, M. & Alencar, A. 2014. Cracking Brazil's forest code. *Science* 344:363-364.
- Tabarelli, M. & Peres, C. A. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest : implications for forest regeneration. *Biological Conservation* 106:165–176.
- Tabarelli, M., Pinto, L. P., Silva, J., Hirota, M. & Bede, L. 2005. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology* 19:695-700.
- Tambosi, L. R., Martensen, A. C., Ribeiro, M. C. & Metzger, J. P. 2014. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. *Restoration Ecology* 22:169-177.
- Tylianakis, J. M., Laliberté, E., Nielsen, A. & Bascompte, J. 2010. Conservation of species interaction networks. *Biological Conservation* 143:2270–2279.
- Wheelwright, N. T. 1985. Fruit size, gape width, and diets of fruit-eating birds. *Ecology* 66:808-818.
- Wunderle Jr, J. M. 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forestry Ecology and Management* 99:223–235.

## CAPÍTULO II

### The restoration of tropical seed dispersal networks

Fernanda Ribeiro da Silva<sup>1,4,5</sup>, Daniel Montoya<sup>2</sup>, Rafael Furtado<sup>3</sup>, Jane Memmott<sup>2</sup>, Marco Aurélio Pizo<sup>3</sup>,  
Ricardo Ribeiro Rodrigues<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Departamento de Biologia Vegetal, Universidade Estadual de Campinas, Rua Monteiro Lobato, 970,  
Caixa-postal 6109, Cep 13083-970, Campinas, São Paulo, Brazil

<sup>2</sup>School of Biological Sciences, Life Sciences Building, University of Bristol, Woodland Road, Bristol,  
BS8 1UG, United Kingdom

<sup>3</sup>Departamento de Zoologia, UNESP – Univ. Estadual Paulista, Cep 13506-900 Rio Claro, SP, Brazil

<sup>4</sup>Departamento de Ciências Biológicas, Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF),  
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Avenida Pádua Dias, 11,  
Cep 13418-900, Piracicaba, São Paulo, Brazil

<sup>5</sup>Correspondence author, email: feribs@hotmail.com

*Running head: "Restoration of tropical seed dispersal networks"*

Paper em revisão na Restoration Ecology

**Abstract:** Human activities have led to the loss of habitats and biodiversity in the Atlantic Rain Forest

in Brazil. Ecological restoration aims to rebuild this biome and should include not only the reinstatement of species, but the reestablishment of complex ecological interactions and the ecological functions that they provide. One such function is seed dispersal, which is provided by the interactions between animal frugivores and plants. We studied seed dispersal networks in three different tropical forest sites restored 15, 25 and 57 years ago, temporal scales rarely observed in restoration studies. We investigated changes in network structure (nestedness, modularity and network specialization) in these communities over restoration time. Although network size and the number of interactions increased with time since restoration, the networks were composed of generalist birds, and the large frugivores remained absent. Contrary to our expectations though, species richness was highest in the 25 years old site maybe due the higher number of species used in the planting. Nestedness values were low in all three networks, but the highest nestedness was observed in the intermediate aged site. However, the oldest network was significantly modular and showed higher complementary specialization. These results suggest that, 57 years after restoration, the complexity of mutualistic interactions in seed dispersal networks has increased, this enhancing ecosystem function in the Atlantic forest.

**Keywords:** ecosystem function, network structure, seed dispersal, Atlantic forest, birds, restoration age.

### **Implications for Practice**

- Restoring the interactions between species is an excellent starting point for rebuilding a community structure which confers resilience to restored forests.
- Bird-seed dispersal networks can be used as an indicator of restoration of ecosystem function.
- Measures of network structure could be used as an indicator of restoration success, and frugivorous birds can be used as a model for evaluating the influence of restoration in the ecological process in fragmented landscapes.

## Introduction

It is increasingly evident that restoration efforts should focus not only on recovering species diversity and physiognomic traits of the vegetation, but also on the complex ecological interactions involved in the provision of ecosystem functions that ultimately allow ecosystem reconstruction and perpetuation over time (SER 2004; Rodrigues et al. 2009; Devoto et al. 2012). For instance, the re-establishment of mutualistic networks between animal seed dispersers and plants is essential for the long-term ecological restoration of tropical forests, where the majority of plant species rely on animals for seed dispersal (Forup et al. 2008; Devoto et al. 2012). Analyzing the architecture of mutualistic networks between animals and fruit trees in restored areas of forest can provide a useful tool for evaluating and monitoring the restoration of the ecosystem function of seed dispersal (Tylianakis et al. 2010).

The Atlantic rainforest is a biodiversity hotspot with high levels of endemism (Myers et al. 2000). Nowadays less than 12% of the original forest remains, distributed mostly in small and isolated fragments (Ribeiro et al. 2009). In 2009, NGOs, governments and research institutions combined forces and started a restoration program called the “Atlantic Forest Restoration Pact” (AFRP, <http://www.pactomataatlantica.org.br/index.aspx?lang=en>) which aims to restore 15 million hectares of degraded land in the Brazilian Atlantic Forest by 2050 (Calmon et al. 2011; Melo et al. 2013). However, whether these restoration actions recover forest communities remains largely unknown and a general limitation of restoration projects worldwide is that monitoring the outcomes of long-term restoration projects is rarely done. The goal of the present study is to analyze restored Atlantic forest sites using a network approach, whereby species and their interactions are recorded and the community is described in terms of community-level properties. To understand changes in network composition and structure following restoration, we studied seed dispersal networks in three different tropical forest sites that were restored 15, 25 and 57 years ago, a time scale which is rarely observed in restoration studies. We used this dataset to address three questions: 1) How does restoration age affect species richness and connectance? Older sites have been available for colonization by species for a longer time,

and therefore we expect a positive correlation between restoration age and species richness. Given that connectance is negatively related to network size (Allesina & Tang 2012), we predict a reduction in the connectance of seed dispersal networks following time since restoration; 2) What are the effects of age on the structure of seed dispersal communities? Network structure affects network stability (May 1972; Tylianakis et al. 2010), and network metrics such as nestedness and modularity have been shown to increase community stability (Olesen et al. 2007; Bascompte et al. 2006). Since restoration seeks to increase the stability of restored communities, we predict that the older sites will be more nested and more modular; 3) Does restoration age affect the level of specialization of the seed dispersal community? High specialization is associated with a greater diversity of resources in mutualistic networks, which in turn allows for higher consumer diversity and more coexisting species (Fründ et al. 2010). We predict that, with restoration time, more niches will be available and, consequently, communities in older areas will be more specialized.

## **Methods**

Study sites are riparian forest areas in the Seasonal Semi-deciduous Forest domain (part of the Atlantic Forest biome) in São Paulo state, Brazil. They were restored by replanting a high plant species diversity (70 to 140 species) 15, 25, and 57 years ago. Both pioneer and non-pioneer species were planted, initially with good weed control (Rodrigues et al. 2009, 2011). Seedlings used in planting were chosen according to availability from commercial sources and also from native seeds collected from the surrounding landscapes. Some alien plants were used and others invaded (e.g. *Cordia alliodora*, *Melia azedarach*, *Callicarpa reevesii*; see species list in Garcia et al. 2014). The 15-yr-old area is 30 ha in size and 1435 m from the nearest forest remnant of comparable size (22°49'43.87"S, 47°25'57.71"W). The 25-yr-old area is 50 ha in size and 70 m from nearest fragment (22°34'36.84"S, 47°30' 29.92"W), and the 57-yr site is 30 ha in size and 180 m from the nearest fragment (22°40'18.84"S, 47°12'21.64"W; WGS 84) (Garcia et al. 2014) (Fig. 1). All areas are located in a

highly degraded landscapes with sugarcane matrixes and low habitat cover.

Constructing seed-dispersal networks: Sites were sampled from January 2011 to December 2012 at least once a month. At each site, we selected a plot 3 × 1000 meters comprising almost entirely of 1.2 km of pre-established trails. Within these plots we collected the data to construct the seed dispersal networks. Within each plot fleshy-fruited plants were tagged and we observed fruit consumption by birds in those plants monthly; we observed every plant that fruited on the plots, though not all tagged plants fruited. We consider all plants with fleshy fruits as potential ornithochorous plants and a species list for each site is provided in the Supporting Information. We built qualitative and quantitative networks for each site, the former being used to calculate modularity and the latter for nestedness and specialization degree. We built both qualitative and quantitative networks because for some feeding observations, the number of fruits consumed was not clear. Qualitative networks were constructed using direct observations of feeding birds made while walking transects through the plots, and also by sampling bird faeces. Five mist nets (3 x 12 meters) were used to capture birds with a sampling effort of 450 hours per site; mist nets were moved around within each plot monthly. Seeds were identified by comparison with reference collection and consultation with specialists. Quantitative networks were constructed using focal-tree observations for 11 tree species totaling 132.4 hours (mean ± SD = 12 ± 11.4) in the 15-yr plot, 21 species with 196.1 hours (8.9 ± 6.3) in the 25-yr plot, and 16 species with 114.8 hours (7.2 ± 6.2) in the 57-yr plot. In total we undertook 443.3 hours of focal-tree observations. Whenever possible we undertook observations on more than one individual plant per species. We recorded the number of visits, feeding time and number of fruits eaten per visit and we used number of visits to build the quantitative networks. There were differences in species numbers and observation efforts among the three sites due to differences in plant species richness.

We used null models to determine whether the differences in species richness in the three restored sites were larger than expected by chance. To do this, we assigned to each species a random number between 1 and 900 and then counted how many species fell into three equal-sized classes. These simulations were repeated 1000 times. Then, we plotted the three classes at 95% confidence intervals (CI) to see if the observed differences in species richness are significantly different from random expectations.

Network descriptors: To characterize the structure of the seed dispersal networks we used descriptors identified as important in establishing the conservation value of ecological networks (connectance, nestedness and modularity; Tylianakis et al. 2010), along with specialization degree which provides an insight on ecosystem functionality (Vazquez et al. 2009; Montoya et al. 2012). Each metric is described below:

**Connectance**: measures the proportion of realized interactions among the possible ones. Connectance decreases with increasing network size (Jordano 1987).

**Nestedness**: it has been repeatedly observed that mutualistic networks are often nested, meaning that (i) there is a “core” of generalist species that interact with each other and are responsible for most of the interactions, (ii) specialist species tend to have few interactions and interact preferably with generalist species, and (iii) specialist species rarely interact with each other (Bascompte et al. 2003, 2006). This architecture not only minimizes competition and enables more species to coexist (Bastolla et al. 2009; Thébault & Fontaine 2010), but also implies an interaction asymmetry (Bascompte et al. 2006) and provides robustness to the random loss of species (Memmott et al. 2004). Evaluating nestedness patterns in restored communities thus reveals aspects of their stability. We calculated nestedness using the index WNODF (Almeida-Neto & Ulrich 2011), which provides a weighted nestedness, measured on scale of 0-100, with high values representing high nestedness.

**Modularity:** the extent to which species interactions are organized into modules is termed the modularity of the network (Olesen et al. 2007), whereby modules comprise species that are more tightly connected with each other than to species in other modules. Modules are useful for separating functional groups and guilds (Guimerà & Amaral 2005; Mello et al. 2011), and as such they provide information on which species are likely to be important for network function in restored ecosystems (Krause et al. 2003; Teng & McCann 2004). Furthermore, modular networks are considered more stable as they can retain the impacts of a perturbation (e.g., species extinction) within a single module and thereby minimize impacts on other modules (Krause et al. 2003; Teng & McCann 2004). Moreover, it has been suggested that the restoration of modules may be a more successful approach than restoring individual species (Corbet 2000).

Modularity ( $M$ ) was quantified with the software Netcarto (Guimerà & Amaral 2005).  $M$  varies from 0 (no modules) to 1 (totally separated modules). To test whether the restored networks were significantly more modular than expected by random, we generated 100 networks for each restored site based on our three seed dispersal networks (keeping connectance and number of species constant) and compared modularity of these randomly generated networks with the real seed dispersal networks (Olesen et al. 2007; Emer et al. 2013). In addition, we calculated each species “functional role” within the networks (Guimerà & Amaral 2005) by classifying each species according to Olesen et al. (2007) into peripherals, connectors, module hubs, and network hubs. Because connectors and hubs keep communities from breaking apart and initiating cascade extinctions, the identification of species serving as connectors and hubs could provide useful information for restoration practitioners.

**Specialization degree:** the specialization of seed dispersal communities was measured as complementary specialization ( $H2'$ , Blüthgen et al. 2006).  $H2$  is a network-level measure of differentiation that describes the exclusiveness of interactions within the network considering the species degree (i.e. how connected a species is) and how these interactions differ among species

(Blüthgen & Klein 2010). The index  $H2$  is useful for comparisons across different networks as it is unaffected by community size or sampling intensity (Blüthgen et al. 2006).  $H2$  values range from 0 (all species interacting with the same partner, i.e. low specialization) to 1 (high specialization).

To determine whether the empirical data display patterns that are significantly different from random, we generated 1000 random networks using the *vaznull* model (Dormann et al. 2008), doing this for each of the five network metrics described above. This model is conservative because it preserves marginal totals (i.e. takes account of interaction abundance) and keeps network connectance constant. All analyses, except for modularity, were carried out using the package *bipartite* in R (Dormann et al. 2008).

## **Results**

We collected 51 plant species and 39 bird species in the three restored sites. The 25-yr old plot had more species than the 15- or 57-yr old ones for both plants and animals (Fig. 2).

### *Question 1: Does restoration age affect species richness and connectance?*

There were differences in species richness (i.e. network size) among the restored sites (Fig. 3). There were 34 (15 plants + 19 birds), 63 (32 plants + 31 birds), and 33 (16 plants + 17 birds) species in the 15, 25 and 57 yr-old plot, respectively. The number of species in the 25-yr-old plot was significantly different from random (95% confidence interval = 21-37).

Although network complexity increased with time since restoration at all sites, in terms of number of species and interactions, only generalist birds (i.e. species that eat many different kinds of food and utilize forest and others habitats with trees) were recorded. Obligate frugivores (i.e., species that rely

heavily upon fruits and normally are strongly associated with closed forest habitats; Snow 1981), as well as large fruit-eating birds such as guans, chachalacas, aracarís and cotingas were absent from all three sites. The largest bird found in the 15- and 25-year sites was the pale-breasted thrush (*Turdus leucomelas*, Turdidae). In the 57-year plot we had a single record of a large frugivore, the toucan (*Ramphastos toco*, Ramphastidae). Most of the interactions were made by small frugivores belonging to Turdidae and Thraupidae families.

Each plant species interacted on average with  $2.7 \pm 1.7$  (mean  $\pm$  SD),  $4.9 \pm 4.7$  and  $2.5 \pm 2.8$  birds in the 15-, 25- and 57-yr old sites respectively (Fig. 2). Each bird species interacted on average with  $2.7 \pm 2.1$ ,  $4.8 \pm 4.8$  and  $2.65 \pm 2.8$  plant species in these plots. Only two plant species were found in all three plots (*Cestrum mariquitense*, a shrub in the Solanaceae family, and *Citharexylum myrianthum*, a tree in Verbenaceae family), and there was relatively little overlap in plant species between pairs of plots. Seed dispersers showed higher overlap, with nine species found in all plots and substantial overlap between pairs of plots (Fig. 3). For the quantitative networks, we found 21 (plants + birds = 7 + 14), 47 (19 + 27) and 23 (9 + 14) species in 15, 25 and 57 years old sites, respectively. Although there were differences in species richness among plots, there was no difference in connectance between them (0.21, 0.22, and 0.28 for the 15, 25 and 57 years old sites, respectively).

*Question 2) Does restoration age affect nestedness and modularity of seed dispersal networks?*

The networks from the three sites had low nestedness. Contrary to expectation, the highest nestedness value was not observed in the oldest site but in the intermediate-aged site (15 years: WNODF = 13.6,  $p = 0.006$ ; 25 years: WNODF = 26.9,  $p = 0.003$ ; 57 years: WNODF = 15.4,  $p = 0.001$ ). In contrast to the older site, the networks from the two younger sites were not modular ( $M = 0.51$ ,  $p = 0.01$ ; Fig. 4). In the older site we found six modules with most links occurring among species within the same module (76.2%, Fig. 4). None of the species in the 57-year network were connectors, but two species (the

silver-beaker tanager *Ramphocelus carbo*, and the plant *Trichilia claussenii*) were identified as module hubs. The pale-breasted thrush *Turdus leucomelas* was a network hub, while the remaining bird species were peripherals.

### 3) Does restoration age influence specialization degree?

The specialization degree of the seed dispersal network in the youngest site was not significantly different from random ( $H2' = 0.51$ ,  $p = 0.07$ ). However, with the increase in restoration age, the seed dispersal communities begin to show significant differences in specialization from random communities ( $H2' = 0.3$ ,  $p = 0.001$ ) in 25 and ( $H2' = 0.42$ ,  $p = 0.009$ ) in the 57-yr-old site.

## **Discussion**

To our knowledge this is the first restoration study that combines long-term restoration with an ecological networks approach. Restoration data becomes scarce or absent beyond 14 years after restoration in the temperate zone (Forup et al. 2008), a pattern probably more accentuated in the tropics. We provide evidence to suggest that habitat restoration via replanting increases network complexity in restored areas of the Atlantic Forest. In line with our expectations, we found a significant increase in modularity and specialization degree in seed dispersal networks with restoration age. Contrary to our expectations though, species richness was highest in the 25-yr-old plot, and nestedness was low in all three networks. In this section we first present the limitations of our study and then discuss our results with respect to our original predictions, ending by considering the use of networks in restoration ecology more generally.

**Limitations.** The main limitation of this study, and of most restoration studies, is the lack of site replication (Montoya et al. 2012). Although the lack of replication is starting to be addressed in

restoration studies, replicated data sets are still rare, and non-existent at long temporal scales even in the Atlantic forest, where the earliest restoration projects started in 1862 but became more common after the 1970s (Rodrigues et al. 2009; Calmon et al. 2011). However, while there are no long-term replicated datasets, decisions still need to be made concerning the best restoration practices in a seriously endangered habitat such as the Atlantic forest. We overcome this limitation to some extent by randomly generating seed dispersal networks at each of the three restored sites and comparing the observed patterns in the network structure of empirical seed dispersal networks versus the patterns observed in 1000 simulated networks with identical species richness and connectance. Therefore, our results provide some much needed insight concerning the likely changes in the structure of mutualistic networks following restoration. A further limitation is the variation in plant species composition among the plots. This is mitigated in part by the fact that complexity is a more a function of richness of species and functional groups, than of individual species composition.

**The restoration of seed-dispersal networks.** A key finding of this study is that seed dispersal communities became more modular and specialized over time relative to recently restored communities. This is an important result as modular networks are likely to be more stable because they can retain the impacts of a perturbation within a single module and minimize further impacts on other modules (Krause et al. 2003; Teng & McCann 2004; Thébault & Fontaine 2010). Consequently, modularity hinders the propagation of extinctions through the network and increases the robustness of the community (Fortuna et al. 2010; Stouffer & Bascompte 2011).

Modular structures are associated with complex communities, which take time to assemble. This is a possible explanation for the lack of modularity in the younger sites. Therefore, the younger sites might be experiencing a period of transient dynamics where complexity has not yet built up again. Another non-exclusive explanation is that different species are found in younger versus older sites, and that species in the younger sites are more generalist (likely after perturbations), thus preventing the

formation of modules in the community.

Modules are also useful for distinguishing different functional groups and guilds (Guimerà & Amaral 2005; Mello et al. 2011), and therefore modularity analysis provides information on which species are likely to be important for network function and stability in restored ecosystems. In particular, species serving as connectors and hubs keep communities linked and prevent extinctions (Olesen et al. 2007) and, therefore, the identification of these structurally most important species and their functional roles can provide guidelines for restoration actions. For example, the pale-breasted thrush *Turdus leucomelas* is a network hub in the 57-yr-old network, connecting the six modules present in the community. Aside from the effects on plant reproductive ability, losing this bird species would break the community apart and divide the community into individual modules with fewer species and more vulnerability to perturbations. Restoration projects could use this information and make a particular effort to encourage this bird species in restored sites, for example by planting its favorite food plants (see supporting information), thus accelerating the rebuilding of the mutualistic network. Similarly, looking at the plant species, *Trichilia claussoni* is a module hub (i.e. it is visited by many birds within the same module) and its planting should be strongly encouraged in restored sites to attract birds and recover the seed dispersal network.

The results reported in this study can also be used to target species relevant for landscape scale restoration, e.g. highly connected bird species like the pale-breasted thrush (*T. leucomelas*), burnished-buff tanager (*Tangara sayaca*), and silver-beaker tanager (*Ramphocelus carbo*). The former two species are able to fly long distances, connecting fragments of forest at the landscape scale and dispersing seeds between them (Pizo & Santos 2011). These are important attributes (Montoya et al. 2008), and these bird species are thus fundamental in maintaining habitat connectivity between forest fragments and in ensuring the persistence of bird-dispersed plant species at the landscape scale. The restored sites

are located within a highly fragmented landscape where less than 20% of original forest cover remains; this is less than the ideal of 30% original forest cover (Tambosi et al. 2014). While not ideal, this level of forest cover is the reality in our study region and make the restoration of good dispersers particularly important. Similarly, plants that are particularly important to restored communities are *Cestrum mariquitense* (a shrub) and *Citharexylum myrianthum* (a tree), being the only plants found in all three plots. The latter is a highly connected species that produces a high number of fruits and receives a very large number of visits by birds in the three restored communities.

The 25-yr-old plot supports more bird species than we would expect by chance, and hosts more bird species than the other two sites. This area is close to a natural forest and this is likely to influence its colonization rate along with the fact that it had the highest number of species used during the restoration planting. At this site, the plant species most important for birds in terms of visitation frequency were *Cecropia pachystachya*, a native species, along with *Clausena excavata* and *Callicarpa reevesii*, both alien species. The higher richness of birds in the intermediate-aged site could be directly linked to resource (i.e. plants) richness at this site, and the importance of individual plant species to frugivorous birds should be explored in the future.

Whether or not an alien plant should be used in a restoration project is a contentious point, but one of the practical implications from our results is that different plant species have different values in restoration projects, and choosing the right plants could effectively jump start restoration projects. Ideally, plants with a high value to multiple taxa - not just birds - should be identified. Although the highest bird species richness was seen in the 25-yr-old site, interactions with large frugivorous species – here the toucan, *Ramphastos toco* – was only seen in the 57-yr-old site. Toucans however are open-country species, rather than forest species and this could have been a chance observation. That said, large frugivores are the key dispersers of large-fruited plant species as they have a larger gape (e.g.

Galetti et al. 2013). Furthermore, large frugivore birds disperse seeds over longer distances than small birds, and play a stabilizing role at the landscape/metacommunity scale by connecting habitats in space and time (Lundberg & Mober 2003; Staddon et al. 2010). We observed a low frequency of visitation by toucan (only one visit) and it fed on *Lauraceae* fruits, a family that is characteristic of advanced successional stages. Toucans are a key disperser in Atlantic forest (Galetti et al. 2000), and their absence, together with the absence of other large birds in the more recently restored sites, suggests that there are not enough animals in the landscape for colonization. Another explanation is that the forest does not yet have the right food resources for these large frugivores, a problem that could be addressed by planting of plant species known to be favored by large birds (e.g., *Lauraceae*, *Myristicaceae*; Galetti et al. 2000). Ideally experiments with replicate plots, with and without the addition of these plant families, would be used to determine the key factors important to these bird species.

Seed dispersal communities became more specialized over time in our three forests. Because specialization is related with resource complementarity, high levels of specialization mean a high degree of niche differentiation (Blüthgen 2010), and a likely decrease in competition, which facilitates species coexistence (Blüthgen & Klein 2010). Hence the expectation is that as species differ in their functional roles (more complementarity), there is an increase in functionality and biodiversity (Blüthgen & Klein 2010). In keeping with this expectation, we found the 57-yr-old site more specialized (higher  $H2'$ ), suggesting that after five decades of restoration there is an effective increase in ecosystem function in tropical restored forest.

The greatest challenge in ecological restoration is to recover stable, fully functional communities. Ecological restoration requires both ecosystem structure and function to be reinstated. This will be particularly challenging when restoring tropical forest given its species richness and complexity. Ecologists and land managers need a better understanding of how network metrics change both as habitats degrade and as they are restored. Indeed, one of the most practical things restoration ecologists and restoration practitioners can do is to establish up long term, replicated study plots for the

next generation of restoration ecologists. These experiments need levels of replication suited to both the inherent variability of natural communities and to practical considerations like site loss over the long term. Our results showed that restoration efforts in Atlantic forest are increasing complexity of mutualistic interactions involving seed dispersers and plants, and consequently enhancing ecosystem function in this important threatened biome. Ecological networks provide a powerful tool to evaluate the return of ecosystem functionality and future studies should focus on understanding how this approach can be used to accelerate restoration of tropical forest.

### **Literature cited**

- Allesina S, Tang S (2012) Stability criteria for complex ecosystems. *Nature* 483:205–208
- Almeida-Neto M, Ulrich W (2011) A straightforward computational approach for measuring nestedness using quantitative matrices. *Environmental Modelling & Software* 26:173-178
- Bascompte J, Jordano P, Melián CJ, Olesen JM (2003) The nested assembly of plant–animal mutualistic networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100:9383-9387
- Bascompte J, Jordano P, Olesen JM (2006) Asymmetric coevolutionary networks facilitate biodiversity maintenance. *Science* 312:431–433
- Bastolla U, Fortuna MA, Pascual-García A, Ferrera A, Luque B, Bascompte J (2009) The architecture of mutualistic networks minimizes competition and increases biodiversity. *Nature* 458:1018-1021
- Blüthgen N, Menzel F, Blüthgen N (2006) Measuring specialization in species interactions networks. *BMC Ecology* 6:9
- Blüthgen N (2010) Why network analysis is often disconnected from community ecology: a critique and an ecologist's guide. *Basic and Applied Ecology* 11:185-195
- Blüthgen N, Klein AM (2010) Functional complementarity and specialisation: The role of biodiversity in plant–pollinator interactions. *Basic and Applied Ecology* 12:282–291

- Calmon M, Brancalion PHS, Paese A, Aronson J, Castro P, Silva SC, Rodrigues RR (2011) Emerging threats and opportunities for largescale ecological restoration in the Atlantic Forest of Brazil. *Restoration Ecology* 19:154–158
- Corbet SA (2000) Conserving compartments in pollination webs. *Conservation Biology* 14:1229-1231
- Devoto M, Bailey S, Craze P, Memmott J (2012) Understanding and planning ecological restoration of plant–pollinator networks. *Ecology Letters* 15:319-328
- Dormann CF, Gruber B, Fründ J (2008) The bipartite package. Version 0.73. R project for Statistical Computing, Vienna, Austria
- Emer C, Venticinque EM, Fonseca CR (2013) Effects of dam-induced landscape fragmentation on amazonian ant–plant mutualistic networks. *Conservation Biology* 27:763-773
- Fortuna MA, Stouffer DB, Olesen JM, Jordano P, Mouillot D, Krasnov BR, Poulin R, Bascompte J (2010) Nestedness versus modularity in ecological networks: two sides of the same coin? *Journal of Animal Ecology* 79:811–817
- Forup ML, Henson KSE, Craze PG, Memmott J (2008) The restoration of ecological interactions: plant–pollinator networks on ancient and restored heathlands. *Journal of Applied Ecology* 45:742-752
- Fründ J, Linsenmair KE, Blüthgen N (2010) Pollinator diversity and specialization in relation to flower diversity. *Oikos* 119:1581–1590
- Galetti M, Laps R, Pizo MA (2000) Frugivory by toucans at two altitudes in the Atlantic forest of Brazil. *Biotropica* 32:842-850
- Galetti M, Guevara R, Cortês MC, Fadini R, Von Matter S, Leite AB, et al. (2013) Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. *Science* 340:1086-1090
- Garcia LC, Hobbs RJ, Santos FAM, Rodrigues RR (2014) Flower and fruit availability along a forest restoration gradient. *Biotropica* 46:114-123
- Guimerà R, Amaral LAN (2005) Cartography of complex networks: modules and universal roles.

Journal of Statistical Mechanics: Theory and Experiment 2:P02001

- Jordano P (1987) Patterns of mutualistic interactions in pollination and seed dispersal: connectance, dependence asymmetries, and coevolution. *American Naturalist* 129:657-677
- Krause AE, Frank KJ, Mason DM, Ulanowicz RE, Taylor WW (2003) Compartments revealed in food web structure. *Nature* 426:282–285
- Lundberg P, Moberg F (2003) Mobile link organisms and ecosystem functioning: implications for ecosystem resilience and management. *Ecosystems* 6:87-98
- May R (1972) Will a large complex system be stable? *Nature* 238:413–414
- Melo FP, Pinto SR, Brancalion PHS, Castro PS, Rodrigues RR, Aronson J, Tabarelli M (2013) Priority setting for scaling-up tropical forest restoration projects: Early lessons from the Atlantic Forest Restoration Pact. *Environmental Science & Policy* 33:395-404
- Mello MAR, Marquitti FMD, Guimarães Jr PR, Kalko EKV, Jordano P, Aguiar MAM (2011) The modularity of seed dispersal: differences in structure and robustness between bat– and bird–fruit networks. *Oecologia* 161:131-140
- Memmott J, Waser NM, Price MV (2004) Tolerance of pollination networks to species extinctions. *Proceedings of the Royal Society of London* 271:2605-2611
- Montoya D, Zavala MA, Rodríguez MA, Purves DW(2008) Animal versus wind dispersal and the robustness of tree species to deforestation. *Science* 320:1502-1504
- Montoya D, Rogers L, Memmott J (2012) Emerging perspectives in the restoration of biodiversity-based ecosystem service. *Trends in Ecology and Evolution* 27:666-672
- Myers N, Mittermeier RA, Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–858
- Olesen J, Bascompte J, Dupont YL, Jordano P (2007) The modularity of pollination networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104:19891-19896
- Pizo MA, Santos BTP (2011) Frugivory, post-feeding flights of frugivorous birds and the movement of

seeds in a brazilian fragmented landscape. *Biotropica* 43:335–342

Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hirota MM (2009) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142:1141–1153

Rodrigues RR, Lima RAF, Gandolfi S, Nave AG (2009) On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142: 1242–1251

Rodrigues RR, Gandolfi S, Nave AG, Aronson J, Barreto TE, Vidal CY, Brancalion PH (2011) Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management* 261:1605-1613

Snow DW (1981) Tropical frugivorous birds and their food plants: a world survey. *Biotropica* 13:1-14

Society for Ecological Restoration International, Science and Policy Working Group (2004) The SER International Primer on Ecological Restoration. [www.ser.org](http://www.ser.org) & Tucson: Society for Ecological Restoration International

Staddon P, Lindo Z, Crittenden PD, Gilbert F, Gonzalez A (2010) Connectivity, non-random extinction and ecosystem function in experimental metacommunities. *Ecology Letters* 13:543-552

Stouffer D, Bascompte J (2011) Compartmentalization increases food-web persistence. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108:3648–3652

Tambosi LR, Martensen AC, Ribeiro MC, Metzger JP (2014) A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. *Restoration Ecology* 22:169-177

Teng J, McCann KS (2004) Dynamics of compartmented and reticulate food webs in relation to energetic flow. *American Naturalist* 164:85–100

Thébault E, Fontaine C (2010) Stability of ecological communities and the architecture of mutualistic and trophic networks. *Science* 329:853-856

Tylianakis JM, Lalibertéb E, Nielsen A, Bascompte J (2010) Conservation of species interaction

networks. *Biological Conservation* 143:2270–2279

Vazquez DP, Chacoff NP, Cagnolo L (2009) Evaluating multiple determinants of the structure of plant–animal mutualistic networks. *Ecology* 90:2039–2046

### **Acknowledgments**

FRS was supported by a grant from FAPESP (2010/01861-1). MAP is supported by a research grant from the Brazilian Research Council (CNPq) and DM was supported by the European Commission (MODELECORESTORATION- FP7 Marie Curie Intra-European Fellowship for Career Development [301124]). We are very thankful to J. Tamashiro by plants and seeds identification and all the field work volunteers.

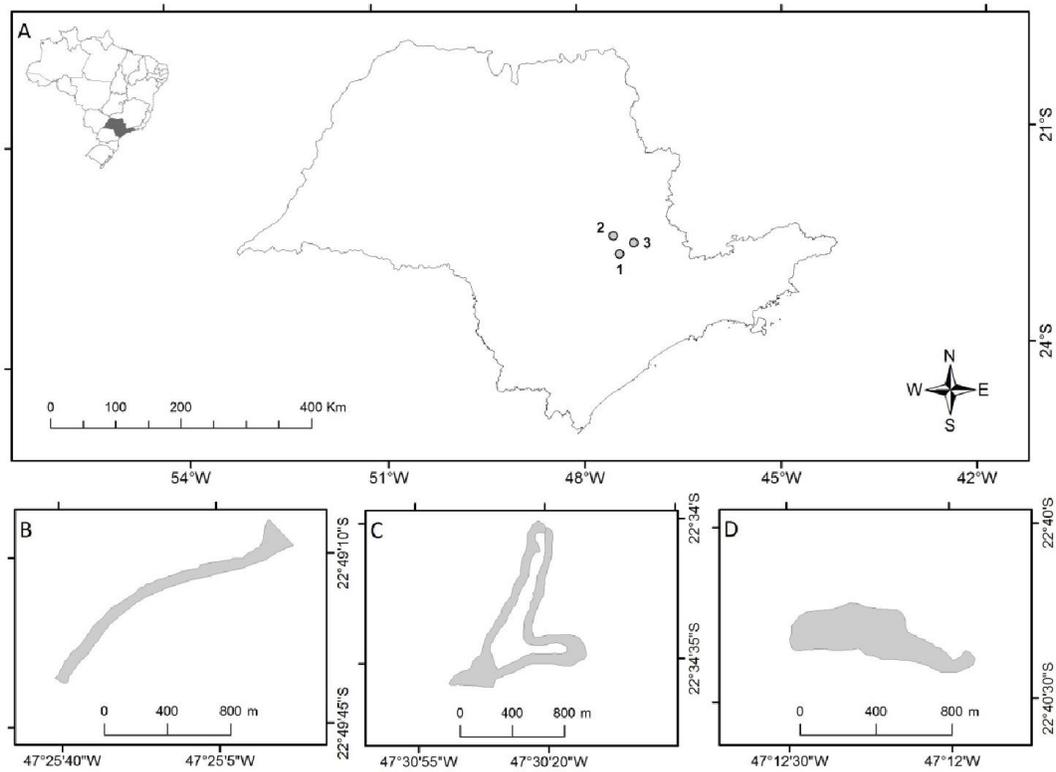


Figure 1. The field site: A) Brazil and São Paulo state; B) 15 year old restored area, in Santa Bárbara D'Oeste city; C) 25 years old restored area, in Iracemápolis city, D) 57 years old restored area, in Cosmópolis city.

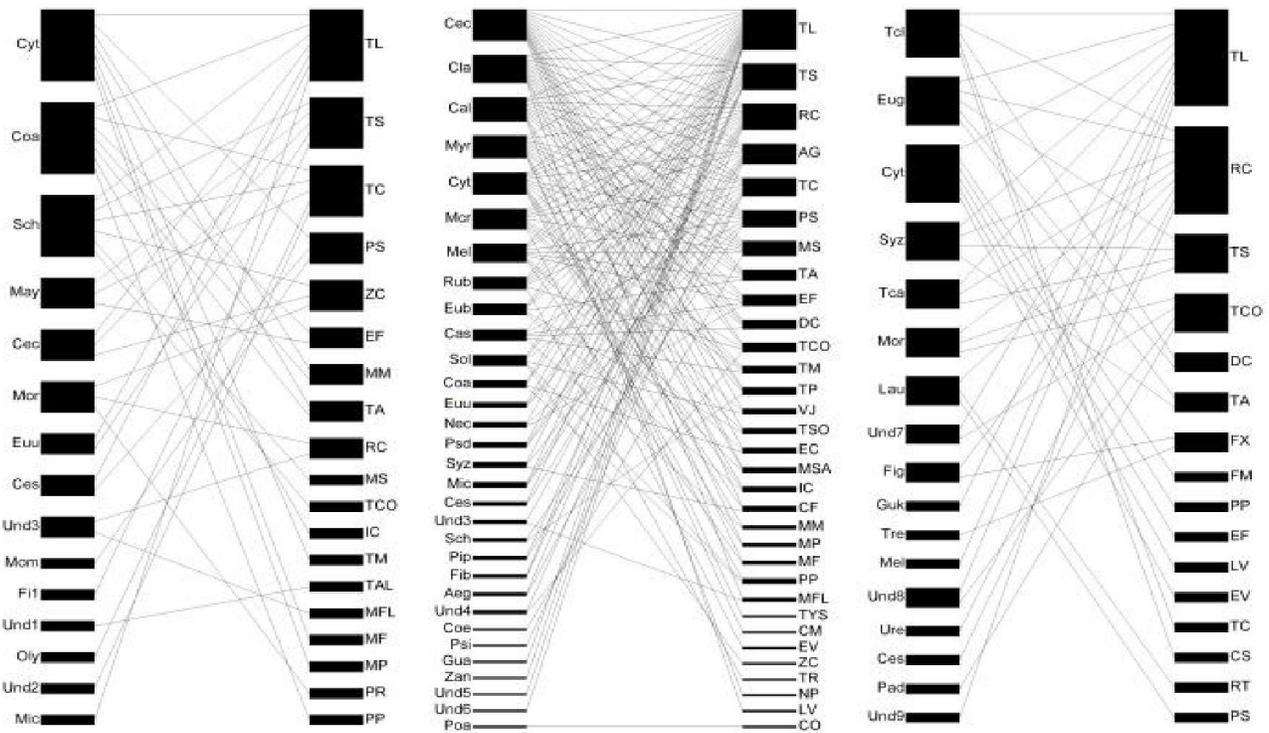


Figure 2. Qualitative bird-seed dispersal networks in three restored sites in São Paulo state, Brazil. The lower boxes represent seed species, the upper boxes bird species and the links represent the interactions. A) 15 year-old restored plot, B) 25 year-old restored plot, C) 57 year-old plot.

Bird species: CP- *Columbina talpacoti*; PP- *Patagioenas picazuro*; LV- *Leptotila verreauxi*; RT- *Ramphastos toco*; CM- *Colaptes melanochloros*; FX- *Forpus xanthopterygius*; EV- *Elaenia flavogaster*; FN- *Fluvicola nengeta*; MS- *Myiozetetes similis*; PS- *Pitangus sulphuratus*; MM- *Myiodynastes maculatus*; MP- *Megarynchus pitangua*; EV- *Empidonomus varius*; TM- *Tyrannus melancholicus*; TYS- *Tyrannus savana*; MF- *Myiarchus ferox*; AG- *Antilophia galeata*; MM- *Mimus saturninus*; TL- *Turdus leucomelas*; TA- *Turdus amaurochalinus*; TAL- *Turdus albicollis*; EC- *Euphonia chlorotica*; MFL- *Myiothlypis flaveola*; IC- *Icterus cayanensis*; CF- *Coereba flaveola*; ZC- *Zonotrichia capensis*; NP- *Nemosia pileata*; TSO- *Thlypopsis sordida*; PS- *Pyrhocomma ruficeps*; TCO- *Tachyphonus coronatus*; RC- *Ramphocelus carbo*; TS- *Thraupis sayaca*; TP- *Thraupis palmarum*; TC- *Tangara cayana*; DC- *Dacnis cayana*; CS- *Conirostrum speciosum*; VJ- *Volatinia jacarina*.

Plant species: Sch- *Schinus terebinthifolius*; Coe- *Cordia ecalyculata*; Coa- *Cordia abyssinica*; Cec- *Cecropia*

*pachystachya*; *May-* *Maytenus aquifolia*; *Mom-* *Momordica charantia*; *Aes-* *Aegiphila sellowiana*; *Lau-* *Lauraceae sp1*; *Nec-* *Nectandra megapotamica*; *Mcr-* *Miconia rubiginosa*; *Mic-* *Miconia sp1*; *Gua-* *Guarea sp1*; *Guk-* *Guarea kunthiana*; *Mel-* *Guarea kunthiana*; *Tcl-* *Trichilia claussenii*; *Tca-* *Trichilia catigua*; *Fi1-* *Ficus sp1*; *Fib-* *Ficus benjamina*; *Fig-* *Ficus guaranitica*; *Mor-* *Morus nigra*; *Myr-* *Myrsine coriacea*; *Eug-* *Eugenia sp1*; *Euu-* *Eugenia uniflora*; *Eub-* *Eugenia brasiliensis*; *Syz-* *Syzygium cuminii*; *Psd-* *Psidium guajava*; *Pip-* *Piper sp1*; *Pad-* *Piper aduncum*; *Oly-* *Olyra sp.*; *Poa-* *Poaceae sp1*; *Rub-* *Rubus rosifolius*; *Psi-* *Psychotria carthagenensis*; *Cla-* *Clausena excavata*; *Zan-* *Zanthoxylum sp.*; *Cas-* *Casearia sylvestris*; *Ces-* *Cestrum mariquitense*; *Sol-* *Solanum granuloso-leprosum*; *Ure-* *Urera baccifera*; *Cal-* *Callicarpa reeveri*; *Cyt-* *Cytharexylum myrianthum*; *Und-* *plant specie not determined*.

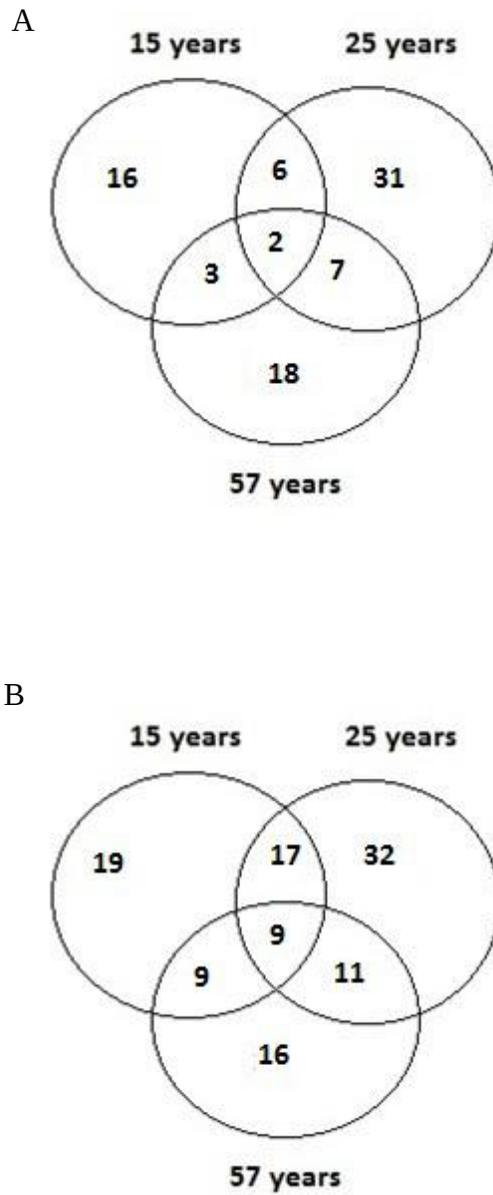


Figure 3. A) Plant species and; B) bird species richness showing the number of species in the 15, 25 and 57 year old restoration areas, along with the overlap between and among them.

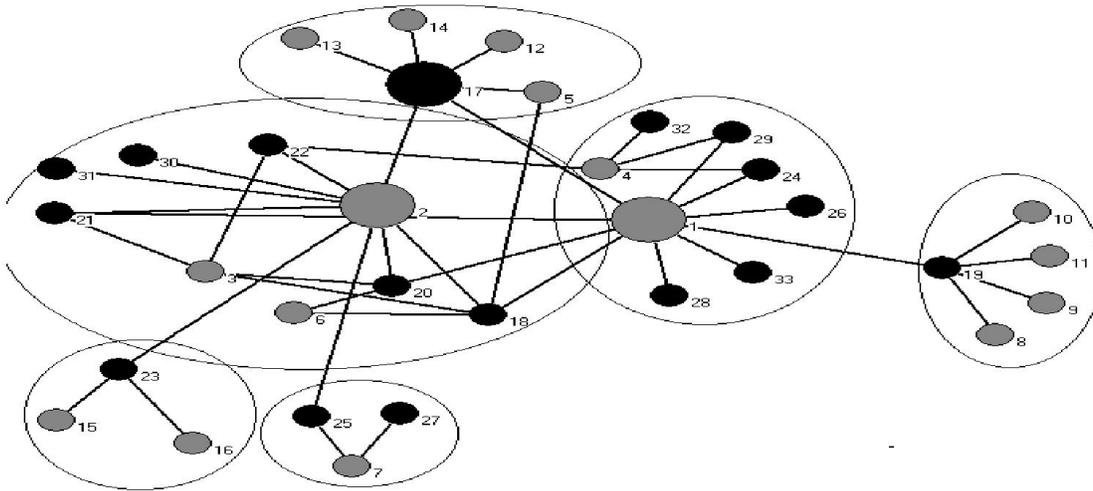


Figure 4. Modules in the seed dispersal network from the 57 year old plot. The network has six modules; in this figure the vertices represent species and links between vertices represent interactions of frugivorous birds. Grey represents birds (1-16) and black plants (17-33). The larger circles represent hubs (i.e. species that connected modules, 1-*Turdus leucomelas*) and module hubs (i. e. highly connected species linked to many species within their own module; 2- *Ramphocelus carbo* and 17- *Trichilia clausseni*).

Birds: 1- *Turdus leucomelas*; 2- *Ramphocelus carbo*; 3-*Thraupis sayaca*; 4-*Tachyphonus coronatus*; 5-*Dacnis cayana*; 6- *Turdus amaurochalinus*; 7-*Forpus xanthopterygius*; 8-*Fluvicola nengeta*; 9-*Patagioenas picazuro*; 10-*Elaenia flavogaster*; 11-*Leptotila verreauxi*; 12-*Empidonomus varius*; 13-*Tangara cayana*; 14-*Conirostrum speciosum*; 15- *Ramphastos toco*; 16- *Pitangus sulphuratus*. Plants: 17-*Trichilia clausseni*; 18-*Eugenia sp1*; 19- *Citharexylum myrianthum*; 20-*Syzygium cumini*; 21-*Trichilia catigua*; 22-*Morus nigra*; 23- *Lauraceae sp.*; 24- *Undetermined 7*; 25-*Ficus guaranitica*; 26-*Guarea kunthiana*; 27-*Trema micrantha*; 28-*Melia azedarach*; 29- *Undetermined 8*; 30-*Urera baccifera*; 31-*Cestrum mariquitense*; 32-*Piper aduncum*; 33-*Undetermined 9*.

## SUPPORTING INFORMATION

Table 1. Avian species observed consumed fruits in three restored areas in São Paulo, Brazil.

Birds	Plants	Age since restoration (years)	
Columbidae			
<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1811)	Poaceae sp1 Barnhart	25	
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham. (Verbenaceae)	25, 57	
	<i>Solanum granuloso-leprosum</i> Dunal (Solanaceae)	25	
	<i>Cordia abyssinica</i> R.Br. ex A.Rich. (Boraginaceae)	25	
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham. (Verbenaceae)	57	
	<i>Clausena excavata</i> Burm. F. (Rutaceae)	25	
Ramphastidae			
<i>Ramphastos toco</i> Statius Muller, 1776	Lauraceae sp1 Juss.	57	
Picidae			
<i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788)	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem & Schult. (Primulaceae)	25	
Psittacidae			
<i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)	<i>Ficus guaranitica</i> Chodat (Moraceae)	57	
	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume (Cannabaceae)	57	
Tyrannidae			
<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)	<i>Cordia abyssinica</i> R.Br. ex A.Rich. (Boraginaceae)	15	
	<i>Maytenus aquifolia</i> Mart. (Celastraceae)	15	
	<i>Clausena excavata</i> Burm. F. (Rutaceae)	25	
	<i>Callicarpa reevesii</i> Wall. (Lamiaceae)	25	
	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham. (Verbenaceae)	25, 57	
	<i>Melia azedarach</i> L. (Meliaceae)	25	
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw. (Salicaceae)	25	
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez (Lauraceae)	25	
	<i>Fluvicola nengeta</i> (Linnaeus, 1766)	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham. (Verbenaceae)	57
	<i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825)	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul (Urticaceae)	25
<i>Clausena excavata</i> Burm. F. (Rutaceae)		25	
<i>Callicarpa reevesii</i> Wall. (Lamiaceae)		25	
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem & Schult. (Primulaceae)		25	

Birds	Plants	Age since restoration (years)
	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham. (Verbenaceae)	15, 25
	<i>Miconia rubiginosa</i> (Bonpl.) DC (Melastomataceae)	25
	<i>Melia azedarach</i> L. (Meliaceae)	25
	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell. (Boraginaceae)	25
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham. (Verbenaceae)	15, 25
	<i>Cestrum mariquitense</i> Kunth (Solanaceae)	15
	<i>Momordica charantia</i> L.(Cucurbitaceae)	15
	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul (Urticaceae)	25
	<i>Clausena excavata</i> Burm. F. (Rutaceae)	25
	<i>Callicarpa reevesii</i> Wall. (Lamiaceae)	25
	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem & Schult. (Primulaceae)	25
	<i>Melia azedarach</i> L. (Meliaceae)	25
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw. (Salicaceae)	25
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez (Lauraceae)	25
	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi (Anacardiaceae)	25
	Lauraceae sp1 Juss.	57
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Stadius Muller, 1776)	<i>Cordia abyssinica</i> R.Br. ex A.Rich. (Boraginaceae)	15
	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham. (Verbenaceae)	15
	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem & Schult. (Primulaceae)	25
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw. (Salicaceae)	25
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham. (Verbenaceae)	15, 25
	<i>Clausena excavata</i> Burm. F. (Rutaceae)	25
<i>Empidonomus varius</i> (Vieillot, 1818)	<i>Miconia rubiginosa</i> (Bonpl.) DC (Melastomataceae)	25
	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham. (Verbenaceae)	57
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham. (Verbenaceae)	15, 25
	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem & Schult. (Primulaceae)	25
	<i>Miconia rubiginosa</i> (Bonpl.) DC (Melastomataceae)	25
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw. (Salicaceae)	25
<i>Tyrannus savana</i> Vieillot, 1808	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem & Schult.	25

Birds	Plants	Age since restoration (years)
	(Primulaceae)	
<i>Myiarchus ferox</i> (Gmelin, 1789)	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham. (Verbenaceae)	15
	<i>Callicarpa reevesii</i> Wall. (Lamiaceae)	25
Pipridae		
<i>Antilophia galeata</i> (Lichtenstein, 1823)	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul (Urticaceae)	25
	<i>Clausena excavata</i> Burm. F. (Rutaceae)	25
	<i>Callicarpa reevesii</i> Wall. (Lamiaceae)	25
	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham. (Verbenaceae)	25
	<i>Miconia rubiginosa</i> (Bonpl.) DC (Melastomataceae)	25
	<i>Rubus rosifolius</i> Sm. ex Baker (Rosaceae)	25
	<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam. (Myrtaceae)	25
	<i>Eugenia uniflora</i> L. (Myrtaceae)	25
	<i>Psidium guajava</i> L. (Myrtaceae)	25
	<i>Miconia</i> sp. Ruiz e Pav. (Melastomataceae)	25
	<i>Cestrum mariquitense</i> Kunth (Solanaceae)	25
	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq. (Rubiaceae)	25
Mimidae		
<i>Mimus saturninus</i> (Lichtenstein, 1823)	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi (Anacardiaceae)	15
	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul (Urticaceae)	25
	<i>Clausena excavata</i> Burm. F. (Rutaceae)	25
	<i>Melia azedarach</i> L. (Meliaceae)	25
Turdidae		
<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham. (Verbenaceae)	15, 25, 57
	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi (Anacardiaceae)	15
	<i>Cordia abyssinica</i> R.Br. ex A.Rich. (Boraginaceae)	15, 25
	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul (Urticaceae)	15, 25
	<i>Eugenia uniflora</i> L. (Myrtaceae)	15, 25
	<i>Cestrum mariquitense</i> Kunth (Solanaceae)	15, 25
	<i>Miconia</i> sp. Ruiz e Pav. (Melastomataceae)	15, 25
	<i>Clausena excavata</i> Burm. F. (Rutaceae)	25
	<i>Callicarpa reevesii</i> Wall. (Lamiaceae)	25
	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem & Schult. (Primulaceae)	25

Birds	Plants	Age since restoration (years)
	<i>Miconia rubiginosa</i> (Bonpl.) DC (Melastomataceae)	25
	<i>Melia azedarach</i> L. (Meliaceae)	15, 57
	<i>Rubus rosifolius</i> Sm. ex Baker (Rosaceae)	25
	<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam. (Myrtaceae)	25
	<i>Solanum granuloso-leprosum</i> Dunal (Solanaceae)	25
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez (Lauraceae)	25
	<i>Psidium guajava</i> L. (Myrtaceae)	25
	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels (Myrtaceae)	25, 57
	<i>Cestrum mariquitense</i> Kunth (Solanaceae)	15, 25
	<i>Ficus benjamina</i> L. (Moraceae) *	25
	<i>Guarea kunthiana</i> A. Juss. (Meliaceae)	57
	<i>Zanthoxylum</i> sp1 Walter (Rutaceae)	25
	Undetermined 5 and 6	25
	<i>Trichilia clausseni</i> C. DC. (Meliaceae)	57
	<i>Eugenia</i> sp. L. (Myrtaceae)	57
	<i>Trichilia catigua</i> A. Juss. (Meliaceae)	57
	Undetermined 7	57
	<i>Guarea</i> sp1 (Meliaceae)	25
	Undetermined 8	57
	Undetermined 9	57
<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham. (Verbenaceae)	15
	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul (Urticaceae)	25
	<i>Clausena excavata</i> Burm. F. (Rutaceae)	25
	<i>Callicarpa reevesii</i> Wall. (Lamiaceae)	25
	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem & Schult. (Primulaceae)	25
	<i>Melia azedarach</i> L. (Meliaceae)	25
	<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam. (Myrtaceae)	25
	<i>Eugenia</i> sp. L. (Myrtaceae)	57
<i>Turdus albicollis</i> Vieillot, 1818	Undetermined 1	15
Fringillidae		
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul (Urticaceae)	25
	<i>Melia azedarach</i> L. (Meliaceae)	25

Birds	Plants	Age since restoration (years)
	<i>Cordia abyssinica</i> R.Br. ex A.Rich. (Boraginaceae)	25
Parulidae		
<i>Myiothlypis flaveola</i> Baird, 1865	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul (Urticaceae)	25
	Undetermined 5	25
Icteridae		
<i>Icterus cayanensis</i> (Linnaeus, 1766)	<i>Cordia abyssinica</i> R.Br. ex A.Rich. (Boraginaceae)	15
	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham. (Verbenaceae)	25
	<i>Callicarpa reevesii</i> Wall. (Lamiaceae)	25
	<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam. (Myrtaceae)	25
Coerebidae		
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham. (Verbenaceae)	25
	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul (Urticaceae)	25
	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels (Myrtaceae)	25
Emberezidae		
<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul (Urticaceae)	15
	<i>Morus nigra</i> L. (Moraceae)	15
	<i>Solanum granuloso-leprosum</i> Dunal (Solanaceae)	25
Thraupidae		
<i>Nemosia pileata</i> (Boddaert, 1783)	<i>Callicarpa reevesii</i> Wall	25
	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi (Anacardiaceae) (Lamiaceae)	25
<i>Thlypopsis sordida</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul (Urticaceae)	25
	<i>Miconia rubiginosa</i> (Bonpl.) DC (Melastomataceae)	25
	<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam. (Myrtaceae)	25
<i>Pyrrhocomma ruficeps</i> (Strickland, 1844)	<i>Morus nigra</i> L. (Moraceae)	15
<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi (Anacardiaceae)	15
	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul (Urticaceae)	25
	<i>Clausena excavata</i> Burm. F. (Rutaceae)	25
	<i>Miconia rubiginosa</i> (Bonpl.) DC (Melastomataceae)	25
	<i>Rubus rosifolius</i> Sm. ex Baker (Rosaceae)	25
	Undetermined 4, 7 and 9	57
	<i>Morus nigra</i> L. (Moraceae)	57

Birds	Plants	Age since restoration (years)
<i>Ramphocelus carbo</i> (Pallas, 1764)	<i>Piper aduncum</i> L. (Piperaceae)	57
	<i>Morus nigra</i> L. (Moraceae)	57
	Undetermined 3, 4 and 5	25
	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul (Urticaceae)	25
	<i>Clausena excavata</i> Burm. F. (Rutaceae)	25
	<i>Callicarpa reevesii</i> Wall <i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi (Anacardiaceae). (Lamiaceae)	25
	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem & Schult. (Primulaceae)	25
	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham. (Verbenaceae)	25
	<i>Miconia rubiginosa</i> (Bonpl.) DC (Melastomataceae)	25
	<i>Melia azedarach</i> L. (Meliaceae)	25
	<i>Rubus rosifolius</i> Sm. ex Baker (Rosaceae)	25
	<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam. (Myrtaceae)	25
	<i>Eugenia uniflora</i> L. (Myrtaceae)	25
	<i>Psidium guajava</i> L. (Myrtaceae)	25
	<i>Miconia</i> sp. Ruiz e Pav. (Melastomataceae)	25
	<i>Trichilia clausenii</i> C. DC. (Meliaceae)	57
	<i>Eugenia</i> sp. L. (Myrtaceae)	57
	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels (Myrtaceae)	57
	<i>Trichilia catigua</i> A. Juss. (Meliaceae)	57
	<i>Morus nigra</i> L. (Moraceae)	57
Lauraceae sp1 Juss.	57	
<i>Ficus</i> sp1 (Moraceae)	15	
<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd. (Urticaceae)	57	
<i>Thraupis sayaca</i> Cabanis, 1847	<i>Cestrum mariquitense</i> Kunth (Solanaceae)	57
	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi (Anacardiaceae)	15
	<i>Maytenus aquifolia</i> Mart. (Celastraceae)	15
	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul (Urticaceae)	15, 25
	<i>Eugenia uniflora</i> L. (Myrtaceae)	15
	<i>Ficus</i> sp1 (Moraceae)	15
	<i>Clausena excavata</i> Burm. F. (Rutaceae)	25
	<i>Callicarpa reevesii</i> Wall <i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi (Anacardiaceae). (Lamiaceae)	25

Birds	Plants	Age since restoration (years)
	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham. (Verbenaceae)	25
	<i>Miconia rubiginosa</i> (Bonpl.) DC (Melastomataceae)	25
	<i>Rubus rosifolius</i> Sm. ex Baker (Rosaceae)	25
	<i>Melia azedarach</i> L. (Meliaceae)	25
	<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam. (Myrtaceae)	25
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw. (Salicaceae)	25
	<i>Cordia abyssinica</i> R.Br. ex A.Rich. (Boraginaceae)	25
	<i>Solanum granuloso-leprosum</i> Dunal (Solanaceae)	25
	<i>Piper aduncum</i> L. (Piperaceae)	25
	<i>Ficus</i> sp2 (Moraceae)	25
	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham. (Lamiaceae)	25
	<i>Eugenia</i> sp. L. (Myrtaceae)	57
	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels * (Myrtaceae)	57
	<i>Trichilia catigua</i> A. Juss. (Meliaceae)	57
	<i>Morus nigra</i> L. (Moraceae)	57
<i>Thraupis palmarum</i> (Wied, 1823)	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul (Urticaceae)	25
	<i>Clausena excavata</i> Burm. F. (Rutaceae)	25
	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem & Schult. (Primulaceae)	25
	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi (Anacardiaceae)	25
<i>Tangara cayana</i> (Linnaeus, 1766)	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi (Anacardiaceae)	15
	<i>Maytenus aquifolia</i> Mart. (Celastraceae)	15
	<i>Olyra</i> sp. Barnhart (Poaceae)	15
	Undetermined 2	15
	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul (Urticaceae)	25
	<i>Clausena excavata</i> Burm. F. (Rutaceae)	25
	<i>Callicarpa reevesii</i> Wall <i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi (Anacardiaceae). (Lamiaceae)	25
	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem & Schult. (Primulaceae)	25
	<i>Miconia rubiginosa</i> (Bonpl.) DC (Melastomataceae)	25
	<i>Rubus rosifolius</i> Sm. ex Baker (Rosaceae)	25
	<i>Solanum granuloso-leprosum</i> Dunal (Solanaceae)	25

Birds	Plants	Age since restoration (years)
	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels (Myrtaceae)	25
	<i>Piper aduncum</i> L. (Piperaceae)	25
	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham. (Lamiaceae)	25
	<i>Trichilia claussonii</i> C. DC. (Meliaceae)	25
<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul (Urticaceae)	25
	<i>Clausena excavata</i> Burm. F. (Rutaceae)	25
	<i>Callicarpa reevesii</i> Wall	25
	<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi (Anacardiaceae) (Lamiaceae)	25
	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R. Br. ex Roem & Schult. (Primulaceae)	25
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw. (Salicaceae)	25
	<i>Trichilia claussonii</i> C. DC. (Meliaceae)	57
	<i>Eugenia</i> sp L. (Myrtaceae)	57
<i>Conirostrum speciosum</i> (Temminck, 1824)	<i>Trichilia claussonii</i> C. DC. (Meliaceae)	57
<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul (Urticaceae)	25
	<i>Miconia rubiginosa</i> (Bonpl.) DC (Melastomataceae)	25
	<i>Solanum granuloso-leprosum</i> Dunal (Solanaceae)	25

## CAPÍTULO III

### Maximizando a restauração de redes de dispersão de sementes na Mata Atlântica

#### Resumo

As atividades humanas têm levado a perda de habitat e biodiversidade tanto local como global. A restauração ecológica é uma estratégia que busca não somente a reconstrução de populações e ecossistemas, mas também das complexas redes ecológicas. A organização estrutural e a força da interação entre as espécies são importantes atributos para a estabilidade e persistência das redes de interações. As espécies desempenham papéis diferentes nas redes, podendo ser mais ou menos importantes quanto à organização estrutural (e.g. aninhamento e modularidade) e à força de interação (intensidade de interação com as outras espécies). Combinamos três redes de dispersão de sementes de uma cronosequência (15, 25 e 57 anos de restauração) em uma única rede para saber quais as espécies e seus grupos funcionais que mais contribuem para esses dois aspectos da rede - organização e força. Propomos que a melhor combinação de espécies leve em conta as duas abordagens. As espécies que mais contribuíram para a organização da rede foram também as mais importantes em termos de força de interação. Considerando a importância dos aspectos estruturais e força de interação, identificamos as espécies mais importantes na rede de dispersão de sementes. As aves mais importantes foram *Turdus leucomelas*, *Tangara sayaca*, *Antilophia galeata*, *Pitangus sulphuratus* e *Ramphocelus carbo*, enquanto as mais importantes dentre as plantas foram *Cecropia pachystachia*, *Cytharexylum miryanthum*, *Callicarpa reevesii*, *Myrsine coriaceae* e *Miconia rubiginosa*. Sabendo-se que estas plantas aumentam a disponibilidade de frutos e atraem dispersores que contribuem para a disseminação das sementes na paisagem, estas espécies e seus grupos funcionais, devem ser fortemente encorajadas a serem plantadas ou utilizadas no enriquecimento de áreas restauradas.

## 1. Introdução

O impacto de populações humanas em habitats naturais tem levado a perdas de biodiversidade e serviços ecossistêmicos (i.e. produtos gerados pela funcionalidade ecossistêmica como polinização, controle de pragas, produção de alimentos e manutenção de mananciais, Montoya et al. 2012) tanto locais como globais. Nesse panorama encontra-se a Mata Atlântica, um dos principais hotspots de biodiversidade, abrigando grande parte do total de espécies do planeta (1 a 8%), e apresentando altos níveis de endemismo (8000 espécies de árvores, 40% do total de espécies e 200 de aves, 16% do total de espécies do planeta) (Myers et al. 2000, Metzger 2009). Com 11% da floresta original em sua maior parte distribuída em fragmentos menores de 50 hectares, é um dos biomas mais ameaçados do mundo (Ribeiro et al. 2009). Aliada à conservação e proteção dos remanescentes florestais, a restauração ecológica é a principal alternativa na tentativa de restituir populações e os essenciais serviços fornecidos pelos ecossistemas naturais (Montoya et al. 2012, Pinto et al. 2014). No Brasil, os primeiros esforços de restauração datam de 1861, com a Floresta da Tijuca (Rodrigues et al. 2009), porém somente a partir de 1970 tornaram-se mais comuns (Calmon et al. 2011), sendo que desde então novas técnicas têm sido testadas e aprimoradas. Ecólogos da restauração têm o desafio de restaurar não só as populações, mas também as interações fundamentais para o funcionamento do ecossistema, como a polinização e a dispersão de sementes (Menz et al. 2010).

Atualmente, redes ecológicas vêm sendo usadas para entender a relação entre complexidade e estabilidade ecológica (Montoya et al. 2006). Assim, a abordagem de redes de dispersão de sementes pode ser uma excelente ferramenta para avaliação e aprimoramento da efetividade da restauração ecológica na Mata Atlântica, uma vez que a restauração das interações entre espécies é ponto de partida para a reconstrução da resiliência e persistência do ecossistema restaurado (Tylianaskis 2010).

A estrutura das redes complexas pode ser fator determinante na dinâmica e estabilidade das redes de interações (Jordan 2009). Estabilidade ou resiliência do sistema pode ser entendida como a capacidade da comunidade voltar ao equilíbrio após uma perturbação (Ives & Carpenter 2007, Thebault

& Fontaine 2010). Duas propriedades estruturais são conhecidas por conferir estabilidade e resistência à perda de espécies nas redes de interações - o aninhamento e a modularidade – sendo que cada espécie que compõem a rede contribui de maneira diferenciada na persistência desses padrões (Saavedra et al. 2014, Vidal et al. 2014).

O aninhamento é um padrão freqüentemente encontrado em redes mutualísticas onde um subgrupo de espécies mais conectadas interage com a maior parte das espécies na rede, com menos conexões (Bascompte et al. 2006). Essa arquitetura minimiza a competição e possibilita que mais espécies co-existam (Bastolla et al. 2009, Thébault & Fontaine 2010, Rohr et al. 2014). A modularidade é a tendência da rede ser organizada em subgrupos de espécies, formando compartimentos (Corbet 2000) ou módulos (Olesen et al. 2007), onde as espécies estão mais conectadas entre si do que com as de outros módulos. Redes modulares são mais robustas à perda de espécies, uma vez que o impacto de uma perturbação dentro do módulo não se espalha entre os outros módulos, aumentando a estabilidade (Krause et al. 2003, Teng & McCann 2004), e a persistência da rede como um todo (Stouffer et al. 2012). O conhecimento da contribuição de cada espécie na estrutura da rede pode ser usado no planejamento, priorizando as espécies mais importantes nas ações de restauração.

Por outro lado, Tang et al. (2014) demonstraram que a distribuição da força de interação pode ser mais importante para a estabilidade de redes mutualísticas do que os padrões estruturais. A força de interação é uma medida quantitativa das interações entre os animais e as plantas, medida através da freqüência de visitas e/ou consumo de frutos (no caso de redes de dispersão de sementes) sendo que existe uma correlação positiva entre a força de interação e a contribuição dos animais para o sucesso reprodutivo das plantas (Vazquez et al. 2005, Schleuning et al. 2010). Hegland e colaboradores (2010) estudando redes de polinizadores em áreas restauradas, demonstraram que as espécies ecologicamente mais importantes nas redes são aquelas que possuem muitas interações com outras espécies (e. g. com maior grau e força de interação). Identificar as espécies mais importantes em termos de uso de frutos pelos frugívoros é essencial na maximização da dispersão de sementes em florestas tropicais

restauradas.

As espécies podem ser categorizadas em diferentes grupos funcionais, de acordo com as exigências ambientais (e.g. pioneiras e não pioneiras), quanto ao modo de regeneração (i.e. tolerantes ou intolerantes à sombra), hábito (arbóreo, arbustivo, trepador), características dos frutos (síndrome de dispersão: zoocóricos, anemocóricos, autocóricos; tamanho: pequenos, médios ou grandes; cor, e etc.), dentre outros. No contexto da restauração ecológica, reconhecer as espécies que mais contribuem para o funcionamento das redes nos respectivos grupos funcionais, pode gerar um conhecimento para ser utilizado numa escala maior de ecossistemas, e assim, auxiliará ecologistas da restauração na escolha das melhores combinações para serem utilizadas na elaboração de planos de restauração, objetivando maximizar o restabelecimento da funcionalidade do ecossistema como um todo.

Este estudo aborda o uso de métricas de redes de interações para identificar as combinações de espécies zoocóricas que maximizem o restabelecimento das redes de interações ecológicas entre aves e plantas em áreas restauradas. Baseada na teoria de redes, duas abordagens foram testadas, uma estrutural ou topológica - isto é, a determinação das espécies que mais contribuem para a organização da rede medida pelo aninhamento e modularidade - e uma abordagem de força da espécie - pela identificação das espécies de plantas mais importantes em termos de número de interações com os frugívoros. Propõe-se que na escolha da melhor combinação de espécies para a maximização das redes de dispersão em áreas restauradas, ambas as abordagens sejam consideradas.

Para isso, combinamos dados de interações ave-plantas de uma cronosequência (15, 25 e 57 anos de restauração) cujo plantio foi feito com alta diversidade para formar uma única rede de interações, representando o pool regional de espécies zoocóricas em áreas restauradas no domínio de Floresta Estacional Semidecídua, no interior do Estado de São Paulo. Analisamos esta rede de interações para responder as seguintes questões: 1) Quais as espécies de plantas (e seus respectivos grupos funcionais) e de aves que mais contribuem na organização da rede restaurada? 2) Quais as espécies de plantas (e seus respectivos grupos funcionais) e aves com maior força de interação na rede restaurada? 3) As

espécies que mais contribuem na organização da rede são as mesmas com maior força de interação?4) As espécies que mais contribuem para a estrutura e força de interações conferem maior diversidade e especialização à rede? 5) Considerando as duas abordagens testadas e o conjunto de espécies utilizadas nos projetos de restauração avaliados, quais as espécies são mais importantes para serem priorizadas para restauração das redes de dispersão de sementes em áreas restauradas?

## 2. Materiais e métodos

### 2.1. Áreas de estudo

As áreas restauradas avaliadas são matas ripárias semidecíduais do estado de São Paulo, pertencentes ao domínio fitogeográfico Floresta Estacional Semidecídua. Todas localizadas na Bacia Hidrográfica PCJ dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá, e cujo plantio ocorreu a 57, 25 e 15 anos atrás (Tab. 1). Foram utilizados basicamente os mesmo métodos na restauração nas três áreas: plantio de alta diversidade de espécies nativas regionais, com poucas espécies exóticas e diferentes combinações sucessionais, além de boa manutenção inicial dos competidores (LERF 2009). As áreas restauradas encontram-se em paisagem extremamente fragmentada cujo entorno é caracterizado por plantios de cana-de-açúcar.

Tabela1. Descrição das três áreas restauradas com diferentes idades, pertencentes ao domínio de Floresta Estacional Semidecídua, no Estado de São Paulo, SP (Garcia et al. 2014).

	15 anos	25 anos	57 anos
Ano de plantio	1998	1987	1955-1960
Local	Santa Bárbara D'Oeste	Iracemápolis	Cosmópolis
Nº de spp plantadas	80	140	71
Tamanho da área (ha)	16.5	20	15
Modelo de plantio	50% de pioneiras e 50% de não pioneiras de forma alternada na mesma linha	módulos (6 pioneiros e 2 secundárias iniciais 1 secundária tardia ou clímax), 4x4m e depois 3x3m	plantio heterogêneo aleatório

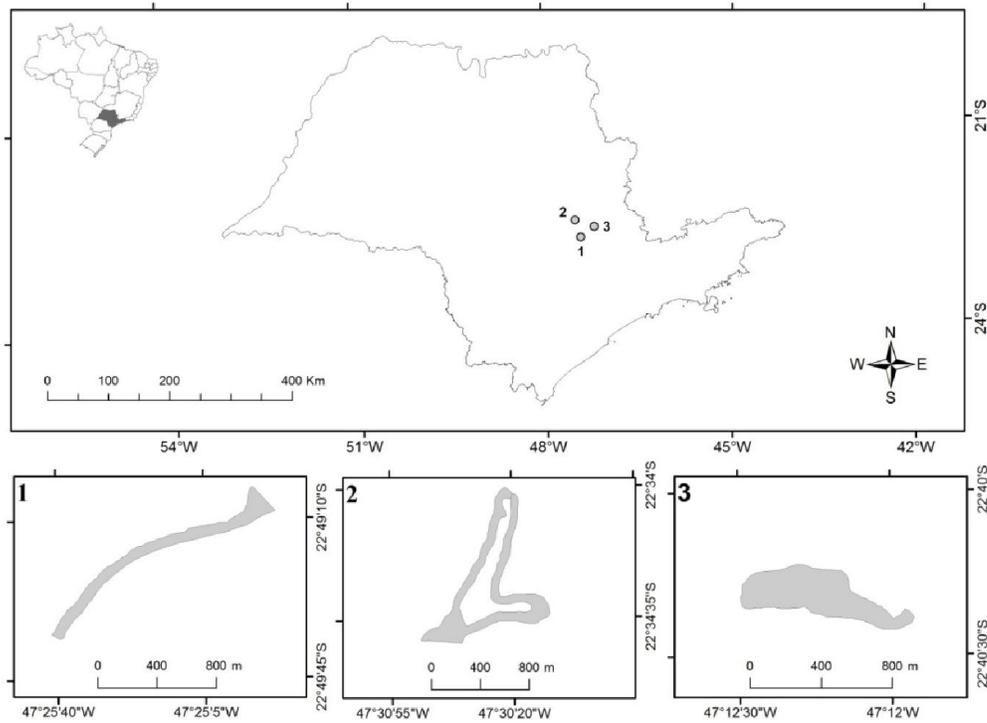


Figura 1. Áreas restauradas avaliadas no estado de São Paulo, 1-Santa Bárbara D'Oeste, 15 anos de restauração; 2-Iracemápolis, 25 anos de restauração e; 3-Cosmópolis, 57 anos de restauração.

## 2.2. Amostragem de frutos e aves. Construção das redes de interações

Nos anos de 2011 e 2012 registramos as interações (i.e. consumo de frutos) entre aves e plantas nas áreas restauradas, no mínimo quinzenalmente. Em cada área, selecionamos um transecto com aproximadamente 3 X 1000 metros em quase toda extensão de 1.2 km em trilha pré-estabelecida. Nesses transectos, numeramos e acompanhamos mensalmente a frutificação das plantas zoocóricas durante 12 meses. Conforme disponibilidade de frutos, realizamos observações focais com binóculos (Pentax XFC 8x40, Philippines), embora nem todas as plantas tenham frutificado. Nos transectos coletamos os dados para a construção das redes de dispersão de sementes, sendo que para isso utilizamos dados obtidos por meio de três procedimentos de campo: observações focais e redes de neblina, para a formação da rede quantitativa, e para as redes qualitativas (ou binárias), utilizamos dados desses dois procedimentos mais o registro das aves se alimentando durante as caminhadas pelos transectos.

Essas interações foram representadas em uma matriz quantitativa onde: as linhas  $i$  são os animais e as colunas  $j$  são as plantas, sendo que  $Y_{ij}$  = número de interações entre planta  $i$  e animal  $j$ . Consideramos o número total de interações o número total de frutos consumidos mais o número de vezes em que determinada semente foi encontrada nas fezes.

Utilizamos a rede quantitativa para calcular a força da espécie na rede, e os índices de especialização  $H2'$  e equabilidade de interações  $EV$ , descritos nas próximas sessões. A rede qualitativa foi utilizada para o cálculo da contribuição individual da espécie para a estrutura da rede.

As plantas foram classificadas de acordo com os respectivos grupos funcionais em: nativa ou exótica; características dos frutos como: cor (amarelo, verde, vermelho e preto), diâmetro do fruto (pequeno -  $<0,5$  cm, médio entre 0,6 e 2 cm, e grandes  $> 2,1$  cm); classe sucessional (pioneiras e não pioneiras); e hábito (árvore, arbusto, subarbusto, trepadeira).

Observações focais – Registramos a ave visitante, o número de frutos consumidos, o tempo de visita e o modo de manipulação do fruto. As aves foram classificadas em engolidores, mascadores e derrubadores de acordo com o modo de manipulação. Observações focais foram feitas em 11 espécies, totalizando 132.4 horas (média  $\pm$  DP =  $12 \pm 11.4$ ) na área de 15 anos, 21 espécies com 196.1 horas ( $8.9 \pm 6.3$ ) na área de 25 anos, e 16 espécies com 114.8 horas ( $7.2 \pm 6.2$ ) na área de 57 anos. No total realizamos 443.3 horas de observações focais. A diferença no número de espécies e horas de observação é devida a diferenças no número de plantas frutificando entre as áreas, sendo que este número reflete a disponibilidade de frutos nas áreas restauradas durante o período estudado.

Redes de neblina – Utilizamos redes com dimensões 3 x 12 metros, no total de 450 h.rede.área, para a captura das aves e coleta das sementes nas fezes. Utilizamos um saco plástico transparente embaixo das redes para a coleta das sementes, no caso das aves defecarem antes da triagem. Trocamos a disposição das redes nos transectos a cada amostragem. As redes eram abertas no início do dia, antes do nascer do

sol e permaneciam abertas até o início da tarde, sendo checadas a cada 40 minutos. Quando capturadas, as aves foram mantidas em saco de algodão arejado para a coleta das fezes, que eram conservadas em tubo apropriado contendo álcool 70°, aguardando posterior triagem no laboratório. As sementes contidas nas fezes foram secas, contadas, devidamente etiquetadas e identificadas por especialistas.

Nas aves capturadas colocamos anilhas fornecidas pelo CEMAVE (ICMBio), pesamos com balança pesola e medimos algumas características morfológicas (i.e. tamanho da ave, altura, comprimento e largura do bico).

### 2.3. Métrica descritora da organização estrutural das redes

Para a determinação da contribuição individual das espécies na estrutura da rede de interação ( $e_i$ ) utilizamos a rede qualitativa e calculamos o índice  $e_i$  recentemente proposto por Vidal et al. (2014). O índice leva em conta quatro métricas distintas, sendo que cada uma das métricas estima a importância da espécie para um determinado aspecto estrutural da rede (aninhamento -  $ni$ , modularidade -  $ci$ ,  $zi$  e conectividade -  $ki$ ).

A contribuição individual de cada espécie para o aninhamento é representada por  $ni$ ; a contribuição para a modularidade, pelo  $ci$  que mede a conectividade da espécie entre os módulos, e,  $zi$  que mede a conectividade dentro do módulo;  $ki$  refere-se a conectância, que é medida pelo grau ou número de interações de cada espécie na rede de interações (Vidal et al. 2014). Através da correlação de Pearson verificamos que estas métricas são correlacionadas (Tabela 2), indicando que as espécies têm importância similar em diferentes aspectos (Vidal et al. 2014).

Com o intuito de combinar as informações, padronizamos os dados através do cálculo do z-score para cada  $ni$ ,  $zi$ ,  $ci$  e  $ki$ , subtraindo dos valores a média destas variáveis de cada grupo (aves e plantas), e dividindo o resultado pelo desvio padrão.

Por meio de uma PCA (Análise de Componentes Principais) de correlação os quatro índices foram combinados em um único valor, para aves e plantas em separado (Vidal et al. 2014). Utilizamos

um sistema de ranking do valor obtido pelo primeiro componente principal (PC1) definido como a contribuição da espécie para a estruturação da rede ( $e_i$ ). Índice que considera a conectividade  $k_i$ , aninhamento  $n_i$  e, modularidade  $c_i$  e  $z_i$ , representando a contribuição da espécie na organização da rede (Estrada et al. 2007, Vidal et al. 2014). A seguir é descrito como foi calculada cada uma das métricas.

Contribuição individual de espécies para o aninhamento ( $e_i$ ) - Este índice é baseado no NODF (Almeida-Neto et al. 2008) e mede a contribuição de cada espécie para o aninhamento (Vidal et al. 2014). O índice é calculado da seguinte forma: dada uma matriz de interações binária com  $m$  linhas e  $n$  colunas, o número de presenças (1's) de cada linha é contrastado com todas as outras linhas. Se a espécie  $i$  apresentar maior ou o mesmo número de interações que a espécie  $j$ , então o valor zero (0) é dado a espécie  $i$  em relação à  $j$ , indicando que o par  $ij$  não contribui para o aninhamento, pois não existe diferença de preenchimento entre elas.

Quando a espécie  $i$  tem mais interações que  $j$ , calcula-se a proporção de 1's da espécie  $j$  em comum com a espécie  $i$ , ou seja, as interações na mesma coluna de  $i$ . Esta proporção é o valor da espécie  $i$  em relação a  $j$ , representando o poder da espécie  $i$  para prever a ocorrência de 1's na coluna da espécie  $j$ . Neste caso, o elemento  $a_{ij}$  é esta proporção. Os valores gerados por essa comparação par a par são plotados em uma matriz quadrada ( $m \times m$ ), onde  $m$  espécies são representadas em ambas, linhas e colunas e o valor zero é o elemento  $a_{ij}$ . Assim, cada linha contém a proporção de 1's das espécies na linha que foram corretamente preditas pelas outras espécies, e cada coluna representa a proporção que foram corretamente preditas pelas espécies nas colunas.

A contribuição para o aninhamento depende de ambas as proporções e a média dessas proporções é calculada para cada espécie:

Colunas:

$$\text{Média 1} = \left( \sum_{i=1}^{i=m} a_{ij} \right) / (m - 1)$$

Linhas:

$$\text{Média 2} = \left( \sum_{j=1}^{j=m} a_{ij} \right) / (m - 1)$$

A contribuição para o aninhamento ( $n_i$ ) é calculada somando-se as médias das linhas e colunas:

$$n_i = \text{Média1} + \text{Média2}$$

Da mesma maneira é calculado o  $n_i$  para as espécies representadas nas linhas, gerando uma matriz  $n \times n$  e seguindo os procedimentos descritos acima.

Para análises do aninhamento, calculamos tanto o NODF por meio do software ANINHADO® (Guimarães Jr. & Guimarães 2006) que trabalha com matrizes qualitativas, como também o índice WNODF (Almeida-Neto & Ulrich 2011) por meio da linguagem de programação R, que calcula o peso do aninhamento por matrizes quantitativas, e é considerado mais “robusto” na análise do aninhamento. Esses índices variam de 0-100, onde altos valores representam alto aninhamento.

A análise do aninhamento pode demonstrar se a comunidade após a restauração está se auto-organizando e quais as espécies que fazem parte do core generalista (e.g. espécies de plantas que interagem com mais espécies de aves e vice-versa, ou seja, que possuem maior grau  $k$ ) e do core especialista (e.g. espécies que possuem menos interações).

Contribuição das espécies para a modularidade - As análises de modularidade foram feitas com o programa Netcarto que se baseia em um procedimento de simulated annealing (SA) (Guimerà & Amaral 2005, Olesen et al. 2007) e calcula além da modularidade e número de módulos, os papéis funcionais das espécies de acordo com a topologia de suas interações na rede. Para determinar a significância da modularidade das redes utilizamos o programa Modular (Mariquitti et al. 2014) com a

técnica de SA, e que gerou 1000 modelos nulos nos quais a probabilidade de duas espécies interagirem depende do número de interações de ambas as espécies na rede real (Bascompte et al. 2003).

O índice de modularidade  $M$  é calculado:

$$M = \sum_{s=1}^{N_M} \left[ I_s / I - (k_s / 2I)^2 \right]$$

Onde  $N_M$  é o número de módulos na rede,  $I_s$  o número de ligações entre todas as espécies dentro do módulo  $s$ ,  $I$  o número de ligações na rede, e  $k_s$  a soma dos graus de todas as espécies em  $s$ . O algoritmo SA leva em conta as propriedades topológicas das espécies para diferenciá-las conforme seu papel funcional.

Assim, o papel da espécie é definido por comparação com outras espécies no seu próprio módulo pelo seu grau padronizado dentro do módulo,  $z$  e quão conectada a espécie está com as espécies dos outros módulos  $c$  (como a espécie está posicionada com relação a todos os outros módulos):

*Grau padronizado dentro do módulo ( $z_i$ )*

$$z_i = \frac{k_{is} - \bar{k}_s}{SD_{k_s}}$$

Onde  $k_{is}$  é o número de ligações de  $i$  com outras espécies no seu próprio módulo  $s$ ,  $\bar{k}_s$  e  $SD_{k_s}$  são a média e o desvio padrão do grau  $k$  dentro do módulo considerando todas as espécies em  $s$ .  $k_i$  é o grau das espécies  $i$ , e  $K_{it}$  é o número de ligações de  $i$  em todas as espécies no módulo  $t$ .

*Conectividade entre-módulos ( $c_i$ )*

$$c_i = 1 - \sum_{t=1}^{N_M} \left( \frac{K_{it}}{k_i} \right)^2$$

Conectância da espécie na rede ( $k_i$ ) - medida pelo índice  $k_i$ , ou grau da espécie, e representa o número

de interações de cada espécie na rede.

Com o intuito de avaliar se a contribuição individual das espécies -  $e_i$  - na estrutura da rede está relacionada com aspectos morfológicos das aves (comprimento, altura e largura do bico e peso) e das plantas (número de meses com frutos maduros e tamanho do fruto) utilizamos análises de regressão linear entre  $e_i$  e estes atributos.

#### 2.4. Métrica descritora da força das espécies na rede

Força das espécies na rede - Para calcular a importância relativa de um frugívoro em determinada planta e a importância da planta para os frugívoros, utilizamos a *força de interação* -  $f_i$  - uma medida da importância ecológica da espécie na rede (adaptado de Vázquez et al. 2005).

Definimos o número de interações de determinado frugívoro como o número de frutos consumidos mais o número de vezes que determinada semente esteve contida nas fezes. Assim, construímos uma matriz de interação quantitativa e a força de interação é calculada como a frequência relativa do frugívoro em uma planta em particular (número de interações entre frugívoro  $j$  e planta  $i$  dividido pelo total de interações de todos os frugívoros na planta  $i$ ). O impacto total do frugívoro - força da espécie  $f_i$  - se dá pela soma dos valores da força de interação do frugívoro em todas as plantas. Para as plantas, a força da espécie -  $f_i$  - é a soma da força de interações da planta com todos os frugívoros.

A análise da força das espécies na rede pode ser útil para a definição das espécies mais importantes para a dispersão de sementes (Vázquez et al. 2005).

Definimos frequência de interação de cada frugívoro como o número de visitas do frugívoro em todas as espécies de plantas, enquanto para plantas, a frequência de interação foi dada pela soma do

número de visitas recebidas de todos os frugívoros (Schleuning et al. 2011). Dessa maneira obtivemos duas matrizes de interação, uma com os totais do consumo de frutos e outra com o número de visitas. Utilizamos regressão linear para testar a relação entre a força de interação da espécie e a frequência de interações.

### 3.5. Importância das espécies na rede

Uma vez que as espécies podem ter papéis diferentes na estrutura –  $e_i$  e força da rede –  $f_i$ , e que, entendemos que é importante levar em conta estes dois aspectos para a melhor escolha de combinações de espécies, utilizamos um único índice que une os dois mencionados e leva em conta as duas abordagens testadas. As espécies foram ranqueadas de acordo com sua contribuição para a estrutura da rede –  $e_i$ , e força da espécie –  $f_i$ .

A importância total de cada espécie –  $IP$ , foi determinada pelo ranque médio das espécies, medido pela contribuição na organização  $re_i$  e impacto ecológico da espécie na rede  $rf_i$  dividido por dois.

$$IP = (re_i + rf_i) / 2$$

### 2.6. Métricas utilizadas na análise de especialização e equabilidade de interações na rede

Calculamos métricas associadas à diversidade de interações (equitabilidade de interações  $EV$  e grau de especialização da rede  $H2'$ ) (Bluthgen & Klein 2011, Schleuning et al. 2011), sendo que para isso utilizamos redes quantitativas (i. e. número de frutos consumidos e/ou número de vezes das sementes encontradas nas fezes).

Equitabilidade das interações ( $EV$ ) - Este índice informa a uniformidade de interações nas redes (Blüthgen 2010), é uma medida do fluxo de energia ao longo dos diferentes pares de interação (Tylianakis et al. 2007) e varia de 0 (completamente desuniforme) a 1 (completamente uniforme).

Embora os efeitos de perturbações na equitabilidade de interações não sejam bem claros (e.g. Tylianakis et al. 2007, Heleno et al. 2009), este índice é útil uma vez que quantifica como os recursos (e.g. frutos) estão sendo compartilhados nas comunidades e, portanto, remete à relativa contribuição das espécies para o funcionamento do ecossistema.

Grau de especialização  $H2'$  - A especialização das redes de dispersão foi medida através do índice baseado na complementaridade de especialização ( $H2'$ , Blüthgen et al. 2007).  $H2'$  é um índice que considera a rede como um todo, e descreve a exclusividade de interações considerando o grau da espécie (i.e. o quanto uma espécie é conectada) e como estas interações diferem entre espécies (Blüthgen 2010).  $H2'$  varia de 0 (todas as espécies interagem com o mesmo par, ou seja, baixa especialização) a 1 (alta especialização). Devido à especialização estar relacionada com complementaridade de recursos, altos níveis de especialização podem significar maior diferenciação de nichos (Blüthgen 2010), o que pode levar a uma diminuição da competição, e facilitar a coexistência de espécies, assim aumentando a funcionalidade e biodiversidade (Blüthgen & Klein 2011).

Apesar da ausência de estudos que avaliem a quantidade necessária de espécies zoocóricas para garantir o restabelecimento das redes de dispersão de sementes nas áreas restauradas, no estado de São Paulo, uma legislação ambiental vigente determina que no mínimo 80 espécies da flora regional sejam plantadas em projetos de restauração de plantio total, ressaltando que pelo menos 40%, ou seja, 32 espécies sejam zoocóricas (Resolução SMA nº 32 de 03/04/2014). Seguindo o número mínimo recomendado para o plantio de plantas zoocóricas nas ações de restauração do Estado, testamos a combinação de 32 espécies de plantas de acordo com as duas abordagens – contribuição individual da espécie no aninhamento e importância da espécie na força de dispersão.

Comparamos os índices observados com uma rede de interação em área natural de mesma fitofisionomia (ver Galetti & Pizo 1996). Análises estatísticas e os gráficos foram obtidos por meio da

linguagem de programação R 2.15.1, com o pacote Bipartite (Dorman et al. 2008). Utilizamos o modelo *vaznull* contido no Bipartite (Dormann et al. 2008) para gerar 1000 redes aleatórias baseadas nas redes empíricas e testar contra os índices WNODF, EV e  $H2'$ . Modelos nulos são úteis para confirmar se os dados empíricos são diferentes do que encontraríamos randomicamente, ou seja, se existe um padrão ecológico direcionando tal propriedade da rede analisada. O modelo *vaznull* é conservativo, pois preserva os totais marginais e mantém a conectância da rede constante.

### 3. Resultados

No total com a combinação das três redes, 37 espécies de aves se alimentaram de 42 espécies de plantas, em 3146 interações (Fig. 2). Cada espécie de planta interagiu em média com  $4.64 \pm 4.91$  espécies de aves (média  $\pm$  DP), enquanto as aves interagiram em média com  $5.13 \pm 5.93$  espécies de plantas (Fig. 2).

A rede completa foi aninhada (NODF=21,32,  $p < 0,001$ ). Os índices  $k_i$ ,  $n_i$ ,  $c_i$  e  $z_i$  foram positivamente correlacionados entre si tanto para aves como para plantas (Tabela 2).

Os escores resultantes do primeiro eixo do componente principal (PC1) resultante da PCA representam a contribuição de cada espécie para a organização da rede ( $e_i$ ) (Figuras 3a e 3b) e resumiram 86% das informações para as plantas e 81% para as aves. Altos escores indicam maior contribuição em todos os aspectos estruturais de organização da rede analisados.

Tabela 2. Coeficientes de correlação de Pearson entre as métricas de redes calculadas para aves e plantas, número de interações ( $k_i$ ), contribuição para o aninhamento ( $n_i$ ), grau padronizado dentro do módulo ( $z_i$ ), e conectividade entre módulos ( $c_i$ ).

Grupo	Variável	Por variável	Correlação	Total	Nível de significância (p)
Aves	$c_i$	$k_i$	0.738	37	<0.0001
	$z_i$	$k_i$	0.817	37	<0.0001
	$z_i$	$c_i$	0.557	37	<0.0001
	$n_i$	$k_i$	0.821	37	<0.0001
	$n_i$	$c_i$	0.767	37	<0.0001
	$n_i$	$z_i$	0.569	37	<0.0001
Plantas	$c_i$	$k_i$	0.781	42	<0.0001
	$z_i$	$k_i$	0.749	42	<0.0001
	$z_i$	$c_i$	0.560	42	<0.0001
	$n_i$	$k_i$	0.615	42	<0.0001
	$n_i$	$c_i$	0.539	42	<0.0001
	$n_i$	$z_i$	0.288	42	0.0219

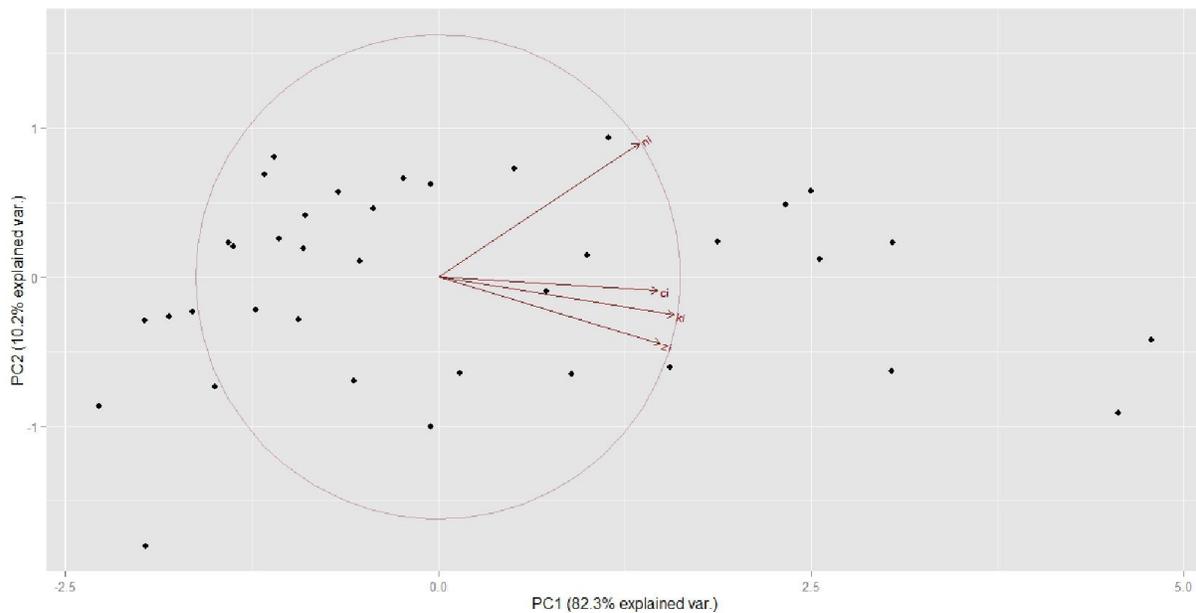


Figura 3a. PCA (Análise de Componentes Principais) de acordo com os índices  $n_i$ ,  $c_i$ ,  $z_i$  e  $k_i$  (indicados pelos vetores) de plantas zoocóricas em áreas restauradas em São Paulo, SP.

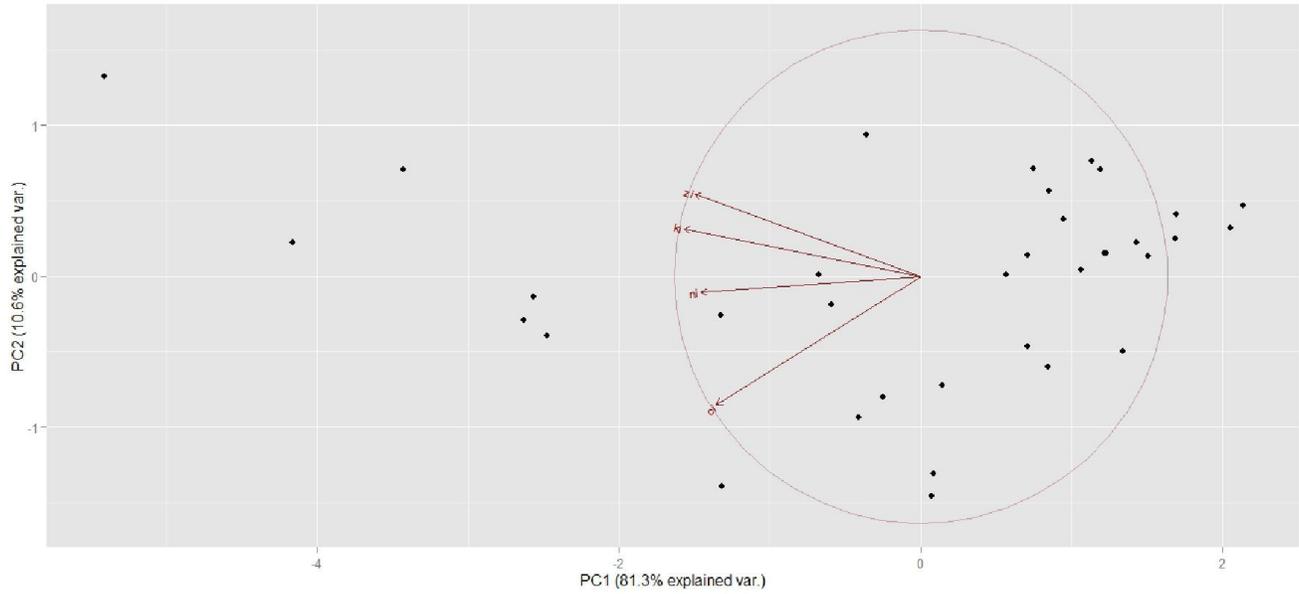


Figura 3b. PCA (Análise de Componentes Principais) de acordo com os índices  $ni$ ,  $ci$ ,  $zi$  e  $ki$  (indicados pelos vetores) de aves dispersoras de sementes em áreas restauradas em São Paulo, SP.

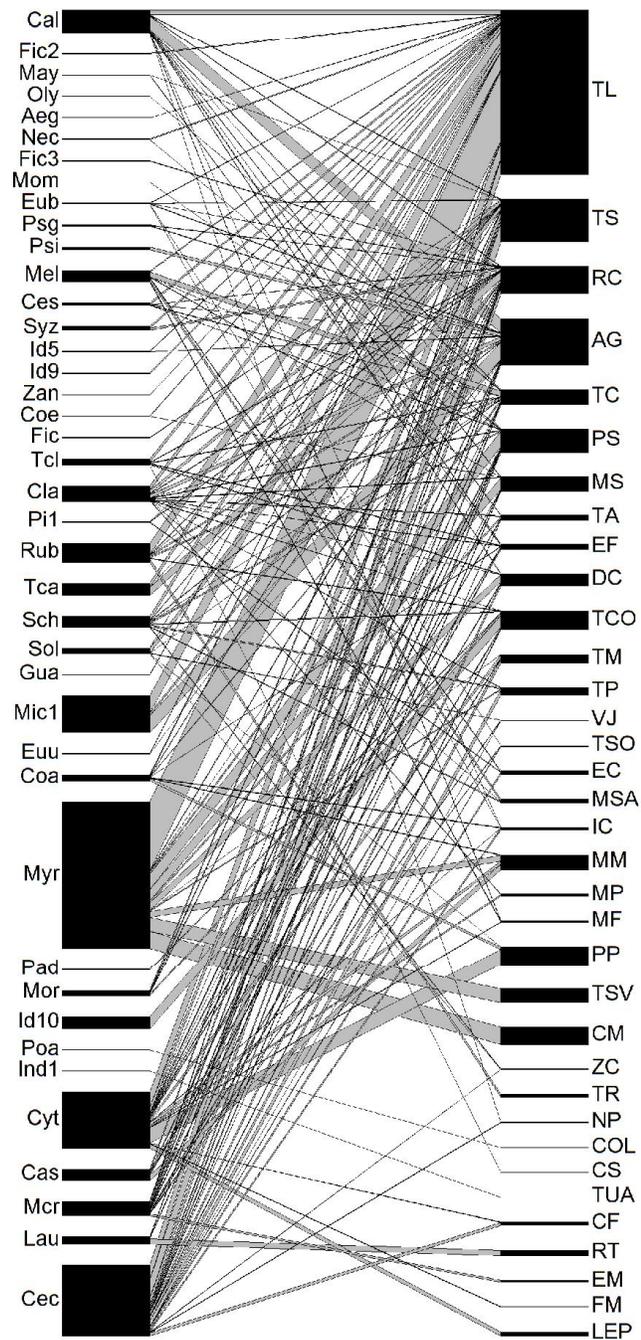


Figura 2. Rede de interações quantitativa entre aves dispersoras de sementes e plantas gerada pela combinação de três áreas restauradas com diferentes idades, em Floresta Estacional Semidecídua, SP. As plantas estão representadas na coluna da direita e as aves na esquerda. O tamanho da barra é proporcional ao número de interações.

Aves: CP- *Columbina talpacoti*; PP- *Patagioenas picazuro*; LV- *Leptotila verreauxi*; RT- *Ramphastos toco*; CM- *Colaptes melanochloros*; FX- *Forpus xanthopterygius*; EV- *Elaenia flavogaster*; FN- *Fluvicola nengeta*; MS- *Myiozetetes similis*; PS- *Pitangus sulphuratus*; MM- *Myiodynastes maculatus*; MP- *Megarynchus pitangua*; EV- *Empidonomus varius*; TM- *Tyrannus melancholicus*; TYS- *Tyrannus savana*; MF- *Myiarchus ferox*; AG- *Antilophia galeata*; MM- *Mimus saturninus*; TL- *Turdus leucomelas*; TA- *Turdus amaurochalinus*; TAL- *Turdus albicollis*; EC- *Euphonia chlorotica*; MFL- *Myiothlypis flaveola*; IC- *Icterus cayanensis*; CF- *Coereba flaveola*; ZC- *Zonotrichia capensis*; NP- *Nemosia pileata*; TSO- *Thlypopsis sordida*; PS- *Pyrrhocomma ruficeps*; TCO- *Tachyphonus coronatus*; RC- *Ramphocelus carbo*; TS- *Thraupis sayaca*; TP- *Thraupis palmarum*; TC- *Tangara cayana*; DC- *Dacnis cayana*; CS- *Conirostrum speciosum*; VJ- *Volatinia jacarina*.

Plantas: Sch- *Schinus terebinthifolius*; Coe- *Cordia ecalyculata*; Coa- *Cordia abyssinica*; Cec- *Cecropia pachystachya*; May- *Maytenus aquifolia*; Mom- *Momordica charantia*; Aes- *Aegiphila sellowiana*; Lau- Lauraceae sp1; Nec- *Nectandra megapotamica*; Mcr- *Miconia rubiginosa*; Mic1- *Miconia sp1*; Gua- *Guarea sp1*; Guk- *Guarea kunthiana*; Mel- *Melia azedarach*; Tcl- *Trichilia clauseni*; Tca- *Trichilia catigua*; Fil- *Ficus sp1*; Fic2- *Ficus benjamina*; Fic3- *Ficus guaranitica*; Mor- *Morus nigra*; Myr- *Myrsine coriacea*; Eug- *Eugenia sp1*; Euu- *Eugenia uniflora*; Eub- *Eugenia brasiliensis*; Syz- *Syzygium cuminii*; Psd- *Psidium guajava*; Pi1- *Piper sp1*; Pad- *Piper aduncum*; Oly- *Olyra sp.*; Poa- Poaceae sp1; Rub- *Rubus rosifolius*; Psi- *Psychotria carthagenensis*; Cla- *Clausena excavata*; Zan- *Zanthoxylum sp.*; Cas- *Casearia sylvestris*; Ces- *Cestrum mariquitense*; Sol- *Solanum granuloso-leprosum*; Ure- *Urera baccifera*; Cal- *Callicarpa reevesi*; Cyt- *Cytharexylum myrianthum*; Ind-espécie não determinada.

### 1) Quais as espécies de aves e plantas que mais contribuem na organização da rede?

Para as plantas *Cecropia pachystachia* foi a que mais contribuiu para a organização aninhada da rede e interagiu com 20 espécies de aves, seguida por *Citharexylum myrianthum* que interagiu com 18 espécies de aves. As planta que menos contribuiu foi *Casearia sylvestris* e interagiu com cinco espécies (ei) (Fig. 4) (Tabela 3).

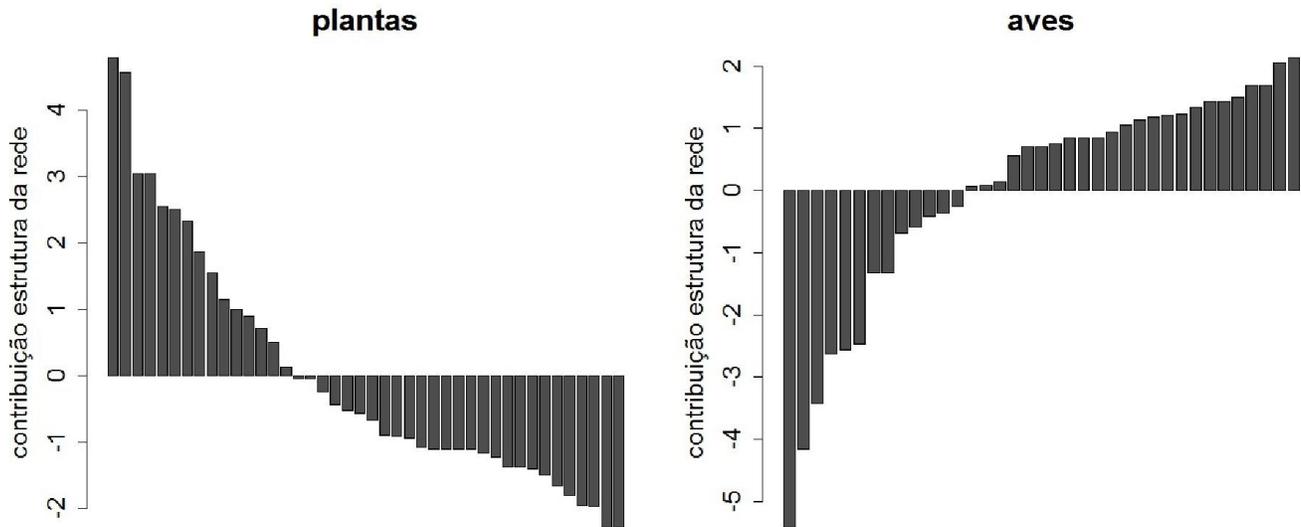


Figura 4. Contribuição das espécies de plantas e aves para a estrutura das redes mutualísticas entre aves e plantas das áreas restauradas.

Tabela 3. Espécies de plantas da rede de interações estudada, ranking na contribuição da estrutura, valores da contribuição para a estrutura da rede e do grau padronizado.

Família	Espécie	Ranking estrutura	Contribuição estrutura da rede	Grau padronizado
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i>	1	4.7852287	2.54044
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i>	2	3.04486341	1.6535
Verbenaceae	<i>Callicarpa reevesi*</i>	3	3.04966472	1.69590
Myrsinaceae	<i>Myrsine coriacea</i>	4	4.55895168	1.48476
Melastomataceae	<i>Miconia rubiginosa</i>	5	2.55879571	1.27363
Mytaceae	<i>Eugenia</i> sp1	6	2.50209559	1.5245
Rutaceae	<i>Clausena excavata*</i>	7	2.33198198	2.1181
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i>	8	-2.27285962	-0.88443
Poaceae	<i>Olyra</i> sp.	9	-1.96921489	-0.79272
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i>	10	1.87196536	0.43369
Cucurbitaceae	<i>Momordica charantia</i>	11	-1.80573315	-0.79272
Rubiaceae	<i>Psychotria carthagenensis</i>	12	-1.64859244	-0.83773
Meliaceae	<i>Melia azedarach*</i>	13	1.55563106	0.11547
Lauraceae	Lauraceae sp1	14	-1.4949185	0.34647
Moraceae	<i>Ficus guarantica</i>	15	-1.40567666	-0.24253
Moraceae	<i>Ficus</i> sp1	16	-1.37603501	-0.79272
Myrtaceae	<i>Eugenia brasiliensis</i>	16	-1.37603501	0.21794

Família	Espécie	Ranking estrutura	Contribuição estrutura da rede	Grau padronizado
Myrtaceae	<i>Psidium guajava*</i>	17	-1.22163824	-0.41546
Moraceae	<i>Ficus benjamina*</i>	18	-1.16276088	-0.62659
Rosaceae	<i>Rubus rosifolius</i>	19	1.14412461	0.42908
Rutaceae	<i>Zanthoxylum sp.</i>	20	-1.10203193	-0.8377
Meliaceae	<i>Guarea kunthiana</i>	20	-1.10203193	-0.83464
Lamiaceae	<i>Aegiphila sellowiana</i>	20	-1.10203193	-0.6265
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i>	21	-1.06445375	-0.8377
Moraceae	<i>Morus nigra*</i>	22	1.00219537	0.23421
Celastraceae	<i>Maytenus aquifolia</i>	23	-0.9372067	0.12195
Poaceae	<i>Poaceae sp1</i>	24	-0.90600342	-0.8377
Boraginaceae	<i>Cordia abyssinica*</i>	25	0.89711879	-0.41546
Urticaceae	<i>Urera baccifera</i>	26	-0.88762904	-0.8315
Solanaceae	<i>Solanum granuloso-leprosum</i>	27	0.72446614	0.21794
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i>	28	-0.66852197	-0.41546
Piperaceae	<i>Piper sp1</i>	29	-0.5634057	-0.62659
Myrtaceae	<i>Syzigium cuminii</i>	30	-0.52508337	0.26001
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i>	31	0.51432836	-0.37542
Melastomataceae	<i>Miconia sp1</i>	32	-0.43371808	-0.60409
Meliaceae	<i>Trichilia catigua</i>	33	-0.23158037	0.34647
Meliaceae	<i>Trichilia claussenii</i>	34	0.14348226	2.1135
Solanaceae	<i>Cestrum mariquitense</i>	35	-0.04776719	-0.61547
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i>	36	-0.04678153	0.21794

Quanto às aves, as espécies que mais contribuíram na estrutura da rede (*ei*) foram *Turdus leucomelas*, que esteve presente em todas as áreas restauradas e interagiu com 26 espécies de plantas, e *Tangara sayaca*, também presente em todas as áreas, interagindo com o total de 17 espécies. A ave de menor contribuição foi *Euphonia chlorotica*, presente somente na área de 25 anos, interagindo com três espécies (Tabela 4).

Tabela 4. Espécies de aves da rede de interações estudada, ranking na contribuição da estrutura, valores da contribuição para a estrutura da rede e do grau padronizado.

Família	Espécie	Ranking estrutura	Contribuição estrutura da rede	Grau padronizado
Turdidae	<i>Turdus leucomelas</i>	1	-5.41187429	2.95831
Thraupidae	<i>Tangara sayaca</i>	2	-4.16224878	<b>1.33201</b>
Thraupidae	<i>Ramphocelus carbo</i>	3	-3.42633558	<b>1.33773</b>
Tyrannidae	<i>Pitangus sulphuratus</i>	4	-2.62881935	0.25899
Pipridae	<i>Antilophia galeata</i>	5	-2.56849433	<b>1.26911</b>
Thraupidae	<i>Tangara cayana</i>	6	2.4752994	<b>0.71040</b>
Ramphastidae	<i>Ramphastos toco</i>	7	2.13457741	-0.56575
Thraupidae	<i>Conirostrum speciosum</i>	8	2.05132849	-0.56571
Thraupidae	<i>Pyrrhocomia ruficeps</i>	9	1.69112495	-0.66527
Tyrannidae	<i>Myiarchus ferox</i>	10	1.68700489	-0.57686
Tyrannidae	<i>Empidonomus varius</i>	11	1.50556332	<b>-0.67386</b>
Picidae	<i>Colaptes melanochloros</i>	12	1.43215435	<b>-0.78197</b>
Tyrannidae	<i>Tyrannus savana</i>	12	1.43215435	<b>-0.78197</b>
Mimidae	<i>Mimus saturninus</i>	13	1.3387712	-0.51851
Tyrannidae	<i>Myiozetetes similis</i>	14	-1.3276412	0.65378
Turdidae	<i>Turdus amaurochalinus</i>	15	-1.31732192	<b>-0.01618</b>
Columbidae	<i>Leptotila verreauxi</i>	16	1.22697915	-0.67386
Tyrannidae	<i>Fluvicola nengeta</i>	17	1.21485767	-0.56575
Thraupidae	<i>Volatinia jacarina</i>	18	1.13363364	0.37171
Parulidae	<i>Myiothlypis flaveola</i>	19	1.05954352	-0.62107
Thraupidae	<i>Thlypopsis sordida</i>	20	0.94821449	-0.37175
Columbidae	<i>Columbina talpacoti</i>	21	0.84880205	-0.78197
Turdidae	<i>Turdus albicollis</i>	22	0.84880205	-0.66527
Thraupidae	<i>Nemosia pileata</i>	23	0.84040998	-0.78197
Passerellidae	<i>Zonotrichia capensis</i>	24	0.74668399	-0.14906
Columbidae	<i>Patagioenas picazuro</i>	25	0.70922132	-0.60263
Tyrannidae	<i>Megarynchus pitangua</i>	26	0.70741601	<b>-0.62107</b>
Tyrannidae	<i>Elaenia flavogaster</i>	27	-0.676108	-0.13763
Tyrannidae	<i>Myiodynastes maculatus</i>	28	-0.59137209	-0.33379
Thraupidae	<i>Thraupis palmarum</i>	29	0.56589548	<b>-0.16665</b>
Tyrannidae	<i>Tyrannus melancholicus</i>	30	-0.41336149	-0.41596
Thraupidae	<i>Tachyphonus coronatus</i>	31	-0.35804358	-0.04936
Icteridae	<i>Icterus cayanensis</i>	32	-0.25109792	<b>-0.51851</b>
Thraupidae	<i>Dacnis cayana</i>	33	0.14506092	-0.08956
Thraupidae	<i>Coereba flaveola</i>	34	0.08143576	<b>-0.37171</b>

Família	Espécie	Ranking estrutura	Contribuição estrutura da rede	Grau padronizado
Fringillidae	<i>Euphonia chlorotica</i>	35	0.06912323	-0.37171

Encontramos relação da contribuição para a estrutura da rede ( $ei$ ) das plantas zoocóricas com o número de meses com frutos ( $R^2=0,36$ ,  $F=16,12$ ,  $g.l.=1,29$ ,  $p<0,001$ ), no entanto não encontramos relação com a largura ( $R^2=-0,0432$ ,  $F=0,0068$ ,  $g.l.=1,23$ ,  $p=0,935$ ), ou comprimento do fruto ( $R^2=-0,007542$ ,  $F=0,82$ ,  $g.l.=1,23$ ,  $p=0,374$ ) (Fig. 5).

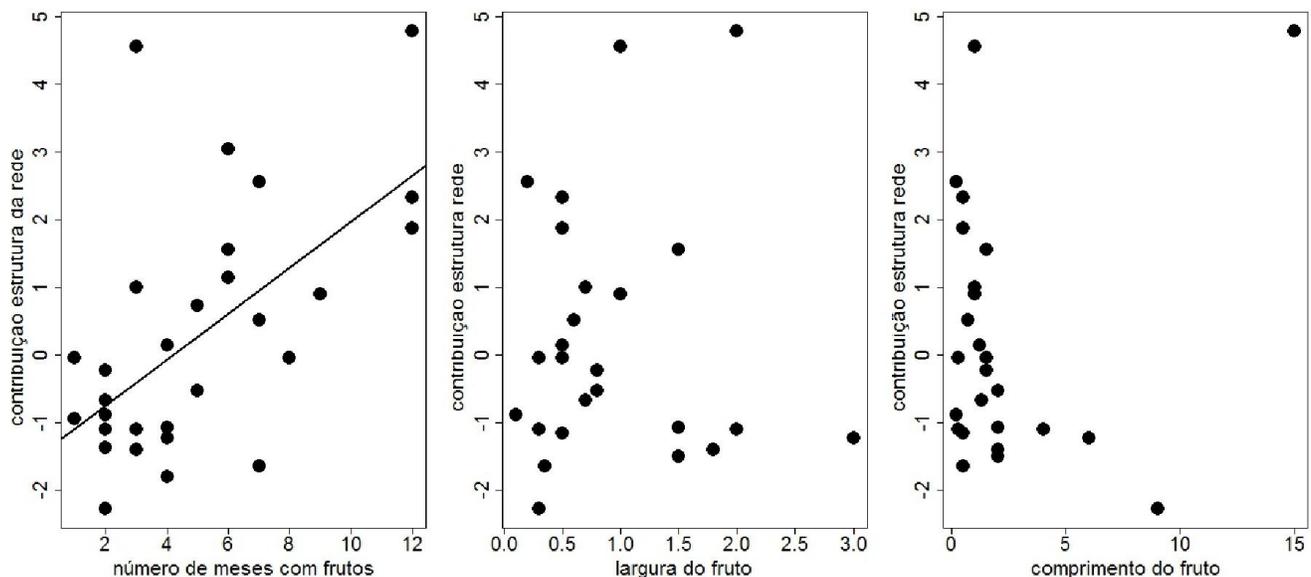


Figura 5. Regressão linear entre a contribuição das plantas para estrutura da rede e número de meses com frutos, comprimento e largura do fruto.

Nenhumas das características morfológicas das aves foi relacionada com a sua contribuição para a estrutura da rede: massa corporal ( $R^2=-0,01762$ ,  $F=0,567$ ,  $g.l.=1,24$ ,  $P=0,459$ ), largura do bico ( $R^2=-0,0618$ ,  $F=0,126$ ,  $g.l.=1,14$ ,  $P=0,72$ ), e comprimento do bico ( $R^2=-0,0203$ ,  $F=0,701$ ,  $d.f.=1,14$ ,  $P=0,416$ ) e altura do bico ( $R^2=0,116$ ,  $F=2,96$ ,  $g.l.=1,14$ ,  $P=0,107$ ) (Fig. 6).

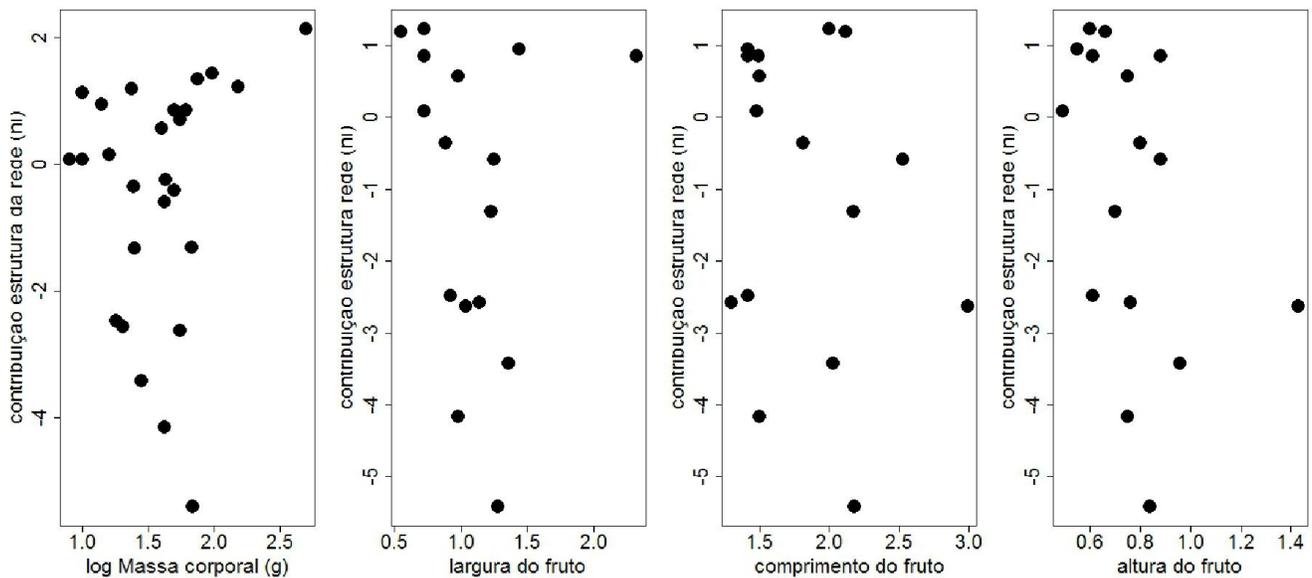


Figura 6. Regressões entre contribuição para a estrutura da rede e características morfológicas das aves.

## 2) *Quais as espécies de plantas e aves com maior força de interação na rede?*

A força das plantas variou entre as espécies. Assim como para a maior organização da rede, as cinco espécies mais importantes que tiveram maior força de interação foram: *Cecropia pachystachya*, *Cytharexylum myrianthum*, *Myrsine coriacea*, *Callicarpa reevesii* e *Miconia rubiginosa*, que juntas foram responsáveis por 69,7% do total de frutos consumidos (Fig. 7) (Tabela 5). *Callicarpa reevesii* embora seja espécie exótica, parece estar desempenhando papel funcional importante na rede de interação.

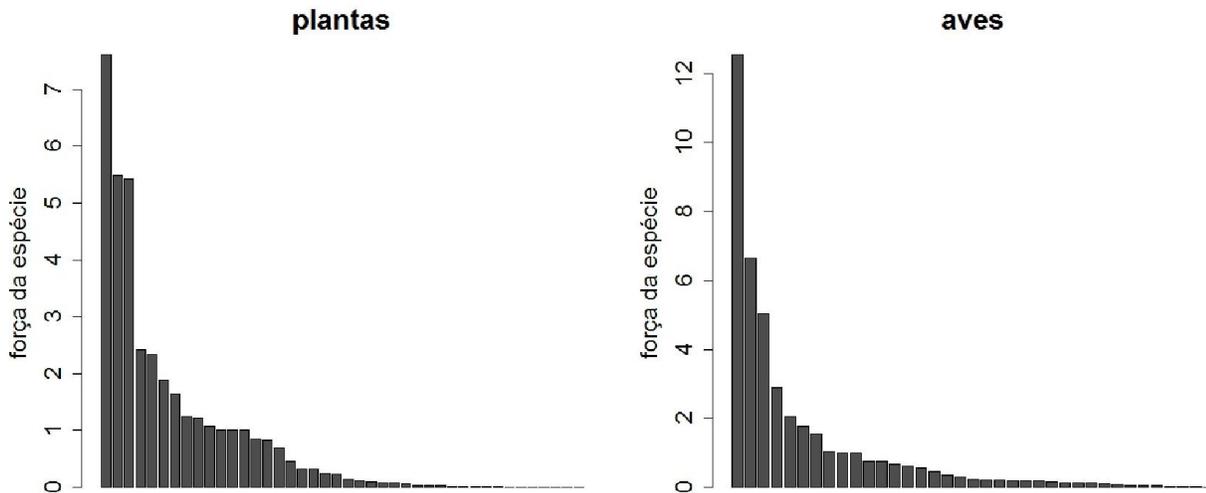


Figura 7. Força das espécies na rede para plantas e aves em áreas restauradas, SP.

Encontramos uma relação significativa entre a força de interação  $f_i$  das aves com o número de visitas ( $R^2=0,842, F=203,8, g.l=36, p<0,001$ ) (Fig. 8). Indicando que as aves que tiveram maior número de visitas também foram responsáveis pela maior remoção de frutos.

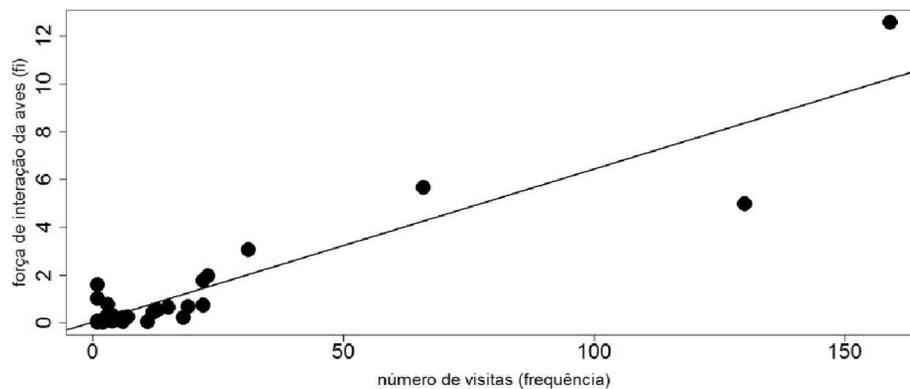


Figura 8. Regressão linear entre a força e a frequência de interações de aves em áreas restauradas, SP.

Tabela 5. Espécies de plantas da rede de interações estudada, ranking na contribuição da força da espécie, valores da força de interação e da frequência padronizada.\*espécie exótica

Família	Espécie	Ranking força da espécie	Força da espécie fi	Frequência interações padronizada
Cecropiaceae	<i>Cecropia pachystachya</i>	1	7.609	5.3693
Verbenaceae	<i>Cytharexylum myrianthum</i>	2	5.482	2.0044
Myrsinaceae	<i>Myrsine coriacea</i>	3	5.427	0.9720
Verbenaceae	<i>Callicarpa reevesi*</i>	4	2.416	0.6390
Melastomataceae	<i>Miconia rubiginosa</i>	5	2.331	0.1511
Moraceae	<i>Morus nigra*</i>	6	1.886	0.0729
Meliaceae	<i>Melia azedarach*</i>	7	1.641	0.0782
Rosaceae	<i>Rubus rosifolius</i>	8	1.242	0.3727
Meliaceae	<i>Trichilia clauseni</i>	9	1.221	-0.2137
Lauraceae	<i>Lauraceae spl</i>	10	1.076	-0.3596
Indet 1		11	1	-0.4932
Poaceae	<i>Poaceae spl</i>	12	1	-0.4932
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i>	13	0.839	-0.1407
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i>	14	0.819	-0.2268
Rutaceae	<i>Clausena excavata*</i>	15	0.699	0.8056
Solanaceae	<i>Solanum granuloso-leprosum</i>	16	0.454	0.2061
Boraginaceae	<i>Cordia abyssinica*</i>	17	0.323	0.2606
Meliaceae	<i>Trichilia catigua</i>	18	0.319	0.5890
Myrtaceae	<i>Eugenia brasiliensis</i>	19	0.293	-0.2934
Myrtaceae	<i>Eugenia spl</i>	20	0.232	-0.0603
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i>	21	0.136	-0.3599
Piperaceae	<i>Piper spl</i>	22	0.109	-0.3599
Melastomataceae	<i>Miconia spl</i>	23	0.1018	0.0052
Myrtaceae	<i>Syzigium cuminii*</i>	24	0.083	-0.3267
Celastraceae	<i>Maytenus sp.</i>	25	0.0798	-0.4326
Rubiaceae	<i>Psychotria carthagenensis</i>	26	0.064	-0.4932
Solanaceae	<i>Cestrum mariquitensis</i>	27	0.035	-0.3599
Moraceae	<i>Ficus guarantica</i>	28	0.023	-0.4599
Myrtaceae	<i>Psidium cattleyanum</i>	29	0.023	-0.4932
Poaceae	<i>Olyra sp.</i>	30	0.021	-0.4932
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i>	31	0.019	-0.2934
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i>	32	0.0118	-0.4691
Cucurbitaceae	<i>Momordica sp.</i>	33	0.0069	-0.5056
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i>	34	0.0177	-0.3968
Moraceae	<i>Ficus spl</i>	35	0.0061	-0.4265
Urticaceae	<i>Urera baccifera</i>	36	0.006	-0.4265

Moraceae	<i>Ficus benjamina*</i>	37	0.003	-0.4932
Lamiaceae	<i>Aegiphila sellowiana</i>	38	0.0028	-0.5056
Meliaceae	<i>Guarea kunthiana</i>	39	0.0019	-0.4691
Rutaceae	<i>Zanthoxylum sp</i>	40	0.002	-0.4932
Indet 2		41	0.001	-0.4932

Também como as plantas, as mesmas aves frugívoras mais importantes na estrutura da rede tiveram maior força de interação: *Turdus leucomelas*, *Thraupis sayaca*, *Ramphocelus carbo*, *Antilophia galeata*, *Tangara cayana* e *Pitangus sulphuratus*. Juntas estas aves foram responsáveis por 67,3% do consumo total de frutos (Tabela 6).

Tabela 6. Espécies de aves da rede de interações estudada, ranking na contribuição da força da espécie, valores da força de interação e da frequência padronizada.

Família	Espécie	Ranking força da espécie	Força da espécie	Frequência de interações padronizada
Turdidae	<i>Turdus leucomelas</i>	1	12.55	4.25674
Thraupidae	<i>Ramphocelus carbo</i>	2	6.643	1.45121
Thraupidae	<i>Tangara sayaca</i>	3	5.042	3.38191
Pipridae	<i>Antilophia galeata</i>	4	2.880	-0.3954
Thraupidae	<i>Tangara cayana</i>	5	2.067	0.15401
Tyrannidae	<i>Pitangus sulphuratus</i>	6	1.756	0.12392
Thraupidae	<i>Tachyphonus coronatus</i>	7	1.543	-0.20790
Parulidae	<i>Basileuterus flaveolus</i>	8	1.032	-0.38890
Columbidae	<i>Columbina sp.</i>	9	1.000	-0.50956
Turdidae	<i>Turdus albicollis</i>	10	1.000	-0.49332
Ramphastidae	<i>Ramphastos toco</i>	11	0.745	-0.43172
Columbidae	<i>Patagioenas picazuro</i>	12	0.736	0.12392
Tyrannidae	<i>Myiodynastes maculatus</i>	13	0.672	0.03342
Tyrannidae	<i>Elaenia flavogaster</i>	14	0.604	-0.08723
Tyrannidae	<i>Myiozetetes similis</i>	15	0.559	-0.14757
Fringillidae	<i>Euphonia chlorotica</i>	16	0.441	-0.17773
Mimidae	<i>Mimus saturninus</i>	17	0.337	-0.44923
Thraupidae	<i>Dacnis cayana</i>	18	0.299	0.00326
Icteridae	<i>Icterus cayanensis</i>	19	0.231	-0.32857
Thraupidae	<i>Thraupis palmarum</i>	20	0.218	-0.00326
Turdidae	<i>Turdus amaurochalinus</i>	21	0.209	-0.35873

Thraupidae	<i>Thlypopsis sordida</i>	22	0.196	-0.44923
Tyrannidae	<i>Tyrannus melancholicus</i>	23	0.197	-0.18547
Passerellidae	<i>Zonotrichia capensis</i>	24	0.148	-0.33931
Tyrannidae	<i>Empidonax varius</i>	25	0.125	-0.46253
Tyrannidae	<i>Myiarchus ferox</i>	26	0.125	-0.35873
Picidae	<i>Colaptes melanochlorus</i>	27	0.118	-0.40094
Tyrannidae	<i>Tyrannus savana</i>	28	0.095	-0.43172
Columbidae	<i>Leptotila sp.</i>	29	0.095	-0.33937
Thraupidae	<i>Volatinia jacarina</i>	30	0.056	0.41907
Thraupidae	<i>Conirostrum speciosum</i>	31	0.054	-0.49332
Thraupidae	<i>Coereba flaveola</i>	32	0.049	-0.18547
Tyrannidae	<i>Megarynchus pitanga</i>	33	0.037	-0.47940
Thraupidae	<i>Nemosia pileata</i>	35	0.012	-0.46253
Thraupidae	<i>Pyrrhocomma ruficeps</i>	34	0.026	-0.49332
Tyrannidae	<i>Fluvicola mengeta</i>	36	0.006	-0.49332

3) *As espécies que mais contribuem na organização da rede são as mesmas com maior força de interação?*

Encontramos uma relação significativa entre a contribuição das espécies para a organização da rede ( $e_i$ ) e força da espécie ( $f_i$ ) tanto para as plantas ( $R^2=0,623$ ,  $F=65,49$ ,  $g.l.=1,42$ ,  $p<0,001$ ) como para as aves ( $R^2= -0,633$ ,  $F=57,86$ ,  $g.l.=1,37$ ,  $p<0,001$ ) (Fig. 9). Indicando que tanto para as aves como para as plantas, as espécies com maior força de interação também apresentaram maior contribuição na organização da rede de dispersão de sementes.

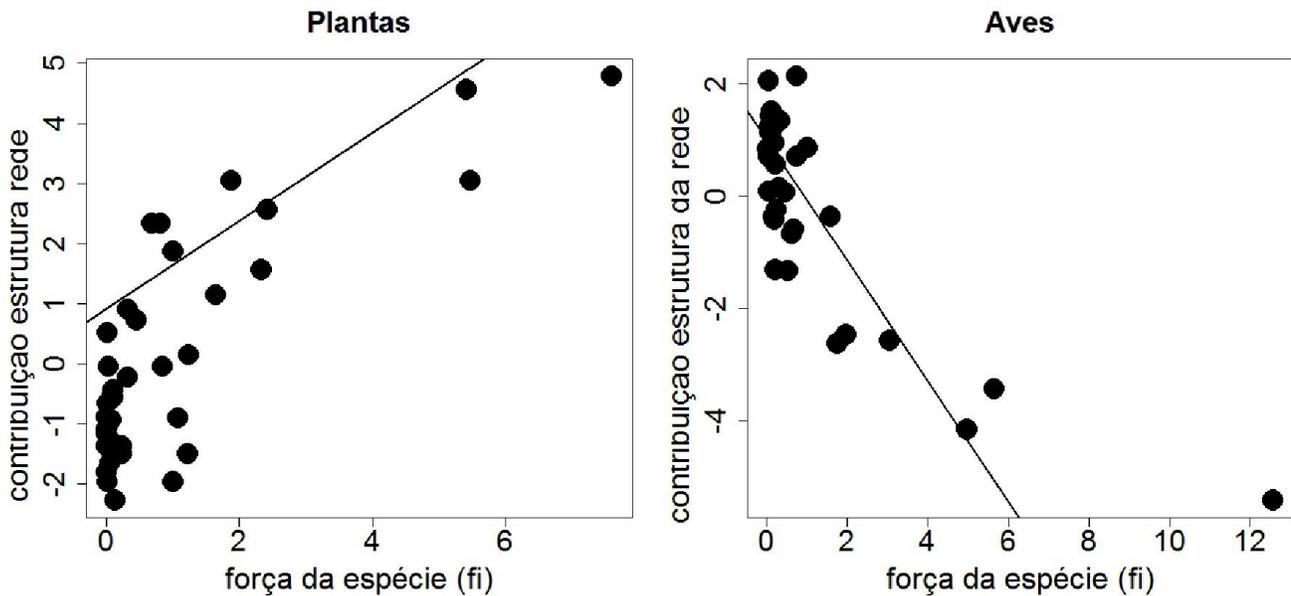


Figura 9. Regressões lineares entre a contribuição das espécies para a estrutura da rede e a força das espécies para plantas e aves em áreas restauradas, SP.

4) *As espécies que mais contribuem para a estrutura e força de interações conferem maior diversidade e especialização à rede?*

O índice de especialização  $H2'$  foi significativamente diferente do aleatório para todas as redes testadas. Quanto a equitabilidade de interações ( $EV$ ), encontramos significância apenas para a rede completa de interações e na combinação das espécies com maior ranking ( $e_i + f_i$ ). O aninhamento foi significativamente diferente do aleatório para todas as combinações de espécies que formaram as novas redes. Não encontramos modularidade em nenhuma das redes analisadas. Encontramos alto WNODF na rede combinada das espécies com maior ranking ( $e_i + f_i$ ). Na rede composta com as espécies com menores valores no ranking ocorreram apenas 538 interações representando somente 17% do total de frutos consumidos em relação às plantas com maior ranking, com 3116 frutos removidos (Tabela 7).

Tabela 7. Descritores das redes de dispersão de sementes combinadas das áreas restauradas, criadas a partir dos parâmetros  $e_i$  (contribuição para a organização da rede) e  $f_i$  (força de interação).

Rede	Riqueza	Plantas	Aves	Conectância	NODF	WNODF	$H2'$	Modularidade	Equilibrade de interações	Número de interações
Galetti & Pizo (1996)	64	35	29	0,14	15,87 p<0.001	27,11 p=0.015	0,36 p<0.001	M=0,37 p=0,83	0,67 p=0,67	
REDE COMPLETA	79	42	37	0,12	21,32 p<0.001	26,96 p<0.001	0,39 p<0.001	M=0,33 p=0,99	0,56 p=0,019	3146
Ranking $e_i + f_i$ maiores	70	32	36	0,14	23,00 p<0,001	26,28 p<0.001	0,40 p<0.001	M=0,30 p=1	0,58 p=0,003	3116
Ranking $e_i + f_i$ menores	57	32	25	0,11	17,42 p<0,001	20,76 p=0,004	0,53 p<0.001	M=0,44 p=0,89	0,58 p=0,411	538

5) Considerando as duas abordagens testadas e o conjunto de espécies utilizadas nos projetos de restauração avaliados, quais as espécies são mais importantes para serem priorizadas para restauração das redes de dispersão de sementes em áreas restauradas?

Dentro do pool de espécies de plantas zoocóricas e de acordo com o ranking das espécies em termos de contribuição individual para a estrutura e força de interação na rede, as dez espécies de plantas mais importantes na rede foram: *C. pachystachia*, *C. miryanthum*, *C. reeversii*, *M. coriaceae*, *M. rubiginosa*, *Melia azedarach*, *Clausena excavata*, *Schinus terebinthifolius*, *Lauraceae sp1*, *Eugenia sp1* e *Rubus rosifolius*. Quanto à classificação dentro dos grupos funcionais, 36% dos frutos foram vermelhos, 13,9% tanto para os verdes, pretos e roxos, 11,1% verdes e 5,56% amarelos e rosas. A maioria das plantas apresenta hábito arbóreo (73,7%), seguido por arbustos (18,4%), subarbusto (5,3%) e uma espécie de trepadeira (*Momordica* sp. 2,6%). Quanto à classe sucessional, 62,5% das plantas foram classificadas como não-pioneiras enquanto 37,5% foram pioneiras (Tabela 8).

Tabela 8. Ranque das espécies de plantas de acordo com a contribuição para a organização da estrutura e força da espécie na rede. Características das plantas quanto a cor, comprimento e largura dos frutos, hábito (ao-arbóreo, au-arbusto, sub-arbusto, trep-trepadeira), estágio sucessional (p-pioneira, np-não pioneira) e número de meses com frutos. Posição final –  $IP=(r e_i + r f_i)/2$ . \*espécie exótica.

Família	Espécie	Ranque ni	Ranque fi	Posiçã o final	Cor do fruto	Comprimen to fruto (cm)	Largur a fruto (cm)	hábit o	Estágio sucessional	Tamanho do fruto
Cecropiaceae	<i>Cecropia pachystachya</i>	1	1	<b>1</b>	preto	15	2	ao	p	gra
Verbenaceae	<i>Cytharexylum myrianthum</i>	2	2	<b>2</b>	vermelho	1	1	ao	np	med
Verbenaceae	<i>Callicarpa reevesi*</i>	3	4	<b>3</b>	roxo			ao	p	peq
Myrsinaceae	<i>Myrsine coriacea</i>	4	3	<b>3</b>	roxo	0.3	0.3	ao	p	
Melastomataceae	<i>Miconia rubiginosa</i>	5	5	<b>4</b>	roxo	0.2	0.2	au	p	peq
Meliaceae	<i>Melia azedarach*</i>	13	7	<b>5</b>	laranja	1.5	1.5	ao	p	med
Rutaceae	<i>Clausena excavata*</i>	7	15	<b>6</b>	rosa	0.52	0.52	ao	np	med
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i>	10	13	<b>7</b>	vermelho	0.5	0.5	ao	p	peq
Lauraceae	<i>Lauraceae sp1</i>	14	10	<b>8</b>	vermelho	2	1.5	ao	np	med
Myrtaceae	<i>Eugenia sp1</i>	6	20	<b>9</b>	vermelho			ao	np	med
Rosaceae	<i>Rubus rosifolius</i>	19	8	<b>10</b>	vermelho	1	0.5	au		med
Moraceae	<i>Morus nigra*</i>	22	6	<b>11</b>	roxo	1	0.7	ao		med
Moraceae	<i>Ficus sp1</i>	16	12	<b>11</b>	verde	1.5	1.2	ao	np	med
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i>	8	21	<b>12</b>	verde	9	0.3	au	p	med
Myrtaceae	<i>Eugenia brasiliensis</i>	16	19	<b>13</b>	Amarelo/vermelho/preto			ao	np	med
Poaceae	<i>Poaceae sp1</i>	24	12	<b>14</b>				sub	p	
Rubiaceae	<i>Psychotria carthagenensis</i>	12	26	<b>15</b>	vermelho	0.5	0.35	au	np	med
Poaceae	<i>Olyra sp.</i>	9	30	<b>16</b>				au	p	
Boraginaceae	<i>Cordia abyssinica*</i>	25	17	<b>17</b>	laranja	1	1	ao	np	med
Moraceae	<i>Ficus guaranitica</i>	15	28	<b>18</b>	verde	2	1.8	ao	np	med
Meliaceae	<i>Trichilia clausenii</i>	34	9	<b>18</b>	vermelho	1.2	0.5	ao	np	med
Solanaceae	<i>Solanum granuloso-leprosum</i>	27	16	<b>18</b>	verde	1.5	1.5	ao	p	med
Cucurbitaceae	<i>Momordica charantia</i>	11	34	<b>19</b>	vermelho			trep		med
Myrtaceae	<i>Psidium</i>	17	29	<b>20</b>	amarelo	6	3	ao	p	gra

guajava										
Celastraceae	<i>Maytenus sp.</i>	23	25	<b>21</b>	laranja			au	np	med
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i>	36	14	<b>23</b>	preto	0.3	0.3	ao	np	peq
Meliaceae	<i>Trichilia catigua</i>	33	18	<b>24</b>	vermelho	1.5	0.8	ao	np	med
Piperaceae	<i>Piper sp1</i>	29	22	<b>24</b>				au	p	
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i>	21	32	<b>25</b>	vermelho	2	1.5	ao	np	med
Myrtaceae	<i>Syzigium cuminii*</i>	30	24	<b>26</b>	roxo	2	0.8	ao	np	med
Melastomataceae	<i>Miconia sp1</i>	32	23	<b>27</b>						
Moraceae	<i>Ficus benjamina</i>	18	38	<b>28</b>	laranja	0.5	0.5	ao	np	peq
Lamiaceae	<i>Aegiphila sellowiana</i>	20	39	<b>29</b>	laranja	0.3	0.3	ao	p	peq
Meliaceae	<i>Guarea kunthiana</i>	20	40	<b>30</b>	vermelho	4	2	ao	np	gra
Rutaceae	<i>Zanthoxylum sp.</i>	20	41	<b>31</b>				ao		
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i>	28	33	<b>31</b>	preto	1.3	0.7	ao	np	med
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i>	31	31	<b>32</b>	vermelho	0.7	0.6	ao	np	med
Solanaceae	<i>Cestrum mariquitensis</i>	35	27	<b>32</b>	preto	1.5	0.5	sub	np	med
Urticaceae	<i>Urera baccifera</i>	26	37	<b>33</b>	Rosa/branco	0.2	0.1	ao	p	peq

#### 4. Discussão

Analisando a rede de dispersão de sementes de áreas restauradas sob o domínio de Floresta Estacional Semidecídica, apontamos as espécies de plantas e aves mais importantes para a organização da estrutura da rede e força de interação, indicando a grande importância dessas espécies no funcionamento da rede de dispersão de sementes. Quanto às plantas, as espécies mais importantes foram aquelas com maior período de frutificação e que pertencem a diferentes grupos funcionais, sendo que o tamanho do fruto não esteve relacionado à contribuição. Para as aves, a importância não esteve relacionada às características morfológicas do bico ou tamanho da espécie.

A identificação de espécies chaves para a funcionalidade nas comunidades é uma tarefa

desafiadora e importante para ecologistas, uma vez que espécies contribuem em diferentes aspectos na organização e complexidade das interações ecológicas (Devoto et al. 2012). A contribuição da espécie para a estrutura da rede está associada a resiliência e persistência da rede de interações (Thebault & Fontaine 2010, Saavedra et al. 2011), sendo de grande relevância para a restauração o reconhecimento das espécies mais importantes, que favorecem a persistência das espécies como um todo na rede mutualística. Quanto maior a contribuição da espécie para o aninhamento, mais impactante é a perda desta espécie para a persistência da rede (Saavedra et al. 2014).

Além disso, para o conhecimento da importância individual das espécies na rede, a determinação da força de interação é fundamental, pois pode apontar quais espécies de aves devem ser mais importantes para o sucesso reprodutivo das plantas, assim como quais as espécies de plantas mais atrativas para as aves (Bascompte et al. 2006, Vázquez et al. 2007). A relação encontrada entre a contribuição para a organização das redes e a força da espécie tanto para as aves como para as plantas, sugere que as espécies que mais contribuem na organização da rede são também aquelas com maior número de interações. Dessa maneira, associar essas duas análises para reconhecer a importância das espécies pode ser um excelente ponto de partida na escolha de espécies que maximizem a restauração das redes de dispersão de sementes na Mata Atlântica.

Entre as plantas mais importantes na persistência e funcionamento da rede de dispersão de sementes estão, *Cecropia pachystachia*, *Citharexylum myrianthum*, *Callicarpa reevesii*, *Myrsine coriaceae*, *Miconia rubiginosa*. Analisar a ecologia dessas espécies pode ser um primeiro passo para a incorporação dessas e de outras espécies pertencentes aos mesmos grupos funcionais em projetos de restauração. Uma vez que estas plantas estão inseridas num amplo espectro biológico (podendo ser pioneiras e não pioneiras, com frutos vermelhos ou roxos, pequenos ou médios e de hábito arbóreo e arbustivo), a manutenção dessa heterogeneidade de papéis funcionais pode ser chave na conservação dessas redes ecológicas (Stouffer et al. 2012).

Além disso, essas plantas estão atraindo ampla gama de dispersores, principalmente os

generalistas (i.e. das famílias Thraupidae e Turdidae) considerados frugívoros ocasionais, e que consomem outros frutos e são menos exigentes quanto à fragmentação. Thraupídeos e turdídeos são importantes para as redes de dispersão de sementes (Schleuning et al. 2014), sendo que essas aves generalistas são centrais em redes de interações (Martín-Gonzalez et al. 2010), pois são capazes de cruzar a paisagem (Pizo & Santos 2011), trazendo novas sementes as áreas restauradas, e mantendo a dinâmica de colonização e recrutamento de novas espécies. Dessa maneira, as aves generalistas encontradas na rede das áreas restauradas, podem estar aumentando a resiliência da comunidade que é melhorada com o aumento do tamanho da comunidade (diversidade de espécies), e o número de interações (Okuyama & Holland 2008).

O destino das sementes que são produzidas por uma planta é fortemente afetado por fatores intrínsecos da comunidade de frugívoros (i.e. composição da guilda – frugívoros ocasionais e obrigatórios) e fatores extrínsecos, em um contexto de paisagem, como a cobertura florestal e a presença de frutos de outras plantas (Moran et al. 2004, Schupp et al. 2010, Morales et al. 2013).

Quanto a guilda, registramos apenas uma espécie cuja dieta é na sua maior parte composta de frutos (*Antilophia galeata*, Pipridae), estando entre as cinco espécies mais importantes no ranking de importância das espécies. Essa espécie esteve presente somente na área de 25 anos e a sua presença pode estar relacionada com fatores da paisagem local, como o maior tamanho da área e/ou maior proximidade com fragmento florestal fonte.

Analisando redes de dispersão de sementes em dos fragmentos de floresta Atlântica mais conservado da região sudeste, Vidal et al. (2014) demonstraram que as aves que mais contribuíram para a organização da rede de interação encontram-se sob alto risco de extinção, sendo a maior parte das espécies frugívoros especialistas (i.e. cuja dieta é composta em grande parte de frutos) e de grande porte: *Carpornis cucullata* e *Lipaugus lanioides* (Cotingidae) e *Pteroglossus bailloni* (Ramphastidae). A ausência de interações com frugívoros especialistas nas áreas restauradas pode ser devida às características da paisagem, uma vez que todas as áreas restauradas encontram-se em paisagem

altamente fragmentada e com baixa cobertura florestal (Tambosi et al. 2014), e esses frugívoros maiores requerem maior qualidade de habitat. Esta situação pode ser preocupante, pois somente os grandes frugívoros podem dispersar as sementes maiores, características das espécies de plantas de estágio sucessional avançado, e assim o processo de regeneração natural pode ser interrompido em paisagens fragmentadas (Aizen et al. 2012).

Liebsch et al. (2008) analisaram o tempo necessário para uma floresta voltar aos níveis de diversidade originais, encontrando que pode levar de 100 a 300 anos para a floresta alcançar 80% das espécies zoocóricas da floresta original, 90% de espécies não pioneiras e 50% das espécies de sub-bosque encontrados em florestas maduras. Quanto aos níveis de endemismo levaria 300 anos para alcançar somente 40% dos níveis originais. Nesse sentido, a restauração ecológica pode ser chave para acelerar o retorno dos níveis de biodiversidade originais, identificando as espécies cuja chegada requer maior tempo, e manejando estas na paisagem.

Essa situação de fragmentação da paisagem se torna ainda mais preocupante com as alterações do código florestal brasileiro, com redução do tamanho obrigatório das áreas de preservação permanentes APPs (de 30 metros para 15 metros, em rios com largura inferior à cinco metros), afetando diretamente a dispersão das aves na paisagem, dificultando o fluxo gênico das espécies, devido a diminuição da cobertura de florestas. Essas florestas ripárias são corredores naturais e mesmo os pequenos fragmentos são extremamente importantes, pois funcionam como “trampolins ecológicos”, atuando como pontos de ligações para as aves que não são capazes de maiores deslocamentos na paisagem (Develey & Pongiluppi 2010). Por exemplo, capturamos *T. albicollis* na área de 15 anos, espécie mais comumente encontrada em florestas conservadas, demonstrando a importância dessas áreas restauradas como trampolins ecológicos no contexto da paisagem para a avifauna regional.

As plantas exóticas *C. reevesii* e *Clausena excavata* estiveram dentre as dez espécies com maior importância no funcionamento da rede de dispersão de sementes. Porém, o uso de espécies exóticas nas áreas restauradas deve ser pensado com cautela, pois algumas espécies podem ser extremamente

competitivas, diminuindo a diversidade local de espécies. Por exemplo, *C. excavata* tem alta capacidade competitiva, dominando o subosque da área de 25 anos, e diminuindo as taxas de recrutamento das outras espécies (Vieira & Gandolfi 2006).

Demonstrando a importância da escolha certa de espécies para o sucesso da restauração, testamos a combinação das espécies de acordo com sua importância com as duas abordagens testadas (organização e força), sendo que quando combinadas as espécies menos importantes, a rede apresentou baixo aninhamento e somente 17% dos frutos foram removidos quando comparados com a rede combinada com as espécies mais importantes.

Diante do cenário global de perda de biodiversidade, o grande desafio da ecologia da restauração é restabelecer populações e as complexas interações entre espécies que permitem que os ecossistemas possam ser auto-sustentáveis no tempo. Nesse sentido torna-se fundamental restaurar as redes de interações entre dispersores de sementes e plantas. O uso da abordagem de redes de interações para o monitoramento e aprimoramento das técnicas de restauração em florestas tropicais é inédito e pode ser de extrema importância para a maximização da efetividade das ações de restauração. Através dessa abordagem, e considerando o pool de espécies regionais, identificamos quais as plantas e aves mais importantes no sentido de organização e funcionamento das redes de dispersão de sementes em áreas de Mata Atlântica, no interior do estado de São Paulo. Sabendo-se que estas espécies aumentam o funcionamento ecossistêmico, as ações de restauração devem priorizar a facilitação da chegada dessas aves dispersoras de sementes a partir da paisagem, e as espécies de plantas e/ou grupos funcionais identificadas como importantes devem ser fortemente encorajados a serem plantados ou utilizados no enriquecimento de áreas restauradas – e assim, maximizando as redes de dispersão de sementes na Mata Atlântica.

## 5. Referências

- Almeida Neto, M.; Guimaraes, P.; Guimarães, P. R.; Loyola, R. D. & Ulrich, W. 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos* **117**:1227-1239.
- Almeida-Neto, M. & Ulrich, W. 2011. A straightforward computational approach for measuring nestedness using quantitative matrices. *Environmental Modelling & Software* **26**: 173-178.
- Aizen, M. A.; M. Sabatino, M. & Tylianakis, J. M. 2012. Specialization and rarity predict nonrandom loss of interactions from mutualist networks. *Science* **335**:1486–9.
- Bascompte, J.; Jordano, P. & Olesen, J. M. 2006. Facilitate Biodiversity Maintenance **1**:431–433.
- Bastolla, U.; Fortuna, M. A.; Pascual-García, A.; Ferrera A., Luque, B. & Bascompte, J. 2009. The architecture of mutualistic networks minimizes competition and increases biodiversity. *Nature* **458**:1018–20.
- Blüthgen, N., & Klein, A. M. 2011. Functional complementarity and specialisation: the role of biodiversity in plant–pollinator interactions. *Basic and Applied Ecology* **12**:282-291.
- Brancalion, P. H. S.; Melo F. P. L.; Tabarelli, M. & Rodrigues, R. R. 2013. Biodiversity persistence in highly human- modified tropical landscapes depends on ecological restoration **6**:705–710.
- Calmon, M.; Brancalion, P. H. S.; Paese, A.; Aronson, J.; Castro, P.; da Silva, S. C. & Rodrigues, R. R. 2011. Emerging Threats and Opportunities for Large-Scale Ecological Restoration in the Atlantic Forest of Brazil. *Restoration Ecology* **19**:154–158.
- Corbet, S. A. 2000. Conserving compartments in pollination webs. *Conservation Biology* **14**:1229-1231.
- Develey, P. F. & Pongiluppi, T. 2010. Impactos potenciais na avifauna decorrentes das alterações propostas para o Código Florestal Brasileiro. *Biota Neotropica* **10**:43-45.
- Devoto, M.; Bailey, S.; Craze, P. & Memmott, J. 2012. Understanding and planning ecological restoration of plant-pollinator networks. *Ecology letters* **15**:319-328.
- Dormann, C. F.; Gruber, B & Fründ, J. 2008. Introducing the bipartite Package: Analysing Ecological Networks **8**:8–11.
- Estrada, E. 2007. Characterization of topological keystone species. *Ecological Complexity* **4**:48–57.
- Galetti, M. & Pizo, M. A. 1996. Fruit eating by birds in a forest fragment in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia-Brazilian Journal of Ornithology* **4**:71-79.
- Garcia, L. C.; Hobbs, R. J.; Mães dos Santos, F. A. & Rodrigues, R. R. 2014. Flower and Fruit Availability along a Forest Restoration Gradient. *Biotropica***46**:114–123.

- Guimaraes Jr., P. & Guimaraes, P. 2006. Improving the analyses of nestedness for large sets of matrices. *Environmental Modelling & Software* **21**:1512–1513.
- Guimerà R & Amaral LAN. 2005. Cartography of complex networks: modules and universal roles. *Journal of Statistical Mechanics: Theory and Experiment* **P02001**.
- Heleno, R. H.; Ceia, R. S.; Ramos, J. A. & Memmott, J. 2009. Effects of alien plants on insect abundance and biomass: a food-web approach. *Conservation Biology* **23**:410-419.
- Hegland, S. J.; Dunne, J.; Nielsen, A. & Memmott, J. 2010. How to monitor ecological communities cost-efficiently: The example of plant–pollinator networks. *Biological Conservation* **143**:2092–2101.
- Jordán, F. 2009. Keystone species and food webs. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* **364**:1733.
- Krause, A. E.; Frank, K. J.; Mason, D. M.; Ulanowicz, R. E. & Taylor, W. W. 2003. Compartments revealed in food web structure. *Nature* **426**: 282–285.
- Liebsch, D.; Marques, M. C. & Goldenberg, R. 2008. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. *Biological Conservation* **141**:1717–1725.
- Marquitti, F. M. D.; Guimarães, P. R.; Pires, M. M. & Bittencourt, L. F. 2014. MODULAR: software for the autonomous computation of modularity in large network sets. *Ecography* **37**:221-224.
- Martín González, A. M.; Dalsgaard, B. & Olesen, J. M. 2010. Centrality measures and the importance of generalist species in pollination networks. *Ecological Complexity* **7**:36–43.
- Menz, M. H.; Phillips, R. D.; Winfree, R.; Kremen, C.; Aizen, M. A.; Johnson, S. D. & Dixon, K. W. 2011. Reconnecting plants and pollinators: challenges in the restoration of pollination mutualisms. *Trends in plant science* **16**:4-12.
- Metzger, J. P. 2009. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation* **142**:1138–1140.
- Myers, N.; Mittermeier R. A.; Mittermeier, C. G.; Fonseca, G. A. B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**: 853-845.
- Montoya, J. M., Pimm, S. L. & Solé, R. V. 2006. Ecological networks and their fragility. *Nature* **442**: 259–264.
- Montoya, D.; Rogers, L.; & Memmott, J. 2012. Emerging perspectives in the restoration of biodiversity-based ecosystem services. *Trends in ecology & evolution* **27**:666-672.
- Morales, J. M.; García, D.; Martínez, D.; Rodríguez-Pérez, J. & Herrera, J. M. 2013. Frugivore behavioural details matter for seed dispersal: a multi-species model for cantabrian thrushes and trees. *PloS one* **8**:e65216.

- Moran, C.; Catterall, C. P.; Green, R. J. & Olsen, M. F. 2004. Functional variation among frugivorous birds: implications for rainforest seed dispersal in a fragmented subtropical landscape. *Oecologia* **141**:584–95.
- Okuyama, T. & Holland, J. N. 2008. Network structural properties mediate the stability of mutualistic communities. *Ecology letters* **11**:208–16.
- Olesen, J.; Bascompte, J.; Dupont, Y. L. & Jordano, P. 2007. The modularity of pollination networks. *PNAS* **104**:19891–19896.
- Pinto, S. R.; Melo, F.; Tabarelli, M.; Padovesi, A.; Mesquita, C. A.; de Mattos Scaramuzza, C. A. & Brancalion, P. H. 2014. Governing and delivering a biome-wide restoration initiative: The case of Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. *Forests* **5**:2212–2229.
- Pizo, M. A. & dos Santos, B. T. P. 2011. Frugivory, Post-feeding Flights of Frugivorous Birds and the Movement of Seeds in a Brazilian Fragmented Landscape. *Biotropica* **43**:335–342.
- Ribeiro, M. C.; Metzger, J. P.; Martensen, A. C.; Ponzoni, F. J. & Hirota, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* **142**:1141–1153.
- Rodrigues, R. R.; Lima, R. A. F.; Gandolfi, S. & Nave, A. G. 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* **142**: 1242–1251.
- Rohr, R. P.; Saavedra, S. & Bascompte, J. 2014. On the structural stability of mutualistic systems. *Science* **345**:1253497–1253497.
- Saavedra, S.; Stouffer, D. B.; Uzzi, B. & Bascompte, J. 2011. Strong contributors to network persistence are the most vulnerable to extinction. *Nature* **478**:233–235.
- Saavedra, F., I. Hensen, S. G. Beck, K. Böhning-Gaese, D. Lippok, T. Töpfer, & M. Schleuning. 2014. Functional importance of avian seed dispersers changes in response to human-induced forest edges in tropical seed-dispersal networks. *Oecologia* **176**:837–48.
- Schleuning, M.; Blüthgen, N.; Flörchinger, M.; Braun, J.; Schaefer, H. M. & Böhning-Gaese, K. 2011. Specialization and interaction strength in a tropical plant-frugivore network differ among forest strata. *Ecology* **92**:26–36.
- Schupp, E. W.; Jordano, P. & Gómez, M. M. 2010. Seed dispersal effectiveness revisited: a conceptual review. *New Phytologist* **188**: 333–353.
- Stouffer, D. B.; Sales-Pardo, M.; Sirer, M. I. & Bascompte, J. 2012. Evolutionary conservation of species' roles in food webs. *Science* **335**:1489–92.
- Tang, S.; Pawar, S. & Allesina, S. 2014. Correlation between interaction strengths drives stability in large ecological networks. *Ecology letters* **17**:1094–1100.
- Teng, J. & McCann, K. S. 2004. Dynamics of compartmented and reticulate food webs in relation to energetic flow. *American Naturalist* **164**:85–100.

- Thébault, E. & Fontaine, C. 2010. Stability of ecological communities and the architecture of mutualistic and trophic networks. *Science* **329**:853–6.
- Tylianakis, J. M.; Tschamntke, T. & Lewis, O. T. 2007. Habitat modification alters the structure of tropical host-parasitoid food webs. *Nature* **445**: 202–205
- Tylianakis, J. M.; Laliberté, E.; Nielsen, A. & Bascompte, J. 2010. Conservation of species interaction networks. *Biological Conservation* **143**:2270–2279.
- Vázquez, D. P.; Morris, W. F. & Jordano, P. 2005. Interaction frequency as a surrogate for the total effect of animal mutualists on plants. *Ecology Letters* **8**:1088–1094.
- Vázquez, D.; Melián, C. J.; Williams, N. M.; Blüthgen, N.; Krasnov, B. R. & Poulin, R. 2007. Species abundance and asymmetric interaction strength in ecological networks. *Oikos* **116**:1120–1127.
- Vidal, M. M.; Hasui, E.; Pizo, M. A.; Tamashiro, J. Y.; Silva, W. R. & Guimarães Jr, P. R. 2014. Frugivores at higher risk of extinction are the key elements of a mutualistic network. *Ecology*.
- Vieira, D. C. M. & Gandolfi, S. 2006. Chuva de sementes e regeneração natural sob três espécies arbóreas em uma floresta em processo de restauração. *Revista Brasileira de Botânica* **29**:541–554.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

O grande desafio da restauração ecológica é restabelecer comunidades estáveis funcionalmente e temporalmente. Isto é particularmente desafiador em florestas tropicais dado os altos níveis de riqueza e complexidade. Restaurar as interações entre espécies nos ecossistemas restaurados é um excelente ponto de partida para a reconstrução de propriedades estruturais da comunidade que conferem resiliência nos ecossistemas. Utilizamos a abordagem de redes de interações para investigar mudanças na composição e estrutura das redes de dispersão de sementes em uma cronosequência (15, 25 e 57 anos, desde o plantio utilizando alta diversidade) e para identificar as espécies mais importantes na persistência dessas redes ecológicas. Este é o primeiro estudo que utiliza redes de interações mutualísticas entre dispersores de sementes e plantas na avaliação e monitoramento da efetividade da restauração na Floresta Atlântica. Através dessa abordagem, e considerando o pool de espécies regionais, identificamos quais as plantas e aves mais importantes no sentido de organização e funcionamento das redes de dispersão de sementes em áreas de Mata Atlântica, no interior do estado de São Paulo. Sabendo-se que estas espécies aumentam o funcionamento ecossistêmico, as ações de restauração devem priorizar a facilitação da chegada dessas aves dispersoras de sementes a partir da paisagem, e as espécies de plantas e/ou grupos funcionais identificadas como importantes devem ser fortemente encorajados a serem plantados ou utilizados no enriquecimento de áreas restauradas – e assim, maximizando as redes de dispersão de sementes.

Ecologistas da restauração necessitam de um melhor entendimento de como as métricas das redes mudam tanto em habitats degradados como em habitats restaurados. Uma das mais importantes práticas que ecologistas e conservacionistas podem fazer é estabelecer parcelas permanentes para serem monitorados por longo tempo pensando na próxima geração de ecologistas. Nesses experimentos são necessários níveis de replicação adequados tanto para a variabilidade inerente das comunidades naturais e considerações práticas como a perda local em longo prazo. Por exemplo, nestes experimentos

pode-se testar se a ausência de determinadas espécies de plantas (Lauraceae, Myrtaceae, Myrtilaceae – reconhecidas como famílias importantes para os frugívoros na Mata Atlântica), ou se determinada estrutura de vegetação é responsável pela ausência de frugívoros de grande porte (cotingídeos e cracídeos, frugívoros especialistas nos quais frutos são grande parte da dieta), pois embora o tamanho da rede e o número de interações tenham aumentado com o tempo de restauração, as redes foram compostas apenas por aves generalistas de pequeno porte (cujos frutos são parte da dieta).

A rede de dispersão da área mais antiga com 57 anos de restauração foi mais modular e especializada comparada às outras áreas mais recentes. Este é um importante resultado, pois redes modulares são mais estáveis por minimizarem o impacto de uma perturbação dentro do módulo, tornando a rede mais robusta como um todo. Além disso, todas as redes foram aninhadas e apresentaram significativa especialização, demonstrando que a restauração ecológica, sob o domínio de Floresta Atlântica está aumentando a complexidade das redes mutualísticas entre dispersores de sementes e plantas, e conseqüentemente, aumentando a funcionalidade ecossistêmica nesse importante e ameaçado bioma.

ANEXO I – Lista das aves encontradas nas áreas restauradas de diferentes idades, em  
SP

Nome do Táxon	Nome em Português	Nome em inglês	Idade da área restaurada
Tinamiformes Huxley, 1872			
Tinamidae Gray, 1840			
<i>Crypturellus parvirostris</i> (Wagler, 1827)	Inhambu-chororó	Small-billed Tinamou	25,57
<i>Crypturellus tataupa</i> (Temminck, 1815)	Inhambu-chintã	Tataupa Tinamou	25
Anseriformes Linnaeus, 1758			
Anhimidae Stejneger, 1885			
<i>Dendrocygna viduata</i> (Linnaeus, 1766)	Irerê	White-faced Whistling-Duck	15, 25,57
<i>Dendrocygna autumnalis</i> (Linnaeus, 1758)	Asa-branca	Black-bellied Whistling-Duck	25,57
Podicipediformes Fürbringer, 1888			
Podicipedidae Bonaparte, 1831			
<i>Podilymbus podiceps</i> (Linnaeus, 1758)	Mergulhão-caçador	Pied-billed Grebe	15, 25
Suliformes Sharpe, 1891			
Phalacrocoracidae Reichenbach, 1849			
<i>Phalacrocorax brasilianus</i> (Gmelin, 1789)	Biguá	Neotropic Cormorant	15, 25, 57
Anhingidae Reichenbach, 1849			
<i>Anhinga anhinga</i> (Linnaeus, 1766)	Biguatinga	Anhinga	57
Pelecaniformes Sharpe, 1891			
Ardeidae Leach, 1820			
<i>Nycticorax nycticorax</i> (Linnaeus, 1758)	Savacu	Black-crowned Night-Heron	57
<i>Butorides striata</i> (Linnaeus, 1758)	Socozinho	Striated Heron	25
<i>Ardea alba</i> (Linnaeus, 1758)	Garça-branca-grande	Great Egret	15, 25, 57
<i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824)	Maria-faceira	Whistling Heron	25,57
<i>Egretta thula</i> (Molina, 1782)	Garça-branca-pequena	Snowy Egret	15, 25, 57
Threskiornithidae Poche, 1904			
<i>Mesembrinibis cayennensis</i> (Gmelin, 1789)	Coró-coró	Green Ibis	25,57
Cathartiformes Seebohm, 1890			
Cathartidae Lafresnaye, 1839			
<i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758)	Urubu-de-cabeça-vermelha	Turkey Vulture	15, 25, 57
<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)	urubu-de-cabeça-preta	Black Vulture	15, 25, 57
Accipitriformes Bonaparte, 1831			

Nome do Táxon	Nome em Português	Nome em inglês	Idade da área restaurada
Pandionidae Bonaparte, 1854			
<i>Pandion haliaetus</i> (Linnaeus, 1758)	Águia-pescadora	Osprey	15
Accipitridae Vigors, 1824			
<i>Ictinia plumbea</i> (Gmelin, 1788)	Sovi	Plumbeous Kite	25, 57
<i>Rostrhamus sociabilis</i> (Vieillot, 1817)	gavião-caramujeiro	Snail Kite	15, 25
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	gavião-carijó	Roadside Hawk	15, 25, 57
<i>Buteo brachyurus</i> (Vieillot, 1816)	gavião-de-cauda-curta	Short-tailed Hawk	25
<i>Aramides cajaneus</i> (Statius Muller, 1776)	saracura-três-potes	Gray-necked Wood-Rail	15, 25, 57
<i>Gallinula galeata</i> (Lichtenstein, 1818)	frango-d'água-comum	Common Gallinule	25
Charadriiformes Huxley, 1867			
Recurvirostridae Bonaparte, 1831			
<i>Himantopus melanurus</i> (Vieillot, 1817)	pernilongo-de-costas-brancas	White-backed Stilt	15
Jacanidae Chenu & Des Murs, 1854			
<i>Jacana jacana</i> (Linnaeus, 1766)	jaçanã	Wattled Jacana	15, 25
Columbiformes Latham, 1790			
Columbidae Leach, 1820			
<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1811)	rolinha-roxa	Ruddy Ground-Dove	15, 25, 57
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	pombão	Picazuro Pigeon	15, 25, 57
<i>Patagioenas cayennensis</i> (Bonnaterre, 1792)	pomba-galega	Pale-vented Pigeon	15, 25
<i>Zenaida auriculata</i> (Des Murs, 1847)	pomba-de-bando	Eared Dove	15, 57
<i>Leptotila verreauxi</i> (Bonaparte, 1855)	juriti-pupu	White-tipped Dove	15, 25, 57
<i>Leptotila rufaxilla</i> (Richard & Bernard, 1792)	juriti-gemeadeira	Gray-fronted Dove	15, 25, 57
Cuculiformes Wagler, 1830			
Cuculidae Leach, 1820			
Cuculinae Leach, 1820			
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	alma-de-gato	Squirrel Cuckoo	15, 25, 57
Crotophaginae Swainson, 1837			
<i>Crotophaga ani</i> Linnaeus, 1758	anu-preto	Smooth-billed Ani	15, 25, 57
<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)	anu-branco	Guira Cuckoo	15, 25, 57
Taperinae Verheyen, 1956			
<i>Tapera naevia</i> (Linnaeus, 1766)	saci	Striped Cuckoo	15, 25, 57
Strigiformes Wagler, 1830			
Strigidae Leach, 1820			

Nome do Táxon	Nome em Português	Nome em inglês	Idade da área restaurada
<i>Megascops choliba</i> (Vieillot, 1817)	corujinha-do-mato	Tropical Screech-Owl	15, 25, 57
Caprimulgiformes Ridgway, 1881			
Caprimulgidae Vigors, 1825			
<i>Hydropsalis albicollis</i> (Gmelin, 1789)	bacurau	Pauraque	15, 25, 57
<i>Hydropsalis torquata</i> (Gmelin, 1789)	bacurau-tesoura	Scissor-tailed Nightjar	25
Apodiformes Peters, 1940			
Apodidae Olphe-Galliard, 1887			
<i>Chaetura meridionalis</i> Hellmayr, 1907	andorinhão-do-temporal	Sick's Swift	15, 25, 57
Trochilidae Vigors, 1825			
Phaethornithinae Jardine, 1833			
<i>Phaethornis pretrei</i> (Lesson & Delattre, 1839)	rabo-branco-acanelado	Planalto Hermit	25, 57
Trochilinae Vigors, 1825			
<i>Eupetomena macroura</i> (Gmelin, 1788)	beija-flor-tesoura	Swallow-tailed Hummingbird	15, 25, 57
<i>Aphantochroa cirrochloris</i> (Vieillot, 1818)	beija-flor-cinza	Sombre Hummingbird	15, 25, 57
<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)	besourinho-de-bico-vermelho	Glittering-bellied Emerald	15, 25, 57
<i>Hylocharis chrysura</i> (Shaw, 1812)	beija-flor-dourado	Gilded Hummingbird	15
<i>Amazilia lactea</i> (Lesson, 1832)	beija-flor-de-peito-azul	Sapphire-spangled Emerald	25, 57
Coraciiformes Forbes, 1844			
Alcedinidae Rafinesque, 1815			
<i>Megaceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766)	martim-pescador-grande	Ringed Kingfisher	15, 25, 57
<i>Chloroceryle amazona</i> (Latham, 1790)	martim-pescador-verde	Amazon Kingfisher	15, 25, 57
Piciformes Meyer & Wolf, 1810			
Ramphastidae Vigors, 1825			
<i>Ramphastos toco</i> Statius Muller, 1776	tucanuçu	Toco Toucan	15, 25, 57
Picidae Leach, 1820			
<i>Picumnus albosquamatus</i> d'Orbigny, 1840	pica-pau-anão-escamado	White-wedged Piculet	15, 25, 57
<i>Melanerpes candidus</i> (Otto, 1796)	pica-pau-branco	White Woodpecker	15
<i>Veniliornis passerinus</i> (Linnaeus, 1766)	picapauzinho-anão	Little Woodpecker	15, 25, 57
<i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788)	pica-pau-verde-barrado	Green-barred Woodpecker	15, 25, 57
<i>Colaptes campestris</i> (Vieillot, 1818)	pica-pau-do-campo	Campo Flicker	15, 25, 57

Nome do Táxon	Nome em Português	Nome em inglês	Idade da área restaurada
<i>Dryocopus lineatus</i> (Linnaeus, 1766)	pica-pau-de-banda-branca	Lineated Woodpecker	15, 57
Falconiformes Bonaparte, 1831			
Falconidae Leach, 1820			
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	caracará	Southern Caracara	15, 25, 57
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	carrapateiro	Yellow-headed Caracara	15, 25, 57
<i>Falco femoralis</i> Temminck, 1822	falcão-de-coleira	Aplomado Falcon	15, 25
Psittaciformes Wagler, 1830			
Psittacidae Rafinesque, 1815			
<i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)	tuim	Blue-winged Parrotlet	15, 25, 57
Passeriformes Linnaeus, 1758			
Tyranni Wetmore & Miller, 1926			
Thamnophilida Patterson, 1987			
Thamnophilidae Swainson, 1824			
Thamnophilinae Swainson, 1824			
<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)	choquinha-lisa	Plain Antvireo	25, 57
<i>Thamnophilus doliatus</i> (Linnaeus, 1764)	choca-barrada	Barred Antshrike	15, 25, 57
<i>Thamnophilus caerulescens</i> Vieillot, 1816	choca-da-mata	Variable Antshrike	15, 25, 57
Conopophagidae Sclater & Salvin, 1873			
<i>Conopophaga lineata</i> (Wied, 1831)	chupa-dente	Rufous Gnateater	25, 57
Furnariida Sibley, Ahlquist & Monroe, 1988			
Dendrocolaptidae Gray, 1840			
Dendrocolaptinae Gray, 1840			
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i> (Vieillot, 1818)	arapaçu-de-cerrado	Narrow-billed Woodcreeper	25, 57
Furnariidae Gray, 1840			
Synallaxiinae De Selys-Longchamps, 1839 (1836)			
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i> (Gmelin, 1788)	curutié	Yellow-chinned Spinetail	25
<i>Synallaxis ruficapilla</i> Vieillot, 1819	pichororé	Rufous-capped Spinetail	15, 25, 57
<i>Synallaxis frontalis</i> Pelzeln, 1859	petrim	Sooty-fronted Spinetail	15, 25, 57
<i>Synallaxis spixi</i> Sclater, 1856	joão-teneném	Spix's Spinetail	15, 25, 57
<i>Cranioleuca vulpina</i> (Pelzeln, 1856)	arredio-do-rio	Rusty-backed Spinetail	57
Tyrannida Wetmore & Miller, 1926			
Tityridae Gray, 1840			
Tityrinae Gray, 1840			
<i>Pachyramphus viridis</i> (Vieillot, 1816)	caneleiro-verde	Green-backed Becard	15
Ilicurinae Prum, 1992			

Nome do Táxon	Nome em Português	Nome em inglês	Idade da área restaurada
<i>Antilophia galeata</i> (Lichtenstein, 1823)	soldadinho	Helmeted Manakin	25
Tyrannoidea Vigors, 1825			
Platyrinchidae Bonaparte, 1854			
<i>Platyrinchus mystaceus</i> Vieillot, 1818	patinho	White-throated Spadebill	15, 25, 57
Rhynchocyclinae Berlepsch, 1907			
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)	bico-chato-de-orelha-preta	Yellow-olive Flycatcher	15, 25, 57
Todirostrinae Tello, Moyle, Marchese & Cracraft, 2009			
<i>Todirostrum cinereum</i> (Linnaeus, 1766)	ferreirinho-relógio	Common Tody-Flycatcher	15, 25
Elaeniinae Cabanis & Heine, 1860			
<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)	guaracava-de-barriga-amarela	Yellow-bellied Elaenia	15, 25, 57
<i>Serpophaga subcristata</i> (Vieillot, 1817)	alegrinho	White-crested Tyrannulet	57
Tyranninae Vigors, 1825			
<i>Myiarchus swainsoni</i> Cabanis & Heine, 1859	irré	Swainson's Flycatcher	15, 25, 57
<i>Myiarchus ferox</i> (Gmelin, 1789)	maria-cavaleira	Short-crested Flycatcher	15, 25, 57
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	bem-te-vi	Great Kiskadee	15, 25, 57
<i>Machetornis rixosa</i> (Vieillot, 1819)	suiriri-cavaleiro	Cattle Tyrant	15
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	bem-te-vi-rajado	Streaked Flycatcher	15, 25, 57
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	neinei	Boat-billed Flycatcher	15, 25, 57
<i>Myiozetetes cayanensis</i> (Linnaeus, 1766)	bentevizinho-de-asa-ferrugínea	Rusty-margined Flycatcher	57
<i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825)	bentevizinho-de-penacho-vermelho	Social Flycatcher	15, 25, 57
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819	suiriri	Tropical Kingbird	15, 25, 57
<i>Tyrannus savana</i> Vieillot, 1808	tesourinha	Fork-tailed Flycatcher	25
<i>Empidonomus varius</i> (Vieillot, 1818)	peitica	Variegated Flycatcher	25, 57
Fluvicolinae Swainson, 1832			
<i>Myiophobus fasciatus</i> (Statius Muller, 1776)	filipe	Bran-colored Flycatcher	15
<i>Fluvicola nengeta</i> (Linnaeus, 1766)	Lavadeira-mascarada	Masked Water-Tyrant	15, 25, 57
<i>Arundinicola leucocephala</i> (Linnaeus, 1764)	freirinha	Streamer-tailed Tyrant	15
<i>Gubernetes yetapa</i> (Vieillot, 1818)	tesoura-do-brejo	Streamer-tailed Tyrant	15
<i>Lathrotriccus euleri</i> (Cabanis, 1868)	enferrujado	Euler's Flycatcher	15, 25, 57
Passeri Linnaeus, 1758			

Nome do Táxon	Nome em Português	Nome em inglês	Idade da área restaurada
Corvida Wagler 1830			
Vireonidae Swainson, 1837			
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	pitiguari	Rufous-browed Peppershrike	15, 25, 57
<i>Vireo olivaceus</i> (Linnaeus, 1766)	juruviara-boreal	Red-eyed Vireo	25, 57
Corvidae Leach, 1820			
<i>Cyanocorax cristatellus</i> (Temminck, 1823)	gralha-do-campo	Curl-crested Jay	15, 25, 57
Passerida Linnaeus, 1758			
Hirundinidae Rafinesque, 1815			
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-pequena-de-casa	Blue-and-white Swallow	15, 25, 57
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-serradora	Southern Rough-winged Swallow	15, 57
<i>Progne tapera</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-do-campo	Brown-chested Martin	15, 25, 57
<i>Progne chalybea</i> (Gmelin, 1789)	andorinha-doméstica-grande	Gray-breasted Martin	
<i>Tachycineta albiventer</i> (Boddaert, 1783)	andorinha-do-rio	White-winged Swallow	15, 25
Troglodytidae Swainson, 1831			
<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823	corruíra	Southern House Wren	15, 25, 57
Turdidae Rafinesque, 1815			
<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	sabiá-barranco	Pale-breasted Thrush	15, 25, 57
<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	sabiá-poca	Creamy-bellied Thrush	15, 25, 57
<i>Turdus subalaris</i> (Seebohm, 1887)	sabiá-ferreiro	Eastern Slaty Thrush	25
<i>Turdus albicollis</i> Vieillot, 1818	sabiá-coleira	White-necked Thrush	15
Mimidae Bonaparte, 1853			
<i>Mimus saturninus</i> (Lichtenstein, 1823)	sabiá-do-campo	Chalk-browed Mockingbird	15, 25, 57
Passerellidae Cabanis & Heine, 1850			
<i>Zonotrichia capensis</i> (Statius Muller, 1776)	tico-tico	Rufous-collared Sparrow	15, 25, 57
<i>Ammodramus humeralis</i> (Bosc, 1792)	tico-tico-do-campo	Grassland Sparrow	15, 25, 57
Parulidae Wetmore, Friedmann, Lincoln, Miller, Peters, van Rossem, Van Tyne & Zimmer 1947			
<i>Setophaga pitiayumi</i> (Vieillot, 1817)	mariquita	Tropical Parula	15, 25, 57
<i>Geothlypis aequinoctialis</i> (Gmelin, 1789)	pia-cobra	Masked Yellowthroat	15, 25, 57
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	pula-pula	Golden-crowned Warbler	15, 25, 57
<i>Myiothlypis flaveola</i> Baird, 1865	canário-do-mato	Flavescent Warbler	
Icteridae Vigors, 1825			
<i>Icterus pyrrhopterus</i> (Vieillot, 1819)	encontro	Variable Oriole	15, 25, 57

Nome do Táxon	Nome em Português	Nome em inglês	Idade da área restaurada
<i>Chrysomus ruficapillus</i> (Vieillot, 1819)	garibaldi	Chestnut-capped Blackbird	15, 25, 57
<i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	vira-bosta	Shiny Cowbird	15, 25, 57
Thraupidae Cabanis, 1847			
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	cambacica	Bananaquit	15, 25, 57
<i>Nemosia pileata</i> (Boddaert, 1783)	saíra-de-chapéu-preto	Hooded Tanager	15, 25
<i>Thlypopsis sordida</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	saí-canário	Orange-headed Tanager	15, 25, 57
<i>Tachyphonus rufus</i> (Boddaert, 1783)	pipira-preta	White-lined Tanager	25
<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)	tiê-preto	Ruby-crowned Tanager	15, 25, 57
<i>Ramphocelus carbo</i> (Pallas, 1764)	pipira-vermelha	Silver-beaked Tanager	15, 25, 57
<i>Lanio cucullatus</i> (Statius Muller, 1776)	tico-tico-rei	Red-crested Finch	15, 57
<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	sanhaçu-cinzento	Sayaca Tanager	15, 25, 57
<i>Tangara palmarum</i> (Wied, 1823)	sanhaçu-do-coqueiro	Palm Tanager	15, 25, 57
<i>Tangara cayana</i> (Linnaeus, 1766)	saíra-amarela	Burnished-buff Tanager	15, 25, 57
<i>Schistochlamys melanopis</i> (Latham, 1790)	sanhaçu-de-coleira	Black-faced Tanager	15, 57
<i>Schistochlamys ruficapillus</i> (Vieillot, 1817)	bico-de-veludo	Cinnamon Tanager	15
<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	saí-azul	Blue Dacnis	15, 25, 57
<i>Conirostrum speciosum</i> (Temminck, 1824)	figuinha-de-rabo-castanho	Chestnut-vented Conebill	15, 25, 57
<i>Sicalis luteola</i> (Sparrman, 1789)	tipio	Grassland Yellow-Finch	15
<i>Embernagra platensis</i> (Gmelin, 1789)	tsabiá-do-banhado	Great Pampa-Finch	15
<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)	tiziu	Blue-black Grassquit	15, 25, 57
<i>Sporophila lineola</i> (Linnaeus, 1758)	coleirinho	Lined Seedeater	15, 25, 57
<i>Sporophila caerulea</i> (Vieillot, 1823)		Double-collared Seedeater	15, 25, 57
Fringillidae Leach, 1820			
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	fim-fim	Purple-throated Euphonia	15, 25, 57
<i>Euphonia violacea</i> (Linnaeus, 1758)	gaturamo-verdadeiro	Violaceous Euphonia	25
Estrildidae Bonaparte, 1850			
<i>Estrilda astrild</i> (Linnaeus, 1758)	bico-de-lacre	Common Waxbill	25, 57
Passeridae Rafinesque, 1815			
<i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758)	pardal	House Sparrow	25