

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”

FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS

CAMPUS DE BOTUCATU

**CHUVA E BANCO DE SEMENTES DO SOLO EM DIFERENTES
SISTEMAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DA FLORESTA
ESTACIONAL SEMIDECIDUAL**

DIANA ELIZABETH VILLOTA CERÓN

Dissertação apresentada à Faculdade de
Ciências Agronômicas da Unesp – Câmpus de
Botucatu, para obtenção do título de Mestre
em Ciência Florestal.

BOTUCATU – SP

Setembro de 2015

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”

FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS

CAMPUS DE BOTUCATU

**CHUVA E BANCO DE SEMENTES DO SOLO EM DIFERENTES
SISTEMAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DA FLORESTA
ESTACIONAL SEMIDECIDUAL**

DIANA ELIZABETH VILLOTA CERÓN

Orientadora: Profª Drª Vera Lex Engel

Dissertação apresentada à Faculdade de
Ciências Agronômicas da Unesp – Câmpus de
Botucatu, para obtenção do título de Mestre
em Ciência Florestal.

BOTUCATU – SP

Setembro de 2015

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO
DA INFORMAÇÃO - DIRETORIA TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - UNESP -
FCA - LAGEADO - BOTUCATU (SP)

V761c Villota Cerón, Diana Elizabeth, 1987-
Chuva e banco de sementes do solo em diferentes sistemas
de restauração ecológica da floresta estacional semideci-
dual / Diana Elizabeth Villota Cerón. - Botucatu : [s.n.],
2015
xi, 130 f. : fots. color., grafs. color., ils., tabs.

Dissertação (Mestrado)- Universidade Estadual paulista,
Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2015
Orientador: Vera Lex Engel
Inclui bibliografia

1. Florestas - Restauração. 2. Árvores - Sementes. 3.
Resiliência (Ecologia). 4. Ecossistemas. I. Engel, Vera
Lex. II. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita
Filho" (Câmpus de Botucatu). Faculdade de Ciências Agrônô-
micas. III. Título.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CAMPUS DE BOTUCATU
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÔNICAS DE BOTUCATU

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: "CHUVA E BANCO DE SEMENTES DO SOLO EM DIFERENTES SISTEMAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL"

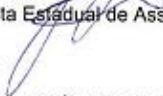
AUTORA: DIANA ELIZABETH VILLOTA CERÓN

ORIENTADORA: Profa. Dra. VERA LEX ENGEL

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de MESTRE EM CIÊNCIA FLORESTAL, pela Comissão Examinadora:


Profa. Dra. VERA LEX ENGEL
Dep de Ciencia Florestal / Faculdade de Ciencias Agronomicas de Botucatu


Profa. Dra. GISELA DURIGAN
Floresta Estadual de Assis / Instituto Florestal de São Paulo


Prof. Dr. JOSÉ MARCELO DOMINGUES TOREZAN
Centro de Ciencias Biológicas - UEL



Data da realização: 11 de setembro de 2015.

*A Deus e a os meus pais,
Juan e Martha,
que com seu amor infinito
me incentivaram todos os dias.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todas as pessoas e instituições que contribuíram no desenvolvimento e culminação deste trabalho, especialmente a:

À Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” pela oportunidade de realização do mestrado.

Ao Programa Estudante Convênio de Pós-graduação PEC-PG pela concessão da bolsa.

À Professora Vera Lex Engel pela orientação, grande dedicação, compreensão e apoio, e por ter me “semeado” o espírito de pesquisa. Obrigada mesmo!

À enorme galera do LERF. Gisele Mondoni Marconato (pela amizade e agradáveis conversas), Deivid Lopes Machado (pela continua preocupação por mim), Rita Camila Nobre Sampaio (pelas críticas construtivas), Leonardo Augusto Martins (pela ajuda na identificação das espécies), Rodrigo Minici (Pelas orientações), Thayana Wanginiak (pelas piadas), Dimitrio Schievenin (pelos “ensinamentos” do português), Diego Soto Podadera (pela ajuda com a estatística circular), Luciane Sato (pelos poucos e valiosos momentos compartilhados), Vânia Nogueira (pela ajuda no desenvolvimento do meu trabalho no campo). E por último, mas não menos importante, a todos os estagiários que me socorreram no campo. Sem a ajuda de vocês nada teria sido possível.

Aos meus queridos amigos, Rita Camila Nobre Sampaio, Leonardo Augusto Martins e Vânia Nogueira pela amizade, prazerosa companhia e pelas contínuas gargalhadas. Levarei nas minhas malas as melhores lembranças de vocês.

A meu pedaço da Colômbia em Botucatu, Fabiola Ocampo e Julian Ochoa, por terem virado minha família durante dois anos e para o resto da vida.

Às minhas amigas de sempre, Ingrid Rodriguez, Ângela Castillo e Cristina Luna, pela amizade infinita e por terem percorrido 2.000 milhas para me abraçar.

Ao Pedro Paulo Cunha, porque simplesmente mudou a minha vida há 4 anos quando me falou da UNESP, e é agora que posso dizer: consegui!

A Deus pela minha superfamília, Juan Villota e Martha Cerón por serem os melhores pais do mundo, aos meus irmãos Carmen Villota, Ana Lucia Villota, Carlos Villota, José Villota e Miguel Villota por me permitirem ser a sua consentida, as minhas amadas sobrinhas Sarita Villota e Vanessa Diaz por serem a alegria na minha alma. Obrigada a todos vocês pela força e orações diárias.

A você que é meu amor infinito, minha força diária, a você que celebra minhas alegrias e que chora comigo as minhas tristezas. Mesmo que você não tenha resposta às minhas dúvidas e não tenha solução aos meus problemas, com você está tudo bem, porque você é minha resposta, porque você é minha solução. Graças a sua obstinação meu sonho se cumpriu. TE AMO MÃE!

MUITO OBRIGADA A TODOS!

SUMÁRIO

RESUMO	1
ABSTRACT	3
1. INTRODUÇÃO GERAL	5
2. OBJETIVO GERAL	9
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA GERAL	10
3.1. Filtros ecológicos	10
3.2. Regeneração natural	13
3.3. Dispersão de sementes	14
3.4. Banco de Sementes	17
3.5. Chuva de sementes	21
3.6. Importância das interações planta-animal no processo de restauração ecológica	23
4. DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	25
4.1. Delineamento experimental	27
CAPITULO I. CHUVA DE SEMENTES	29
RESUMO	29
5. INTRODUÇÃO	31
6. OBJETIVO	34
7. MATERIAL E MÉTODOS	35
7.5. Amostragem chuva de sementes e determinação de sementes viáveis	35
7.6. Análise dos dados	36
8. RESULTADOS	39
8.5. Densidade e biomassa dos propágulos	39
8.6. Composição dos propágulos	42
8.7. Diversidade dos propágulos	50
8.8. Síndromes de dispersão	52
8.9. Sazonalidade da chuva de sementes	56
9. DISCUSSÃO	64
10. CONCLUSÕES	73
CAPITULO II. BANCO DE SEMENTES DO SOLO	74
RESUMO	74

11.	INTRODUÇÃO	76
12.	OBJETIVO.....	78
13.	MATERIAL E MÉTODOS	79
13.1.	Amostragem do banco de sementes do solo e determinação de sementes viáveis.....	79
13.2.	Análise dos dados.....	80
14.	RESULTADOS.....	82
14.1.	Reservas de sementes	82
14.2.	Riqueza e diversidade do banco de sementes do solo	84
14.3.	Composição do banco de sementes do solo	87
15.	DISCUSSÃO.....	95
16.	CONCLUSÕES.....	100
17.	IMPLICAÇÕES PARA A PRÁTICA.....	101
18.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	102
	APÊNDICE	117

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1. DIAGRAMA ESQUEMÁTICO DO MODELO DINÂMICO DE FILTROS ECOLÓGICOS.O POOL DE ESPÉCIES ESTABELECIDAS REPRESENTA O ESTADO ATUAL DA ESTRUTURA DA COMUNIDADE EM UM LOCAL..	12
FIGURA 2. ESQUEMA QUE ILUSTRA O CICLO DE DISPERSÃO DE SEMENTES.	15
FIGURA 3. QUATRO TIPOS DE BANCO DE SEMENTES, DEFINIDOS EM FUNÇÃO DA DINÂMICA ESTACIONAL DA CHUVA DE SEMENTES E SEMENTES NAS CAMADAS SUPERIORES E MAIS PROFUNDAS DO SOLO.	19
FIGURA 4. MODELO GERAL DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO E A DINÂMICA DA VEGETAÇÃO.FONTE: SIMPSON ET AL., 2012.	21
FIGURA 5. LOCALIZAÇÃO DAS ÁREAS DE ESTUDO. A IMAGEM DA DIREITA SUPERIOR MOSTRA A DISTÂNCIA ENTRE AS ÁREAS.A IMAGEM DA DIREITA INFERIOR MOSTRA O ESQUEMA DO DELINEAMENTO DAS PARCELAS DA ÁREA 2.....	26
FIGURA 6. COLETOR CIRCULAR USADO NA CHUVA DE SEMENTES.....	36
FIGURA 7. DENSIDADE TOTAL DE SEMENTES (A) E MEDIANA DA ABUNDÂNCIA DE PROPÁGULOS POR COLETOR (B) DA ÁREA 1; DENSIDADE TOTAL DE SEMENTES (C) E MÉDIA DA ABUNDÂNCIA DE PROPÁGULOS POR COLETOR (D) DA ÁREA 2.....	40
FIGURA 8. DENSIDADE DE SEMENTES POR FORMA DE VIDA, DETERMINADA NA CHUVA DE SEMENTES DOS DIFERENTES SISTEMAS DE RESTAURAÇÃO DA ÁREA 1 (A) E DA ÁREA 2 (B).....	41
FIGURA 9. MÉDIA DA BIOMASSA DOS PROPÁGULOS DA CHUVA DE SEMENTES EM CADA SISTEMA DE RESTAURAÇÃO DA ÁREA 1 (A) E DA ÁREA 2 (B).....	42
FIGURA 10. MEDIANA DO NÚMERO DE ESPÉCIES POR CADA SISTEMA DE RESTAURAÇÃO, IDENTIFICADAS NA CHUVA DE SEMENTES DA ÁREA 1 (A) E DA ÁREA 2 (B)..	43
FIGURA 11. EXEMPLARES DE ALGUMAS ESPÉCIES AMOSTRADAS NA CHUVA DE SEMENTES.....	46
FIGURA 12. PROPORÇÃO DE ESPÉCIES ALÓCTONES E AUTÓCTONES (A) E MEDIANA DA ABUNDÂNCIA DE SEMENTES ALÓCTONES DA CHUVA DE SEMENTES DA ÁREA 1. PROPORÇÃO DE ESPÉCIES ALÓCTONES E AUTÓCTONES (A) E MÉDIA DA ABUNDÂNCIA DE SEMENTES ALÓCTONES DA CHUVA DE SEMENTES DA ÁREA 2.....	48
FIGURA 13. PROPORÇÃO DAS ESPÉCIES POR CLASSE DE TAMANHO DE SEMENTES NOS SISTEMAS DE RESTAURAÇÃO DA ÁREA 1 (A) E 2 (B). CLASSE 1: < 2 MM, CLASSE 2: 2-5 MM, CLASSE 3: 5-10 MM, CLASSE 4:> 10 MM...	49
FIGURA 14. MÉDIA E MEDIANA DA ABUNDÂNCIA DE SEMENTES CLASSE DE TAMANHO 4 (> 10 MM) PARA CADA SISTEMA DE RESTAURAÇÃO NA CHUVA DE SEMENTES DA ÁREA 1 (A) E DA ÁREA 2 (B), RESPECTIVAMENTE.	50
FIGURA 15. CURVAS DE RAREFAÇÃO DAS ESPÉCIES ENCONTRADAS NA CHUVA DE SEMENTES DOS DIFERENTES SISTEMAS DE RESTAURAÇÃO DA ÁREA 1 (A) E DA ÁREA 2 (B).	52
FIGURA 16. PROPORÇÃO DE SÍNDROME DE DISPERSÃO EM RELAÇÃO AO NÚMERO DE PROPÁGULOS (ABUNDÂNCIA DE SEMENTES) NOS DIFERENTES SISTEMAS DE RESTAURAÇÃO DAS ÁREAS 1 (A) E 2 (B).	54
FIGURA 17. PROPORÇÃO DE SÍNDROME DE DISPERSÃO EM RELAÇÃO ÀS ESPÉCIES NOS DIFERENTES SISTEMAS DE RESTAURAÇÃO DAS ÁREAS 1 (A) E 2 (B).....	55
FIGURA 18. MEDIANA DA ABUNDÂNCIA DE SEMENTES ZOOCÓRICAS POR CADA SISTEMA DE RESTAURAÇÃO, IDENTIFICADAS NA CHUVA DE SEMENTES DA ÁREA 1 (A) E DA ÁREA 2 (B)..	56
FIGURA 19. VARIAÇÃO DA DENSIDADE TOTAL DE SEMENTES DISPERSADAS AO LONGO DE 1 ANO NOS SISTEMAS DE RESTAURAÇÃO DA ÁREA 1 (A) E 2 (B).	57
FIGURA 20. BIOMASSA SECA DAS SEMENTES AO LONGO DE 10 MESES NOS SISTEMAS DE RESTAURAÇÃO DA ÁREA 1 (A) E 2 (B).	58
FIGURA 21.RESULTADOS DA ANÁLISE DE ESTATÍSTICA CIRCULAR PARA SAZONALIDADE DA DEPOSIÇÃO TOTAL DE SEMENTES DE DIFERENTES SISTEMAS DE RESTAURAÇÃO, INDEPENDENTE DA ÁREA.....	61

FIGURA 22. RESULTADOS DA ANÁLISE CIRCULAR PARA A OCORRÊNCIA DE SAZONALIDADE NA DEPOSIÇÃO DE SEMENTES AO LONGO DE UM ANO EM CINCO DIFERENTES SISTEMAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA E SEU RESPECTIVO ECOSISTEMA DE REFERÊNCIA DE UMA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL (ÁREA 1)....	62
FIGURA 23. RESULTADOS DA ANÁLISE CIRCULAR PARA A OCORRÊNCIA DE SAZONALIDADE NA DEPOSIÇÃO DE SEMENTES AO LONGO DE UM ANO EM CINCO DIFERENTES SISTEMAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA E SEU RESPECTIVO ECOSISTEMA DE REFERÊNCIA DE UMA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL (ÁREA 2)....	63
FIGURA 24. ESQUEMA DE INSTALAÇÃO DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO.	80
FIGURA 25. DENSIDADE DE SEMENTES (SEMENTES/M ²) TOTAL DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO DOS SISTEMAS DE RESTAURAÇÃO DA ÁREA 1 E 2.	83
FIGURA 26. DENSIDADE DE SEMENTES POR FORMA DE VIDA, DETERMINADA NO BANCO DE SEMENTES DO SOLO DOS DIFERENTES SISTEMAS DE RESTAURAÇÃO. DENSIDADE DE SEMENTES TOTAL POR FORMA DE VIDA (A) E DENSIDADE DE SEMENTES HERBÁCEAS (B) DA ÁREA 1; DENSIDADE DE SEMENTES TOTAL POR FORMA DE VIDA (C) E DENSIDADE DE SEMENTES HERBÁCEAS (D) DA ÁREA 2.....	83
FIGURA 27. MÉDIA E MEDIANA DA ABUNDÂNCIA DE SEMENTES DO BANCO EM CADA SISTEMA DE RESTAURAÇÃO DA ÁREA 1 (A) E DA ÁREA 2 (B), RESPECTIVAMENTE.....	84
FIGURA 28. CURVAS DE RAREFAÇÃO DAS ESPÉCIES ENCONTRADAS NO BANCO DE SEMENTES DO SOLO DOS DIFERENTES SISTEMAS DE RESTAURAÇÃO DA ÁREA 1 (A) E DA ÁREA 2 (B).	86
FIGURA 29. PROPORÇÃO DE ESPÉCIES E INDIVÍDUOS TOTAL POR FORMA DE VIDA, DETERMINADA NO BANCO DE SEMENTES DO SOLO DOS DIFERENTES SISTEMAS DE RESTAURAÇÃO. PROPORÇÃO DE ESPÉCIES E INDIVÍDUOS POR FORMA DE VIDA (A) E PROPORÇÃO DE ESPÉCIES E INDIVÍDUOS DA FORMA DE VIDA HERBÁCEA (B) DA ÁREA 1; PROPORÇÃO DE ESPÉCIES E INDIVÍDUOS POR FORMA DE VIDA (C) E PROPORÇÃO DE ESPÉCIES E INDIVÍDUOS DA FORMA DE VIDA HERBÁCEA (D) DA ÁREA 2,.....	87
FIGURA 30. EXEMPLARES DE ALGUMAS ESPÉCIES AMOSTRADAS NO BANCO DE SEMENTES DO SOLO. (A) <i>SENEGALIA POLYPHYLLA</i> (DC.) BRITTON & ROSE, (B) <i>PIPER SP.</i> , (C) <i>CECROPIA PACHYSTACHYA</i> TRÉCUL., (D) <i>URERA BACCIFERA</i> (L.) GAUDICH.	94

LISTA DE TABELAS

TABELA 1. COMPOSIÇÃO DA CHUVA DE SEMENTES DOS PLANTIOS DE RESTAURAÇÃO E DO FRAGMENTO FLORESTAL DA ÁREA 1 (FAZENDA EXPERIMENTAL LAGEADO)	44
TABELA 2. COMPOSIÇÃO DA CHUVA DE SEMENTES DOS PLANTIOS DE RESTAURAÇÃO E DO FRAGMENTO FLORESTAL DA ÁREA 2 (FAZENDA EXPERIMENTAL EDGÁRDIA)	45
TABELA 3. ÍNDICES DE DIVERSIDADE DA CHUVA DE SEMENTES DOS DIFERENTES SISTEMAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA E DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS DA ÁREA 1 E 2	51
TABELA 4. ÍNDICES DE DIVERSIDADE DA CHUVA DE SEMENTES DOS DIFERENTES SISTEMAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA E DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS DA ÁREA 1 E 2	84
TABELA 5. COMPOSIÇÃO DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO DA ÁREA 1 (FAZENDA EXPERIMENTAL LAGEADO)	89
TABELA 6. COMPOSIÇÃO DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO DA ÁREA 2 (FAZENDA EXPERIMENTAL EDGÁRDIA)	91

LISTA DE APÊNDICES

Apêndice 1. Relação das espécies que constituem a chuva de sementes das áreas 1 e 2 (Fazenda Experimental Lageado e Edgardia, respectivamente).

Apêndice 2. Relação das espécies que constituem o banco de sementes do solo da área 1 (Fazenda Experimental Lageado).

Apêndice 3. Relação das espécies que constituem o banco de sementes do solo da área 2 (Fazenda Experimental Edgardia).

Apêndice 4. Espécies utilizadas nos plantios experimentais entre os anos de 1997 e 1998.

CHUVA E BANCO DE SEMENTES DO SOLO EM DIFERENTES SISTEMAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL Botucatu, 2015. 162 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista.

Autora: DIANA ELIZABETH VILLOTA CERÓN

Orientadora: VERA LEX ENGEL

RESUMO

A avaliação da regeneração natural dos ecossistemas é importante porque permite entender a sucessão natural e determina se os esforços para recuperar a estabilidade e integridade biológica estão sendo efetivos. Na regeneração natural dos ecossistemas, a disponibilidade de sementes é um fator importante para a sobrevivência e persistência da comunidade vegetal dentro do hábitat. Assim, o banco e a chuva de sementes têm sido considerados como os principais processos para a manutenção das comunidades vegetais. O objetivo do presente estudo foi avaliar a importância da dispersão e persistência de sementes no banco do solo na dinâmica de regeneração da comunidade vegetal em diferentes sistemas de restauração da floresta estacional semidecidual. O estudo foi realizado em duas áreas experimentais de Botucatu (São Paulo), cada uma contendo características diferentes de solo. Em cada área, há 18 anos, foram implantados cinco sistemas de restauração sob um delineamento em blocos com três repetições, e parcelas de 50 x 50 m, sendo: a) semeadura direta (SEMD), b) sistema agroflorestal (SAF), c) consórcio de espécies para madeira e lenha (COML), e) plantio diversificado (PDIV) e f) restauração passiva (controle) (RPSV). Além disso, foi avaliado um fragmento de floresta natural (FRAG) nas duas áreas como ecossistema de referência. Para o estudo da chuva de sementes, foram instalados, em cada parcela, 4

coletores circulares de 0,25 m², e as sementes depositadas foram coletadas mensalmente durante um ano. As amostras de solo para análise do banco de sementes foram coletadas até 5 cm de profundidade (8 amostras por parcela), duas vezes no ano (época chuvosa e época seca), que foram instaladas em caixas de germinação no viveiro. A emergência de plântulas foi monitorada durante seis meses. A chuva de sementes da área 1 foi dominada por espécies anemocóricas, principalmente lianas, especialmente na RPSV (73,3%) e na SEMD (53,3%); na área 2, as maiores proporções foram encontradas no FRAG (72,7%) e na SEMD (63,2%), porém o PDIV promoveu uma maior deposição de sementes zoocóricas com 76,89 % e 42,9 % na área 1 e 2 respectivamente. Foram encontradas diferenças estatísticas da abundância de sementes na chuva entre os sistemas de restauração das duas áreas ($P < 0,05$). A proporção de espécies alóctones foi maior que das autóctones em ambas as áreas, sendo a RPSV e SEMD os sistemas com predominância de indivíduos e espécies alóctones. Houve predominância de espécies herbáceas no banco de sementes em todos os sistemas de restauração, com 83% e 73% para a área 1 e 2 respectivamente. A maior densidade foi representada pelo SAF (775 sementes/m²) na área 1 e na área 2 pela RPSV (1.228 sementes/m²). Apenas quatro espécies lenhosas foram registradas na área 1, sendo três delas presentes na RPSV. Na área 2 foram identificadas nove espécies lenhosas pioneiras, três delas na SEMD e no COML, duas delas na RPSV, no SAF e no PDIV, e cinco no FRAG. Os resultados evidenciaram que o banco de sementes influenciou pouco na regeneração florestal dos sistemas de restauração, considerando assim, que os sistemas de plantios de restauração dependem mais da chuva de sementes alóctone para a continuidade da sucessão secundária.

Palavras-chave: regeneração natural, integridade biológica, banco de sementes do solo, chuva de sementes, sucessão natural, resiliência

SEED RAIN AND SOIL SEED BANK IN DIFFERENT RESTORATION SYSTEMS OF THE SEASONAL SEMIDECIDUOUS TROPICAL FOREST. Botucatu, 2015. 162p. Dissertation (MSc in Forest Science) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista.

Author: DIANA ELIZABETH VILLOTA CERÓN

Supervisor: VERA LEX ENGEL

ABSTRACT

The assessment of natural regeneration is important to understanding the successional trajectory of restored ecosystems and determining if the efforts to restore the stability and biological integrity are being effective. Seed availability is an important factor for the survival and persistence of plant community within the habitat. Thereby, seeds bank and seeds rain have been considered as the principal processes for plant communities maintenance. The aim of this study was to evaluate the role of the soil seed bank and the seed rain for the regeneration dynamics of plant communities under different seasonal semi-deciduous forest restoration systems. The study was undertaken in two experimental sites at Botucatu county (São Paulo), each one having contrasting soil characteristics. Five restoration systems were established in 1997-1998, in a random block design with three replications in each site, with 50 x 50 m plots. Treatments were: a) direct seeding (SEMD), b) agroforestry system (SAF), c) timber and firewood mixed species plantation (COML), e) high-diversity plantation (PDIV) and f) passive restoration as control (RPSV). Furthermore, a natural forest fragment (FRAG) was evaluated in each area as a reference ecosystem. Soil samples were collected at 5 cm depth (8 samples per plots), in order to analyse the seed bank by the germination method, respectively during the rainy and dry seasons. Soil samples were installed in germination boxes at the nursery. Seedling emergence was monitored during six months. For the seed rain study, 4 circular traps of 0.25 m² were installed in each plot, and the seeds were collected monthly during one year. The seed bank was composed mainly by herbaceous species in all restoration systems, comprising 83% and 73% of species for areas 1 and 2 respectively. The seed bank average density was 632.29 and 794.61 seeds / m², for areas 1 and 2, respectively. The highest density was represented by SAF (775 seeds / m²) in area 1; and in RPSV (1,228 seeds / m²). in area 2. Only four woody species were registered

in area 1, three of them were found in RPSV system. In area 2, nine woody species were identified, three of them were found in SEMD and COML systems; two of them in RPSV, SAF and PDIV systems; and five of them were exclusive to the FRAG system. Soil seed bank abundance was statistically different ($P < 0.05$) between the two areas (3,642 in area 1 and 4,577 in area 2). In area 1, seeds rain was dominated by anemochoric species, with the highest proportion in RPSV (73.3%) and SEMD (53.3%) systems. In area 2, the highest proportions were found in FRAG (72.7%) and the SEMD (63.2%) systems. PDIV system promoted a greater deposition of zoochoric seeds with 76.89% and 42.9% of all species in area 1 and 2 respectively. Seed rain abundance was statistically different between the two areas ($P < 0.05$). The proportion of allochthonous species was greater than autochthonous ones, being RPSV and SEMD the systems with higher predominance of allochthonous species and individuals, representing more than 60% in both areas. The results showed that soil seed bank had a minor role for forest regeneration of the restored systems, while successional trajectory in both sites are highly dependable on the allochthonous seed rain.

Keywords: Natural regeneration, Biological integrity, Soil seed bank, Seed rain, Natural succession, Resilience

1. INTRODUÇÃO GERAL

Nos ecossistemas em processo de restauração se faz necessário avaliar o potencial de regeneração da estrutura arbórea (SAMPAIO et al., 2007), com o fim de determinar se as metas para recuperar a sua estabilidade e integridade biológica (SER, 2004; ENGEL; PARROTTA, 2008) estão sendo cumpridas, em busca de viabilidade ecológica (ENGEL; PARROTTA, 2008). A regeneração natural é um componente importante da resiliência do ecossistema, já que torna as florestas capazes de se recuperar após distúrbios naturais ou antrópicos. Esse processo é ainda mais importante nas florestas tropicais. Devido à sua complexidade, é mais difícil reintroduzir todas as espécies em um ecossistema, e deste modo a regeneração pode garantir a entrada de novas espécies (HOLL et al., 2000).

A regeneração natural, entendida como o processo natural de auto-recuperação das florestas tropicais após distúrbios (GÓMEZ-POMPA, 1971; ENGEL; PARROTTA, 2008), determinará as trajetórias possíveis da sucessão secundária. A partir da avaliação do processo de regeneração pode-se identificar as principais barreiras que devem ser superadas, a fim de acelerar a sucessão (SAMPAIO et al., 2007). Como principais barreiras para a regeneração natural de florestas, destacam-se a baixa disponibilidade de propágulos, falhas no recrutamento de plântulas e falhas no estabelecimento de interações essenciais para a manutenção da integridade (ausência de polinizadores e dispersores) (NEPSTAD et al., 1990; PARROTTA, 1993; BORGES; ENGEL, 1993).

Inicialmente, a restauração de florestas secundárias depende da disponibilidade de sementes (WIJDEVEN; KUZEE; 2000; HOLL et al., 2000). A limitação de propágulos tem sido uma preocupação comum na restauração (McCLAIN et al., 2011),

porém não é só um problema nos estádios iniciais de sucessão da floresta, mas também na estabilidade a longo prazo do ecossistema restaurado (ENGEL; PARROTTA, 2008). A estabilidade do ecossistema, do ponto de vista demográfico depende, entre outros fatores, da entrada e saída de indivíduos nas populações. O recrutamento e estabelecimento de uma espécie em uma comunidade dependerá de uma série de filtros ecológicos a serem superados, e só aquelas espécies que apresentem atributos apropriados para superar os filtros formarão parte da assembleia das comunidades locais (POFF, 1997).

A regeneração natural pode se dar a partir de uma série de processos, como a dispersão de sementes (chuva de sementes, podendo ser agentes dispersores o vento e os animais), o banco de sementes do solo, o banco de plântulas e a brotação das touças e raízes (MARTINS; ENGEL, 2007; LEYSER, 2012), processos que exercem um papel fundamental no equilíbrio dinâmico das florestas (PICKETT et al., 1987), garantindo sua sucessão.

O banco de sementes do solo é uma reserva de sementes viáveis presentes no solo não germinadas (THOMPSON; GRIME, 1979; GONZÁLEZ-RIVAS et al., 2009). O banco de sementes do solo é considerado como iniciador da sucessão em locais degradados, dependendo tanto da frequência quanto da intensidade do distúrbio anterior (GONZÁLEZ-RIVAS et al., 2009). Por conseguinte, é considerado também como um indicador de resiliência do ecossistema a distúrbios futuros, determinando assim, a trajetória da sucessão secundária (PAKEMAN; SMALL, 2005), já que após um grande distúrbio, a recolonização da vegetação ocorre principalmente através do banco de sementes do solo (SCHMITZ, 1992).

A chuva de sementes é um importante processo na manutenção das comunidades vegetais, sendo a partir da dispersão de sementes que se apresenta a formação do banco de sementes do solo, promovendo a entrada de novos indivíduos (TILMAN, 1999). Deficiências na chuva de sementes levam a um possível fracasso das sementes chegarem a um local favorável (MULLER-LANDAU et al., 2002), o que alterará processos tais como o recrutamento de sementes no banco do solo ou a germinação e estabelecimento das espécies.

A dinâmica do banco de sementes depende da entrada de sementes através da chuva, e a saída através de processos como a germinação e predação, entre outros (WIJDEVEN; KUZEE, 2000). O equilíbrio da disponibilidade de sementes, caracterizada pelo ganho (dispersão de sementes), presença (banco de sementes) e perda de sementes

(GONZÁLEZ-RIVAS, 2009), representa a superação de barreiras que estão impedindo a restauração florestal (REID; HOLL, 2013).

A adoção de plantios de espécies arbóreas nativas, entendida como alternativa de restauração de florestas degradadas, pode acelerar a sucessão da vegetação natural. Estes plantios exercem um efeito “catalizador” na sucessão secundária, facilitando a regeneração natural em florestas tropicais, já que promovem mudanças nas condições microclimáticas do sub-bosque, aumentando a complexidade da estrutura da vegetação (maior entrada de propágulos; supressão de invasoras, maior atração de fauna) e desenvolvimento das camadas de húmus e serapilheira que ocorrem nos primeiros anos de crescimento (NEPSTAD et al., 1990; PARROTTA, 1993; BROWN; LUGO, 1994; PARROTTA, 1995; PARROTTA et al., 1997; LAMB, 1998; PARROTTA, 1999; OTSAMO, 2000). Alguns autores (GUARIGUATA et al., 1995; MONTAGNINI et al., 1999) afirmam que as plantações mistas promovem a regeneração de uma maior diversidade de espécies no sub-bosque do que as plantações puras. Além disso, a escolha de espécies e a complexidade estrutural do dossel irão afetar o processo de catalização da regeneração natural exercido pelo plantio (PARROTTA et al, 1997). A composição das espécies que formam o dossel pode afetar a colonização do sub-bosque por outras espécies, já que as espécies diferem em sua atratividade para a fauna dispersora (aves e morcegos), e de acordo com a sua arquitetura de copa provêm hábitat mais adequado para o estabelecimento (PARROTTA, 1995), superando desta forma, filtros ecológicos como a dispersão.

Por outro lado, a qualidade da paisagem de entorno também influirá de forma efetiva nos processos de regeneração, pois a entrada de propágulos através da chuva de sementes depende da existência de populações fonte (remanescentes de vegetação nativa), bem como da permeabilidade desta paisagem a agentes dispersores (METZGER, 2008; SILVA, 2008).

Em 1997, iniciou-se um projeto de restauração ecológica denominado “Restauração da Mata Atlântica em Sítios Degradados do Estado de São Paulo”, com o intuito de avaliar a sustentabilidade ecológica e econômica de cinco diferentes sistemas de restauração florestal, voltados para sua aplicação a médias e pequenas propriedades (ENGEL, 2000a; ENGEL; PARROTTA, 2000b). Esses sistemas vêm sendo estudados ao longo dos anos quanto a indicadores ecológicos e silviculturais (SIDDIQUE et al., 2008; NOGUEIRA Jr et al., 2011; 2014; RÉ et al 2015). Entretanto, os processos de

regeneração natural não têm sido bem estudados. Após 18 anos de instalação, foi preciso conhecer o papel do banco e da chuva de sementes nesses processos.

Essa dissertação encontra-se dividida em dois capítulos. O capítulo I avalia a deposição de sementes (chuva de sementes) nestas mesmas áreas de restauração da floresta Estacional Semidecidual. O Capítulo II refere-se ao estudo das reservas de sementes nestas áreas em processo de restauração através do banco de sementes do solo.

2. OBJETIVO GERAL

Este estudo visa testar as hipóteses de que os diferentes sistemas de plantios de restauração são capazes de facilitar os processos ecológicos da regeneração natural da vegetação nativa, através da recuperação do banco de sementes do solo e do aumento da chegada de propágulos via dispersão. A predição é de que a diversidade e complexidade do dossel influem na superação de filtros ecológicos que possam impedir a regeneração das espécies.

Pretende-se responder às seguintes questões:

- Quais são os mecanismos mais importantes para a sucessão natural dos sistemas: a dispersão de sementes ou o banco de sementes do solo?
- A regeneração natural nos diferentes sistemas depende mais de processos endógenos (fontes internas de propágulos) ou de fontes externas (contribuição da paisagem do entorno?)

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Filtros ecológicos

Os filtros ecológicos são um conjunto de regras e condições abióticas e bióticas, as quais devem ser superadas pelas espécies para o seu crescimento, sobrevivência e reprodução. O conceito está baseado nas regras de montagem de uma comunidade ou regras de assembleia. Em outras palavras, os filtros ecológicos são as restrições que determinam a coexistência das espécies a partir de um pool regional de espécies capazes de colonizar um novo habitat (KEDDY, 1992; WILSON; GITAY, 1995; DIAZ et al., 1998; HOBBS; NORTON, 2004).

Hobbs e Norton (2004) comentam a existência de duas categorias de filtros: I. Filtros abióticos (clima, substrato, estrutura da paisagem), II. Filtros bióticos (competição, predação, disponibilidade de propágulos ou dispersão, perturbação, mutualismo). Neste mesmo contexto Fattorini e Halle (2004) estabelecem o fator socioeconômico como um terceiro filtro (papel do homem e da sociedade na restauração). Outros autores mencionam a perturbação como um filtro independente dos filtros bióticos e abióticos (WOODWARD; DIAMENT, 1991; DIAZ et al., 1999).

Em alguns casos os filtros são tão restritivos que podem ser considerados como barreiras que impedem a continuidade da sucessão, como acontece frequentemente em áreas degradadas. A maior probabilidade de sucesso da restauração parte da identificação dos principais filtros ecológicos (ENGEL; PARROTTA, 2008), visando determinar o grau de esforço necessário para restaurar um ecossistema (resistência de um ecossistema à restauração) (HOBBS; NORTON, 2004). O conhecimento de como superar as

barreiras identificadas permite propor e planejar um enfoque desejável para as etapas futuras da restauração (ENGEL; PARROTTA, 2008).

Os filtros ecológicos mudam tanto no espaço quanto no tempo (WOODWARD; DIAMENT, 1991). Haverá barreiras em alguma ou em todas as etapas da restauração; entretanto, diferentes ações de restauração ecológica podem alterar a disponibilidade de espécies e os impactos dos filtros. Vários autores (HOBBS; NORTON, 2004; FUNK et al., 2008) sugerem a possibilidade de modificar os filtros bióticos (por exemplo, com a introdução de propágulos em um local com o fim de superar o filtro da dispersão) e abióticos (por exemplo, queimas controladas) visando acelerar a sucessão.

No modelo de filtros ecológicos as espécies devem passar primeiro pelo filtro abiótico, e se este é superado, haverá colonização do habitat pelas espécies e, portanto, interações biológicas com aquelas espécies já estabelecidas (segundo filtro) (Figura 1). Deste modo, o estabelecimento de uma espécie em uma comunidade local depende da superação de uma série de filtros ecológicos, cujo processo de filtragem atuará de acordo com as características das espécies. Somente aquelas espécies que apresentem atributos apropriados para superar os filtros serão conduzidas a formar parte da assembleia das comunidades locais (POFF, 1997).

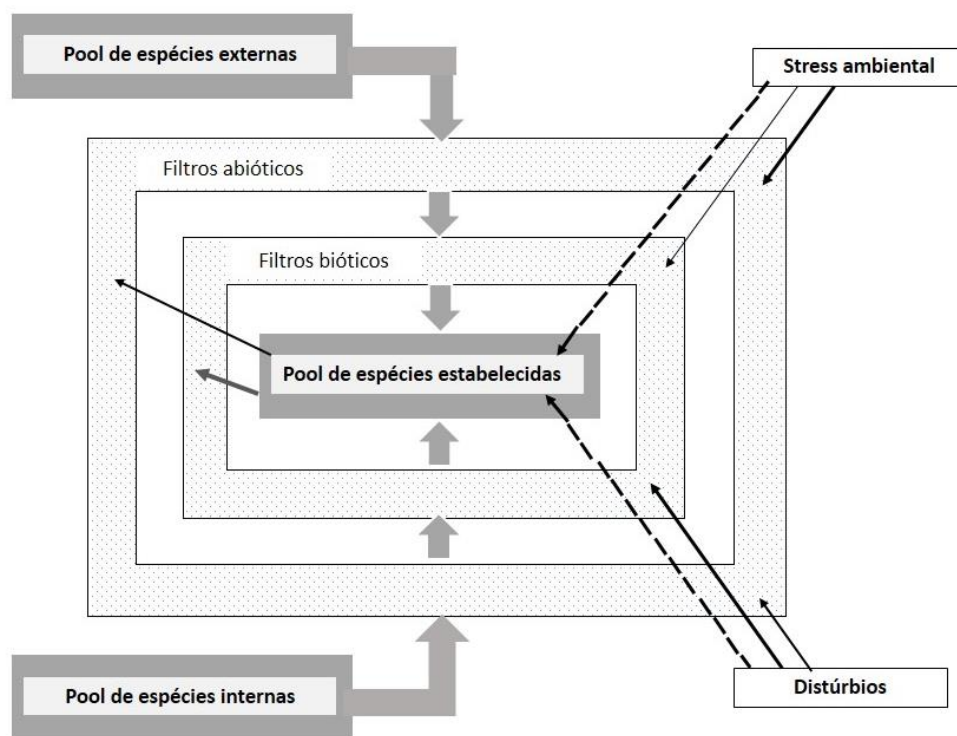


Figura 1. Diagrama esquemático do modelo dinâmico de filtros ecológicos. O pool de espécies estabelecidas representa o estado atual da estrutura da comunidade em um local. Novas espécies podem invadir o local a partir da dispersão dos arredores (pool de espécies externo) ou a partir de um banco (pool interno de espécies), sujeitas à superação do filtro abiótico (condições físicas ou químicas do local) e ao filtro biótico (interações com outras espécies). Os tamanhos de malha dos filtros são constantemente reajustados pela retroalimentação interna e estímulos externos (estresse e perturbação ambiental), representado com setas pretas. Linhas de seta grossas representam um forte efeito, e linhas de seta finas um efeito fraco, as linhas de seta tracejadas representam uma grave perturbação. Fonte: Fattorini e Halle, 2004.

Por outro lado, nas populações de plantas a limitação de propágulos é um fator limitante. A riqueza local de espécies está geralmente restrita pela dispersão, afetada principalmente pela perturbação do ecossistema, processo no qual os filtros ecológicos influenciam diretamente na conformação da assembleia da comunidade (ZOBEL, 1997; MYERS; HARMS, 2009).

Clark et al., (2007) realizaram uma meta-análise de 159 espécies, cujos estudos concluíram que a maioria das espécies apresentaram um número limitado de sementes, especialmente em áreas perturbadas. Esta evidência revela a importância de entender o papel dos filtros ecológicos na restauração, especialmente quando se envolve nesta série de questões a relevância que a disponibilidade de propágulos tem no nível da comunidade.

3.2. Regeneração natural

Existem diversos conceitos de regeneração natural, principalmente abordam duas perspectivas. Alguns autores definem a regeneração natural sob um enfoque mais dinâmico, tentando explicar essa abordagem como a interação dos processos naturais que levam à recuperação do ecossistema florestal após distúrbios, até que atinja novamente o estágio de floresta madura (SALDARRIAGA; UHL, 1991). Para Inoue (1979) a regeneração natural é definida como o processo de reconstruir ou perpetuar povoamentos florestais pela disseminação natural de sementes e da produção vegetativa autógena.

Outros autores (LAMPRECHT, 1990; PANCEL, 1993) usam um conceito estático, limitando-se a descrever a regeneração natural como uma categoria de tamanho ou idades das árvores. O conceito estático é mais usado em silvicultura e manejo florestal. Autores como Lamprecht (1990) consideram como regeneração natural os indivíduos com altura igual ou maior a 30 cm e com DAP de até 10 cm. Para Volpato (1994) a regeneração natural são todos os indivíduos com DAP inferior a 5 cm. Enquanto para Gama et al., (2002) o critério de inclusão das espécies não está restringido a um valor numérico, definindo a regeneração natural como o conjunto de indivíduos de espécies arbóreas em estágio inicial de desenvolvimento em uma floresta, incluindo desde mudas recém germinadas até árvores juvenis.

Segundo Garwood (1989) e Guo et al (2005) as espécies das florestas tropicais são regeneradas de diferentes formas, e dependem de uma série de mecanismos, como: (i) Chuva de sementes (sementes recentemente dispersadas), (ii) Banco de sementes no solo (estoque de sementes viáveis no solo), (iii) Banco de plântulas (população de plântulas da espécie que é capaz de permanecer no subbosque da floresta), (iv) potencial vegetativo (emissão de rebrotas de touças ou troncos e/ou brotação de raízes provenientes de indivíduos danificados). A predominância de um ou outro mecanismo pode ser modificada, dependendo da intensidade da perturbação sofrida, o que, por conseguinte, pode alterar a velocidade de regeneração da floresta (WHITMORE, 1991; GUARIGUATA; DUPUY, 1997; GUO et al., 2005).

Os estudos dos mecanismos de regeneração natural fornecem um melhor entendimento da dinâmica da mudança dos processos sucessionais, modificações na composição florística, previsões sobre o desenvolvimento futuro de uma floresta, entre outros, pois permite conhecer a relação das espécies que compõem as etapas iniciais e futuras

de seu desenvolvimento (OLIVEIRA, 1995). Rodrigues et al., (2004) consideram que a regeneração natural pode ser catalogada como um indicador de avaliação do processo de restauração de um ecossistema. Nesta perspectiva, além de conhecer a composição e a estrutura florística do componente regenerante, sua posterior comparação com a estrutura da comunidade adulta pode permitir inferências sobre a dinâmica florestal (SALLES; SCHIAVINI, 2007; MARCHESINI et al., 2009).

3.3. Dispersão de sementes

Dispersão é o processo ecológico pelo qual os indivíduos, através de seus diásporos, se movimentam dentro e entre populações, alterando sua distribuição e estrutura genética (VAN DER PIJL, 1982). Outros autores definem a dispersão de sementes como o movimento das sementes fora da planta mãe, até um local favorável, onde possam se estabelecer (MULLER-LANDAU, 2000; CLOBERT, 2001; BULLOCK, 2002; NATHAN et al, 2008).

O ciclo de dispersão de sementes é uma sucessão de processos pelos quais as sementes produzidas por uma planta mãe se movimentam (processo de dispersão de sementes), germinam e são recrutadas como plantas adultas, sendo estas, capazes de disponibilizar frutos e sementes para a seguinte geração (HERRERA et al., 1994). Portanto, a dispersão de sementes é importante para a manutenção da diversidade genética de uma população, já que permite um fluxo gênico, influenciando a composição e estrutura da vegetação da próxima geração (WILSON, 1993; WANG, SMITH, 2002) (Figura 2).

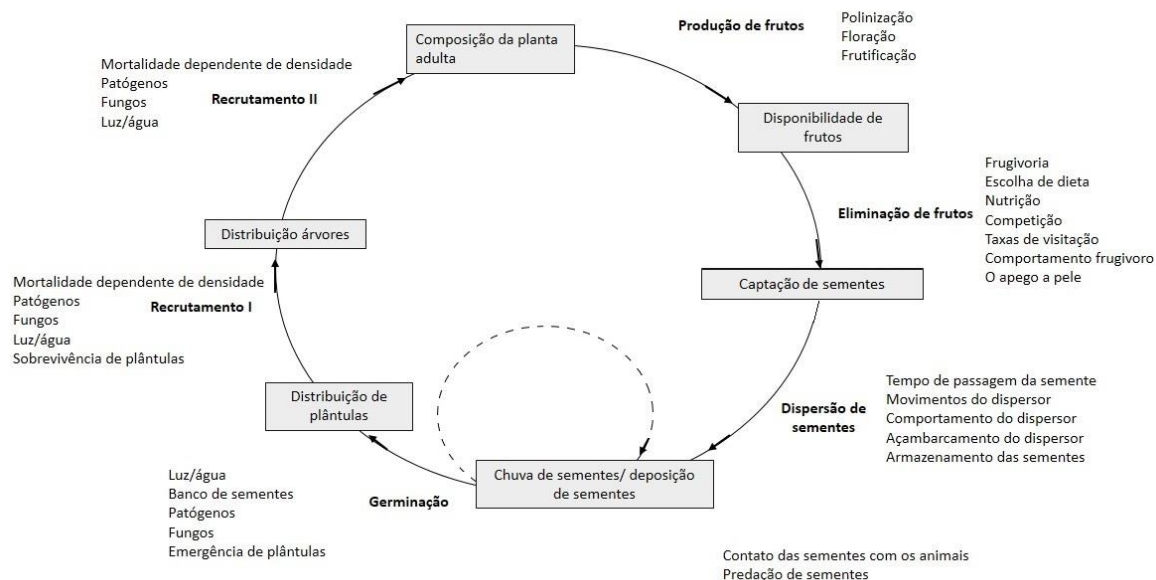


Figura 2. Esquema que ilustra o ciclo de dispersão de sementes, representado por duas principais abordagens utilizadas para compreender a dispersão de sementes mediada pelos animais: 1) Padrões e processos naturais da dispersão de sementes (lado direito da figura); 2) Consequências do processo de dispersão de sementes (lado esquerdo da figura). Fonte: Herrera, 1994.

O processo da dispersão de sementes pode ser de dois tipos: 1) Dispersão primária – distribuição espacial das sementes recentemente amadurecidas, ao redor da planta mãe; 2) Dispersão secundária – em sementes que já chegaram ao solo e se movimentam a outros locais, por meio da ação dos mamíferos (por exemplo, roedores) e insetos (por exemplo, formigas) (WANG, SMITH, 2002). Menciona-se também para este último caso a incorporação das sementes no solo (RIBAS-FERNÁNDEZ et al., 2008). A dispersão de sementes é considerada como “ponte demográfica,” por ter um papel importante na conexão entre o ciclo reprodutivo das plantas mãe com a perpetuação das mesmas, estabelecendo sua descendência (HERRERA et al., 1994).

A dispersão pode ocorrer tanto no espaço quanto no tempo. A dispersão no espaço é definida como a transferência de diásporos a certa distância, enquanto a dispersão no tempo é a capacidade de sobrevivência dos diásporos no solo, por períodos longos e em condições inadequadas (POSCHLOD et al., 2005). A dispersão no tempo é importante para a recolonização de habitats, por ter o papel de ser uma fonte de armazenamento de sementes. (POSCHLOD; BONN, 1998).

Existem principalmente três mecanismos ou vetores de dispersão (dispersão no espaço): 1) anemocoria, quando a dispersão é feita pelo vento; 2) autocoria ou

autodispersão, quando a planta possui mecanismos próprios para a dispersão de suas sementes; e 3) a zoocoria, quando a dispersão é feita por animais (VAN DER PIJ, 1982). Esse último tipo de dispersão pode-se dividir em: (I) epizoocoria, ou dispersão a partir das partes do corpo dos animais, e (II) endozoocoria, ou dispersão após a alimentação e digestão dos animais. (POSCHLOD e BONN, 1998).

A anemocoria tem alto potencial de dispersão a longas distâncias (BONN et al., 2000). O vento é o vetor de dispersão mais comum e geralmente as comunidades de plantas de paisagens abertas contam com uma grande proporção de espécies dispersadas pelo vento (TACKENBERG et al., 2003), tendo uma alta produção de sementes, mas um baixo potencial de dispersão no tempo (POSCHLOD et al., 2005).

A zoocoria é provavelmente um dos mais importantes vetores para a dispersão a longa distância, já que os animais dispersores possuem um papel fundamental na colonização de novos ecossistemas, ampliação de populações existentes e manutenção de ecossistemas em processo de restauração através da formação de um banco de sementes, ocasionando grande efeito em sua dinâmica e estrutura florística (POSCHLOD; BONN, 1998).

Mamíferos frugívoros são vetores chave para a dispersão a longa distância por usarem grandes áreas e possuírem alto tempo de retenção das sementes no intestino, permitindo a expansão das populações de plantas (HERRERA, 1989; OTANI, 2002; JORDANO et al., 2007). Por outro lado, os invertebrados não são capazes de transportar sementes em grandes distâncias (POSCHLOD; BONN, 1998).

O processo de dispersão de sementes influencia outros processos naturais, entre os quais se têm a colonização de novos habitats por parte das plantas, para a manutenção da diversidade, visando assim à sucessão, regeneração e conservação (WANG, SMITH, 2002). Para que este processo natural ocorra, deve existir um mínimo de recrutamento de plantas. A taxa potencial de recrutamento das espécies pode ser determinada pela dispersão das sementes, embora a simples chegada de sementes a um determinado local não garanta o recrutamento das plantas (NATHAN, MULLER-LANDAU, 2000; REID, HOLL, 2013). Um evento de dispersão só será bem sucedido se ocorrer a germinação e o estabelecimento (ERIKSSON; JAKOBSSON, 2000).

Geralmente, as sementes da maioria das plantas são dispersadas a distâncias curtas (inferior a uma dezena de metros) em relação à planta mãe. Portanto, a dispersão definirá a dinâmica das populações e das comunidades locais (NATHAN et al.,

2008). A probabilidade de sobrevivência das sementes depositadas longe da planta mãe é maior do que das sementes depositadas próximo delas, de acordo com a hipótese de JANZEN (1970) e CONNELL (1971) e que tem sido confirmada por dados de pesquisa (CAIN, 2000). A dispersão a longa distância permite que se apresente uma maior possibilidade de estabelecimento de um indivíduo, já que se afastam das ações dos predadores presentes próximo da planta mãe. Em geral, embora o número de sementes dispersadas diminua com a distância, quanto mais longe for a distância da dispersão, mais as sementes se beneficiarão da reduzida competição, aumentando assim a probabilidade para seu estabelecimento (NATHAN, MULLER-LANDAU, 2000).

Portanto, na dinâmica das populações e sua persistência, os processos de dispersão a longa distância são importantes (LDD), já que seu conhecimento permite dar resposta a fatores como a fragmentação do habitat (TRAKHTENBROT et al., 2005).

As diferenças observadas na composição de uma comunidade vegetal em resposta à fragmentação e regeneração de habitats dependem das diferentes distâncias da fonte das sementes a serem dispersadas (OZINGA et al., 2004) e da permeabilidade da paisagem aos dispersores (METZGER, 2008). Portanto, o desenvolvimento sucessional de uma floresta está em função da chegada de sementes de diferentes espécies (FENNER e KITAGIMA, 1999). Muitas espécies vegetais são dispersadas por mais de um vetor de dispersão, o que incrementa a probabilidade de que as sementes cheguem em mais locais e a distâncias mais longas (WEBB, 1998; POSCHLOD et al., 2005). No entanto, na dinâmica das populações, a perda de sementes pré-dispersão e pós-dispersão, são fatores que influenciam o recrutamento de uma planta adulta (WANG; SMITH, 2002). Segundo Clark et al. (1998), o recrutamento das sementes apresenta quatro tipos de limitantes: 1) Limitação de dispersão de sementes; 2) Baixas taxas de frutificação; 3) Longas distâncias no processo de dispersão de sementes; 4) Limitação no estabelecimento, fator dependente da sobrevivência e germinação das sementes e sobrevivência das plântulas.

3.4. Banco de Sementes

O banco de sementes do solo define-se como a reserva de sementes viáveis não germinadas no solo, sendo esta reserva uma garantia de sobrevivência das

espécies ao longo do tempo, dentro de um hábitat (THOMPSON; GRIME, 1979). O banco de sementes está conformado por sementes produzidas pela população local e provenientes de outros locais (a partir da dispersão), e sua germinação origina o recrutamento de plântulas na comunidade vegetal (BOSSUYT; HONNAY, 2008). Em outras palavras, essas sementes do banco do solo não germinadas são potencialmente capazes de substituir plantas adultas anuais e perenes (GRIME, 1989).

O banco de sementes do solo pode ser classificado de acordo com a longevidade e persistência das mesmas e também quanto à estratificação (profundidade) das camadas de sementes no solo. Quanto à persistência das sementes, Swaine e Whitmore (1988) consideram apenas duas categorias: (I) sementes efêmeras, aquelas que possuem curta viabilidade e germinam quando a água está disponível); (II) sementes persistentes, aquelas que têm uma viabilidade mais prolongada, associadas com o fenômeno da dormência. Como consequência, o banco de sementes do solo pode ser de tipo transitório, ou seja, a germinação das sementes ocorre em até um ano após a dispersão inicial, ou de tipo persistente, onde as sementes permanecem no solo por mais de um ano após a dispersão (SIMPSON et al., 2012). Thompson et al. (1997), por outro lado, reconhecem três categorias: (1) banco transitório (sementes viáveis < 1 ano); (2) persistente de curto prazo (sementes viáveis de 1 ano até 5 anos); (3) persistente de longo prazo (sementes viáveis durante mais de 5 anos). O banco de sementes persistente de longo prazo apresenta um papel mais significativo na recuperação de comunidades de plantas após distúrbios (BEKKER et al., 1997). Para Poschlod e Jackel (1999), o banco de sementes do solo pode ser classificado em quatro categorias, baseado não só na longevidade mas também na dinâmica do banco e na estratificação no solo (Figura 3).

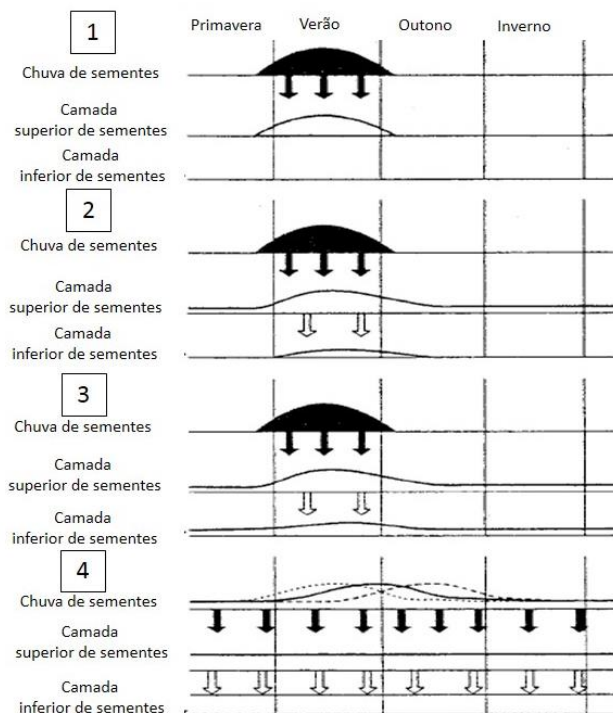


Figura 3. Quatro tipos de banco de sementes, definidos em função da dinâmica estacional da chuva de sementes e sementes nas camadas superiores e mais profundas do solo. 1. Banco de sementes transitório (persistência < 1 ano), 2. Banco de sementes transitório (persistência durante 1 ou 2 anos). 3. Banco de sementes persistente (persistência durante alguns anos ou algumas décadas). 4. Banco de sementes persistente (persistente durante várias décadas). Fonte: Poschold e Jackel 1999.

Existe uma relação entre o tamanho das sementes e sua longevidade. Sementes persistentes (sementes pequenas) são capazes de penetrar nas camadas mais profundas do solo e, portanto, são aquelas sementes que formam o banco de sementes persistente. Enquanto que as sementes grandes não são capazes de penetrar nas camadas profundas do solo, possuem mais reservas e são as que devem germinar logo após a dispersão (HARPER, 1977; THOMPSON, GRIME, 1979; THOMPSON et al., 1993). No banco de sementes predominam sementes pequenas, com longevidade alta, dormência e mecanismos de dispersão eficazes, enquanto as sementes grandes apresentam longevidade curta e pouca dormência (GRIME, 1989). As sementes de longevidade alta contribuem como um depósito de elevada densidade de sementes e uma fonte de plântulas, que garantem a ocupação da floresta após distúrbios, é por isso que representa um potencial de regeneração natural. Além disso, podem ser úteis como uma reserva genética, reduzindo as mudanças genéticas na população (SILVERTOWN, 1982; HILL; MORRIS, 1992; FENNER, 1985).

GARWOOD (1989) estabelece que o tempo de resistência do banco de sementes está baseado nas propriedades fisiológicas das sementes (dormência,

longevidade e viabilidade) e pelas condições bióticas (presença de predadores de sementes) e abióticas. Dormência é entendida como uma característica da semente que impede a germinação, mesmo existindo condições ambientais favoráveis (VLEESHOUWERS et al., 1995). Baskin e Baskin (2001) expõem a existência de cinco tipos de dormência: (I) dormência física, (II) dormência fisiológica, (III) dormência mecânica (IV) dormência morfológica, (V) dormência morfofisiológica. A dormência morfológica é principalmente encontrada em espécies do banco de sementes transitório. Por outro lado, a longevidade é definida como a vida útil da semente após o seu desenvolvimento (LONG et al., 2015).

A persistência das sementes no solo é catalogada como a “memória” da vegetação (BAKKER et al., 1996), sendo o banco de sementes uma fonte potencial de sementes, cuja composição e capacidade de resistência desenvolvem um papel importante na restauração de habitats (ROBERTS, 1981; BAKKER; BERENDSE, 1999). O banco de sementes está conformado em sua maioria por espécies pioneiras de árvores, arbustos e gramíneas (HOPKINS; GRAHAM, 1983; GARWOOD, 1989; SWAINE; WHITMORE, 1988; DALLING et al., 1998), capazes de ocupar rapidamente uma área após a ocorrência de distúrbios, reforçando sua importância na resiliência do ecossistema. Após um grande distúrbio, a recolonização da vegetação ocorre principalmente através do banco de sementes do solo (SCHMITZ, 1992), e a existência do banco pode determinar a trajetória da sucessão secundária em função da escala desses distúrbios (PAKEMAN, SMALL, 2005).

O banco de sementes tem sido demonstrado que desempenha um importante papel na restauração dos ecossistemas, junto com a entrada de sementes através da dispersão de sementes. O banco de sementes exerce um papel relevante na regeneração de diferentes espécies vegetais, pois tem a característica de superar longos períodos de condições desfavoráveis (OOI, 2012), apresentando propriedades tampão, chave para a persistência das espécies (TORANG et al., 2010). O estudo do banco de sementes permite conhecer aspectos da vegetação (composição, abundância relativa das espécies estabelecidas há pouco tempo). (WILLIMS-LINERA, 1993). Da mesma forma a resiliência de uma determinada área pode ser inferida através da densidade e a diversidade do banco de sementes (ONAINDIA; AMEZAGA, 2000).

Teketay (2005) destaca que o recrutamento das espécies no banco se dá através da chuva de sementes, podendo ocorrer depois perdas pela predação de sementes ou germinação (transferência do banco de sementes para o banco de plântulas). As perdas do banco de sementes são principalmente o resultado de três principais processos: (I)

respostas fisiológicas a sinais ambientais, como a luz, a temperatura, a água e estimulantes químicos, que levam à germinação; (II) processos que levam ao enterramento das sementes ou dispersão; (III) interação com animais e patógenos que levam à morte e senescência natural (que leva à morte fisiológica). Mudanças nestes processos ao longo do tempo determinarão a dinâmica do banco de sementes (SIMPSON et al., 2012) (Figura 4).

Qualquer fator que possa alterar a dinâmica do banco de sementes, consequentemente, modificará a regeneração de plantas, sua persistência, e por sua vez, a dinâmica populacional (PLUE et al., 2013). Pakeman et al. (2005) afirmam que o clima é o fator que tem mais probabilidade de influenciar a dinâmica do banco de sementes.

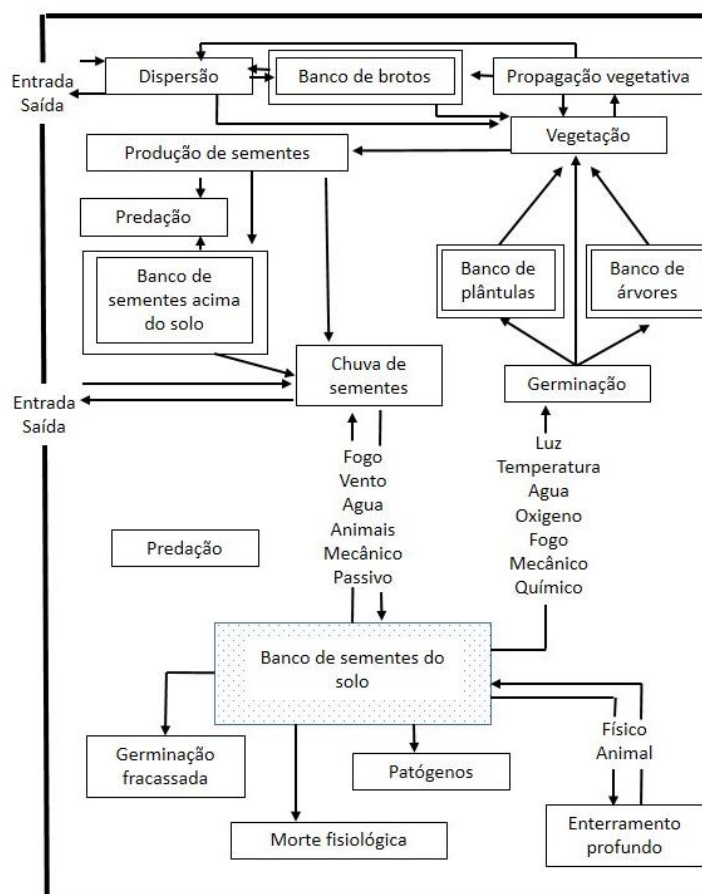


Figura 4. Modelo geral do banco de sementes do solo e a dinâmica da vegetação. Fonte: Simpson et al., 2012.

3.5. Chuva de sementes

A chuva de sementes tem sido definida como a entrada de sementes no solo através da deposição (WANG; SMITH, 2002). Existem dois tipos de sementes dispersadas: as sementes locais, que são dispersadas perto da sua fonte, permitindo a auto

regeneração e conservando a composição florística da área, e as sementes imigrantes, que são aquelas que chegam de áreas mais afastadas (MARTINEZ-RAMOS; SOTO-CASTRO, 1993), podendo contribuir para a riqueza de espécies e a variabilidade genética das populações (CAMPOS et al., 2009). A dispersão local é denominada de autóctone, e a dispersão proveniente de outras localidades é denominada alóctone (VAN DER PIJL, 1982). A chuva de sementes gerada a partir de diásporos autóctones ou alóctones exerce um importante papel na regeneração natural, pois determinará parte da população potencial dentro de uma floresta, devido a sua constante invasão de propágulos locais imigrantes (HARPER, 1977).

Para os processos de restauração, a presença de dispersão alóctone é fundamental, pois permite inserir um conjunto aleatório de espécies nas áreas perturbadas, permitindo recuperar a dinâmica da vegetação local (HOLL, 1999). Por outro lado, a chuva de sementes é um processo importante na manutenção das comunidades vegetais, por ser o mecanismo de entrada das sementes no banco do solo e posteriormente, no banco de plântulas, promovendo a entrada de novos indivíduos (TILMAN, 1999) das espécies já presentes.

Estudos que abordam a chuva de sementes podem fornecer informações acerca da abundância, distribuição espacial, densidade e riqueza de espécies de um determinado local (GROMBONE-GUARANTINI; RODRIGUES, 2002). A chuva de sementes pode representar até 68% de recrutamento de plântulas de espécies arbóreas (WEBB; PEART, 2001). Uma alteração no processo da chuva de sementes pode afetar a perpetuação da maioria das espécies de sementes grandes, devido a que sua persistência depende da germinação imediata após a dispersão de sementes (MELO et al., 2006). Este processo é um dos indicadores da regeneração de áreas degradadas (GUEVARA; GOMEZ-POMPA, 1972; HOPKINS; GRAHAM, 1983).

A chuva de sementes e o banco de sementes do solo devem ser levados em conta nos processos de restauração dos ecossistemas (BAKKER et al., 1996), como um processo dinâmico, dependente um do outro. O conhecimento dos dois fatores, na dimensão temporal e espacial fornecerá um melhor entendimento das possibilidades de restauração (POSCHLOD et al., 2005).

A dispersão de sementes é o fator mais importante na segunda etapa da restauração, depois da ativação do banco de sementes (BAKKER et al., 1996). Porém, o sucesso não depende só do transporte das sementes a longa distância pelos animais; é

importante que existam condições adequadas para a germinação (FENNER, 1987; POSCHLOD, 1996; WEBB, 1996). Diante isto, é relevante enfatizar que a formação do banco de sementes (recrutamento) e a dispersão de sementes de longa distância, são só uma parte da estratégia de restauração dos ecossistemas, pois o estabelecimento das plântulas são igualmente importantes na restauração. A sobrevivência de plântulas representa, assim, um segundo obstáculo à recuperação da floresta tropical (REID; HOLL, 2013).

3.6. Importância das interações planta-animal no processo de restauração ecológica

A restauração ecológica é entendida como a ciência, prática e arte de assistir e manejar a recuperação da integridade ecológica dos ecossistemas que foram degradados, danificados ou destruídos. Um ecossistema em processo de restauração deve conter condições bióticas e abióticas favoráveis, com a finalidade de abranger um nível mínimo de biodiversidade e de variabilidade tanto na estrutura quanto no funcionamento dos processos ecológicos (SER, 2004), levando em conta seus valores ecológicos, econômicos e sociais (ENGEL; PARROTTA, 2008).

Um ecossistema pode ser considerado restaurado se é capaz de se auto-sustentar ao longo prazo, contendo recursos bióticos e abióticos suficientes para continuar seu desenvolvimento sem necessidade de subsídios adicionais, evidenciando assim, sua resiliência a distúrbios ambientais (SER, 2004; ENGEL; PARROTTA, 2008).

Embora a restauração ecológica seja uma atividade efetivada pelo homem, com o fim de resgatar uma relação saudável entre ele e a natureza (ENGEL; PARROTTA, 2008), é importante para seu entendimento, avaliação e monitoramento, partir de entender este processo só ao nível de escala natural. Deve-se levar em conta os fatores ambientais, como os fluxos bióticos e abióticos, avaliando primeiramente a sustentabilidade do ecossistema a partir de evidências do processo de restauração em escala natural (SILVA, 2008).

Inicialmente para determinar se a estrutura e funcionamento dos processos ecológicos do ecossistema cumprem o mínimo de biodiversidade e variabilidade é importante conhecer as relações entre plantas e animais, pois a disponibilidade de sementes dependerá destas interações, que se tornam favoráveis ao estabelecimento de mutualismos nas comunidades naturais (THÉRY et al., 1998).

Aproximadamente de 50 a 90% das espécies de árvores nas florestas tropicais são dispersadas por animais (HOWE; SMALLWOOD, 1982), principalmente por frugívoros. Estes são representados em sua maioria por aves e mamíferos (morcegos) (HOWE, 1986), sendo considerados os principais responsáveis pelo transporte e deposição de sementes nas florestas, contribuindo desta forma para a regeneração da vegetação (THÉRY et al., 1998). Permitem assim a formação do banco de sementes do solo e do banco de plântulas. A partir da dispersão de sementes são geradas as interações entre a fauna e flora, as quais por sua vez estão associadas às questões da restauração (THÉRY et al., 1998).

Baseados nos conhecimentos sobre as interações plantas-animais (predação, polinização e dispersão de sementes) (REIS; KAGEYAMA, 2008), a restauração ecológica procura aumentar a deposição de sementes dispersadas por vertebrados em áreas em processo de restauração, já que a zoocoria é o mecanismo mais freqüente de dispersão das sementes (REIS; KAGEYAMA, 2008). Silva (2008) comenta três tipos de ações que permitem incrementar a deposição de sementes com o fim de acelerar a restauração/regeneração: (I) manutenção de fontes próximas de sementes, (II) plantio programado de mudas de plantas zoocóricas e (III) Introdução de poleiros artificiais.

A dispersão das sementes pelos animais é considerada indispensável na restauração de áreas degradadas, como um auxílio extremamente barato (REIS; KAGEYAMA, 2008), e também como indicador de auto-sustentabilidade do ecossistema em processo de restauração nos estádios sucessionais mais avançados.

4. DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado no município de Botucatu, na região centro-sul do Estado de São Paulo (22°50' S; 48°24' W), nas Fazendas Experimentais Lageado e Edgárdia, pertencentes à Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – câmpus Botucatu (Figura 5). A precipitação média anual é de 1300 mm (registros que oscilam desde 650 mm entre os períodos mais secos e 1850 mm entre os períodos mais úmidos), e a temperatura média anual é de 19,4 °C. Caracteriza-se por ter uma topografia acidentada, com altitudes variando de 775 a 464 m (NOGUEIRA Jr, 2011). A vegetação natural das áreas foi classificada como Floresta Tropical Estacional Semidecidual (IBGE, 2012).

Foram estabelecidas duas unidades experimentais (Área 1. Fazenda Experimental Lageado, Área 2. Fazenda Experimental Edgárdia)(Figura 5), cujas principais características são descritas a seguir, conforme Nogueira Jr., (2000):

Área 1- localizada a 700m de altitude, com solos do tipo Nitossolo Vermelho (NV), com textura argilosa e topografia ondulada. Por mais de 60 anos, desde o começo do século XX, a área foi utilizada para cultivar café, durante os seguintes 10 anos a principal produção foi feijão, finalmente antes de começar os processos de restauração desta área, foi precedida na década dos anos 90, com plantios de capim napier (*Pennisetum purpureum*). Existe um fragmento vizinho de mata ciliar (NOGUEIRA JR, 2000).

Área 2 - localizada a 574m de altitude, sobre um solo tipo Argissolo VermelhoAmarelo (AVA), álico, textura areia franca, sua topografia é suave-ondulado a ondulado. Durante 50 anos, a partir de 1920 foi utilizada como pastagem (*Urochloa decumbens*) e posteriormente a atividade principal foi a plantação de cítricos. Um fragmento

florestal em bom estado de conservação faz parte da vizinhança desta área (NOGUEIRA JR, 2000).



Figura 5. Localização das áreas de estudo. A imagem da direita superior mostra a distância entre as áreas. A imagem da direita inferior mostra o esquema do delineamento das parcelas da área 2.

4.1. Delineamento experimental

Há 18 anos, em cada uma das áreas experimentais, foi instalado um experimento em blocos aleatorizados (com cinco tratamentos e três repetições), cujo principal objetivo foi avaliar diferentes sistemas de restauração florestal, voltados para sua aplicação a médias e pequenas propriedades. Cada parcela tem uma área de 0,25 ha (50 m x 50 m), com uma área total de 3,75 ha. Além dos cinco tratamentos, foi avaliado como ecossistema de referência um fragmento de floresta nativa para cada uma das áreas (Figura 5).

Os tratamentos foram compostos com diferentes associações de espécies, como apresentado a seguir:

Tratamento 1 – Restauração passiva (Controle) (RPSV): São parcelas experimentais controle, onde após a roçada inicial em área total, as mesmas foram abandonadas e não receberam nenhum tipo de intervenção posterior, encontrando-se em processo de sucessão natural (restauração passiva).

Tratamento 2 - Semeadura direta (SEMD): Semeadura direta e manual em linhas, com um espaçamento de 1,0 m x 1,0 m, com cinco espécies pioneiras de rápido crescimento (Apêndice 4). As espécies predominantes atualmente são *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong. (tamboril) e *Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake (guapuruvu) (mais de 80% de indivíduos presentes).

Tratamento 3 - Sistema agroflorestal (SAF): Plantio de árvores em linhas triplas intercaladas em faixas de 5 m, onde foram introduzidas culturas anuais até o fechamento do dossel, sendo depois feito o enriquecimento com espécies frutíferas e medicinais. O espaçamento entre as plantas nas linhas triplas é de 1,5 m e entre linhas de 2 m. nas duas linhas externas das linhas triplas foram plantadas 10 espécies de leguminosas e/ou espécies para lenha (Apêndice 4)

Tratamento 4 - Consórcio para madeira e lenha (COML): Neste tratamento foram plantadas 10 espécies de crescimento rápido para lenha, em linhas alternadas com 15 espécies de crescimento mais lento e ciclo de vida mais longo para madeira (Apêndice 4).

Tratamento 5 - Plantio diversificado (PDIV): Consórcio de 41 espécies de diferentes grupos ecológico-silviculturais, características de remanescentes da

Floresta Estacional Semidecidual da região. Atualmente, cerca de 30 espécies dominam o dossel desse tratamento.

Fragmento de referência (FRAG): O fragmento florestal da Área 1 é uma mata ciliar em estágio secundário, com idade estimada em cerca de 40 anos. Na Área 2, é um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em estágio sucessional avançado, aproximadamente de 300 ha. Apresenta um histórico de perturbação de extração de madeira (*Aspidosperma polyneuron* Mull. Arg. – peroba rosa, principalmente) até o início da década de 80.

No total foram estudadas 36 parcelas de 50 x 50 m (3 repetições e 5 tratamentos, tanto na área 1 quanto na área 2, além de 3 parcelas em cada fragmento de floresta natural). Em cada unidade experimental ou parcela de 50m x 50m foi desprezada uma bordadura de 10 m, ficando uma área útil com 30m x 30m.

CAPÍTULO I. CHUVA DE SEMENTES

RESUMO

Em ecossistemas em restauração, a composição e abundância da chuva de sementes influem na sua trajetória sucessional, estabilidade e resiliência. Nestes casos, a presença de espécies florestais imigrantes indica fluxos positivos na paisagem, e de espécies zoocóricas o restabelecimento de interações importantes na comunidade. Avaliamos a chuva de sementes ao longo de 12 meses em duas áreas experimentais, cada uma com 5 sistemas de restauração estabelecidos há 18 anos de idade. Foi também estudado um fragmento florestal vizinho aos plantios, em cada área, como ecossistema de referência. As hipóteses testadas foram de que tanto a paisagem como a estrutura e composição de cada sistema influem na composição, densidade e diversidade da chuva de sementes, bem como na proporção de espécies alóctones e zoocóricas e na sua sazonalidade. Nossos resultados demonstraram que na chuva de sementes a densidade de deposição de sementes foi superior na maioria dos plantios de restauração da área 1 ($>$ de 900 sementes/m²) e da área 2 ($>$ de 1.300 sementes/m²) quando comparados com o fragmento florestal (700 sementes/m² na área 1 e 900 sementes/m² na área 2) (diferenças significativas $P < 0,05$). A dispersão anemocórica predominou em todos os plantios de restauração de ambas as áreas, com valores superiores a 77% dos indivíduos e 43% das espécies, com a exceção do Plantio Diversificado, que favoreceu a entrada de sementes zoocóricas (79% na área 1 e 49% na área 2). Achamos também uma predominância da dispersão alóctone nos plantios de Restauração Passiva e Semeadura Direta de ambas as áreas, com valores superiores a 60 % (diferenças significativas $P < 0,05$). Houve diferenças de sazonalidade de deposição de sementes tanto entre as áreas quanto entre os sistemas de

plantio, sendo todos bem diferentes do fragmento de referência. Essas diferenças podem ter implicações tanto para a oferta de recursos para a fauna como para o ajuste da dispersão às épocas mais favoráveis para a germinação e o estabelecimento das plântulas. Entretanto, a chegada de propágulos provindos de áreas circundantes sugere uma interação entre os fragmentos florestais de referência e os plantios de restauração, sendo claro que também estão-se recuperando as interações planta-animal dos mesmos, o que é importante tanto na formação do banco de sementes do solo como na trajetória sucessional da comunidade vegetal. A presença de espécies zoocóricas e de sementes maiores foi mais evidente nos plantios diversificados de ambas as áreas, sugerindo que uma maior complexidade do dossel favorece a trajetória sucessional das comunidades em restauração.

Palavras chave: dispersão zoocórica, espécies alóctone, plantio de restauração

5. INTRODUÇÃO

Um dos processos fundamentais para o sucesso da restauração da comunidade vegetal é a dispersão de sementes, tanto no espaço quanto no tempo, sendo o mecanismo inicial da regeneração natural (ZIMMERMAN et al., 2000; BARBOSA; PIZO, 2006). A dispersão de sementes afeta a regeneração também indiretamente, por contribuir para a formação do banco de sementes do solo (BAKKER et al., 1996; THÉRY et al., 1998; POSCHLOD et al., 2005). A ausência da dispersão de sementes durante as etapas da sucessão pode comprometer a sustentabilidade do ecossistema em processo de restauração (AUFFRET; COUINS, 2011).

A chuva de sementes, entendida como a entrada de sementes em uma comunidade através do processo de dispersão, permite conhecer parâmetros importantes que determinam o estado do processo de restauração de um ecossistema, bem como prever o desenvolvimento futuro da comunidade (GROMBONE-GUARANTINI; RODRIGUES, 2002). Entretanto além da produção e dispersão de sementes, para entender o papel da chuva de sementes é importante considerar os nichos de regeneração da comunidade vegetal, sua dinâmica e a limitação para o estabelecimento das espécies em um determinado hábitat (MULLER-LANDAU, 2002), bem como as características da paisagem local ou circundante.

As espécies com dispersão anemocórica são as mais representativas na chuva de sementes (AUGSPURGER; FRANSON, 1988; HOLL, 1999). Para as áreas em processo de restauração, a dispersão por animais cumpre um papel crucial na manutenção da comunidade vegetal. O predomínio da dispersão zoocórica em relação à dispersão

anemocórica pode acarretar diferentes vias de regeneração (JANZEN, 1988). A partir dos animais, principalmente mamíferos frugívoros, considerados vetores chave da dispersão a longa distância, pode se ampliar a população existente, além de facilitar a colonização de outros habitats pelas espécies (HARPER, 1977; VENABLE; BROWN, 1993; JORDANO et al., 2007; MATÍAS et al., 2007). A dispersão zoocórica é importante na regeneração de espécies arbóreas também por apresentar efeitos positivos na conformação, diversidade, abundância e distribuição do banco de sementes do solo (MATÍAS et al., 2007).

A estrutura e composição da vegetação influenciam nos diferentes mecanismos de dispersão e portanto nos processos de regeneração da floresta. Dependendo da composição e estrutura da vegetação estabelecida para restaurar a comunidade vegetal, a regeneração da floresta dependerá mais da atividade dos dispersores de sementes ou da deposição de sementes dispersadas pelo vento (McDONNELL; STILES, 1983; PARROTTA, 1995; LOISELLE et al., 1996; BARBOSA; PIZO, 2006).

A composição do dossel da vegetação pode determinar a abundância e composição da chuva de sementes (PARROTTA, 1995). As sementes podem ser o resultado da comunidade vegetal inicialmente plantada, ou também da comunidade de plantas adjacentes, como resultado do fluxo de sementes na paisagem e da dinâmica das populações (PICKETT; McDONNELL, 1989; MULLER-LANDAU, 2002). E por sua vez, a chuva de sementes determinará também a estrutura da comunidade vegetal, de acordo com o tamanho da semente e habilidade de colonização da espécie, já que há um “trade-off” entre facilidade de dispersão (um menor tamanho da semente maximiza a distância de dispersão) e o estabelecimento das espécies embaixo do sob-bosque (sobrevivência das espécies na sombra é favorecida por sementes grandes) (HARPER, 1997; DALLING. GUARIGUATA, 2002).

Estudos indicam que os plantios de espécies arbóreas nativas voltados para a restauração de florestas degradadas podem cumprir o papel de acelerar a sucessão da vegetação natural, facilitando a regeneração das espécies arbóreas, pois permitem maior entrada de propágulos e maior atração de fauna (PARROTTA, 1999; KEENAN et al., 1999; OTSAMO, 2000; HOLL et al., 2011, 2013).

Nos plantios de restauração, além da abundância e riqueza da chuva de sementes, é importante se determinar qual a procedência das sementes depositadas visando se determinar o potencial de estabelecimento de propágulos como resultado de um

processo de filtragem a partir do “pool” local e regional de espécies (DRAKE, 1990; AUFFRET; COUINS, 2011).

Considerando as informações anteriores, o objetivo deste capítulo foi estudar o papel da chuva de sementes no processo de regeneração de diferentes sistemas de plantios voltados para a restauração da floresta estacional semidecidual instalados há 18 anos.

6. OBJETIVO

Objetivamos, com esta pesquisa, estudar o papel da chuva de sementes na regeneração da comunidade vegetal de diferentes plantios de restauração da floresta estacional semidecidual. As hipóteses de trabalho são:

- A chuva de sementes é um resultado da interação entre a paisagem circundante (fonte de propágulos alóctones) e os sistemas de plantio de restauração.
- A composição e estrutura da comunidade dos sistemas de restauração influem na densidade e diversidade de espécies da chuva de sementes, bem como na proporção de espécies zoocóricas, de sementes de espécies de estágios sucessionais mais avançados, bem como na proporção de espécies autóctones e alóctones.
- A composição e estrutura da comunidade dos sistemas de restauração alteram a sazonalidade de deposição de sementes em relação a sistemas de referência (fragmentos florestais vizinhos).

7. MATERIAL E MÉTODOS

7.1. Amostragem chuva de sementes e determinação de sementes viáveis

Para o estudo da chuva de sementes, foram instalados aleatoriamente quatro coletores em cada uma das parcelas experimentais (40 m x 40 m), sendo no total 72 coletores por cada uma das áreas. Os coletores tinham forma circular de 0,25 m², contendo um funil de tecido fino (*voil*), sendo instalados a 1 m de altura acima do solo (Figura 6).

De março de 2014 a fevereiro de 2015 (12 meses), o material depositado foi coletado mensalmente, colocado em sacos de papel, etiquetado de acordo com o número do coletor e levado ao Laboratório de Ecologia de Restauração Florestal do Departamento de Ciência Florestal da Faculdade de Ciências Agrônômicas – UNESP/Botucatu. Após a secagem das amostras à temperatura ambiente, os propágulos foram triados manualmente, separando-se as sementes e os frutos da serapilheira e outros materiais encontrados (galhos, flores, insetos, fezes de animais).

As sementes encontradas foram separadas em morfotipos, para sua identificação. Quantificaram-se e identificaram-se as sementes de cada um dos coletores instalados, com auxílio de literatura especializada e coleção de referência existente no laboratório. Foram quantificadas apenas as sementes viáveis (semente desenvolvida e sem sinal de dano físico por predação ou qualquer outro fator). As sementes não identificadas no laboratório foram semeadas em caixas de germinação, com areia, pedrisco e substrato, a fim de realizar a identificação das espécies após o desenvolvimento da plântula.

As espécies encontradas na chuva de sementes foram classificadas de acordo com os seguintes critérios:

- 1) quanto à sua síndrome de dispersão (anemocórica, zoocórica e autocórica) (VAN DER PIJL, 1982);
- 2) quanto à sua procedência, em autóctones (constituintes do conjunto das espécies plantadas há 18 anos) e alóctones (espécies imigrantes nos sistemas de restauração);
- 3) quanto a sua forma de vida (herbácea, liana, arbustiva e arbórea);
- 4) quanto à classe de tamanho da semente, Classe 1 (até 2 mm), Classe 2 (2-5 mm), Classe 3 (5-10 mm) e Classe 4 (> 10 mm) (REID et al, 2015).



Figura 6. Coletor circular usado na chuva de sementes.

7.2. Análise dos dados

Foram calculadas as densidades mensais e anuais de sementes depositadas para cada uma das áreas e sistemas de restauração. A biomassa seca foi determinada pelo teor médio de umidade estimado em laboratório. A diversidade de espécies foi calculada usando-se o Índice Alpha de Fisher (FISHER et al. 1943) e o Índice de Shannon-Wiener (H'); a equabilidade foi calculada pelo do Índice de Pielou (J') (MAGURRAN, 1988; KREBS, 1989) e a riqueza das espécies dos cinco sistemas de restauração foi comparada a partir de curvas de rarefação usando o programa PAST (HAMMER et al., 2001). Estimou-se para cada espécie da chuva de sementes o Índice de

importância da chuva de sementes (IVC) como a soma da densidade relativa (dr) e frequência relativa (fr).

Para a análise dos dados não paramétricos utilizou-se o programa XLSTAT e para os dados paramétricos utilizou-se o programa SPSS 19.0. Os dados, quando necessário, foram transformados para atender aos preceitos da normalidade e homocedasticidade. As diferenças entre a abundância total de sementes das áreas foram testadas pelo teste de Kruskal-Wallis e pelo teste de ANOVA. Kruskal-Wallis e ANOVA também foram utilizadas para testar as diferenças entre a abundância de sementes anemocóricas, a abundância de sementes Classe 4 (>10 mm) e a abundância de sementes alóctones. As diferenças entre a abundância de sementes zoocóricas e número total de espécies foi determinada pelo teste de Kruskal-Wallis e a biomassa dos propágulos pelo teste de ANOVA. Todos os testes de ANOVA foram realizados a partir da transformação dos dados pelo $\text{Log}\{x+1\}$ e pela raiz quadrada.

Para se testar as diferenças de sazonalidade entre os sistemas, e entre esses e as matas de referência, utilizamos estatística circular (Zar, 2010). As análises comparam os sistemas de restauração entre si e com o sistema de referência (mata nativa bem conservada), independente da área de estudo, e também dentro de cada área separadamente.

Para as análises foi utilizado o software Oriana (KOVACH, 2003). Os meses do ano foram transformados em ângulos (0° =Janeiro – mês 1 até 330° =dezembro – mês 12), com intervalos de 30° , e as densidades médias de sementes depositadas em vetores. Foi realizado o teste Rayleigh (Z) para verificar diferenças estatísticas entre os vetores médios (caracterizados por um ângulo médio, um comprimento e uma variância) representando a sazonalidade média de deposição de sementes ao longo do ano para cada um dos sistemas de restauração das duas áreas avaliadas. Para esta análise, as hipóteses testadas foram: H_0 = as datas da deposição de sementes são distribuídas uniformemente (ou aleatorizadas) ao longo do ano, existindo uma uniformidade circular, portanto sem sazonalidade; H_A = as datas da deposição de sementes não se distribuem aleatoriamente ao longo do ano, existindo um ângulo médio e portanto uma sazonalidade. Para se determinar uma medida de concentração dos dados em torno do ângulo médio, foi usado o teste de Rayleigh (Z), sendo calculado o vetor r como indicador de unimodalidade. Valores de r acima de 0,5 foram considerados significativos para apoiar a H_A . Quando os dados apresentaram valores de r inferiores a 0,5 e de acordo com a verificação visual dos

histogramas (dados distribuídos em dois picos ou modos em lados opostos do círculo) (FISHER, 1993) a distribuição foi considerada como bimodal (ZAR, 2010). Neste caso, como esse tipo de distribuição restringe o uso do teste Rayleigh (Z), a distribuição bimodal foi convertida em unimodal a partir da redução dos ângulos em um lado do círculo de cada vez (ZAR, 2010), sendo o teste de Rayleigh (Z) recalculado para cada uma das metades do círculo.

Para comparar o ângulo médio da deposição de sementes entre cada sistema de restauração das duas áreas avaliadas foi realizado o teste de Watson-Williams (f). Para este teste, as hipóteses testadas foram: H_0 = as sementes pertencem a sistemas de restauração com o mesmo ângulo médio; H_A = as sementes não pertencem a sistemas de restauração com o mesmo ângulo médio.

8. RESULTADOS

8.1. Densidade e biomassa dos propágulos

Ao longo do ano de avaliação da chuva de sementes, o número total de sementes coletadas em todos os sistemas de restauração foi de 19.800 sementes para a área 1 e 16.524 sementes para a área 2, com uma densidade média de 1.091 e 918 sementes/m²/ano⁻¹ respectivamente. Houve efeito dos sistemas de restauração no número de sementes depositadas em ambas as áreas ao nível do 5% (F=12,128 para a área 1 e F=14,580 para a área 2) (Figura 7). O sistema com maior densidade de deposição em ambas as áreas foi o de restauração passiva, RPSV (3.304,33 e 2.652,33 sementes/m², respectivamente, Figura 7). Na área 1 os sistemas que receberam uma menor quantidade de sementes foram o semeadura direta e o plantio de consorcio madeira e lenha, e na área 2 o semeadura direta e destacou-se também o sistema agroflorestal.

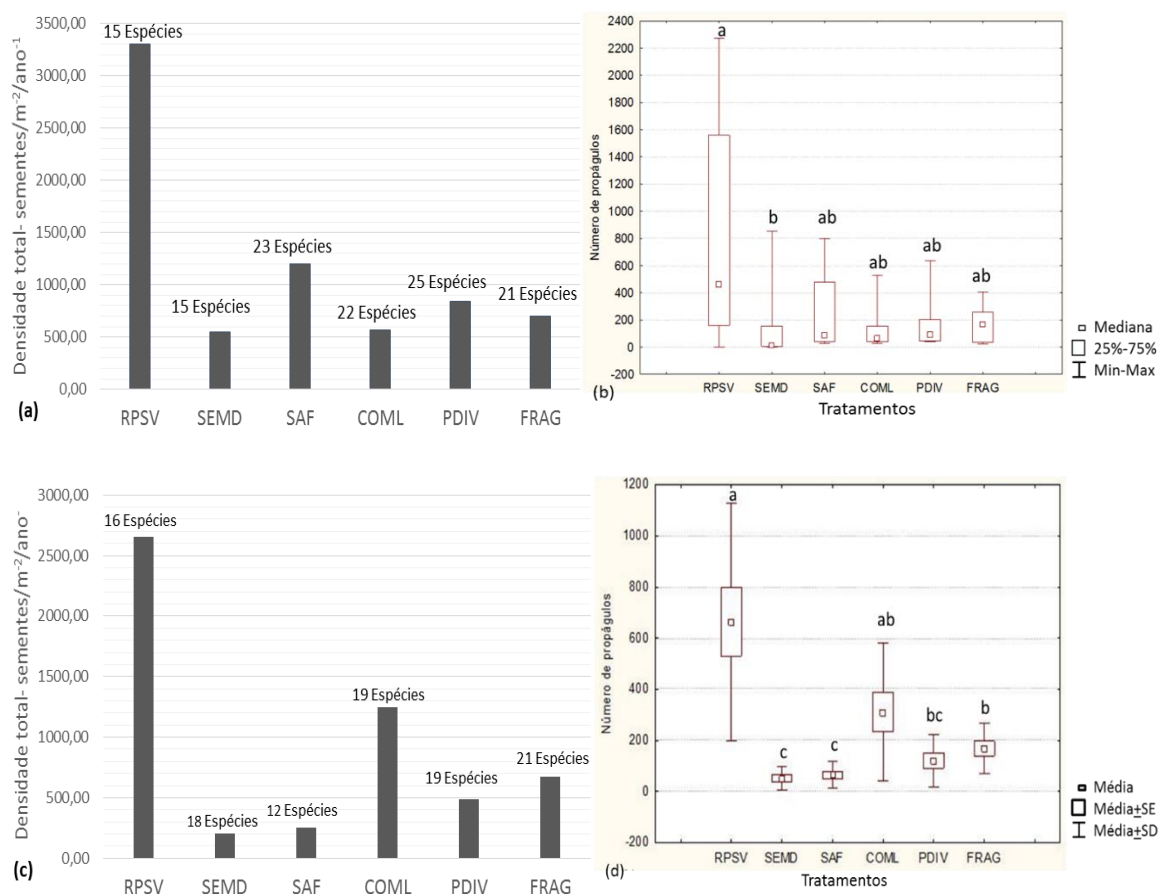


Figura 7. Densidade total de sementes (a) e Mediana da abundância de propágulos por coletor (b) da área 1; Densidade total de sementes (c) e Média da abundância de propágulos por coletor (d) da área 2. Medianas e médias seguidas de letras iguais não diferem entre si ao 5% de significância pelo teste de Dunn (a) e Tukey (b).

Considerando as formas de vida, a maior densidade foi de plantas herbáceas em ambas as áreas, com 496,06 e 520,83 sementes/m²/ano⁻¹ para a área 1 e 2 respectivamente. Houve um forte predomínio de deposição de sementes herbáceas no sistema de RPSV da área 1 (2882,33 sementes/m²/ano⁻¹) e da área 2 (520,83 sementes/m²/ano⁻¹). Quanto à deposição de sementes arbóreas, representou o segundo hábito de crescimento mais importante em ambas as áreas, com 390,44 e 248,94 sementes/m²/ano⁻¹ para a área 1 e 2 respectivamente. O sistema com maior densidade de deposição de sementes arbóreas em ambas as áreas foi o PDIV (629,33 e 353,67 sementes/m²/ano⁻¹ para a área 1 e 2 respectivamente) (Figura 8).

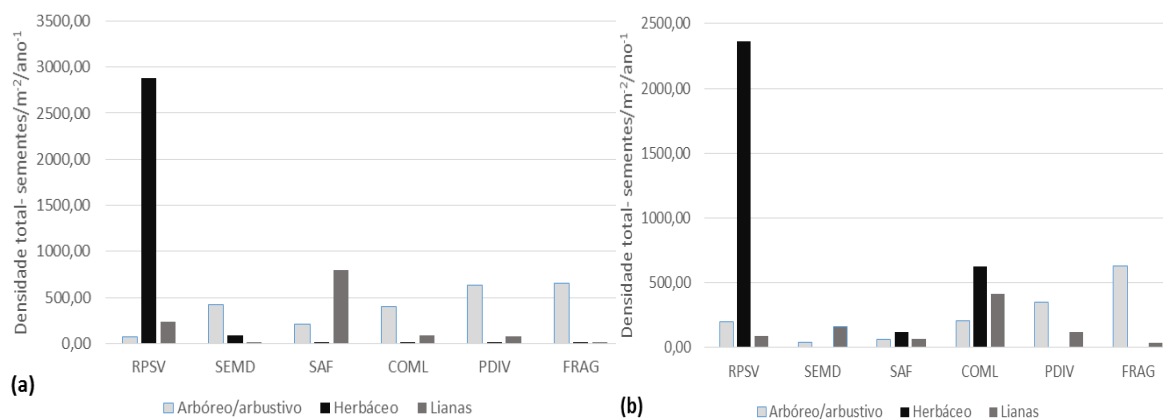


Figura 8. Densidade de sementes por forma de vida, determinada na chuva de sementes dos diferentes sistemas de restauração da área 1 (a) e da área 2 (b).

Apesar do sistema RPSV ter sobrepujado os demais quanto à densidade de sementes, quando se analisou a biomassa depositada este padrão não se manteve. Tanto na área 1 quanto na área 2 houve efeito significativo ao nível de 5% dos sistemas na biomassa seca de sementes depositadas (gr/m^2) ($F=11,349$ e $F=3,387$ para a área 1 e 2, respectivamente). (Figura 9). O sistema RPSV apresentou as menores médias em ambas as áreas, já que a chuva foi constituída basicamente de sementes pequenas e gramíneas. Na área 1, a biomassa de propágulos também foi baixa no SEMD e FRAG, enquanto na área 2 isso não ocorreu. Para a área 1 os valores de massa média depositada foram maiores para os sistemas de restauração (com valores entre 8,02 e 13,82 gr/m^2) do que para o fragmento (6,64 gr/m^2), enquanto que o valor de massa média depositada para a área 2 foi maior no fragmento (9,17 gr/m^2) quando comparado com o resto dos sistemas de restauração (valores entre 7,50 e 8,92 gr/m^2) a exceção do plantio diversificado (9,83 gr/m^2), sendo que o fragmento de floresta natural da área 1 se encontra mais degradado (Figura 9). Porém, quando comparadas a área 1 e a área 2 a biomassa total depositada foi semelhante, com valores de 55,23 gr/m^2 para a área 1 e 52,33 gr/m^2 para a área 2.

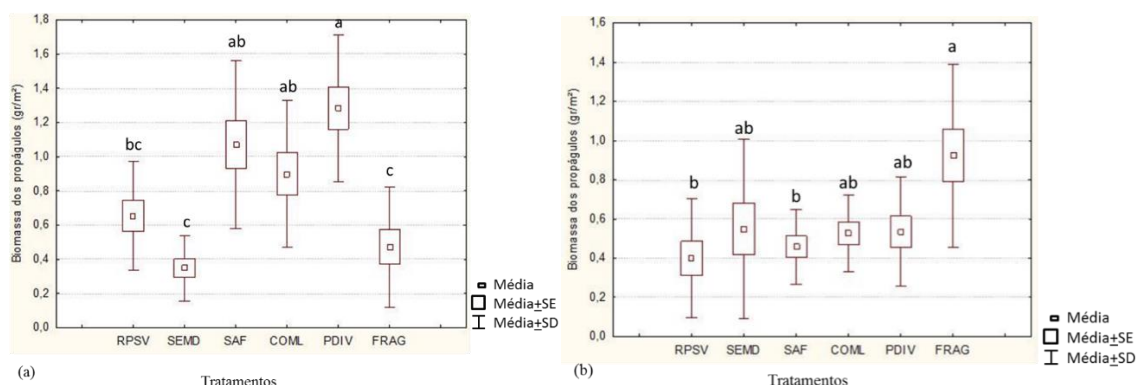


Figura 9. Média da biomassa dos propágulos da chuva de sementes em cada sistema de restauração da área 1 (a) e da área 2 (b). Médias seguidas de letras iguais não diferem entre si ao 5% de significância pelo teste de Tukey.

8.2. Composição dos propágulos

A chuva de sementes foi representada por uma grande variedade de espécies e formas de vida, sendo responsável pela dispersão de 40 espécies nos plantios da área 1 e 34 espécies nos plantios da área 2 (Tabelas 1 e 2 e Apêndice 1).

Para a área 1, tanto nos plantios quanto no fragmento florestal foram encontradas 49 diferentes morfoespécies. Destas, 38 foram identificadas ao nível de espécies, 4 ao nível de gênero, 6 ao nível de família e uma não foi identificada. Enquanto na área 2, foram encontradas 48 morfoespécies, das quais, 34 foram identificadas ao nível de espécies, 3 ao nível de gênero, 4 ao nível de família e 7 não foram identificadas (Tabela 1 e 2). Houve diferenças para o número de espécies entre os sistemas de restauração ao nível de 5% apenas na área 1. (Figura 10), sendo que o sistema de semedura direta mostrou um menor número de espécies do que os demais.

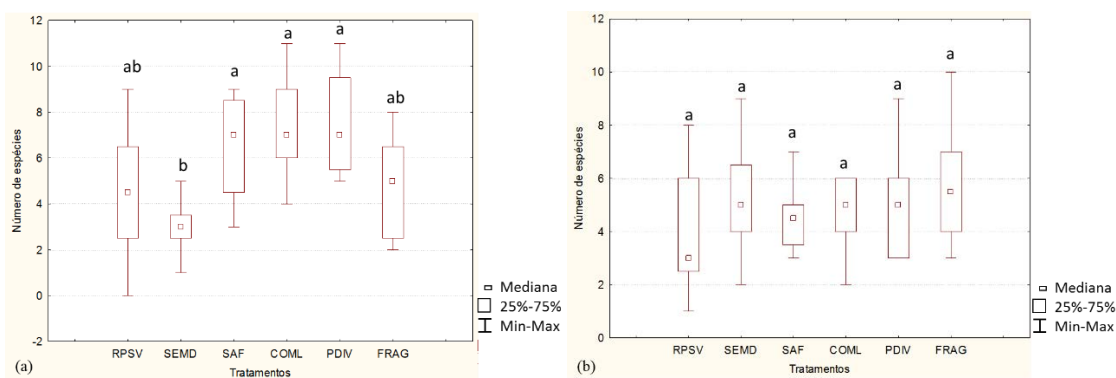


Figura 10. Mediana do número de espécies por cada sistema de restauração, identificadas na chuva de sementes da área 1 (a) e da área 2 (b). Médias seguidas de letras iguais não diferem entre si ao 5% de significância pelo teste de Dunn.

Considerando todas as espécies presentes na chuva de sementes, nota-se que tanto na área 1 quanto na área 2, o hábito de crescimento mais importante na chuva de sementes, numericamente falando, é o herbáceo, representado por: *Pennisetum purpureum* Schumach. (IVC: 51,11) na área 1 e *Urochloa decumbens* (IVC: 57,07) na área 2 (Tabela 1 e 2). No total para a área 1 as 8 espécies herbáceas representaram 47,8% do total do IVC (Índice de importância na chuva de sementes), contra 68,7% deste total na área 2, também com 8 espécies herbáceas. Entre outras formas de vida importantes, para a área 1 destacam-se as lianas, cujas espécies (*Gouania acalyphoides* Reiss., *Serjania bradeana* Somner, *Serjania acoma* Radlk) apresentaram máximos valores de IVC, igualmente para a área 2 (*Serjania acoma* Radlk, *Serjania bradeana* Somner, *Hebanthe paniculata* Mart.). Enquanto a forma de vida arbórea, para a área 1 se encontraram 39 espécies lenhosas que representaram 50,47% do total do IVC, sendo que 27 espécies estiveram presentes nos plantios e 14 no fragmento florestal. Para a área 2 a forma de vida arbórea representou 29,10% do total do IVC, sendo que 23 espécies estiveram presentes nos plantios e 11 no fragmento florestal (Figura 11).

Tabela 1. Composição da chuva de sementes dos plantios de restauração e do fragmento florestal da área 1 (Fazenda experimental Lageado).

Espécie	Família	Forma de vida	Número de sementes	DA (n/m²)	DR (%)	FR (%)	IVC
<i>Pennisetum purpureum</i> Schumach.	Poaceae	Herbáceo	8921	495,61	45,42	5,69	51,11
<i>Gouania acalyphoides</i> Reiss.	Rhamnaceae	liana	2948	163,78	15,01	4,70	19,71
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Anacardiaceae	Arbóreo	1882	104,56	9,58	6,44	16,02
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	Phytolacaceae	Arbóreo	1374	76,33	7,00	6,93	13,93
<i>Serjania bradeana</i> Somner	Sapindaceae	Liana	306	17,00	1,56	9,41	10,96
<i>Serjania acoma</i> Radlk	Sapindaceae	Liana	381	21,17	1,94	8,66	10,60
<i>Solanum</i> sp.	Solanaceae	Arbóreo	983	54,61	5,00	5,20	10,20
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Fabaceae	Arbóreo	322	17,89	1,64	5,45	7,08
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Mimosaceae	Arbóreo	180	1,22	0,11	5,94	6,05
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Fabaceae	Arbóreo	105	5,83	0,53	4,70	5,24
<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.	Apocynaceae	Arbóreo	402	22,33	2,05	2,48	4,52
<i>Piper amalago</i> L.	Piperaceae	Arbóreo	730	40,56	3,72	0,74	4,46
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. Ex Steud.	Boraginaceae	Arbóreo	174	9,67	0,89	2,48	3,36
<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.	Malvaceae	Arbóreo	232	12,89	1,18	1,98	3,16
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Euphorbiaceae	Arbóreo	168	9,33	0,86	1,98	2,84
<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze	Fabaceae	Arbóreo	20	1,11	0,10	2,48	2,58
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	Asteraceae	Arbóreo	103	5,72	0,52	1,98	2,50
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Verbenaceae	Arbóreo	36	2,00	0,18	1,98	2,16
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	Cannabaceae	Arbustivo	14	0,78	0,07	1,98	2,05
<i>Mascagnia cordifolia</i> (A. Juss.) Griseb	Malpighiaceae	Liana	26	1,44	0,13	1,73	1,87
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau	Bignoniaceae	Arbóreo	14	0,78	0,07	1,73	1,80
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Meliaceae	Arbóreo	13	0,72	0,07	1,49	1,55
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J. F. Macbr.	Fabaceae	Arbóreo	43	2,39	0,22	1,24	1,46
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	Lamiaceae	Arbóreo	34	1,89	0,17	1,24	1,41
<i>Psidium guajava</i> L.	Myrtaceae	Arbustivo	22	1,22	0,11	1,24	1,35
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Fabaceae	Arbóreo	12	0,67	0,06	1,24	1,30
<i>Piper</i> sp.	Piperaceae	Arbóreo	164	9,11	0,83	0,25	1,08
<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	Fabaceae	Arbóreo	7	0,39	0,04	0,99	1,03
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) S.F. Blake	Fabaceae	Arbóreo	4	0,22	0,02	0,99	1,01
Morfoespecie 8	Morfoespecie	Arbóreo	104	5,78	0,53	0,25	0,78
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl	Sapotaceae	Arbóreo	3	0,17	0,02	0,74	0,76
<i>Hebanthe paniculata</i> Mart.	Amaranthaceae	Liana	24	1,33	0,12	0,50	0,62
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	Meliaceae	Arbóreo	16	0,89	0,08	0,50	0,58
<i>Urochloa decumbens</i>	Poaceae	Herbáceo	6	0,33	0,03	0,50	0,53
<i>Handroanthus heptaphylus</i> (vell.) Mattos-de-jardim	Bignoniaceae	Arbóreo	2	0,11	0,01	0,50	0,51
<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	Fabaceae	Arbóreo	2	0,11	0,01	0,50	0,51
Myrtaceae 1.	Myrtaceae	Arbóreo	4	0,22	0,02	0,25	0,27
Rutaceae 1.	Rutaceae	Arbóreo	4	0,22	0,02	0,25	0,27
Euphorbiaceae 1.	Euphorbiaceae	Arbóreo	3	0,17	0,02	0,25	0,26
<i>Paullinia</i> sp.	Sapindaceae	Arbóreo	2	0,11	0,01	0,25	0,26

Compositae 1.	Compositae	Herbáceo	2	0,11	0,01	0,25	0,26
Fabaceae 1.	Fabaceae	Arbóreo	1	0,06	0,01	0,25	0,25
<i>Cordia</i> sp. 2	Boraginaceae	Arbóreo	1	0,06	0,01	0,25	0,25
<i>Cordia</i> <i>superba</i> Cham.	Boraginaceae	Arbóreo	1	0,06	0,01	0,25	0,25
<i>Mimosa</i> <i>caesalpiniiifolia</i> Benth.	Fabaceae	Arbóreo	1	0,06	0,01	0,25	0,25
<i>Diatenopteryx</i> <i>sorbifolia</i> Radlk.	Sapindaceae	Arbóreo	1	0,06	0,01	0,25	0,25
Bignoniaceae 1	Bignoniaceae	Arbóreo	1	0,06	0,01	0,25	0,25
<i>Astronium</i> <i>graveolens</i> Jacq.	Anacardiaceae	Arbóreo	1	0,06	0,01	0,25	0,25
<i>Ocotea</i> <i>indecora</i> Schott ex Meisn.	Lauraceae	Arbóreo	1	0,06	0,01	0,25	0,25

DA: densidade absoluta; DR: densidade relativa; FR: frequência relativa

IVC: Índice de valor de importância da chuva de sementes (DR+FR)

Tabela 2. Composição da chuva de sementes dos plantios de restauração e do fragmento florestal da área 2 (Fazenda experimental Edgárdia).

Espécie	Família	Forma de vida	Número de sementes	DA (n/m ²)	DR (%)	FR (%)	IVC
<i>Urochloa</i> <i>decumbens</i>	Poaceae	Herbáceo	9367	520,39	56,08	0,98	57,06
<i>Serjania</i> <i>acoma</i> Radlk	Sapindaceae	Liana	2096	116,44	12,55	1,70	14,25
<i>Gallesia</i> <i>integrifolia</i> (Spreng.) Harms	Phytolacaceae	Arbóreo	1595	88,61	9,55	0,44	9,99
<i>Schinus</i> <i>terebinthifolius</i> Raddi	Anacardiaceae	Arbóreo	790	43,89	4,73	0,92	5,65
<i>Gochnatia</i> <i>polymorpha</i> (Less.) Cabrera	Asteraceae	Arbóreo	504	28,00	3,02	0,81	3,83
<i>Serjania</i> <i>bradeana</i> Somner	Sapindaceae	Liana	451	25,06	2,70	0,95	3,65
<i>Tabernaemontana</i> <i>hystrix</i> Steud.	Apocynaceae	Arbóreo	433	24,06	2,59	0,58	3,17
<i>Pterogyne</i> <i>nitens</i> Tul.	Fabaceae	Arbóreo	196	10,89	1,17	1,05	2,23
<i>Psidium</i> <i>guajava</i> L.	Myrtaceae	Arbustivo	266	14,78	1,59	0,14	1,73
<i>Astronium</i> <i>graveolens</i> Jacq.	Anacardiaceae	Arbóreo	212	11,78	1,27	0,44	1,71
<i>Croton</i> <i>floribundus</i> Spreng.	Euphorbiaceae	Arbóreo	111	6,17	0,66	0,34	1,00
<i>Parapiptadenia</i> <i>rigida</i> (Benth.) Brenan	Mimosaceae	Arbóreo	90	5,00	0,54	0,41	0,95
<i>Celtis</i> <i>iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	Cannabaceae	Arbustivo	31	1,72	0,19	0,48	0,66
<i>Hebanthe</i> <i>paniculata</i> Mart.	Amaranthaceae	Liana	94	5,22	0,56	0,07	0,63
<i>Terminalia</i> <i>argentea</i> Mart.	Combretaceae	Arbóreo	41	2,28	0,25	0,14	0,38
<i>Schizolobium</i> <i>parahyba</i> (Vell.) S.F. Blake	Fabaceae	Arbóreo	16	0,89	0,10	0,27	0,37
<i>Myrcarpus</i> <i>frondosus</i> Allemão	Fabaceae	Arbóreo	25	1,39	0,15	0,20	0,35
<i>Senegalia</i> <i>polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Fabaceae	Arbóreo	16	0,89	0,10	0,20	0,30
<i>Diatenopteryx</i> <i>sorbifolia</i> Radlk.	Sapindaceae	Arbóreo	11	0,61	0,07	0,20	0,27
<i>Gouania</i> <i>acalyphoides</i> Reiss.	Rhamnaceae	liana	22	1,22	0,13	0,14	0,27
<i>Solanum</i> sp.	Solanaceae	Arbóreo	39	2,17	0,23	0,03	0,27
<i>Seguiera</i> <i>langsдорffii</i> Moq.	Phytolacaceae	Arbóreo	14	0,78	0,08	0,14	0,22
<i>Mascagnia</i> <i>cordifolia</i> (A. Juss.) Griseb	Malpighiaceae	Liana	5	0,28	0,03	0,14	0,17
<i>Inga</i> <i>vera</i> Willd.	Fabaceae	Arbóreo	14	0,78	0,08	0,07	0,15
<i>Handroanthus</i> <i>heptaphylus</i> (vell.) Mattos-de-jardim	Bignoniaceae	Arbóreo	8	0,44	0,05	0,10	0,15
<i>Aspidosperma</i> <i>ramiflorum</i> Müll.Arg.	Apocynaceae	Arbóreo	8	0,44	0,05	0,10	0,15
<i>Peltophorum</i> <i>dubium</i> (Spreng.) Taub.	Fabaceae	Arbóreo	6	0,33	0,04	0,10	0,14
<i>Pennisetum</i> <i>purpureum</i> Schumach.	Poaceae	Herbáceo	5	0,28	0,03	0,10	0,13
<i>Trichilia</i> <i>pallida</i> Sw.	Meliaceae	Arbóreo	5	0,28	0,03	0,07	0,10
Morfoespecie 2.		Arbóreo	9	0,50	0,05	0,03	0,09
Compositae 1.	Compositae	Herbáceo	3	0,17	0,02	0,07	0,09

<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	Fabaceae	Arbóreo	7	0,39	0,04	0,03	0,08
Morfoespecie 3		Arbóreo	6	0,33	0,04	0,03	0,07
<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi	Fabaceae	Arbóreo	4	0,22	0,02	0,03	0,06
Morfoespecie 7		Arbóreo	4	0,22	0,02	0,03	0,06
Rataceae 1.	Rutaceae	Arbóreo	3	0,17	0,02	0,03	0,05
Morfoespecie 1.		Arbóreo	3	0,17	0,02	0,03	0,05
Morfoespecie 5		Arbóreo	3	0,17	0,02	0,03	0,05
<i>Ocotea indecora</i> Schott ex Meisn.	Lauraceae	Arbóreo	2	0,11	0,01	0,03	0,05
<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze	Fabaceae	Arbóreo	1	0,06	0,01	0,03	0,04
<i>Paullinia</i> sp.	Sapindaceae	Arbóreo	1	0,06	0,01	0,03	0,04
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart.& Eichler ex Miq.) Engl	Sapotaceae	Arbóreo	1	0,06	0,01	0,03	0,04
Bignoniaceae 3.	Bignoniaceae	Arbóreo	1	0,06	0,01	0,03	0,04
<i>Jacaranda</i> sp.	Bignoniaceae	Arbóreo	1	0,06	0,01	0,03	0,04
Bignoniaceae 2	Bignoniaceae	Arbóreo	1	0,06	0,01	0,03	0,04
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	Fabaceae	Arbóreo	1	0,06	0,01	0,03	0,04
Morfoespecie 4		Arbóreo	1	0,06	0,01	0,03	0,04
Morfoespecie 6		Arbóreo	1	0,06	0,01	0,03	0,04

DA: densidade absoluta; DR: densidade relativa; FR: Frequência relativa

IVC: Índice de valor de importância da chuva de sementes (DR+FR)



Figura 11. Exemplos de algumas espécies amostradas na chuva de sementes. (a) *Schizolobium parahyba* (Vell.) S.F. Blake (b) *Myrocarpus frondosus* Allemão, (c) *Pterogyne nitens* Tul. (d) *Terminalia argentea* Mart. (e) *Ormosia arborea* (Vell.) Harms (f) *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub.

As principais espécies arbóreas para a área 1 foram: *Schinus terebinthifolius* Raddi (IVC: 16,02), *Gallsia integrifolia* (Spreng.) Harms (IVC: 13,93), *Solanum* sp. (IVC: 10,20), *Pterogyne nitens* Tul. (IVC: 7,08), *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan (6,05), *Senegalia polyphylla* (DC.) Britton & Rose (IVC: 5,24), e para a

área 2 *Gallesia integrifolia* (Spreng.) Harms (IVC: 9,99), *Schinus terebinthifolius* Raddi (IVC: 5,65) e *Gochnatia polymorpha* (Less.) Cabrera (IVC: 3,83).

No total, foram observadas 17 espécies lenhosas pioneiras nas duas áreas estudadas. Na área 1 as principais espécies pioneiras foram *Schinus terebinthifolius* Raddi (terceira no ranking com um IVC de 16,02), *Senegalia polyphylla* (DC.) Britton & Rose (IVC: 5,24), *Tabernaemontana hystrix* Steud. (IVC: 4,52), *Piper amalago* L. (4,46), *Bastardiopsis densiflora* (Hook. & Arn.) Hassl. (IVC: 3,16), *Croton floribundus* Spreng. (IVC: 2,84), *Tipuana tipu* (Benth.) Kuntze (IVC: 2,58), *Gochnatia polymorpha* (Less.) Cabrera (IVC: 2,50), *Citharexylum myrianthum* Cham. (IVC: 2,16), *Celtis iguanaea* (Jacq.) Sarg. (IVC: 2,05) (Tabela 1 e 2, Apêndice 1). Na área 2, a espécie pioneira mais importante também foi *Schinus terebinthifolius* Raddi (quarta no ranking com um IVC de 5,65), *Gochnatia polymorpha* (Less.) Cabrera (IVC: 3,83), *Tabernaemontana hystrix* Steud. (IVC: 3,17), *Croton floribundus* Spreng. (IVC: 1), *Celtis iguanaea* (Jacq.) Sarg. (IVC: 0,66), *Terminalia argentea* Mart. (IVC: 0,38), *Schizolobium parahyba* (Vell.) S.F. Blake (IVC: 0,37), *Senegalia polyphylla* (DC.) Britton & Rose (IVC: 0,30) e *Inga vera* Willd. (IVC: 0,15) (Tabela 1 e 2 e Apêndice 1).

Tanto na área 1 quanto na área 2 predominou uma dispersão alóctone (espécies que não foram plantadas, advindas das áreas de entorno), correspondendo a 54 e 60%, de espécies para a área 1 e 2, respectivamente e 80 e 91% dos indivíduos para a área 1 e 2, respectivamente. No total, 12 espécies lenhosas alóctones estiveram presentes na chuva de sementes de ambas as áreas *Astronium graveolens* Jacq., *Tabernaemontana hystrix* Steud., *Gochnatia polymorpha* (Less.) Cabrera, *Handroanthus heptaphyllus* (Vell.), *Ocotea indecora* Schott ex Meisn., *Trichilia pallida* Sw., *Solanum* sp. e *Paullinia* sp. Foram exclusivas da área 1 as espécies: *Cordia trichotoma* (Vell.) Arráb. Ex Steud., *Piper amalago* L. e *Piper* sp., enquanto na área 2 foi exclusiva a espécie de: *Jacaranda* sp. (Apêndice 1).

Houve diferenças entre os sistemas de restauração na abundância de sementes alóctones tanto para a área 1 quanto para a 2 ($F = 18,328$ e $F = 17,12$, respectivamente) (Figura 12 b e Figura 12d). Em todos os tratamentos a proporção de alóctones foi maior que de autóctones, com exceção do SAF de ambas áreas e do PDIV da área 2 (Figura 12a e Figura 12c). De maneira geral, a maior abundância média foi no RPSV e a menor no PDIV em ambas as áreas, sendo que o SEMD também se destacou por ter baixa abundância de alóctones em ambas as áreas, assim como o SAF na área 2 (Figura 12).

Das 61 espécies plantadas (Apêndice 4) há 18 anos, 21 espécies lenhosas estão presentes na chuva de sementes: *Schinus terebinthifolius* Raddi, *Aspidosperma ramiflorum* Müll.Arg., *Zeyheria tuberculosa* (Vell.) Bureau, *Cordia superba* Cham., *Croton floribundus* Spreng., *Senegalia polyphylla* (DC.) Britton & Rose, *Schizolobium parahyba* (Vell.) S.F. Blake, *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub., *Machaerium aculeatum* Raddi, *Mimosa caesalpiniiifolia* Benth., *Inga vera* Willd., *Ormosia arborea* (Vell.) Harms, *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J. F. Macbr., *Pterogyne nitens* Tul., *Aegiphila sellowiana* Cham., *Trichilia elegans* A. Juss., *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan, *Gallesia integrifolia* (Spreng.) Harms, *Diatenopteryx sorbifolia* Radlk., *Chrysophyllum gonocarpum* (Mart.&Eichler ex Miq.) Engl e *Citharexylum myrianthum* Cham. (Apêndice 1 e 4).

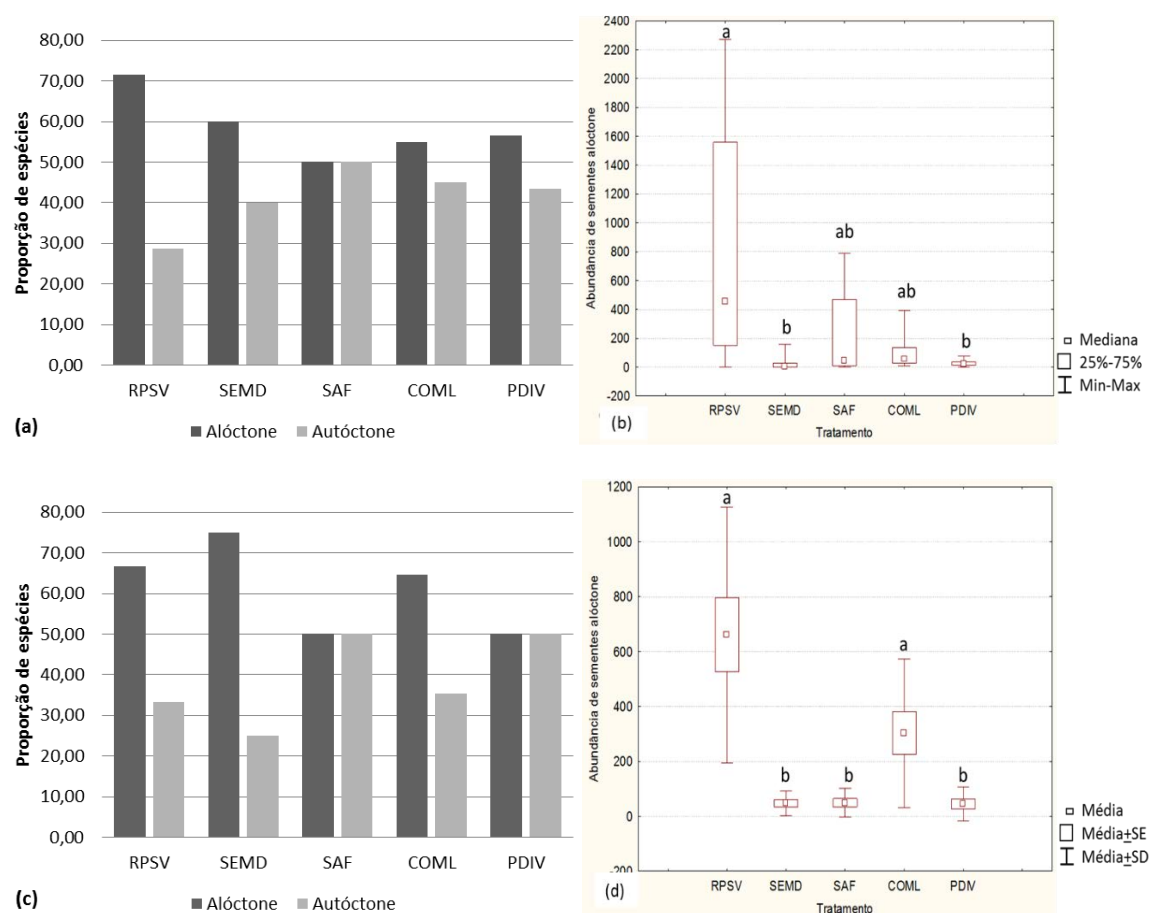


Figura 12. Proporção de espécies alóctones e autóctones (a) e Mediana da abundância de sementes alóctones da chuva de sementes da área 1. Proporção de espécies alóctones e autóctones (a) e Média da abundância de sementes alóctones da chuva de sementes da área 2. Medianas e médias seguidas de letras iguais não diferem entre si ao 5% de significância pelo teste de Dunn (a) e pelo teste de Tukey (b).

Em relação ao tamanho das sementes dispersadas, na área 1 predominou a classe de tamanho 2, sendo as proporções mais altas dos sistemas SEMD e FRAG, com 40% e 42,9% das espécies. Na classe de tamanho 4, as proporções mais altas foram encontradas nos sistemas COML (36,4% das espécies) e PDIV (36% das espécies). Enquanto na área 2, a classe de tamanho predominante foi a Classe 4. O Fragmento florestal apresentou o máximo valor na classe de tamanho 4, com 42,9% das espécies, e entre os plantios o COML e RPSV (Figura 13). Houve também altas proporções da classe de tamanho 2 nos sistemas de RPSV (37,5% das espécies) e PDIV (36,8% das espécies).

As diferenças da classe de tamanho 4 (>10mm) entre os sistemas de restauração de ambas as áreas foram significativas ao nível do 5% ($F=2,869$ e $F=39,426$ para a área 1 e 2, respectivamente) (Figura 14).

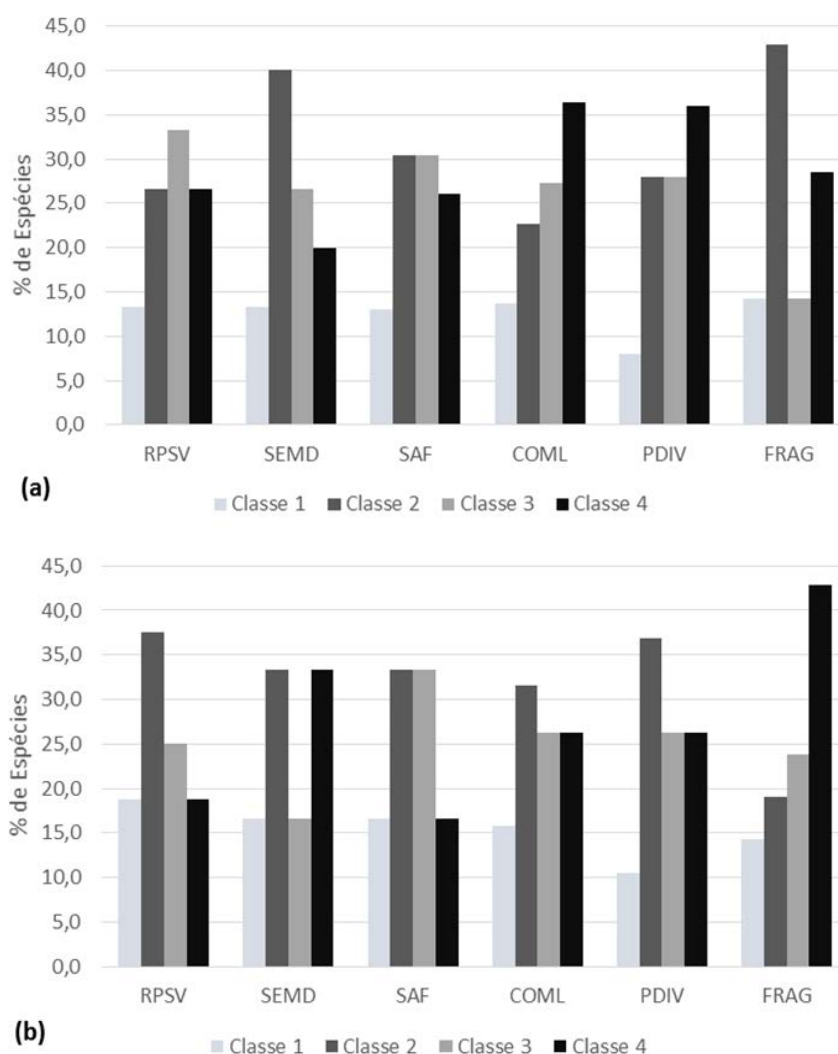


Figura 13. Proporção das espécies por classe de tamanho de sementes nos sistemas de restauração da área 1 (a) e 2 (b). Classe 1: < 2 mm, Classe 2: 2-5 mm, Classe 3: 5-10 mm, Classe 4: > 10 mm.

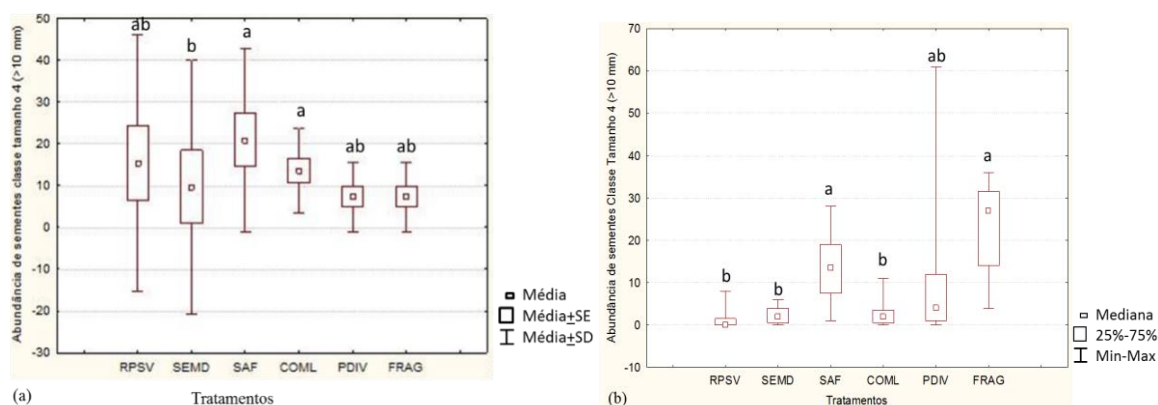


Figura 14. Média e mediana da abundância de sementes classe de tamanho 4 (> 10 mm) para cada sistema de restauração na chuva de sementes da área 1 (a) e da área 2 (b), respectivamente. Médias e medianas seguidas de letras iguais não diferem entre si ao 5% de significância pelo teste de Tukey (a) e pelo teste de Dunn (b), respectivamente.

8.3. Diversidade dos propágulos

Os valores mais altos da área 1 para a diversidade de espécies pelo Índice de Shannon e equabilidade foram representados pelos sistemas de COML ($H' = 1,843$ e $J = 0,5962$) e SEMD ($H' = 1,563$ e $J = 0,5774$). Porém a SEMD apresentou os valores mais baixos de diversidade (2,3), de acordo com o Índice Alpha de Fisher, sendo que o COML e o PDIV registraram os máximos valores de diversidade ($S = 3,6$ e $S = 3,9$, respectivamente; enquanto o valor mínimo para os dois índices avaliados foi apresentado pela RPSV ($H' = 0,4313$ e $S = 1,741$) (Tabela 3).

Na área 2, os valores mais altos de diversidade e equabilidade de espécies corresponderam aos sistemas de SEMD ($H' = 1,506$, $S = 3,48$ e $J = 0,5209$) e PDIV ($H' = 1,644$, $S = 3,09$ e $J = 0,5582$), embora o PDIV seja o sistema com valores mais altos de diversidade de acordo com o Índice de Shannon, quando comparado com o índice Alpha de Fisher nota-se diminuição do valor de diversidade. Quanto ao valor mais baixo de diversidade, ao igual que na área 1 correspondeu à RPSV ($H' = 0,528$, $S = 1,92$ e $J = 0,1904$) (Tabela 3).

Tabela 3. Índices de Diversidade da chuva de sementes dos diferentes sistemas de restauração ecológica e dos fragmentos florestais da área 1 e 2.

Índice de diversidade	Área 1						Área 2					
	RPSV	SEMD	SAF	COML	PDIV	FRAG	RPSV	SEMD	SAF	COML	PDIV	FRAG
Alpha de Fisher (S)	1,741	2,302	3,381	3,672	3,972	3,272	1,921	3,487	2,019	2,616	3,09	3,268
Shannon-Wiener (H)	0,431	1,563	1,242	1,843	1,16	1,561	0,528	1,506	1,376	1,296	1,644	0,884
Equabilidade de Pielou (J)	0,159	0,577	0,396	0,596	0,3603	0,5128	0,19	0,521	0,5537	0,44	0,558	0,29

Na área 1, o plantio diversificado teve a maior riqueza total de espécies, seguido pelo SAF, COML e FRAG, com menores valores para o SEMD e RPSV (Figura 15a). Por outro lado na área 2, que tem a mata mais bem conservada, a maior riqueza total foi observada no FRAG, SEMD e DIV, com menores índices para o SAF e RPSV (Figura 15a). Para amostras rarefeitas de 1000 indivíduos, a diversidade de todos os plantios da área 1 foi igual com exceção do SEMD e do RPSV. Na área 2, as diferenças de diversidade englobaram o grupo de FRAG, SEM e DIV contra o RPSV e SAF (Figura 15b).

De forma geral, nas duas áreas avaliadas o sistema de restauração com menor número de espécies foi a RPSV e o sistema que manteve o máximo valor de espécies em pequenas amostras de indivíduos quando comparadas com o resto de plantios foi o PDIV.

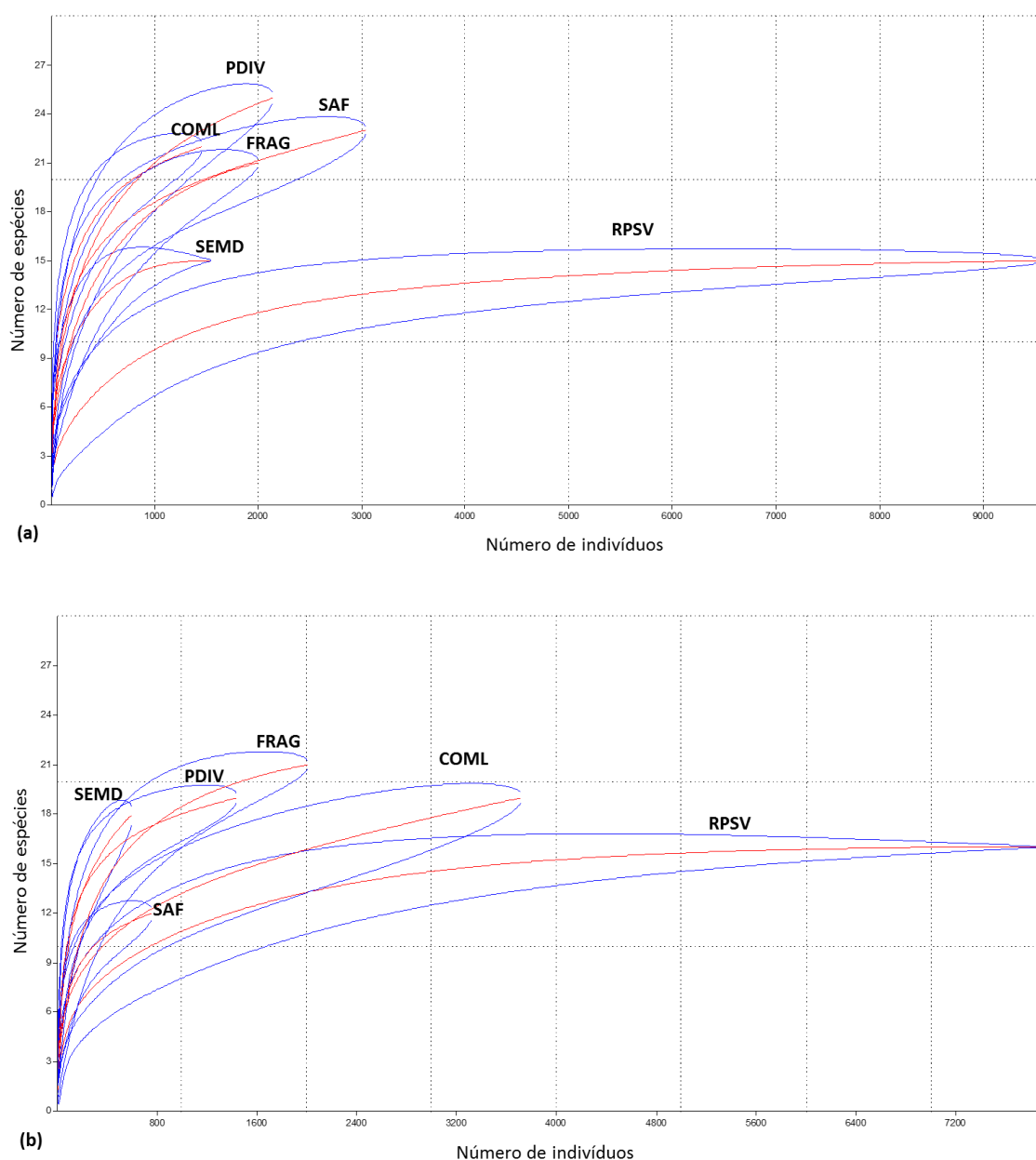


Figura 15. Curvas de rarefação das espécies encontradas na chuva de sementes dos diferentes sistemas de restauração da área 1 (a) e da área 2 (b).

8.4. Síndromes de dispersão

A anemocoria predominou na chuva de sementes em ambas as áreas, tanto na proporção de propágulos como de espécies. Entretanto, enquanto na área 2 a anemocoria predominou ao longo de todo o ano, na área 1 houve forte contribuição das espécies zoocóricas durante os meses de março, abril e maio (88,52%, 63,95% e 85,10%, dos propágulos, respectivamente).

A comparação entre os sistemas quanto à proporção de sementes de cada síndrome de dispersão revelou que na área 1 a anemocoria predominou fortemente nos sistemas RPSV com 99,6% dos indivíduos SEMD com 77,3% dos indivíduos e SAF com o 85,2% dos propágulos, enquanto nos sistemas COML, PDIV e FRAG a síndrome de dispersão predominante foi a zoocoria com 21,93%, 76,89% e 45,68% dos propágulos, respectivamente (Figura 16a). Já na área dois a anemocoria predominou em todos os sistemas com exceção do PDIV, com 42,9% dos propágulos (Figura 16b). Quanto à proporção de espécies, em ambas as áreas predominou a síndrome de dispersão anemocórica em todos os sistemas de restauração (Figuras 17).

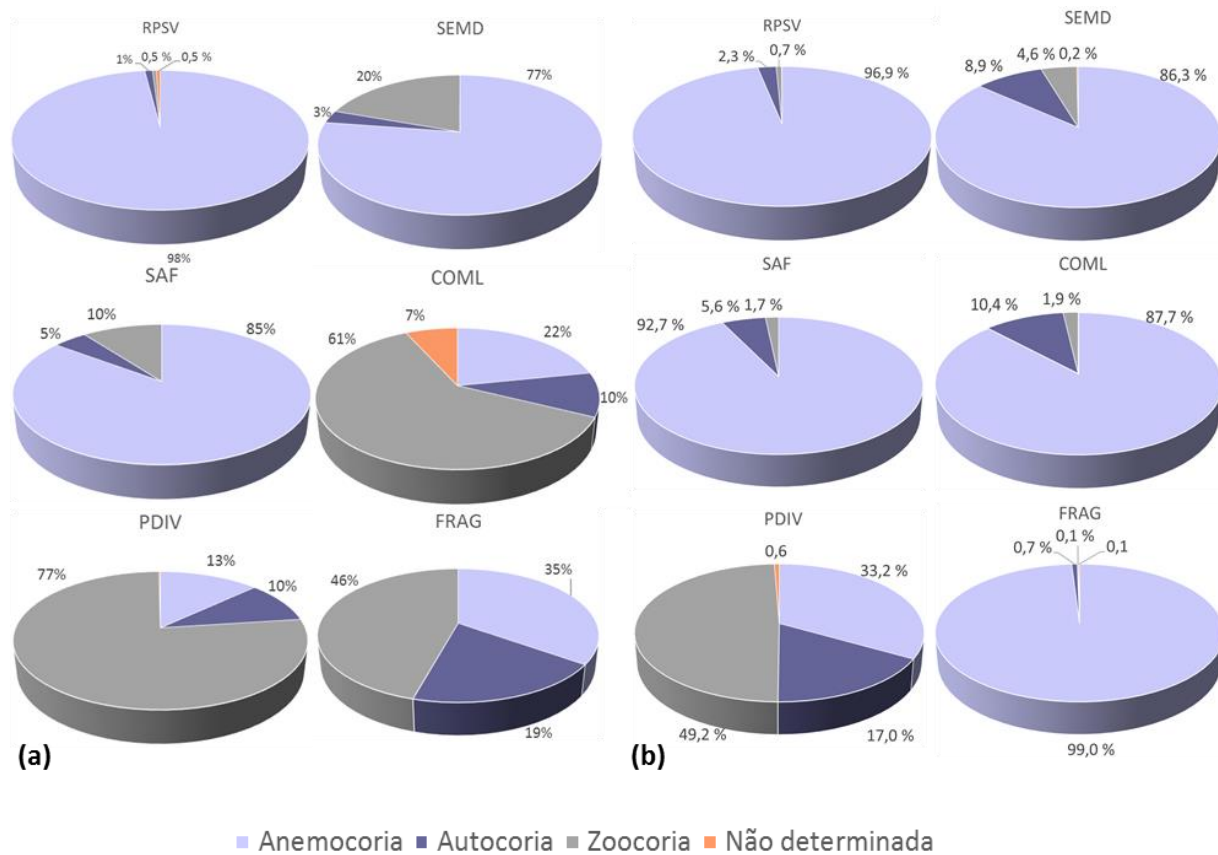


Figura 16. Proporção de síndrome de dispersão em relação ao número de propágulos (abundância de sementes) nos diferentes sistemas de restauração das áreas 1 (a) e 2 (b).

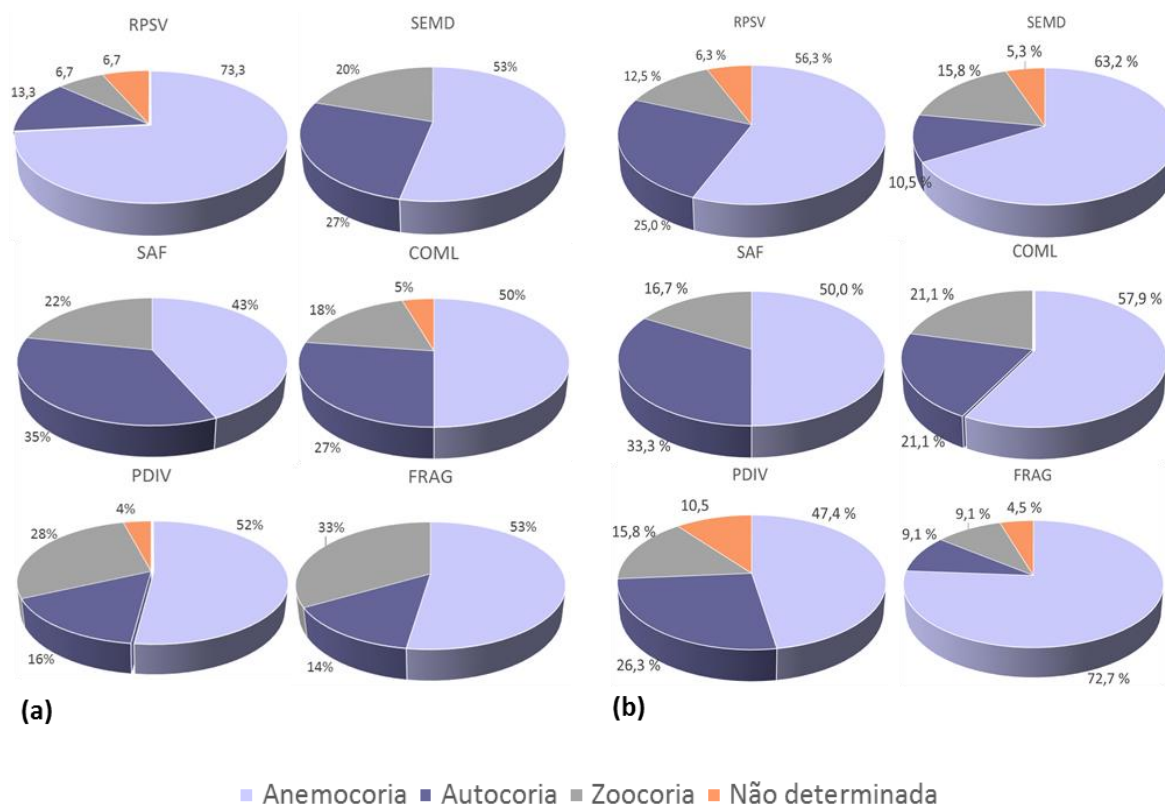


Figura 17. Proporção de síndrome de dispersão em relação às espécies nos diferentes sistemas de restauração das áreas 1 (a) e 2 (b).

Entretanto, houve efeito significativo dos tratamentos na abundância de sementes zoocóricas tanto na área 1 como na área 2 ao nível do 5% ($F=31,209$ e $F=20,408$ para a área 1 e 2, respectivamente) (Figura 18).

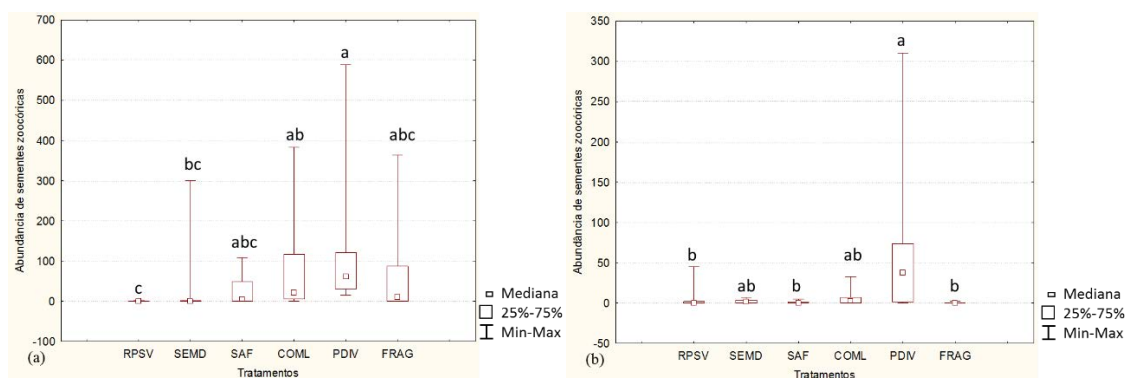


Figura 18. Mediana da abundância de sementes zoocóricas por cada sistema de restauração, identificadas na chuva de sementes da área 1 (a) e da área 2 (b). Medianas seguidas de letras iguais não diferem entre si ao 5% de significância pelo teste de Dunn.

8.5. Sazonalidade da chuva de sementes

O pico de deposição de sementes variou entre os sistemas e entre as áreas. Na área 1 houve um pico em setembro para os sistemas RPSV (1.596, sementes/m²), SAF (525,33 sementes/m²) e FRAG (241,67 sementes/m²), enquanto no SEMD a maior deposição de sementes ocorreu no mês de junho (Figura 19a). As espécies que contribuíram para o pico maior no RPSV foram *Cordia trichotoma* (Vell.) Arráb. Ex Steud., *Gouania acalyphoides* Reiss. e *Pennisetum purpureum* Schumach. Na área 2, o pico de deposição de sementes no RPSV (660,33 sementes/m²) ocorreu no mês de abril, dominado pelas espécies *Serjania acoma* Radlk e *Gochnatia polymorpha* (Less.) Cabrera. Nesta área houve um outro pico no mês de setembro para os sistemas COML e FRAG (377,67 e 332,33 sementes/m², respectivamente) (Figura 19b). Para a biomassa de propágulos os padrões foram semelhantes em ambas as áreas (Figura 20a e 20b)

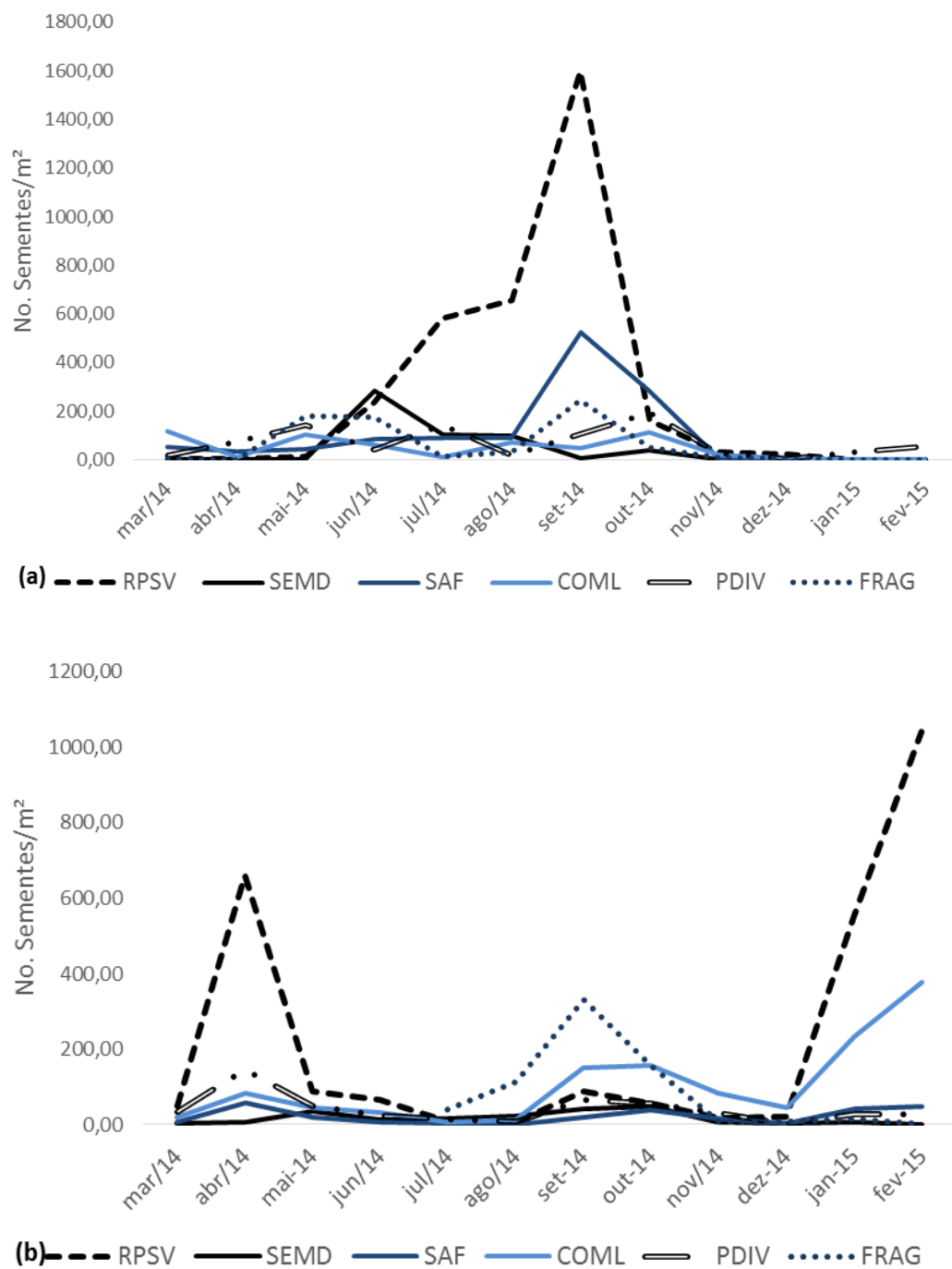


Figura 19. Variação da densidade total de sementes dispersadas ao longo de 1 ano nos sistemas de restauração da área 1 (a) e 2 (b).

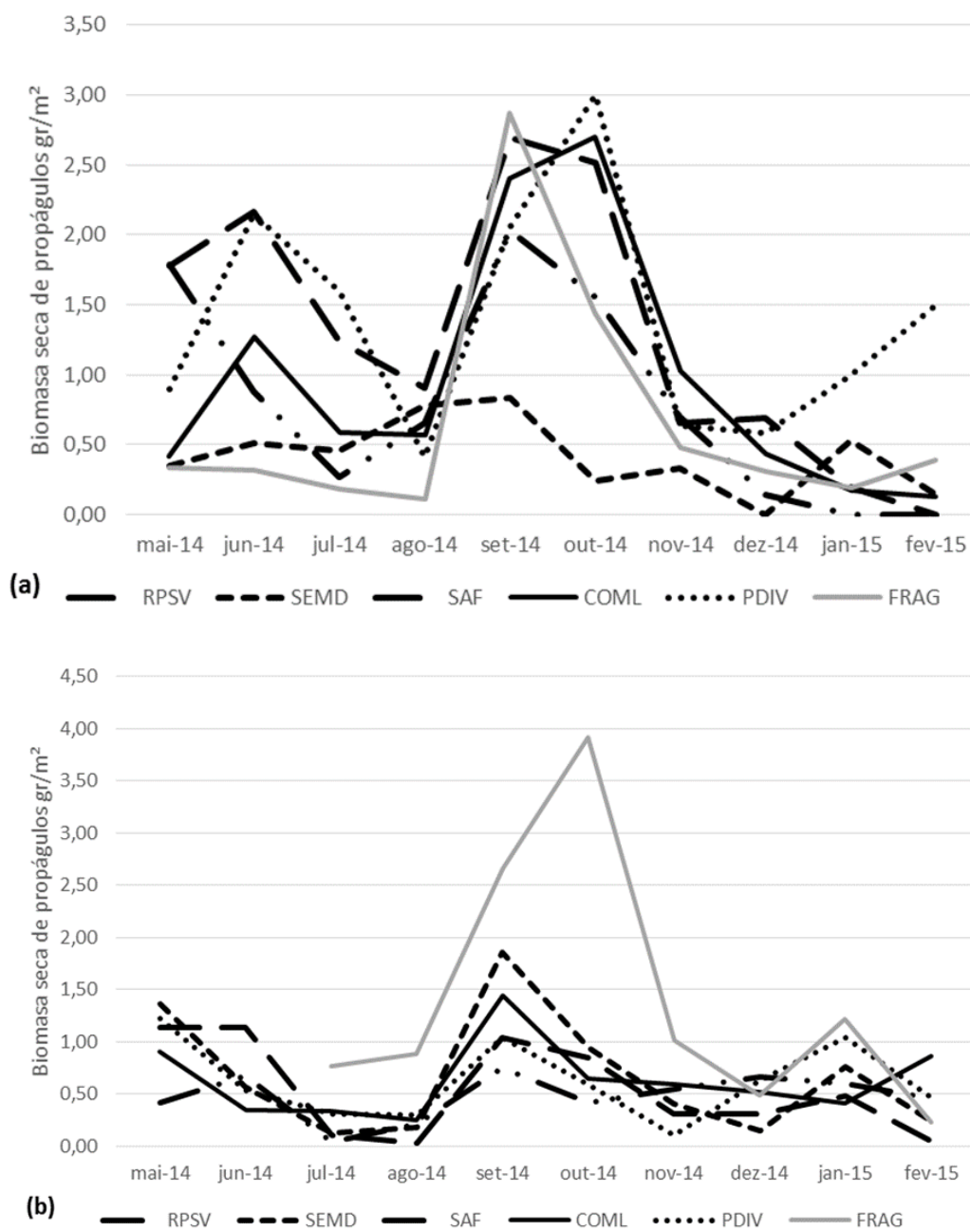


Figura 20. Biomassa seca das sementes ao longo de 10 meses nos sistemas de restauração da área 1 (a) e 2 (b).

A estatística circular indicou haver diferenças significativas na sazonalidade entre os sistemas de restauração e o fragmento referência (aqui considerado o fragmento da área 2, por ser mais bem conservado e representativo do padrão regional), (Figura 21). O ritmo sazonal entre os sistemas de restauração foi significativamente diferente ($p < 0,0001$; $F = 1498,737$), sendo que os ângulos médios (concentração da deposição de sementes) dos plantios e do fragmento florestal diferiram. A deposição de sementes ocorreu ao longo do ano todo em todos os sistemas, porém os sistemas SEMD e FRAG foram mais sazonais, com distribuição unimodal e concentrada no meio (SEMD, $r = 0,712$) e no final (FRAG, $r = 0,87$) da época seca. Por outro lado, os sistemas de RPSV, SAF e COML apresentaram distribuição bimodal ($r < 0,5$). O PDIV apresentou o padrão de comportamento visualmente mais uniforme ao longo do ano, mas com dois vetores em março ($p < 0,0001$; $Z = 1154,316$) e setembro. ($p < 0,0001$; $Z = 933,43$). Semelhante a ele, o COML também apresentou vetores em fevereiro e setembro e entre 180° e 330° .

Houve forte efeito da área na sazonalidade de deposição de sementes. Quando os dados de cada área foram analisados separadamente, os ritmos de deposição de sementes dos mesmos sistemas diferiu entre áreas, indicando em todos eles ângulos médios diferentes (Figura 22 e 23). Enquanto na área 2 RPSV apresentou concentração dos dados entre janeiro e fevereiro (Figura 23), na área 1 isso ocorreu em julho (Figura 22). Em SEMD o ritmo foi unimodal na área 1, entre junho e julho, e bimodal na área 2 (entre abril-maio e agosto). O SAF foi unimodal na área 1 (jul-ago) e bimodal na área 2 (fev e set). Apenas os sistemas COML e DIV foram bimodais em ambas as áreas, embora os ângulos médios tenham sido diferentes no COML. No FRAG da área 1 a concentração maior de deposição de sementes ocorreu no início da estação seca (jun-jul) e na área 2 mas no fim (ago-set).

Houve também diferenças significativas entre os ângulos médios dos sistemas dentro da mesma área ($F\text{-test} = 847,906$; $p < 0,0000$ para área 1 e $F\text{-test} = 2534,985$ e $p < 0,000$ para a área 2), e nenhum sistema se assemelhou ao ecossistema de referência quanto à sazonalidade da chuva de sementes.

Para a área 1 todos os sistemas de restauração apresentaram alto grau de sazonalidade, denotado pelos elevados valores de r que estão entre a faixa de 0,585 (FRAG) a 0,866 (SEMD). O grau de sazonalidade foi maior para os sistemas de COML, RPSV e SEMD, com valores de 0,826, 0,853 e 0,866, respectivamente. Os sistemas de

COML e PDIV, apresentaram direções médias significativas, evidenciando dois picos de sazonalidade com valores altos de r , entre a faixa de 0,721 e 0,826. Similarmente, os valores de r variaram em uma faixa de 0,681 (RPSV, $Z=3686,334$) e 0,894 (SAF $180^\circ - 330^\circ$, $Z=283,527$) para a área 2.

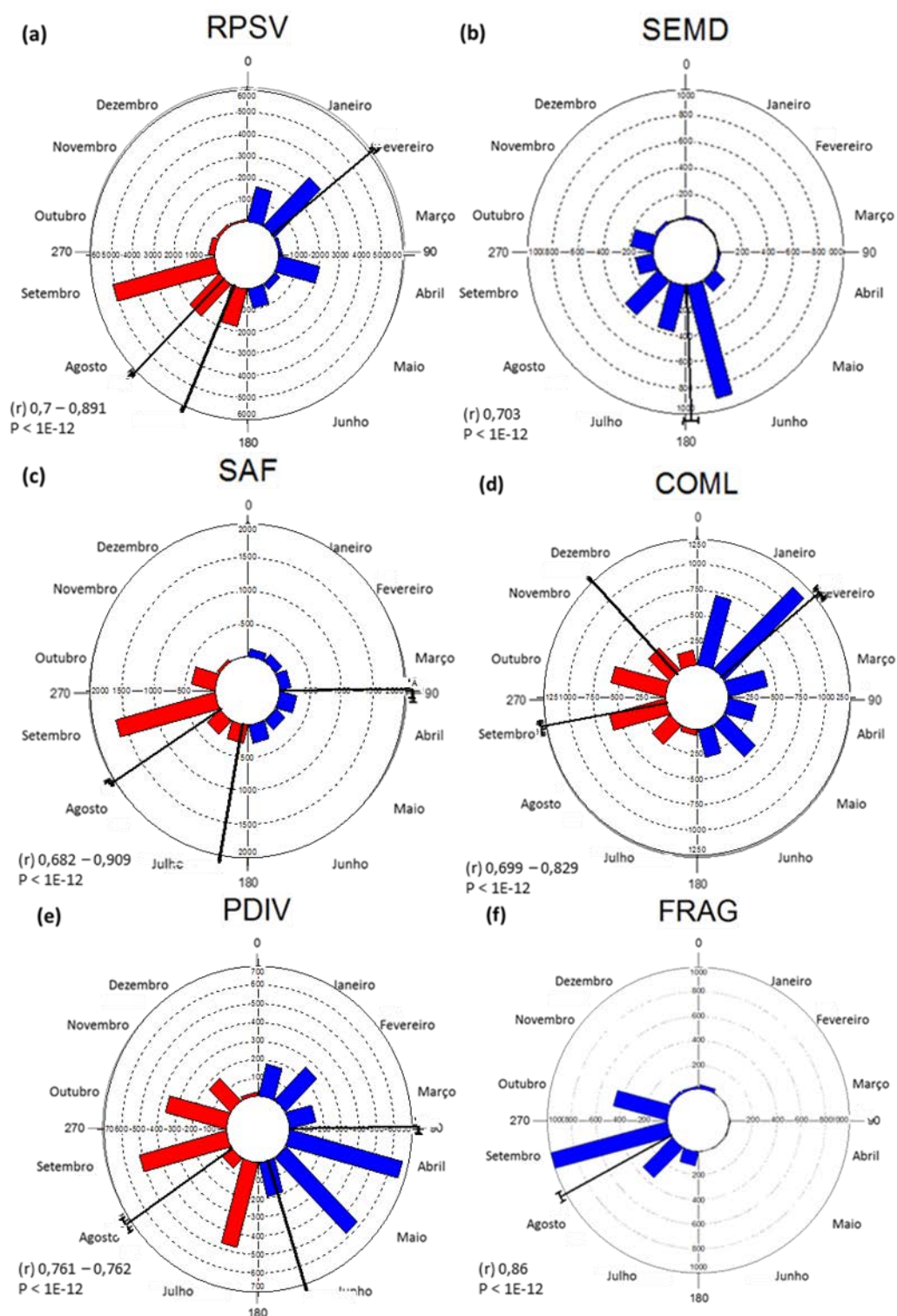


Figura 21. Resultados da análise de estatística circular para sazonalidade da deposição total de sementes de diferentes sistemas de restauração, independente da área. Histogramas com duas cores representam distribuições bimodais. Cor azul: modo diametralmente oposto aos dados angulares 210°-330°; cor vermelho: modo diametralmente oposto aos dados angulares 30°-180°.

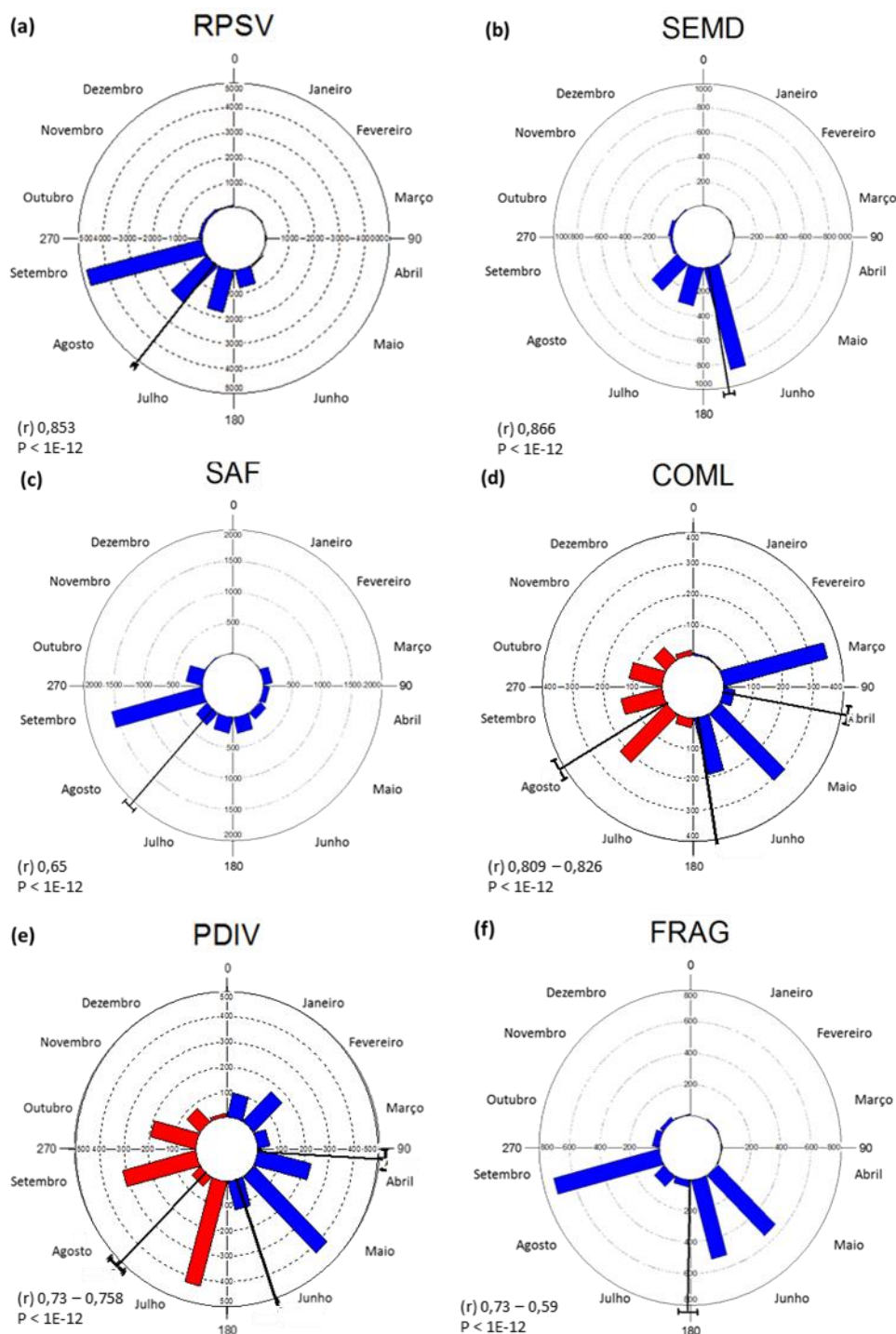


Figura 22. Resultados da análise circular para a ocorrência de sazonalidade na deposição de sementes ao longo de um ano em cinco diferentes sistemas de restauração ecológica e seu respectivo ecossistema de referência de uma floresta estacional semidecidual (área 1). Histogramas com duas cores representam distribuições bimodais. Cor azul: modo diametralmente oposto aos dados angulares 210°-330°; cor vermelho: modo diametralmente oposto aos dados angulares 30°-180°.

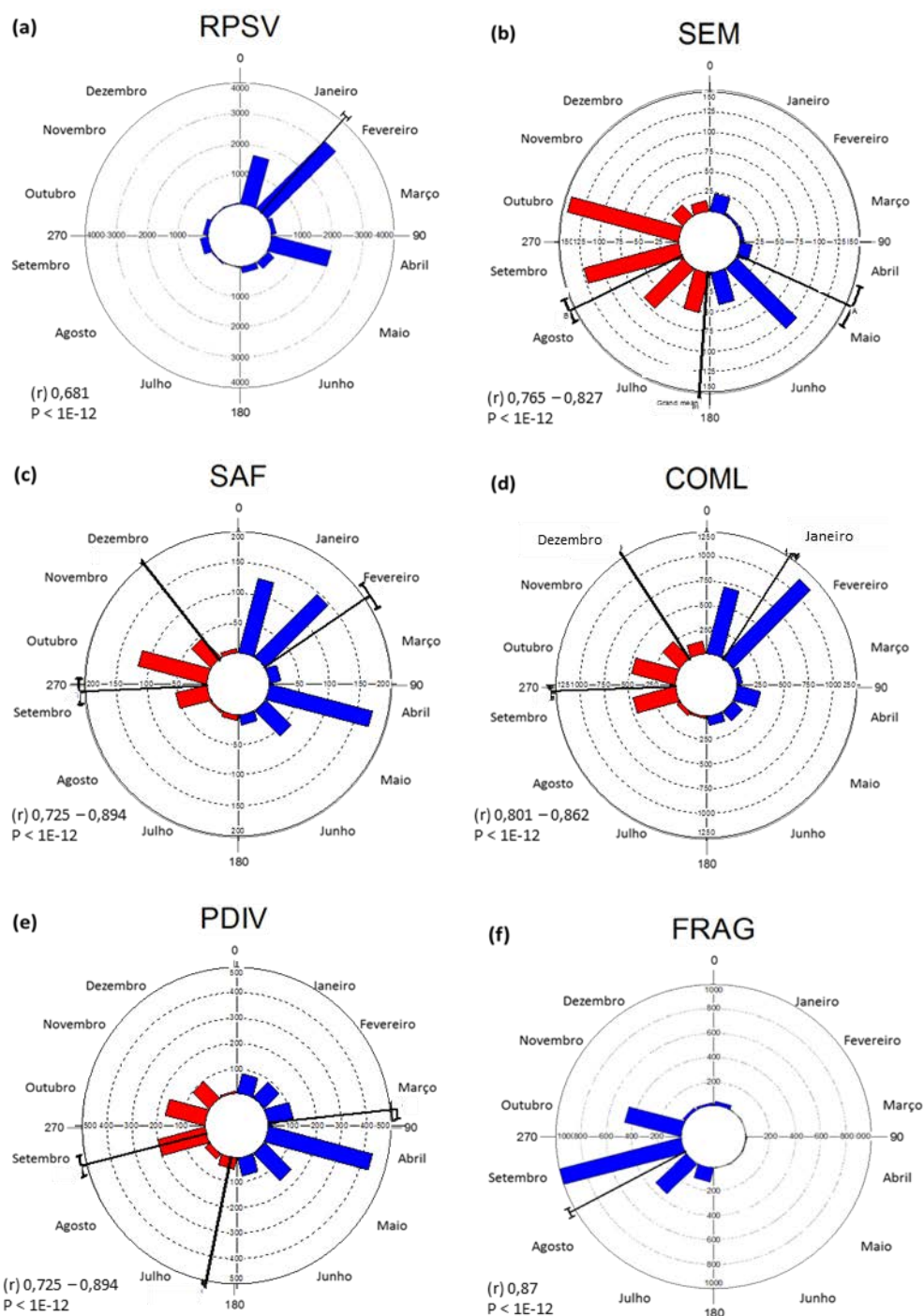


Figura 23. Resultados da análise circular para a ocorrência de sazonalidade na deposição de sementes ao longo de um ano em cinco diferentes sistemas de restauração ecológica e seu respectivo ecossistema de referência de uma floresta estacional semidecidual (área 2). Histogramas com duas cores representam distribuições bimodais. Cor azul: modo diametralmente oposto aos dados angulares 210°-330°; cor vermelho: modo diametralmente oposto aos dados angulares 30°-180°.

9. DISCUSSÃO

Gohsbenger 2011 regras de montagem, fatores abióticos são mais importantes. Falar das características do solo das duas áreas

A baixa chegada de propágulos é considerada um fator limitante na restauração de áreas degradadas ou fragmentadas (HOLL et al., 2000; ZIMMERMAN et al., 2000). Todavia, no presente estudo, os resultados da chuva de sementes foram significativos (Figura 7), com 19.800 propágulos nos plantios de restauração e o fragmento florestal (3304,33 sementes/m⁻²/ano-1) na área 1 e 16.524 propágulos nos plantios de restauração e o fragmento florestal (2.652,33 sementes/m⁻²/ano-1) na área 2. Estudos como o de Barbosa e Pizo (2006) revelaram densidades de propágulos inferiores na chuva de sementes em um remanescente de Mata Atlântica, sendo que em florestas nativas a proporção de espécies invasoras é reduzida, portanto a contribuição em densidade de propágulos será menor do que em plantios em restauração.

As proporções de espécies autóctones foram semelhantes nas duas áreas avaliadas e corresponderam a pouco menos da metade do total (45,71% e 40%, para a área 1 e 2, respectivamente). As espécies locais são mais abundantes na chuva de sementes de florestas em estágio avançado de regeneração (MARTINEZ-RAMOS; SOTO-CASTRO, 1993). No entanto, no presente estudo, as proporções das espécies alóctones foram maiores do que das espécies autóctones em todos os sistemas de restauração, evidenciando assim, um aumento da riqueza da comunidade florestal inicialmente plantada através da chegada de espécies imigrantes das áreas vizinhas. Destaca-se a RPSV e SEMD da área 1, que obtiveram os resultados mais altos. As espécies que contribuíram na chuva de sementes alóctones da RPSV foram *Cordia trichotoma* e *Tipuana tipu*, enquanto que para a SEMD a

espécie que mais contribuiu foi *Gochnatia polymorpha*. Para a área 2, os sistemas mais importantes em termos de proporções de espécies alóctones foram RSPV, SEMD e COML, com a contribuição de espécies como *Gochnatia polymorpha* na RPSV e COML e *Tabernaemontana hystrix* na SEMD.

O que se esperava é que as proporções de espécies e de propágulos alóctones fosse maiores do que as proporções de espécies e propágulos autóctones, pois as espécies que foram plantadas inicialmente nos sistemas de restauração tem menor chance de se dispersarem e de se estabelecerem do que as espécies provenientes dos locais vizinhos. A predação das sementes por herbívoros é favorecida pela grande densidade de sementes depositadas embaixo da planta mãe, sendo que a taxa de predação de sementes diminui à medida que a semente é dispersada o mais longe possível da planta mãe (JANZEN, 1970; CONNELL, 1971). Desta maneira, os poucos indivíduos dispersados podem ser favorecidos, promovendo assim, uma maior diversidade de espécies através da chegada de propágulos externos. Estes propágulos, por sua vez, devido à sua própria dispersão, também têm a chance de se estabelecerem em outros locais (sistemas de restauração), fora do seu habitat de origem (planta mãe), afastando-se dos predadores, tendo assim, mais chance de sobrevivência do que aquelas espécies que germinaram próximo à planta-mãe.

A chegada de propágulos alóctones aos sistemas de restauração é o primeiro filtro para a estruturação da comunidade regenerante (KEDDY, 1992; HOBBS; NORTON, 2004). Este processo se inicia a partir do fluxo de espécies alóctones provenientes de fragmentos florestais circundantes (*pool* externo de espécies) (FATTORINI; HALLE, 2004), cujo estabelecimento na comunidade (sistemas de restauração) depende da superação de uma série de filtros ecológicos (regras de assembleia). Algumas das espécies alóctones identificadas no presente estudo parecem estar passando por esses dois primeiros filtros, de dispersão e de estabelecimento pois estão presentes no estoque de regeneração dos mesmos sistemas (Sato, 2012 – dados não publicados; PODADERA et al., 2015). São elas: *Astronium graveolens* Jacq., *Gochnatia polymorpha* (Less.), *Cordia trichotoma* (Vell.) Arráb. Ex Steud, *Ocotea indecora* Schott ex Meisn., *Terminalia argentea*, *Trichilia pallida* Sw. e *Piper amalago* L.). Essa medida de recrutamento das espécies provindas da chuva de sementes, especialmente de sementes das espécies alóctones sugere uma relação importante entre a dispersão de sementes e a sobrevivência delas para a restauração da comunidade vegetal (REID; HOLL, 2013).

Porém a correlação total entre a chuva de sementes e a vegetação (regeneração) é improvável, devido a que além do fluxo de dispersão local e externa, a perpetuação das espécies em uma comunidade depende da superação de diferentes condições abióticas e bióticas, que permitem filtrar as espécies no *pool* de espécies atual (BOOTH, 1998; HOBBS; NORTON, 2004). Espécies alóctones como: *Tabernaemontana hystrix* (IVC: 4,52 na área 1 e 3,17 na área 2), *Tipuana tipu* (IVC: 2,58 na área 1), *Handroanthus heptaphyllus* (IVC: 0,51 na área 1) e *Myrocarpus frondosus* (IVC: 0,35 na área 2) não estiveram presentes no estoque de regeneração de estudos anteriores (Sato, 2012 – dados não publicados; PODADERA et al., 2015). Todavia, espécies como *Tabernaemontana hystrix* mesmo não esteja presente no estoque de regeneração, forma parte do dossel dos plantios.

Não só a dispersão de sementes é um fator limitante na restauração, pois o recrutamento de espécies arbóreas depende tanto da chegada de sementes quanto da sobrevivência delas em um hábitat determinado (SCHUPP et al., 1989; REID; HOLL, 2013). No caso do sistema de RPSV se evidenciou que, embora haja uma boa deposição de sementes, incluindo espécies alóctones como *Gochnatia polymorpha*, *Cordia trichotoma*, *Tipuana tipu*, essas espécies, principalmente as pioneiras (*Gochnatia polymorpha*, *Tipuana tipu*) não estão se regenerando nas parcelas. Isso pode indicar um possível filtro ecológico, tanto no recrutamento quanto no estabelecimento das espécies, pela forte concorrência com gramíneas exóticas (HOLL et al., 2000). Os sistemas RPSV das duas áreas avaliadas registraram as maiores densidades de sementes, sendo a chuva dominada pelas gramíneas (*Pennisetum purpureum* na área 1 e *Urochloa decumbens* na área 2), e neles também a dominância de gramíneas é quase total, principalmente na área 1. Essas espécies também não permanecem no banco de sementes no solo (Capítulo 2 deste estudo). Entre outras causas que podem acarretar a mortalidade das sementes, estão a ausência de dormência, predação, dessecação, doenças fúngicas e podridão (COLE, 2009). Além disso, o microssítio específico onde a semente é depositada pode não cumprir os requisitos ambientais para a sua germinação, crescimento e sobrevivência (ZAMORA, MONTAGNINI, 2007).

Certamente todos os sistemas de restauração tem superado os filtros de dispersão que frequentemente limitam os processos de restauração (GRMAN, 2015). Mas no caso de um possível filtro ecológico estar atuando no recrutamento das espécies, pode se atribuir às condições abióticas das áreas (características do solo) (GÖTZENBERGER, 2012; GRMAN, 2015), o que requer futuros estudos que confirmem esta afirmação. Porém, mais especificamente para o sistema de RPSV é necessário se manejar a vegetação, a fim de

superar o filtro de recrutamento e estabelecimento das espécies desejáveis, (GRMAN, 2015). As regras de montagem da comunidade biótica (interação entre espécies, coexistência, inclusive interações planta-organismos do solo) são consideradas como um dos processos mais importantes para a estabilização das espécies em um determinado habitat (GÖTZENBERGER, 2012; GRMAN, 2015).

Os resultados deste estudo indicam grande proporção de espécies de sementes pequenas (Classe 2), principalmente nos sistemas SEMD e FRAG (área 1) e RPSV e PDIV (área 2), embora, alguns sistemas (COML e PDIV – área 1, FRAG – área 2) tenham apresentado proporções significativas de espécies com sementes grandes (Classe 4). Os resultados sugerem relação entre a categoria sucessional da espécie e o tamanho das sementes, pois os sistemas que apresentaram maior proporção de sementes pioneiras (SEMD - área 1 e PDIV – área 2) também exibiram maior proporção de sementes pequenas (Classe 2). Em relação à proporção de espécies não pioneiras e a proporção de espécies com sementes grandes (Classe 4) só houve semelhança nos resultados do COML da área 1 (Apêndice 1). Essa escassez de sementes grandes nos plantios de restauração pode indicar uma limitação de sementes específica de espécies de estádios sucessionais mais avançados (REID et al, 2015).

A riqueza mais alta foi para os sistemas de PDIV e COML, com 25 e 22 espécies, respectivamente para a área 1; na área 2 não houve diferenças significativas em relação à riqueza. Certamente o PDIV e COML favoreceram a entrada de sementes de diversas espécies, devido, possivelmente, à sua melhor estrutura do dossel, pois nossos resultados mostram que os sistemas com menor cobertura florestal e menor dossel tendem a ter menos espécies. Isto poderia ser o resultado de uma relação entre o número de espécies plantadas inicialmente e a riqueza na chuva de sementes do sistema. Nesses sistemas também há maior abundância de espécies de sementes grandes (Classe 4). Os sistemas de RPSV das duas áreas avaliadas exibiram menor riqueza de espécies, o que pode apoiar a hipótese que os plantios de restauração fornecem um habitat mais atraente para os agentes de dispersão de sementes do que parcelas controle (restauração passiva). Resultados semelhantes foram reportados em um estudo realizado em plantações mistas de árvores nativas na Costa Rica, que reportou menor riqueza de espécies provenientes da chuva de sementes nas parcelas controle (sem presença de árvores) (ZAMORA; MONTAGNINI, 2007).

Porém, o potencial de regeneração dos sistemas de PDIV e COML é determinado mais pela densidade de sementes dispersadas (maiores valores de densidade –

ver Figura 8) do que pela riqueza, devido a que inicialmente a riqueza das espécies em florestas nativas e ecossistemas em restauração está diretamente influenciada pelo padrão de produção e dispersão de sementes (CLARK; CLARK, 1985). Indivíduos de menor tamanho são mais abundantes por uma unidade de área e sua sobrevivência é mais restringida à medida que vão se desenvolvendo (DENSLOW, 1995; CONDIT et al, 1996). Portanto, o recrutamento das espécies é dependente da densidade das sementes; sendo assim, a regeneração florestal é controlada pela limitação no recrutamento das espécies. Todavia o sucesso de estabelecimento pós-dispersão, determinada através da germinação e sobrevivência das plântulas não pode se determinar pelo presente estudo, apenas pode se inferir em um possível potencial de regeneração dos sistemas de restauração.

A chuva de sementes ~~foi~~é rica em lianas das espécies *Hebanthe paniculata* Mart (presente no FRAG da área 1 e 2 e na SEMD da área 2), *Mascagnia cordifolia* (A. Juss.) Griseb (registrada no FRAG da área 1 e 2 e na RPSV e COML da área 1), *Gouania acalyphoides* Reiss (presente na RPSV, SEMD, SAF, COML e PDIV da área 1 e na RPSV e FRAG da área 2), *Serjania bradeana* Somner (presente nos seis sistemas avaliados) e *Serjania acoma* Radlk (presente nos seis sistemas avaliados) (Apêndice 3). As duas últimas espécies representaram contribuição significativa na chuva de sementes segundo o IVC, situando-se no quinto e sexto lugar, respectivamente (área 1). Para a área 2, *Serjania acoma* Radlk foi sexta no ranking do IVC. Um estudo realizado em floresta semidecidual da mesma forma do que neste estudo encontrou predominância de lianas do gênero *Gouania* (GROMBONE-GUARATINI; RODRIGUES, 2002) Geralmente, as lianas são abundantes em fragmentos de florestas semidecíduais, reflexo de locais com algum tipo de perturbação (LAURANCE et al., 2001). Sua abundância pode influenciar de maneira drástica a fisionomia florestal (MORELLATO; LEITÃO-FILHO, 1996). Por outro lado, outros autores reportaram escassez de sementes de lianas em fragmentos florestais ao sul do estado de São Paulo (BARBOSA; PIZO, 2006). Entretanto, a colonização por outras formas de vida diferentes da arbórea (ervas, lianas) pode ser considerada desejável, pois acrescenta a complexidade da estrutura do ecossistema e das interações planta-animal, atraindo mais predadores, polinizadores, dispersores e decompositores, gerando condições de adaptação tanto das espécies arbóreas quanto de outras formas de vida (REIS et al., 1999).

Em relação às síndromes de dispersão, a chuva de sementes tanto da área 1 quanto da área 2 foi dominada em todos os sistemas de restauração por espécies anemocóricas (abundância e riqueza) (Figura 16 e 17). Resultados similares foram

reportados em outros estudos de chuva de sementes de florestas semidecíduais (PENHALBER; VANI, 1997; GROMBONE-GUARATINI, RODRIGUES, 2002). A alta abundância de espécies anemocóricas pode se atribuir ao aporte das espécies de lianas (*Serjania acoma* Radlk e *Serjania bradeana* Somner) que representaram os valores mais altos no ranking do IVC (índice de valor de importância da chuva). Igualmente, duas espécies herbáceas anemocóricas também contribuíram para este padrão (*Pennisetum purpureum* Schumach. e *Urochloa decumbens*). Entre as espécies lenhosas anemocóricas nos sistemas de restauração tem-se *Gochnatia polymorpha* (Less.) (registrada em todos os sistemas, a exceção do FRAG da área 1) e *Gallesia integrifolia* (Spreng.) Harms.

As espécies dispersadas pelo vento podem cumprir um papel importante no início da colonização de um determinado local (FINEGAN; DELGADO, 2000), mas em estágios sucessionais mais avançados, os fragmentos florestais dominados por espécies anemocóricas tornam-se pouco atraentes para os animais (vertebrados) dispersores de sementes. Deste modo, tende a diminuir a chegada de sementes zoocóricas (JAZEN, 1988), fator limitante na restauração florestal (HOLL et al., 2000).

O PDIV de ambas as áreas favoreceu a entrada de sementes zoocóricas, com predomínio de 76,89% dos propágulos da área 1 e 42,9% dos propágulos da área 2, embora na proporção de espécies das duas áreas predominou a dispersão anemocórica (52% e 47,4% das espécies da área 1 e 2 respectivamente). A proporção de espécies zoocóricas dispersadas no PDIV da área 1 é semelhante ao FRAG, onde foram registradas espécies como: *Schinus terebinthifolius* Raddi, *Cordia superba* Cham., *Celtis iguanaea* (Jacq.) Sarg., *Ocotea indecora* Schott ex Meisn., *Trichilia pallida* Sw., *Solanum* sp., *Citharexylum myrianthum* Cham. A predominância da zoocoria no PDIV deveu-se principalmente à espécie *Schinus terebinthifolius* Raddi, espécie que foi plantada (autóctone). Sua presença pode indicar uma interação biótica mais marcada do que nos outros sistemas, sendo esta predominância uma característica de florestas tropicais (HOWE; SMALLWOOD, 1982). Embora isso não tenha sido estudado, é possível observar grande recrutamento de plântulas de espécies zoocóricas abaixo da copa de indivíduos de *Schinus terebinthifolius* no sistema PDIV em ambas as áreas. Entretanto, estudos fenológicos anteriores revelaram maior proporção de espécies arbóreas zoocóricas nos mesmos plantios de restauração (HOMEM, 2011).

Porém, na área 2 o PDIV e o FRAG apresentaram as proporções mais baixas de espécies zoocóricas. Esta baixa dispersão zoocórica em todos os sistemas de

plantios de restauração pode ser considerada crítica, pois a deposição de sementes zoocóricas torna-se fundamental, sendo uma das principais metas da restauração florestal (WUNDERLE, 1997). Quanto maior a abundância de espécies zoocóricas, mais atraídos serão os dispersores de sementes e maior será a chance da deposição e recrutamento de outras sementes (CLARK et al., 2004), contribuindo para interação vital entre plantas e animais, para a sobrevivência de algumas espécies vegetais (GRIZ; MACHADO, 1998).

A baixa proporção de sementes zoocóricas possivelmente se deve ao método de amostragem. A alocação dos coletores ou armadilhas acima do solo (50 cm) embora seja o método mais utilizado em diferentes estudos (HOLL, 1998; COLE et al, 2010), no caso dos mamíferos frugívoros (por exemplo roedores) este pode levar a erro de amostragem de chuva de sementes).

Nossos resultados mostraram que os padrões de comportamento de sazonalidade da deposição de sementes dos plantios diferem de acordo com o efeito da paisagem (neste caso da vizinhança dos fragmentos florestais), pois os picos de deposição de sementes dos plantios da área 1 se apresentaram em períodos do ano opostos aos picos de deposição de sementes da área 2. Estes padrões são fortemente influenciados pela vizinhança dos plantios, já que na área 2 o fragmento florestal adjacente a eles, está em melhor estado de conservação do que o fragmento florestal da área 1.

A época de maior deposição de sementes influi na chance de estabelecimento e recrutamento das plântulas. Sementes que são dispersadas no início e meio da estação chuvosa têm maiores chances de se estabelecer, e aquelas que se dispersam no fim da chuvosa e início/meio da estação seca devem ter mecanismos para superar as condições abióticas desfavoráveis para a germinação. Alguns desses mecanismos são: dormência ou quiescência, que permitem às sementes desenvolver estruturas externas (tegumento, endosperma ou as barreiras impostas pelo fruto), permitindo que as espécies sobrevivam às adversidades abióticas (BASKIN; BASKIN, 2001). A mudança da época de maior deposição para um mesmo sistema entre áreas pode refletir, neste caso, em diferenças na composição da chuva de sementes, mas também em ajustes nos ritmos fenológicos das espécies que estão frutificando em função de diferenças no meio abiótico (Homem, 2011). Isso ocorreu no sistema SEMD, que teve a maior proporção de espécies alóctones na área 1 e uma das maiores na área 2, e onde o ângulo médio diferiu entre as áreas. Na área 2, a maior deposição de sementes (ângulo médio: 243°) foi registrada no fim da época seca e no início da chuvosa, enquanto na área 1, o pico ocorreu no meio da estação seca (ângulo médio: 170).

Outros ritmos de deposição de sementes contrastantes entre as duas áreas se apresentaram também no sistema de RPSV, onde na área 2 o período de deposição de sementes foi na estação chuvosa (ângulo médio: 30°) e na área 1 foi na estação seca (ângulo médio: 218°). Além de se diferenciarem as épocas de deposição de sementes, mesmo que nas duas áreas estejam presentes espécies de gramíneas, os dois sistemas se diferenciam pela abundância de sementes dispersadas de espécies lenhosas distintas, mostrando forte efeito da vizinhança (fragmentos florestais). Enquanto que na área 1 predominou na chuva de sementes a espécie *Cordia trichotoma* (Vell.) Arráb. Ex Steud., na área 2 esteve presente a espécie *Gochnatia polymorpha*. Ritmos semelhantes na deposição de sementes se encontraram no SAF, onde na área 2 se concentrou a deposição de sementes em dois picos na época chuvosa, enquanto que na área 1 a maior deposição de sementes se apresentou no final da época seca. Nesta área a proporção de sementes alóctone e autóctone foi igual, porém, as espécies plantadas (autóctones) têm mais chance de se regenerarem já que a deposição das sementes está ocorrendo em um período favorável para a germinação e estabelecimento da plântulas. Provavelmente uma das espécies autóctones que aportou na abundância de sementes depositadas no final da época seca foi *Pterogyne nitens*, cuja época de frutificação é adequada para sua germinação e estabelecimento, sendo que esta espécie forma parte do estoque de regeneração de estudos anteriores (Sato, 2012 – dados não publicados; PODADERA et al., 2015).

Entretanto, neste mesmo sistema (SAF) da área 1 observou-se que o ritmo de deposição de sementes é semelhante ao ritmo de deposição do FRAG (área 1), ocorrendo a maior deposição na época seca. As espécies que aportaram nesta deposição de sementes foram principalmente espécies anemocóricas que geralmente frutificam na estação seca (MORELLATO et al., 1989).

Ritmos comuns entre a área 1 e a área 2 foi apresentado só pelo sistema de PDIV, onde a deposição de sementes ocorre ao longo do ano e os maiores picos de deposição de sementes se apresentam principalmente em duas épocas do ano (abril, julho-setembro). Entretanto, na área 1 a quantidade de deposição de sementes foi superior à da área 2. Possivelmente, as melhores características de solo desta área (maior fertilidade e umidade) permitem frutificação mais abundante das espécies, aumentando assim a deposição das sementes. Segundo VAN SCHAIK (1993), existe relação entre a frutificação e alguns parâmetros ambientais, entre os quais a disponibilidade de água no solo, pode influenciar a fenologia.

Nossos resultados da chuva de sementes podem trazer vários pontos importantes na restauração florestal. A colonização dos plantios através da dispersão animal é atribuível às preferências dos animais por certos habitats (REID et al, 2015). No nosso estudo, os sistemas mais bem estruturados e com maior riqueza no dossel também promoveram maior deposição de espécies zoocóricas (PDIV em ambas as áreas e COML na área 1). Por outro lado, em relação à predominância de sementes alóctones, os sistemas RPSV e SEMD em ambas as áreas foram onde isso ocorreu de forma mais evidente, bem como o COML na área 2.

Ao analisar a predominância de sementes grandes (>10 mm), os ritmos foram contrastantes entre as duas áreas avaliadas, sendo que na área 1 os maiores valores foram registrados pelo COML e PDIV e na área 2 pelo FRAG e SEMD. Estes resultados contrastantes podem ser um indicativo de que a qualidade da paisagem do entorno, ou seja o fragmento florestal das áreas avaliadas difere um do outro, gerando diferentes relações entre a fonte de sementes (ecossistema de referência) e os agentes dispersores. Deste modo, a qualidade dos fragmentos próximos aos sistemas de restauração contribui não só para a chegada de sementes (DEL CASTILLO; RIOS, 2008), mas também para a chegada de espécies-chave para a restauração.

Nossos resultados indicam por um lado, que ao contrário do afirmado por outros autores (WIJDEVEN; KUZEE; 2000; HOLL et al., 2000; McCLAIN et al., 2011), a falta de disponibilidade de sementes não é o principal fator limitante da restauração desses ecossistemas. As etapas da sobrevivência das sementes e/ou recrutamento delas como plântulas, igualmente importantes para garantir a continuidade da sucessão, é que devem estar limitando sua regeneração. Por outro lado, indicam também que os sistemas de restauração ainda não têm o suporte suficiente para se autosustentarem a partir dos propágulos gerados dentro do próprio sistema (espécies autóctone), dependendo da entrada de sementes através das áreas vizinhas (fragmentos florestais circundantes).

10. CONCLUSÕES

- Os resultados sugerem que, independentemente das características das áreas estudadas, a chuva de sementes é um resultado da interação entre a paisagem circundante e os sistemas de restauração, contribuindo, desta forma, à restauração dos processos ecológicos dos plantios, tanto pela entrada de novas espécies provindas do pool regional, como pela manutenção das espécies estabelecidas inicialmente.

- Embora os ritmos de sazonalidade da deposição de sementes dos plantios sejam diferentes de acordo com o efeito da paisagem, a sua sazonalidade está fortemente influenciada pela composição e estrutura do sistema de restauração, apresentando ritmos sazonais diferentes dos fragmentos florestais vizinhos. Deste modo, evidencia-se uma dinâmica fenológica diferente entre os plantios e o fragmento florestal, que pode refletir na regeneração da comunidade vegetal, em função das condições abióticas favoráveis ou desfavoráveis para o estabelecimento das espécies em determinadas épocas do ano.

- Os sistemas de restauração sob arranjos de alta diversidade, resultaram em maior diversidade e densidade de espécies arbóreas na chuva de sementes e, igualmente, registraram maiores proporções de espécies zoocóricas, em comparação com os sistemas menos complexos, em termos de composição e estrutura, o que indica que a composição do dossel dos plantios reflete na chuva de sementes. Entretanto, as proporções de espécies alóctones, independentemente do sistema de restauração, são resultado da paisagem circundante.

CAPITULO II. BANCO DE SEMENTES DO SOLO

RESUMO

O banco de sementes do solo é considerado parte da dinâmica da regeneração natural das comunidades vegetais. Em ecossistemas degradados, pode ser um indicador de resiliência a distúrbios futuros, permitindo a recolonização da vegetação. No caso dos plantios florestais voltados para a restauração, o banco de sementes permite continuar a trajetória sucessional dos sistemas. Foram avaliadas as sementes do solo em duas áreas diferentes, cada uma com 5 plantios de restauração (cada parcela de 0,25 ha) de 18 anos de idade. Além disso, também foi avaliado em cada área um fragmento florestal como ecossistema de referência. O objetivo foi verificar se diferentes sistemas de restauração têm sido capazes de recuperar o banco de sementes do solo e se suas características estruturais influem neste potencial. Foi encontrado um número considerável de sementes viáveis no solo (632,29 e 794,61 sementes/m²/ano⁻¹, em média, na área 1 e 2, respectivamente), porém, as diferenças da abundância de sementes entre os sistemas de restauração foram significativas apenas na área 2 ($p < 0,05$). Evidenciou-se que o banco de sementes do solo dos sistemas de restauração das duas áreas avaliadas encontra-se dominado em sua maioria por espécies herbáceas, com valores superiores ao 73,3%. As espécies lenhosas que conseguiram permanecerem viáveis no solo foram em total 8 espécies na área 1 e 5 espécies na área 2, sendo a maioria espécies pioneiras. Na área 2 encontraram-se três espécies de estádios sucessionais mais avançados (*Campomanesia xanthocarpa*, *Astronium graveolens* e *Parapiptadenia rigida*). Destaca-se na área 1 o Sistema de Restauração Passiva por ter apresenado três espécies pioneiras (*Aloysia virgata*, *Trema micrantha*, *Senegalia polyphylla*). Os resultados permitem inferir que mesmo que o

banco de sementes esteja se desenvolvendo lentamente devido à abundante presença de espécies herbáceas, as espécies arbóreas estão começando a colonizar o banco de sementes do solo, fator importante frente a possíveis distúrbios futuros.

11. INTRODUÇÃO

O banco de sementes do solo é entendido como a reserva de sementes viáveis não germinadas no solo (THOMPSON; GRIME, 1979), proveniente da dispersão das sementes no tempo, através da qual se garante a sobrevivência das espécies. Portanto, tem implicações importantes na persistência das populações e na dinâmica da comunidade em um hábitat determinado (AUFFRET; COUINS, 2011; VANDVIK et al, 2015).

Tem sido demonstrado que o banco de sementes do solo desempenha importante papel na restauração das comunidades vegetais, pois é considerado como fonte potencial de sementes (BAKKER; BERENDSE, 1999), capaz de superar longos períodos de condições desfavoráveis (OOI, 2012), além de determinar a trajetória da sucessão secundária após distúrbios (PAKERMAN; SMALL, 2005) e, finalmente, por ser a “memória da vegetação passada, que ainda pode estar presente no solo depois da desapareição da vegetação (BAKKER et al., 1996; BAKKER; BERENDSE, 1999). Portanto, o banco de sementes considera-se parte do sucesso da restauração dos ecossistemas (GHORBANI et al, 2007).

Para os processos de restauração de ecossistemas é importante compreender que para a manutenção e sustentabilidade do ecossistema em processo de restauração, o fator determinante é a dinâmica de entrada e saída de sementes tanto no início da sucessão quanto nas etapas futuras. Nesta dinâmica, o banco de sementes de solo gera equilíbrio da disponibilidade de sementes, devido a que forma um reservatório que é alimentado através da chuva de sementes, a partir do qual se forma o banco de plântulas (germinação) ou acontece uma perda de sementes pela predação (HYATT; CASPER, 2000; TEKETAY, 2005; GONZÁLEZ-RIVAS, 2009).

As florestas tropicais estão sujeitas tanto a distúrbios naturais quanto antrópicos, fenômenos pelos quais se vê afetada a regeneração vegetal. Considerando isto, as espécies vegetais podem se regenerar por diferentes meios, entre os quais o banco de sementes do solo ativa-se após um pequeno ou grande distúrbio (SCHMITZ, 1992), permitindo assim, a recolonização da vegetação ou simplesmente permitindo continuar a trajetória sucessional secundária (PAKEMAN, SMALL, 2005) de ecossistemas em processo de restauração.

No caso dos plantios de restauração baseados em arranjos de diversas espécies vegetais nativas, faz-se necessário determinar se diferentes sistemas de restauração estão se recuperando através do banco de sementes do solo em estádios avançados de sucessão, com o fim de entender se o banco de sementes apresenta o potencial de garantir a regeneração natural dos diferentes plantios de restauração.

12. OBJETIVO

Objetivou-se verificar se o banco de sementes do solo de diferentes sistemas de restauração encontra-se recuperado após quase duas décadas de implantação, com potencial de garantir a regeneração natural, e se as características estruturais dos sistemas de restauração influem neste potencial.

Pretende-se responder às seguintes questões:

- Existe um banco de sementes viáveis no solo de áreas em processo de restauração após quase duas décadas de implantação? Qual a participação de espécies invasoras e gramíneas exóticas neste banco?
- A riqueza de espécies e a densidade do banco de sementes do solo diferem entre sistemas de restauração e entre locais?

13. MATERIAL E MÉTODOS

13.1. Amostragem do banco de sementes do solo e determinação de sementes viáveis

Para a análise do banco de sementes foram coletadas amostras do solo duas vezes no ano, com o fim de representar a estacionalidade anual. A primeira coleta foi ao final da estação chuvosa (março - abril) e a segunda coleta foi ao final da estação seca (agosto – setembro). Oito amostras foram tomadas ao acaso em cada uma das parcelas (no total para cada uma das áreas foram coletadas 144 amostras). A camada superficial de serapilheira foi eliminada, a partir da qual se coletaram as amostras de 0-5 cm de profundidade, usando um coletor cilíndrico de aço inoxidável (12 cm de diâmetro). As amostras foram armazenadas em sacos plásticos e transportadas ao Viveiro Florestal do Departamento de Ciência Florestal da Faculdade de Ciências Agrônômicas – UNESP/Botucatu. Estas amostras representaram uma superfície total de 2,88 m² para cada área avaliada.

Para a análise do banco de sementes e sua determinação de sementes viáveis utilizou-se o método de emergência de plântulas (SIMPSON et al., 2012). No viveiro, cada amostra do solo foi espalhada em uma caixa de plástico (37 cm de comprimento, 30 cm de largura e 13 cm de profundidade), sobre uma camada de pedrisco e uma camada de areia para permitir a infiltração. As caixas foram colocadas em canteiros com sombrite (para manter a umidade e proteção contra a contaminação de propágulos externos e contra o impacto direto da chuva) (Figura 24). Proporcionaram-se condições uniformes para permitir a germinação das sementes viáveis para todas as amostras do solo depositadas nas caixas de

germinação, com penetração de luz solar aproximadamente de 50% (condições similares a uma floresta moderadamente aberta), conforme Swaine (2001). A irrigação foi diária com lâmina d'água de 3 mm. Para corrigir a presença de sementes contaminantes no viveiro, foram alocadas oito caixas com substrato esterilizado e aquelas espécies cujas plântulas emergiram nessas caixas foram omitidas dos resultados.

A germinação foi avaliada semanalmente durante seis meses para cada época do ano. As plântulas emergentes foram identificadas até o mais baixo nível taxonômico possível, sendo quantificadas e retiradas das caixas. Amostras de cada morfotipo foram seca e herborizadas com o fim de facilitar os controles de germinações no viveiro. Os *taxa* que não foram identificados foram transplantados em caixas separadas para permitirem sua identificação posterior. Alguns exemplares que permaneceram sem identificação foram classificados como morfoespécies.

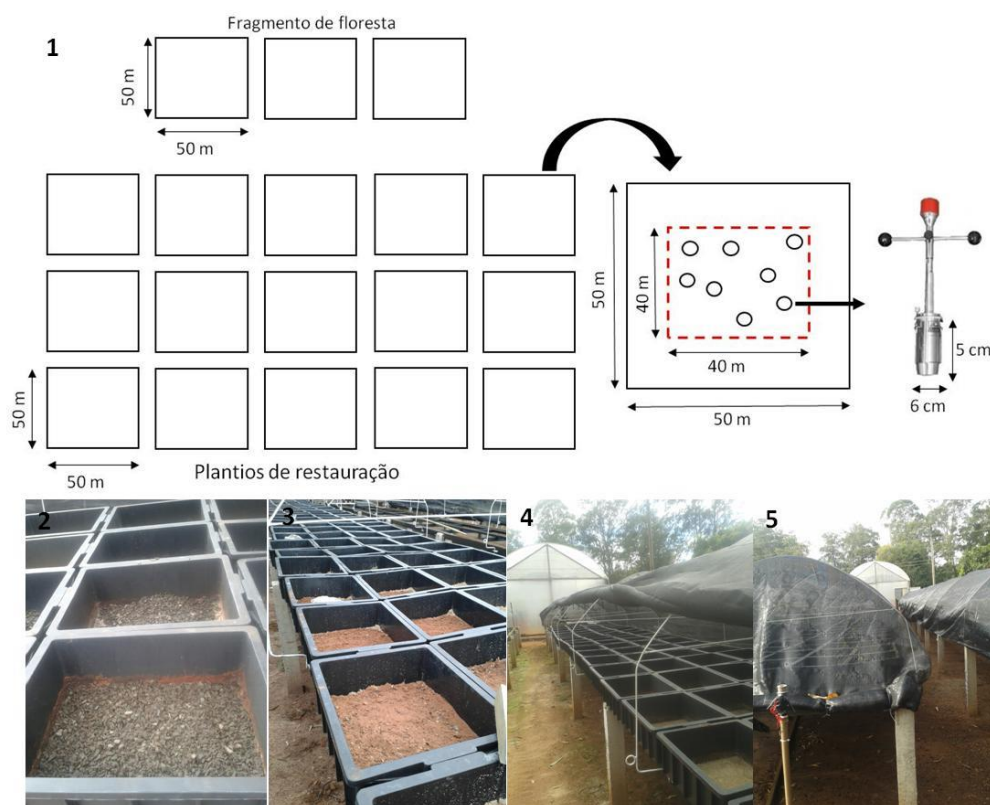


Figura 24. Esquema de instalação do banco de sementes do solo. 1. Desenho esquemático dos sistemas de restauração e coleta de amostras do solo. 2-3. Acomodação do solo nas caixas de germinação. 4. Instalação das caixas de germinação nos canteiros. 5. Instalação de sombrite sobre as caixas de germinação.

13.2. Análise dos dados

Foram calculados alguns parâmetros fitossociológicos como frequência absoluta (fa) e relativa (fr), densidade absoluta (da) e relativa (dr) (MUELLER-

DOMBOIS; ELLENBERG, 1974). As espécies identificadas foram classificadas de acordo com sua forma de vida (herbácea, arbustiva, subarbustiva e arbórea). As espécies herbáceas foram classificadas em exóticas e nativas regionais, segundo a Lista de Espécies da Flora do Brasil (Forzza et al., 2010). Determinou-se a densidade de sementes total em cada uma das áreas estudadas. A diversidade de espécies foi calculada pelo índice Alpha de Fisher (Fisher et al. 1943) e pelo Índice de Shannon-Wiener (H'), a equabilidade das espécies foi calculada a partir do Índice de Pielou (J') (MAGURRAN, 1988; KREBS, 1989) e a riqueza das espécies dos cinco sistemas de restauração foi comparada a partir de curvas de rarefação usando o programa PAST (HAMMER et al., 2001). Estimou-se para cada espécie do banco de sementes o Índice de importância do banco de sementes (IVB) como a soma da densidade relativa (dr) e frequência relativa (fr) (BORGES; ENGEL, 1993).

Atendo à normalidade e homocedasticidade dos dados, as diferenças entre a abundância de sementes do banco dos diferentes sistemas de restauração de cada área avaliada foram testadas pelo teste de Kruskal-Wallis, utilizando-se o programa XLSTAT. Para as comparações múltiplas entre médias utilizou-se o teste Dunn com a correção de Bonferroni.

14. RESULTADOS

14.1. Reservas de sementes

O número total de sementes germinadas, considerando todos os sistemas de restauração avaliados neste estudo, foi 3.642 para a área 1 e 4.577 para a área 2 (Tabela 5 e 6), com uma densidade média de 632,29 e 794,61 sementes/m², respectivamente, para as duas áreas. O valor máximo de densidade na área 1, foi apresentado pelo SAF (775 sementes/m²) e para a área 2, foi a RPSV (1.228 sementes/m²), que apresentou o máximo valor (Figura 25). A forma de vida com maior densidade em todos os sistemas de restauração, inclusive no FRAG de ambas as áreas foi a herbácea, com 564,76 e 754,34 sementes/m², respectivamente (Figura 26a e 26c). Entre as herbáceas, predominou uma densidade de herbáceas exóticas em todos os sistemas de restauração de ambas as áreas. Os sistemas da área 1 com maior densidade de sementes de herbáceas exóticas foram RPSV, SEMD e SAF com 338,54, 448,96 e 504,17 sementes/m², respectivamente e para a área 2 foram RPSV e SAF com 621,88 e 516,67 sementes/m², respectivamente (Figura 26b e 26d). As diferenças da abundância de sementes no banco entre os sistemas de restauração foram significativas ao nível do 5% apenas na área 2 (valor-p: < 0,0001) (Figura 27).

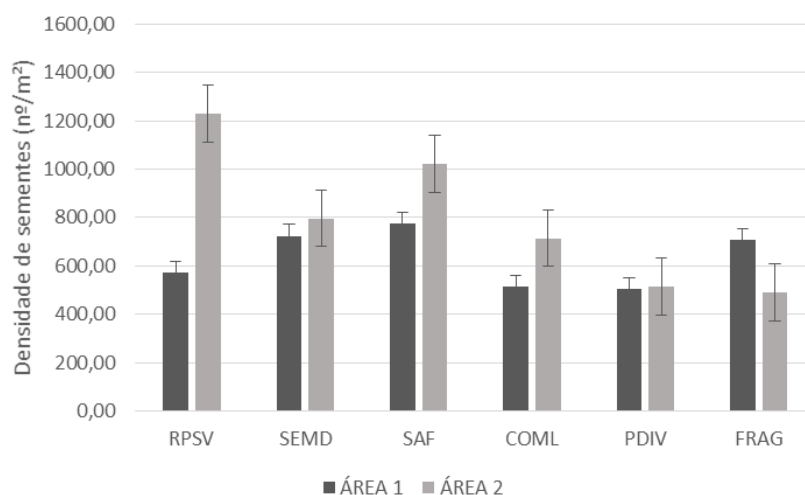


Figura 25. Densidade de sementes (sementes/m²) total do banco de sementes do solo dos sistemas de restauração da área 1 e 2.

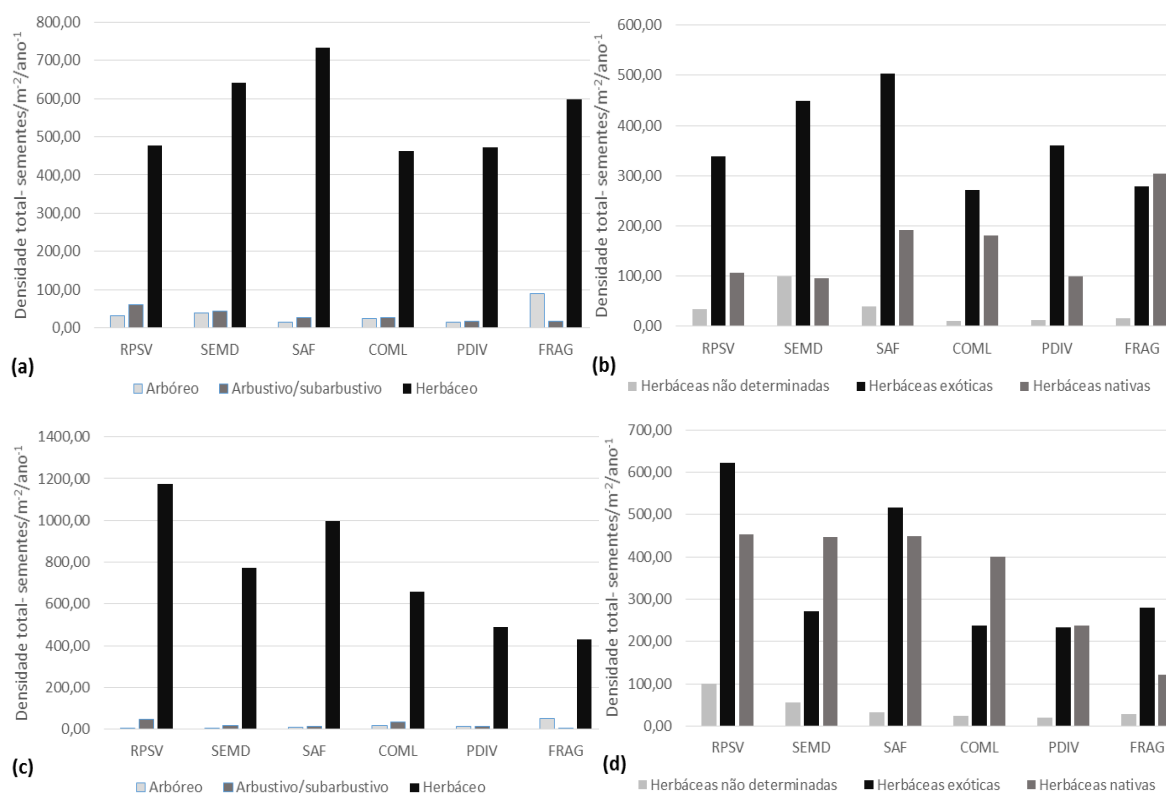


Figura 26. Densidade de sementes por forma de vida, determinada no banco de sementes do solo dos diferentes sistemas de restauração. Densidade de sementes total por forma de vida (a) e densidade de sementes herbáceas (b) da área 1; Densidade de sementes total por forma de vida (c) e densidade de sementes herbáceas (d) da área 2.

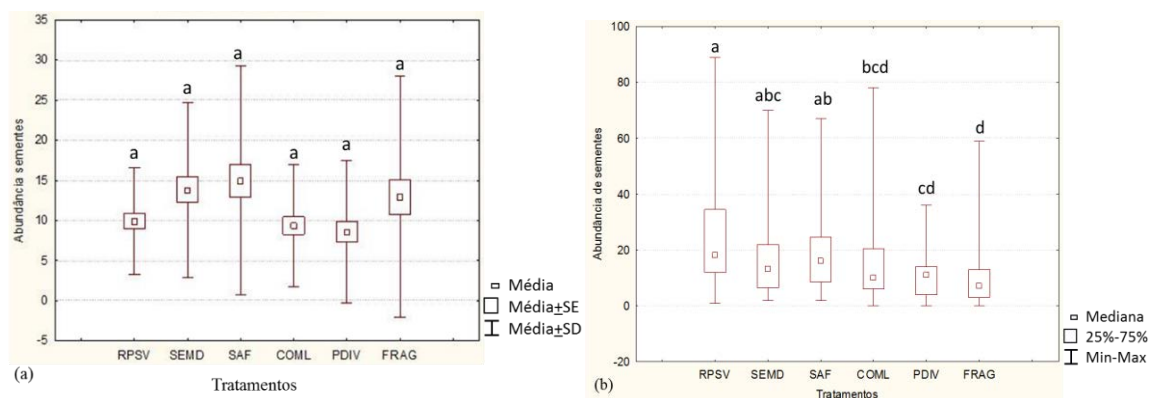


Figura 27. Média e mediana da abundância de sementes do banco em cada sistema de restauração da área 1 (a) e da área 2 (b), respectivamente. Medianas seguidas de letras iguais não diferem entre si a 5% de significância pelo teste de Dunn.

14.2. Riqueza e diversidade do banco de sementes do solo

Encontraram-se na área 1, um total de 70 morfoespécies. Destas, 48 foram identificadas ao nível de espécie, 3 ao nível de gênero, 2 ao nível de família e 17 não foram identificadas. Na área 2, encontraram-se 78 morfoespécies, destas, 52 foram identificadas ao nível de espécies, 4 ao nível de gênero, 1 ao nível de família e 21 não foram identificadas (Tabela 5 e 6).

Na área 1, a restauração passiva apresentou alta diversidade de espécies ($H' = 3,05$, $S = 13,02$) e equabilidade ($J = 0,78$), enquanto na área 2, o plantio diversificado apresentou o valor mais alto de diversidade de Shannon ($H' = 2,81$) e equabilidade ($J = 0,77$), mas em relação ao Índice de Alpha de Fisher o máximo valor foi apresentado pelo FRAG ($S = 12,62$) (Tabela 4), sendo que fragmento florestal da área 2 é mais conservado quando comparado com o fragmento florestal da área 1.

Tabela 4. Índices de Diversidade da chuva de sementes dos diferentes sistemas de restauração ecológica e dos fragmentos florestais da área 1 e 2.

Índice de diversidade	Área 1						Área 2					
	RPSV	SEMD	SAF	COML	PDIV	FRAG	RPSV	SEMD	SAF	COML	PDIV	FRAG
Alpha de Fisher (S)	13,02	10,14	9,932	8,61	8,984	5,627	9,532	9,851	7,86	8,375	9,588	12,62
Shannon-Wiener (H)	3,052	2,784	2,585	2,794	2,575	2,033	2,62	2,747	2,397	2,527	2,812	2,709
Equabilidade de Pielou (J)	0,784	0,74	0,6872	0,786	0,7185	0,6168	0,684	0,73	0,6589	0,7	0,773	0,708

Por outro lado, quando comparada a riqueza de espécies nos diferentes sistemas de restauração (curvas de rarefação) para amostras de 400 indivíduos entre a área 1 e a área 2, constata-se que, na área 1, os sistemas de plantio de restauração não diferem, à exceção do COML que registrou menor número de espécies, em relação ao sistema em processo de sucessão natural (RPSV). O ecossistema de referência (FRAG) teve menor riqueza quando comparado com os quatro sistemas de plantio e com o sistema de restauração passiva, o que foi atribuído às características do local (afloramentos rochosos, declive aproximado de 60% e solo muito raso) que tornaram difícil a coleta do solo a 5 cm de profundidade.

Para a área 2, considerando uma amostra de 400 indivíduos, o FRAG se diferencia dos sistemas de restauração, enquanto o PDIV, SEMD e RPSV não diferem e o sistemas COML e SAF registraram número menor de espécies do que todos os outros. A maior abundância foi apresentada na RPSV e no SAF. De forma geral quando comparadas as duas áreas avaliadas nota-se que o FRAG da área 2 tem banco de sementes mais rico, indicando seu estágio sucessional avançado (Figura 28).

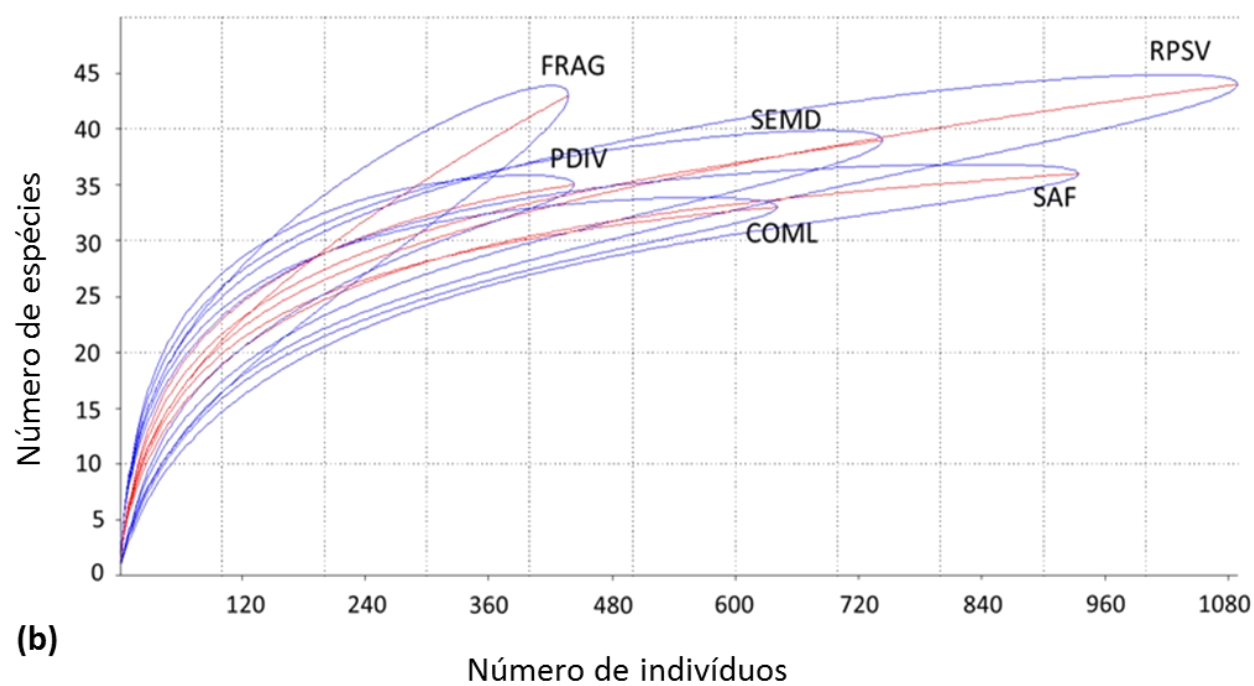
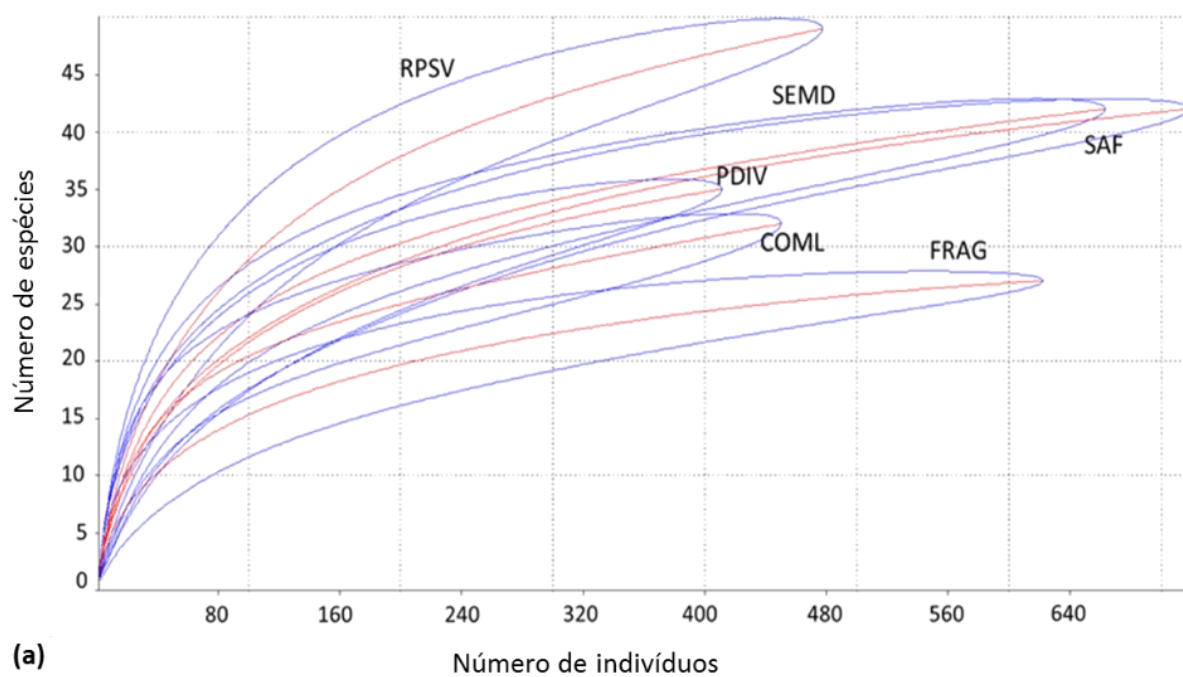


Figura 28. Curvas de rarefação das espécies encontradas no banco de sementes do solo dos diferentes sistemas de restauração da área 1 (a) e da área 2 (b).

14.3. Composição do banco de sementes do solo

Tanto na área 1 quanto na área 2 a forma de vida predominante foi a herbácea, que representa mais do 73% de indivíduos e espécies em ambas as áreas (89 % dos indivíduos e 83% das espécies na área 1, e 95% dos indivíduos e 73 % das espécies na área 2). (Figura 29a e 29c). Entre as herbáceas, os indivíduos e as espécies exóticas dominaram sobre os indivíduos e as espécies nativas em ambas as áreas, com 64,99% dos indivíduos e 36,21% das espécies da área 1, quanto a área 2 representaram 47,69% dos indivíduos e 31,58% das espécies (Figura 29b e 29d). A principal família de hábito herbáceo para ambas as áreas foi Asteraceae, com 40,41% e 25% dos indivíduos na área 1 e 2, respectivamente, e 14,28% e 10,25 % das espécies na área 1 e 2, respectivamente. A área 2 apresentou a maior proporção de espécies arbóreas.

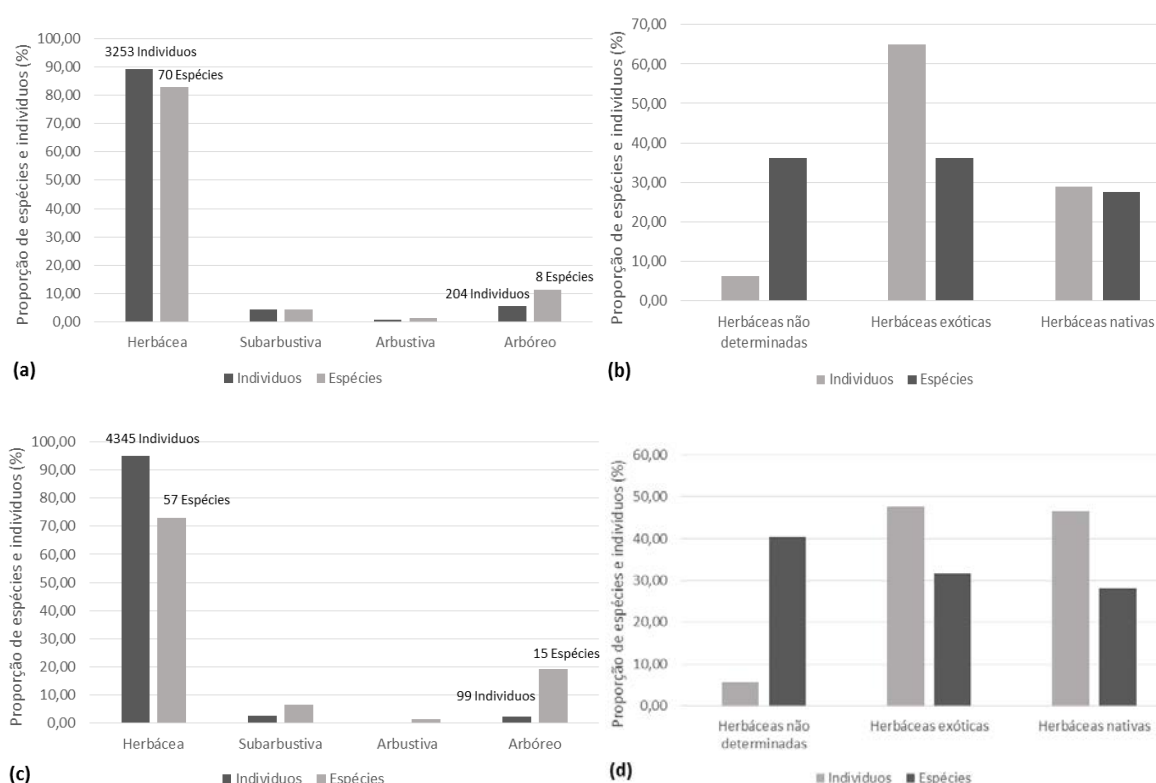


Figura 29. Proporção de espécies e indivíduos total por forma de vida, determinada no banco de sementes do solo dos diferentes sistemas de restauração. Proporção de espécies e indivíduos por forma de vida (a) e proporção de espécies e indivíduos da forma de vida herbácea (b) da área 1; Proporção de espécies e indivíduos por forma de vida (c) e proporção de espécies e indivíduos da forma de vida herbácea (d) da área 2,

As espécies arbóreas identificadas nos sistemas de restauração do banco de sementes da área 1 foram *Mimosa caesalpiniiifolia*, *Cecropia pachystachya* e *Jacaranda micrantha* Cham. A única espécie arbórea amostrada só no FRAG foi *Urera baccifera* (L.) Gaudich., enquanto as espécies arbóreas identificadas tanto nos sistemas de restauração quanto no fragmento florestal foram *Aloysia virgata* (Ruiz & Pav.) Juss, *Piper* sp., *Trema micrantha* (L.) Blume, *Senegalia polyphylla* (DC.) Britton & Rose. A única espécie arbustiva foi *Wissadua subpeltata* (Kuntze) (presente nos sistemas RPSV, SEMD, SAF, COML, PDIV) (Figura 16), só duas espécies arbóreas germinaram na época chuvosa (*Aloysia virgata* (Ruiz & Pav.) Juss e *Mimosa caesalpiniiifolia*), o restante das espécies lenhosas germinaram na época seca (Tabela 5 e apêndice 2).

Na área 2, as espécies arbóreas identificadas nos sistemas de restauração foram *Mimosa caesalpiniiifolia*, *Citharexylum myrianthum* Cham., *Solanum* sp., *Campomanesia xanthocarpa* O. Berg. As espécies arbóreas identificadas no FRAG foram *Urera baccifera* (L.) Gaudich., *Zanthoxylum petiolare* A. St. - Hil. & Tul., *Croton floribundus* Spreng., *Astronium graveolens* Jacq., *Gallesia integrifolia* (Spreng.) Harms. As espécies identificadas na RPSV foram *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan, *Jacaranda micrantha* Cham. As espécies arbóreas identificadas tanto nos sistemas de restauração quanto no fragmento florestal foram *Trema micranta*, *Cecropia pachystachya*, *Enterolobium contorsiliquum* (Vell.) Morong, *Senegalia polyphylla* e *Piper* sp. (Figura 30).

A espécie de árvore mais representativa na área 1 foi *Piper* sp, com densidade de 19,97 sem/m², e na área 2 foi *Trema micranta*, com densidade de 6,42 sem/m². As espécies com o IVB (valor de importância do banco de sementes) mais alto no banco de sementes das áreas 1 e 2 foram herbáceas (*Gnaphalium purpureum* L. e *Cyperus rotundus* L., área 1 e 2, respectivamente).

Embora a área 2 tenha mais riqueza de espécies arbóreas (16 espécies) do que a área 1 (8 espécies), as 16 espécies da área 2 representam 3,74% do total do IVB (valor de importância do banco de sementes), enquanto na área 1, as 8 espécies arbóreas representam o 6,65% do total do IVB (Tabela 5 e 6).

Tabela 5. Composição do banco de sementes do solo da área 1 (Fazenda experimental Lageado)

Espécie	Familia	Forma de vida	Número de sementes	DA (n/m²)	DR (%)	FR (%)	IVB
<i>Gnaphalium purpureum</i> L.	Asteraceae	Herbácea E	891	154,69	26,67	16,29	42,96
<i>Talinum paniculatum</i>	Malvaceae	Herbácea N	398	69,10	11,91	5,54	17,45
<i>Phyllanthus niruri</i> L.	Phyllantaceae	Herbácea N	271	47,05	8,11	7,90	16,01
<i>Cardamine bonariensis</i> Pers.	Brassicaceae	Herbácea E	271	47,05	8,11	4,97	13,08
<i>Erechtites hieraciifolius</i> (L.) Raf. ex DC	Asteraceae	Herbácea E	200	34,72	5,99	7,08	13,07
<i>Crepis japonica</i> (L.) Benth	Asteraceae	Herbácea E	146	25,35	4,37	6,84	11,21
<i>Sida spinosa</i> L.	Malvaceae	Subarbustiva	148	25,69	4,43	5,29	9,72
<i>Bracchiaria</i> sp.	Poaceae	Herbácea E	139	24,13	4,16	4,56	8,72
<i>Artemisia verlotorum</i> Lamotte	Asteraceae	Herbácea E	119	20,66	3,56	3,91	7,47
<i>Lepidium virginicum</i> L.	Brassicaceae	Herbácea E	102	17,71	3,05	4,40	7,45
Piper sp.	Piperaceae	Arbóreo	115	19,97	3,44	3,83	7,27
<i>Cyperus rotundus</i> L.	Cyperaceae	Herbácea N	86	14,93	2,57	4,40	6,97
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	Verbenaceae	Arbóreo	65	11,28	1,95	2,85	4,80
<i>Commelina benghalensis</i> L.	Commelinaceae	Herbácea E	40	6,94	1,20	2,44	3,64
Morfoespecie 42		Herbácea	85	14,76	2,54	0,90	3,44
<i>Bidens pilosa</i> L.	Asteraceae	Herbácea E	51	8,85	1,53	1,87	3,40
<i>Acalypha communis</i> Mull. Arg.	Plantaginaceae	Herbácea N	61	10,59	1,83	1,47	3,29
<i>Oxalis corniculata</i> L.	Oxalidaceae	Herbácea E	35	6,08	1,05	2,12	3,16
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Conquist	Asteraceae	Herbácea E	37	6,42	1,11	2,04	3,14
<i>Eragrostis pilosa</i> (L.) P. Beauv.	Poaceae	Herbácea E	46	7,99	1,38	1,71	3,09
<i>Solanum americanum</i>	Solanaceae	Herbácea N	30	5,21	0,90	1,79	2,69
Morfoespecie 1		Herbácea	28	4,86	0,84	1,14	1,98
Morfoespecie 2		Herbácea	25	4,34	0,75	1,14	1,89
<i>Indigofera hirsuta</i> L.	Fabaceae	Herbácea N	19	3,30	0,57	1,22	1,79
<i>Wissadua subpeltata</i> (Kuntze)	Malvaceae	Arbustiva N	24	4,17	0,72	0,81	1,53
<i>Waltheria douradinha</i> A. St. Hil.	Malvaceae	Herbácea N	15	2,60	0,45	0,73	1,18
<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	Rubiaceae	Herbácea N	23	3,99	0,69	0,49	1,18
Morfoespecie 3		Herbácea	12	2,08	0,36	0,73	1,09
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Asteraceae	Herbácea E	12	2,08	0,36	0,65	1,01
<i>Ipomoea</i> sp.	Convolvulaceae	Herbácea	11	1,91	0,33	0,49	0,82
<i>Cyperus esculentus</i>	Cyperaceae	Herbácea N	10	1,74	0,30	0,49	0,79
<i>Croton glandulosus</i> L.	Euphorbiaceae	Herbácea N	8	1,39	0,24	0,49	0,73
<i>Sida santaremensis</i> H. Monteiro	Malvaceae	Subarbustiva	11	1,91	0,33	0,33	0,65

Morfoespecie 4		Herbácea	11	1,91	0,33	0,24	0,57
<i>Emilia coccínea</i> (Sims) G. Don	Asteraceae	Herbácea E	5	0,87	0,15	0,41	0,56
<i>Facelis apiculata</i> Cass.	Asteraceae	Herbácea E	5	0,87	0,15	0,41	0,56
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Cannabaceae	Arbóreo	5	0,87	0,15	0,41	0,56
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul.	Cecropiaceae	Arbóreo	5	0,87	0,15	0,41	0,56
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Fabaceae	Arbóreo	7	1,22	0,21	0,33	0,54
<i>Achyrocline satureioides</i>	Asteraceae	Herbácea E	6	1,04	0,18	0,33	0,51
<i>Portulaca oleraceae</i> L.	Portulacaceae	Herbácea N	6	1,04	0,18	0,33	0,51
<i>Waltheria indica</i> L.	Malvaceae	Herbácea E	4	0,69	0,12	0,33	0,45
Morfoespecie 5	Malvaceae	Herbácea	7	1,22	0,21	0,16	0,37
<i>Mitracarpus hirtus</i> (L.) DC.	Rubiaceae	Herbácea N	4	0,69	0,12	0,24	0,36
<i>Mimosa caesalpinifolia</i>	Fabaceae	Arbóreo	4	0,69	0,12	0,24	0,36
<i>Callitriche deflexa</i> A. Braun. ex Hegelm.	Plantaginaceae	Herbácea N	4	0,69	0,12	0,24	0,36
Morfoespecie 56		Herbácea	3	0,52	0,09	0,24	0,33
Morfoespecie 6		Herbácea	3	0,52	0,09	0,16	0,25
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	Poaceae	Herbácea E	2	0,35	0,06	0,16	0,22
<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich.	Urticaceae	Arbóreo	2	0,35	0,06	0,16	0,22
<i>Sida cordifolia</i> L.	Malvaceae	Subarbustiva	2	0,35	0,06	0,16	0,22
Morfoespecie 55		Herbácea	2	0,35	0,06	0,16	0,22
Morfoespecie 51		Herbácea	2	0,35	0,06	0,16	0,22
Morfoespecie 7		Herbácea	2	0,35	0,06	0,16	0,22
<i>Panicum maximum</i> Jacq.	Poaceae	Herbácea E	2	0,35	0,06	0,08	0,14
<i>Talinum triangulare</i> (Jacq.)	Portulacaceae	Herbácea N	1	0,17	0,03	0,08	0,11
<i>Bracchiaria plantaginea</i> (Link) Hitchc.	Poaceae	Herbácea E	1	0,17	0,03	0,08	0,11
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	Bignoniaceae	Arbóreo	1	0,17	0,03	0,08	0,11
<i>Crotalaria lanceolata</i> E. Mey.	Fabaceae	Herbácea E	1	0,17	0,03	0,08	0,11
<i>Apium leptophyllum</i> (Pers.) F. Muell. Ex Benth.	Apiaceae	Herbácea E	1	0,17	0,03	0,08	0,11
<i>Plantago tomentosa</i> Lam.	Plantaginaceae	Herbácea N	1	0,17	0,03	0,08	0,11
<i>Bulbostylis capillaris</i> (L.) C.B.	Cyperaceae	Herbácea N	1	0,17	0,03	0,08	0,11
Morfoespecie 8	Rubiaceae	Herbácea	1	0,17	0,03	0,08	0,11
Morfoespecie 47		Herbácea	1	0,17	0,03	0,08	0,11
Morfoespecie 28		Herbácea	1	0,17	0,03	0,08	0,11
Morfoespecie 52		Herbácea	1	0,17	0,03	0,08	0,11
Morfoespecie 9		Herbácea	1	0,17	0,03	0,08	0,11
Morfoespecie 10		Herbácea	1	0,17	0,03	0,08	0,11
Morfoespecie 11		Herbácea	1	0,17	0,03	0,08	0,11
Morfoespecie 12		Herbácea	1	0,17	0,03	0,08	0,11

Total 3642 632,292

DA: densidade absoluta; DR: densidade relativa; FR:

Frequência relativa, Herbácea N: Herbácea nativa,

Herbácea E: Herbácea Exótica

IVB: Índice de valor de importância do banco de sementes do solo

(DR+FR)

Tabela 6. Composição do banco de sementes do solo da área 2 (Fazenda experimental Edgárdia)

Espécie	Familia	Forma de vida	Número de sementes	DA (n/m²)	DR (%)	FR (%)	IVB
<i>Cyperus rotundus</i> L.	Cyperaceae	Herbáceo N	1133	196,701	26,429	14,20	40,633
<i>Gnaphalium purpureum</i> L.	Asteraceae	Herbáceo E	714	123,958	16,655	15,18	31,833
<i>Bracchiaria</i> sp.	Cyperaceae	Herbáceo E	272	47,222	6,345	6,82	13,163
<i>Cardamine bonariensis</i> Pers.	Brassicaceae	Herbáceo E	361	62,674	8,421	4,63	13,047
<i>Portulaca oleraceae</i> L.	Portulacaceae	Herbáceo N	250	43,403	5,832	5,76	11,595
<i>Commelina benghalensis</i>	Commelinaceae	Herbáceo E	162	28,125	3,779	5,28	9,055
<i>Erechtites hieraciifolius</i> (L.) Raf. ex DC	Asteraceae	Herbáceo E	202	35,069	4,712	3,57	8,283
<i>Lepidium virginicum</i> L.	Brassicaceae	Herbáceo E	102	17,708	2,379	5,44	7,818
<i>Talinum triangulare</i> (Jacq.) Willd.	Portulacaceae	Herbáceo N	151	26,215	3,522	4,22	7,743
<i>Cyperus esculentus</i>	Cyperaceae	Herbáceo N	127	22,049	2,962	3,81	6,777
<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth.	Fabaceae	Herbáceo N	175	30,382	4,082	2,03	6,111
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Conquist	Asteraceae	Herbáceo E	126	21,875	2,939	2,76	5,699
<i>Phyllanthus niruri</i> L.	Euphorbiaceae	Herbáceo N	65	11,285	1,516	3,25	4,763
<i>Crepis japônica</i> (L.) Benth	Asteraceae	Herbáceo E	75	13,021	1,749	2,92	4,672
Morfoespecie 14		Herbáceo	67	11,632	1,563	2,76	4,323
<i>Sida cordifolia</i> L.	Malvaceae	Subarbastivo	65	11,285	1,516	1,87	3,383
<i>Indigofera hirsuta</i> L.	Fabaceae	Herbáceo N	37	6,424	0,863	1,79	2,649
<i>Trema micrantha</i>	Cannabaceae	Arbóreo	37	6,424	0,863	1,54	2,405
<i>Talinum paniculatum</i>	Portulacaceae	Herbáceo N	45	7,813	1,050	1,22	2,267
Morfoespecie 31		Herbáceo	18	3,125	0,420	1,22	1,637
Morfoespecie 21		Herbáceo	24	4,167	0,560	1,06	1,615

<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul.	Cecropiaceae	Arbóreo	22	3,819	0,513	0,97	1,487
<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	Rubiaceae	Herbáceo N	16	2,778	0,373	1,06	1,428
<i>Urena lobata</i> L.	Malvaceae	Subarbustivo	20	3,472	0,467	0,81	1,278
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Fabaceae	Arbóreo	16	2,778	0,373	0,89	1,266
<i>Oxalis corniculata</i> L.	Oxalidaceae	Herbáceo E	15	2,604	0,350	0,89	1,243
<i>Sida santaremensis</i> H. Monteiro	Malvaceae	Subarbustivo	14	2,431	0,327	0,89	1,219
<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam) DC	Asteraceae	Herbáceo E	10	1,736	0,233	0,81	1,045
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i>	Caesalpinioideae	Arbustivo	13	2,257	0,303	0,73	1,034
Morfoespecie 26		Herbáceo	24	4,167	0,560	0,41	0,966
<i>Sida spinosa</i> L.	Malvaceae	Subarbustivo	17	2,951	0,397	0,49	0,884
Morfoespecie 18		Herbáceo	22	3,819	0,513	0,32	0,838
<i>Eragrostis pilosa</i> (L.) P. Beauv.	Poaceae	Herbáceo E	8	1,389	0,187	0,65	0,836
<i>Bulbostylis capillaris</i> (L) C.B. Clarke	Cyperaceae	Herbáceo N	9	1,563	0,210	0,57	0,778
Morfoespecie 15		Herbáceo	19	3,299	0,443	0,24	0,687
Morfoespecie 2		Herbáceo	15	2,604	0,350	0,32	0,675
<i>Ipomoea</i> sp.	Convolvulaceae	Herbáceo	7	1,215	0,163	0,49	0,650
Morfoespecie 22		Herbáceo	12	2,083	0,280	0,32	0,605
Morfoespecie 5	Malvaceae	Herbáceo	5	0,868	0,117	0,41	0,522
<i>Artemisia verlotorum</i> Lamotte	Asteraceae	Herbáceo E	7	1,215	0,163	0,32	0,488
Morfoespecie 25		Herbáceo	12	2,083	0,280	0,16	0,442
<i>Senna obtusifolia</i> (L.) H.S. Irwin & Barnaby	Caesalpinioideae	Subarbustivo	4	0,694	0,093	0,32	0,418
<i>Panicum maximum</i> Jacq.	Poaceae	Herbáceo E	4	0,694	0,093	0,32	0,418
<i>Solanum americanum</i>	Solanaceae	Herbáceo N	4	0,694	0,093	0,32	0,418
Morfoespecie 29		Herbáceo	6	1,042	0,140	0,24	0,383
<i>Piper</i> sp.	Piperaceae	Arbóreo	9	1,563	0,210	0,16	0,372
<i>Acalypha communis</i> Mull. Arg.	Plantaginaceae	Herbácea N	1	0,170	0,020	0,35	0,370
Morfoespecie 20		Herbáceo	3	0,521	0,070	0,24	0,313
<i>Bidens pilosa</i> L.	Asteraceae	Herbáceo E	3	0,521	0,070	0,24	0,313
<i>Spermacoce latifolia</i> Aubl.	Rubiaceae	Herbáceo N	5	0,868	0,117	0,16	0,279
Morfoespecie 16		Herbáceo	4	0,694	0,093	0,16	0,256
Morfoespecie 23		Herbáceo	3	0,521	0,070	0,16	0,232
<i>Enterolobium contorsilium</i> (Vell.) Morong	Mimosaceae	Arbóreo	3	0,521	0,070	0,16	0,232

<i>Penisetum clandestinum</i> Hochst.	Poaceae	Herbáceo E	6				
Ex Chiov.				1,042	0,140	0,08	0,221
<i>Emilia coccínea</i> (Sims)	Asteraceae	Herbáceo E	2				
G Don				0,347	0,047	0,16	0,209
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Verbenaceae	Arbóreo	2				
				0,347	0,047	0,16	0,209
<i>Mitracarpus hirtus</i> (L.) DC.	Rubiaceae	Herbáceo N	2				
				0,347	0,047	0,16	0,209
<i>Crotalaria incana</i> L.	Fabaceae	Herbáceo N	2				
				0,347	0,047	0,16	0,209
<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich.	Urticaceae	Arbóreo	2				
				0,347	0,047	0,16	0,209
Morfoespecie 17		Herbáceo	2				
				0,347	0,047	0,08	0,128
<i>Amaranthus hybridus</i> var. <i>paniculatus</i> (L.) Uline & W.L. Bray.	Amaranthaceae	Herbáceo E	2				
				0,347	0,047	0,08	0,128
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	Poaceae	Herbáceo E	1				
				0,174	0,023	0,08	0,104
Morfoespecie 13		Herbáceo	1				
				0,174	0,023	0,08	0,104
Morfoespecie 19		Herbáceo	1				
				0,174	0,023	0,08	0,104
Morfoespecie 24		Herbáceo	1				
				0,174	0,023	0,08	0,104
<i>Solanum sp</i>	Solanaceae	Arbóreo	1				
				0,174	0,023	0,08	0,104
Morfoespecie 30		Herbáceo	1				
				0,174	0,023	0,08	0,104
Morfoespecie 32		Herbáceo	1				
				0,174	0,023	0,08	0,104
Morfoespecie 33		Herbáceo	1				
				0,174	0,023	0,08	0,104
Morfoespecie 34		Herbáceo	1				
				0,174	0,023	0,08	0,104
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg	Myrtaceae	Arbóreo	1				
				0,174	0,023	0,08	0,104
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Mimosaceae	Arbóreo	1				
				0,174	0,023	0,08	0,104
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	Bignoniaceae	Arbóreo	1				
				0,174	0,023	0,08	0,104
<i>Buddleja stachyoides</i> Cham. & Schltdl.	Scrophulariaceae	Herbáceo N	1				
				0,174	0,023	0,08	0,104
<i>Zanthoxylum petiolare</i> A. St. - Hil. & Tul.	Rutaceae	Arbóreo	1				
				0,174	0,023	0,08	0,104
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Euphorbiaceae	Arbóreo	1				
				0,174	0,023	0,08	0,104
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Anacardiaceae	Arbóreo	1				
				0,174	0,023	0,08	0,104
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	Phytollacaceae	Arbóreo	1				
				0,174	0,023	0,08	0,104
Total			4577	794,614			

DA: densidade absoluta; DR: densidade relativa; FR: Frequência relativa,

Herbácea N: Herbácea nativa, Herbácea E: Herbácea Exótica

IVB: Índice de valor de importância do banco de sementes do solo (DR+FR)



Figura 30. Exemplares de algumas espécies amostradas no banco de sementes do solo. (a) *Senegalia polyphylla* (DC.) Britton & Rose, (b) *Piper* sp., (c) *Cecropia pachystachya* Trécul., (d) *Urera baccifera* (L.) Gaudich.

15. DISCUSSÃO

O banco de sementes do solo é um dos fatores importantes na regeneração da floresta estacional semidecidual, mas sua importância depende da etapa sucessional do ecossistema. Segundo Paul et al., (2012) o banco de sementes do solo de florestas tropicais tem o potencial de recuperar-se com bastante rapidez, independentemente do tipo de restauração efetivado. Nossos resultados não indicaram isso, pois a composição do banco em todos os tratamentos foi dominada por plantas herbáceas, inclusive nos fragmentos de mata nativa.

Encontramos um número considerável de sementes viáveis no solo (632,29 e 794,61 sementes/m² em média, na área 1 e 2, respectivamente). Os dados para o fragmento de mata nativa foram inferiores aos encontrados anteriormente na mata da área 2 (MARTINS, ENGEL, 2007), mas superiores para a mata da área 1 (NAKAYAMA, ENGEL, 2009). A densidade total de sementes viáveis no banco tende a diminuir com o avanço da sucessão (GARWOOD, 1989), assim como a densidade de pioneiras herbáceas, com aumento das pioneiras arbóreas (BUDOWSKI, 1965). Esse padrão foi confirmado por Baider et al., (2001) que estudaram o banco de sementes do solo de florestas com diferentes idades na Mata Atlântica, e registraram maiores densidades de sementes em florestas com cinco anos de idade e menor densidade de sementes para florestas com idades de 18 a 27 anos. Em nosso estudo, na área 1, apenas o plantio diversificado apresentou densidade inferior aos demais tratamentos. Entretanto na área 2, a densidade decresceu da restauração passiva para o fragmento, com os plantios tendo densidades intermediárias.

A abundância, a composição e a forma de vida das espécies do banco de sementes são determinadas tanto pela composição florística da vegetação, quanto pelos

distúrbios locais que sofre a floresta (BUTLER; CHAZDON, 1998). Nossos resultados evidenciaram que o banco de sementes do solo dos sistemas de restauração das duas áreas avaliadas encontra-se dominado em sua maioria por espécies herbáceas (84,06 e 73,3% na área 1 e 2, respectivamente) (Apêndice 2 e 3), das quais as espécies herbáceas exóticas dominaram em todos os sistemas de restauração, sendo adaptadas para tolerar perturbações mais intensivas (BOSSUYT et al., 2002). Em outros estudos realizados em florestas tropicais da Venezuela e da Costa Rica, também se registrou no banco de sementes do solo de áreas perturbadas, um predomínio de espécies herbáceas, cujos valores oscilaram entre 25 e 90% do total das espécies (GARWOOD, 1989). Igualmente, um estudo realizado em uma floresta tropical estacional na Ásia registrou predominância de espécies herbáceas no banco de sementes do solo (CAO et al., 1983). Segundo Janzen (1988) um dos fatores que pode explicar esta abundância é que as espécies herbáceas geralmente produzem grandes quantidades de sementes pequenas e, portanto, são menos propensas à predação do que as sementes de árvores de estádios sucessionais mais avançados. Além disso, por terem ciclo de vida mais curto e se reproduzirem precocemente, podem alimentar o banco de sementes continuamente (MARTINS, ENGEL 2007).

Como mencionado anteriormente, a abundância de sementes herbáceas foi predominante em todos os plantios de restauração e os fragmentos de floresta, em ambas as áreas. Porém as gramíneas exóticas só estiveram presentes nos plantios de restauração, incluindo os sistemas de RPSV, sendo quase inexistentes nos fragmentos florestais da área 1 e 2. Em estudos anteriores de banco de sementes do solo realizados nos fragmentos da área 1 (NAKAYAMA; ENGEL, 2009) e da área 2, (MARTINS, ENGEL 2007) não foi encontrada a espécie *Urochloa decumbens*.

Mesmo que as gramíneas exóticas estejam presentes no banco de sementes do solo, são menos abundantes nos plantios de restauração do que nos sistemas de RPSV. Inclusive, são menos abundantes no banco do que na chuva de sementes (capítulo I). A espécie exótica invasora que não se encontrou presente no banco de sementes foi *Pennisetum purpureum* (capim-napier), gramínea que predominavam as áreas no início da instalação dos plantios de restauração, mas ainda está presente na chuva de sementes (ver capítulo I); inclusive *Urochloa sp.* teve baixa abundância no banco de sementes do solo, porém, predominou na chuva de sementes.

O predomínio destas espécies herbáceas é característico de grandes espaços abertos e vegetação secundária (GÓMEZ-POMPA et al., 1991;

MONACO; MESQUITA; WILLIAMSON, 2003), mas para o caso do presente estudo, este efeito pode estar relacionado com perda da capacidade de regeneração do ecossistema no processo de degradação (GROMBONE-GUARATINI et al., 2004), e que o tempo decorrido da implantação dos sistemas pode não ter sido ainda suficiente para recuperar tais processos. Ou ainda, que mesmo que as sementes estejam entrando no banco, a maior abertura do dossel e entrada de luz permite expor às sementes a plena luz solar, e desta forma ativar sua germinação e saída do banco. Portanto, locais caracterizados por terem ciclos de distúrbios recorrentes tornam-se favorecidos por apresentarem espécies com alta produção de sementes longevas (VAN DER VALK; DAVIS, 1978), mas ao contrário, habitats estáveis não produzem grandes quantidades de sementes longevas (WARR et al, 1994; BOSSUYT; HONNAY, 2008).

As espécies arbóreas registradas no banco de sementes foram: *Aloysia virgata* (Ruiz & Pav.) Juss., *Trema micrantha* (L.) Blume, *Senegalia polyphylla* (DC.) Britton & Rose, *Mimosa caesalpinifolia* área 1 e *Cecropia pachystachya* Trécul., *Enterolobium contorsiliquum* (Vell.) Morong, *Solanum* sp., *Croton floribundus* Spreng., *Senegalia polyphylla* (DC.) Britton & Rose, *Trema micrantha* (L.) na área 2. Mesmo registrando espécies lenhosas pioneiras, sua abundância foi significativamente inferior à abundância de espécies herbáceas. Algumas das espécies arbóreas pioneiras também foram registradas em um estudo realizado no banco de sementes do solo de uma floresta ao sul do Brasil (GROMBONE- GUARATINI et al., 2004) e nos mesmos locais (MARTINS; ENGEL 2007; NAKAYAMA, ENGEL, 2009). Apenas três espécies do banco de sementes da área 2 (*Campomanesia xanthocarpa* O. Berg, *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan, e *Astronium graveolens* Jacq.) são mais tolerantes à sombra.

De forma geral, a baixa abundância de espécies abóreas de etapas sucessionais mais avançadas pode ser decorrente do tempo de residência dessas sementes no solo, que é curto (germinação imediata) quando comparado com as espécies herbáceas (espécies capazes de manter sua viabilidade durante tempo prolongado) (TEKETAY, 2005). Isso indica que a chuva de sementes tem um papel mais importante na regeneração dos sistemas de restauração do que o banco (capítulo I).

Certamente, a comunidade de espécies pioneiras constitui uma parte essencial no desenvolvimento e estabelecimento de árvores tolerantes à sombra e, portanto, são importantes na regeneração da floresta (TABARELLI; MANTOVANI, 1999), além de

serem importantes na conformação de bancos de sementes persistentes, sobrevivendo até 30 anos no solo (DALLING, BROWN, 2009). Porém, especificamente para o presente estudo, no qual a idade dos plantios de restauração é de 18 anos e o fechamento de dossel já ocorreu, há poucas espécies pioneiras arbóreas e ainda não se evidenciou a presença de espécies de fases sucessionais secundárias (à exceção de poucas espécies na área 2); em contraste, apresentou-se predomínio de espécies herbáceas. É pouco provável que aconteça a restauração através do banco, já que o predomínio de “espécies não alvo” ou invasoras pode dificultar o estabelecimento da vegetação alvo da restauração (BOSSUYT et al., 2002). Outros estudos realizados em florestas tropicais com diferentes regimens de perturbação revelaram, também, baixa densidade de espécies lenhosas em comparação com espécies herbáceas (DUPUY; CHAZDON, 1998; DAINOU et al., 2011). Da mesma forma, estudos realizados em áreas em processo de restauração registraram predominância de espécies herbáceas oportunistas no banco de sementes do solo (GUIMARÃES et al., 2014; PAUL et al., 2012).

Entre as espécies arbóreas não pioneiras estão *Campomanesia xanthocarpa* (secundária tardia), *Astronium graveolens* (secundária tardia) e *Parapiptadenia rigida*, presentes só na área 2. Outros estudos também revelaram baixa presença de espécies de estádios sucessionais mais avançados (DAINOU et al., 2011; HOPKINS, GRAHAM, 1983), enquanto um estudo realizado em uma floresta secundária na Nicarágua demonstrou o aumento de espécies lenhosas no banco de sementes à medida que avança o estágio sucessional da floresta (GONZÁLEZ-RIVAS, 2009).

Destaca-se da área 1, o sistema de RSPV, com três espécies pioneiras (*Aloysia virgata*, *Trema micrantha*, *Senegalia polyphylla*), enquanto que na área 2 foram representativos os sistemas de SEMD e COML com três espécies pioneiras cada um deles (*Trema micrantha*, *Mimosa caesalpinifolia* e *Enterolobium contorsiliquum* no sistema de SEMD, *Trema micrantha*, *Senegalia polyphylla* e *Citharexylum mirianthum* no sistema de COML). Essas espécies têm características de longevidade, que permitem que suas sementes permaneçam viáveis no solo até que algum tipo de distúrbio gere condições favoráveis para ativar sua germinação. Embora as espécies pioneiras representem uma pequena proporção das árvores de dossel nas florestas tropicais, são o componente principal da dinâmica e regeneração da floresta (VIEIRA et al., 2009).

Nota-se que o processo de regeneração da floresta dos sistemas de restauração está se desenvolvendo de forma muito lenta, devido a que o banco de sementes

encontra-se dominado por espécies herbáceas e é pequena a sua contribuição à vegetação do estado sucessional mais avançado, apesar de já terem decorrido 18 anos de estabelecimento dos sistemas. Os processos que influenciam o aporte do banco de sementes do solo à regeneração vegetal podem ser mais lentos do que se espera, inclusive acontecem de forma contrária às mudanças da vegetação ao longo do processo de sucessão natural durante a restauração ecológica (BEKKER et al, 1997; GHORBANI et al, 2007). Além disso, o banco de semente está formado principalmente por espécies de início da sucessão, mesmo sob condições de dossel fechado (PICKETT; McDONNELL, 1987).

Embora o banco de sementes dos sistemas de restauração esteja dominado por espécies gramíneas invasoras, denotando perturbação do local (SMITH, 1985), se as sementes das espécies lenhosas pioneiras permanecem viáveis no solo, elas podem se acumular em um banco de sementes persistente, capaz de responder a distúrbios futuros (PAYNTER et al., 1998), o que é fundamental para a manutenção da diversidade do sobosque (THOMPSON; GRIME, 1979). Mesmo assim, diferentes autores (BOSSUYT; HONNAY, 2008; DOLLE; SCHMIDT, 2009) afirmam que o banco de sementes do solo tem pouco valor para a recuperação da comunidade vegetal após um distúrbio.

Portanto, apesar que o banco de sementes do solo não ser o principal mecanismo de regeneração dos diferentes plantios de restauração, pode-se inferir que o banco está se recuperando pela presença de espécies arbóreas, sendo que a ocorrência das espécies arbóreas pioneiras no banco de sementes pode mostrar o potencial de regeneração de áreas que sofreram algum tipo de distúrbio (MARTINS, 2009). Embora a abundância nos sistemas de restauração em ambas as áreas seja reduzida, os resultados permitem observar que as espécies arbóreas estão começando a colonizar o banco de sementes do solo.

Nossos resultados evidenciam uma recuperação mais lenta do que se esperava, já que de acordo com diversos estudos o banco de sementes pode apresentar potencial de resiliência a distúrbios em floresta Estacional Semidecidual (GUIMARÃES et al., 2014) e pode se recuperar rapidamente, principalmente em ecossistemas abertos e pradarias (ADAMS et al., 2005; SATTERTHWAITE et al., 2007; BOSSUYT; HONNAY, 2008; ROSSITER et al, 2014), bem como para ativar a regeneração de florestas tropicais maduras (DALLING; DENSLOW, 1998). Mas no nosso caso o banco de sementes em áreas em plantios de restauração florestal tem importância reduzida, já que são poucas as espécies provenientes da chuva de sementes que permanecem no banco.

16. CONCLUSÕES

- Embora a importância do banco de sementes do solo para a restauração dos plantios seja pequena, devido à predominância de espécies gramíneas invasoras, a presença das poucas espécies arbóreas viáveis no solo indica que o banco de sementes ainda está se recuperando, após 18 anos de implantação dos sistemas de restauração.

- Tanto a riqueza quanto a densidade do banco de sementes diferiram entre os plantios de restauração e entre locais, sendo que na área 2 se identificou maior riqueza e densidade do que na área 1. Porém, o banco de sementes não é o mecanismo mais importante para a regeneração da comunidade vegetal, devido à baixa riqueza e densidade de espécies arbóreas em todos os plantios.

17. IMPLICAÇÕES PARA A PRÁTICA

- Embora o banco de sementes dos plantios esteja começando a se recuperar, após quase duas décadas de implantados os sistemas, o seu baixo potencial de resiliência a distúrbios futuros, devido principalmente à predominância de gramíneas invasoras, indica que a regeneração da comunidade vegetal e a continuidade da sucessão dependem mais da chuva de sementes do que do banco. Em consequência, para a sustentabilidade futura de plantios mistos de restauração, as ações de devem focar mais em recuperar as interações planta-animal.

- A regeneração natural dos plantios depende da entrada de sementes através dos fragmentos florestais circundantes, pois a proporção de espécies autóctones foi inferior à proporção de espécies alóctones, o que indica que os plantios ainda não têm o suporte suficiente para se autossustentarem a partir das fontes internas de propágulos.

Portanto, o efeito da paisagem circundante é um fator importante que deve ser considerado na escolha dos modelos ou arranjos de espécies, nos processos de restauração ecológica. Se existe uma fonte de propágulos nas áreas vizinhas é possível implementar modelos de restauração de baixa diversidade, nos quais a sua sustentabilidade dependerá da entrada de propágulos provindos das áreas adjacentes. Entretanto, em paisagens fragmentadas e que carecem de fontes de propágulos próximas, os modelos de plantios de alta diversidade são os mais apropriados para garantir a sua sustentabilidade.

18. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAMS, V. M.; MARSH, D. M.; KNOX, J. S. Importance of the seed bank for population viability and population monitoring in a threatened wetland herb. **Biological Conservation**, Essex, v. 124, n. 3, p. 425-436, 2005.

AUFFRET, A. G.; COUSINS, S. A. 2011. Past and present management influences the seed bank and seed rain in a rural landscape mosaic. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 48, n. 5, p. 1278-1285, 2011.

AUGSPURGER, C. K.; FRANSON, S. E. Input of wind-dispersed seeds into light-gaps and forest sites in a Neotropical forest. **Journal of Tropical Ecology**, Oxford, v. 4, n. 03, p. 239-252, 1988.

BAKKER, J. P.; BERENDSE, F. Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. **Trends in Ecology and Evolution**, Maryland Heights, v. 14, n.2, p. 63-68, 1999.

BAKKER, J. P. et al. Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. **Acta Botanica Neerlandica**, Oxford, v. 45, n.4, p. 461-490, 1996.

BARBOSA, K. C.; PIZO, M. A. Seed rain and seed limitation in a planted gallery forest in Brazil. **Restoration Ecology**, New York, v. 14, n. 4, p. 504-515, 2006.

BASKIN, C. C.; BASKIN, J. M. **Seeds, ecology, biogeography and evolution of dormancy and germination**. San Diego: Elsevier, 2001. 648 p.

BEKKER, R. M. et al. Soil seed banks in European grasslands: ¿does land use affect regeneration perspectives? **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 34, p. 1293-1310, 1997.

BOOTH, B. D.; LARSON, D. W. The role of seed rain in determining the assembly of a cliff community. **Journal of Vegetation Science**, Uppsala, v. 9, n. 5, p. 657-668, 1998.

BORGES, K. H.; ENGEL, V. L. Influência de fragmentos de vegetação nativa na composição do banco de sementes de povoamentos implantados de eucaliptos. In: CONGRESSO FLORESTAL PANAMERICANO, 1.; CONGRESSO FLORESTAL

BRASILEIRO, 7., 1993, Curitiba. **Floresta para o desenvolvimento: política, ambiente, tecnologia e mercado: anais**. São Paulo: SBS; [S.l.]: SBEF, 1993. v. 2, p. 434-437.

BOSSUYT, B.; HONNAY, O. Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. **Journal of Vegetation Science**, Uppsala, v. 19, n. 6, p. 875-884, 2008.

BOSSUYT, B.; HEYN, M.; HERMY, M. Seed bank and vegetation composition of forest stands of varying age in central Belgium: consequences for regeneration of ancient forest vegetation. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 162, n. 1, p. 33-48, 2002.

BROWN, S.; LUGO, A. E. Rehabilitation of tropical lands: a key to sustaining development. **Restoration Ecology**, New York, v. 2, n. 2, p. 97-111, 1994.

BUDOWSKI, A. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional progresses. **Turrialba**, Turrialba, v.15, p. 40-2, 1965.

BULLOCK, J. M. et al. Dispersal Ecology. In: **Symposium of the British Ecological Society**, Blackwell, Cambridge University Press, v. 42, 2002.

BUTLER, B. J.; CHAZDON, R. L. Species richness, spatial variation, and abundance of the soil seed bank of a secondary tropical rain forest. **Biotropica**, Washington, v. 30, n.2, p. 214-222, 1998.

CAIN, M. L.; MILLIGAN, B. G.; STRAND, A. E. Long-distance seed dispersal in plant populations. **American Journal of Botany**, Baltimore, v. 87, n. 9, p. 1217-1227, 2000.

CAMPOS, E. P. et al. Chuva de sementes em floresta estacional semidecidual em Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, São Paulo, v. 23, n. 2, p. 451-458, 2009.

CAO, M. et al. Viable seeds buried in the tropical forest soils of Xishuangbanna, SW China. **Seed Science Research**, Wallingford, v. 10, n. 3, p. 255-264, 1993.

CLARK, D.B.; CLARK, D.A. Seedling dynamics of a tropical tree: impacts of herbivory and meristem damage. **Ecology**, v. 66, p. 1884-1892. 1985.

CLARK, C. J. et al. Fruiting trees as dispersal foci in a semi-deciduous tropical forest. **Oecologia**, Berlin, v.139, n. 1, p. 66-75, 2004.

CLARK, C. J. et al. ¿Are plant populations seed limited? A critique and meta-analysis of seed addition experiments. **The American Naturalist**, Chicago, v. 170, n. 1, p. 128-142, 2007.

CLARK, J. S.; MACKLIN, E.; WOOD, L. Stages and spatial scales of recruitment limitation in southern Appalachian forests. **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 68, n. 68, p. 213-235, 1998.

CLOBERT, J. et al. **Dispersal**. Oxford: Oxford University Press, 2001. 452 p.

COLE, R. J. Post dispersal seed fate of tropical montane trees in an agricultural landscape, southern Costa Rica. **Biotropica**, Washington, v.41, n. 3, p. 319-327, 2009.

COLE, R. J.; HOLL, K. D.; ZAHAWI, R. A. Seed rain under tree islands planted to restore degraded lands in a tropical agricultural landscape. **Ecological Applications**, v. 20, n. 5, p. 1255-1269, 2010.

CONDIT, R. et al. Species area and species individual relationships for tropical trees: a comparison of three 50-ha plots. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 84, p. 549-562, 1996.

CONNELL, J. H. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine mammals and in rain forest trees. In: BOER, P. J.; GRADWELL, G. R. **Dynamics of Populations**. Wageningen: Centre for Agricultural Publishing and Documentation, 1971. v. 298, p. 298-310.

DAÏNOU, K. et al. Soil seed bank characteristics in Cameroonian rainforests and implications for post-logging forest recovery. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 37, n. 10, p. 1499-1506, 2011.

DALLING, J. W.; BROWN, T. A. Long-term persistence of pioneer species in tropical rain forest soil seed banks. **The American Naturalist**, Chicago, v. 173, n. 4, p. 531-535, 2009.

DALLING, J. W.; DENSLOW, J. S. Soil seed bank composition along a forest chronosequence in seasonally moist tropical forest, Panama. **Journal of Vegetation Science**, Uppsala, v. 9, n. 5, 669-678, 1998.

DALLING, J. W.; GUARIGUATA, M.. Ecología de semillas. IN: DALLING, J. W. et al. **Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales**. Libro Universitario Regional, Cartago, Costa Rica, 2002. P. 345-375.

DALLING, J. W.; SWAINE, M. D.; GARWOOD, N. C. Dispersal patterns and seed bank dynamics of pioneer trees in moist tropical forest. **Ecology**, Durham, v. 79, n. 2, p. 564-578, 1998.

DEL CASTILLO, R. F.; RIOS, M. A. Changes in seed rain during secondary succession in a tropical montane cloud forest region in Oaxaca, Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, Oxford, v. 24, p. 433– 444, 2008.

DENSLOW, J. S. Disturbance and diversity in tropical rain forests: the density effect. **Ecological Applications**, v. 5, p. 962-968. 1995.

DÍAZ, S.; CABIDO, M.; CASANOVES, F. Plant functional traits and environmental filters at a regional scale. **Journal of Vegetation Science**, Uppsala, v. 9, n. 1, p. 113–122, 1998.

DIAZ, S. et al. Functional implications of trait-environment linkages in plant communities. In: WEIHER, E.; KEDDY, P. **Ecological Assembly Rules: Perspectives, Advances, Retreats**, Cambridge: Cambridge University Press, 1999. p. 338–362.

DOLLE, M.; SCHMIDT, W. The relationship between soil seed bank, above-ground vegetation and disturbance intensity on old-field successional permanent plots. **Applied Vegetation Science**, Lania, v. 12, n. 4, p. 415-428, 2009.

DRAKE, J.A. The mechanisms of community assembly and succession. **Journal of Theoretical Biology**, London, v. 147, n. 2, p. 213-233, 1990.

DUPUY, J. M.; CHAZDON, R. L. Long-term effects of forest regrowth and selective logging on the seed bank of tropical forests in NE Costa Rica. **Biotropica**, Washington, v. 30, n. 2, p. 223-237, 1998.

ENGEL, V.; PARROTTA, J. A. Restauração de Ecossistemas Florestais. **Agroecologia Hoje**, v. 4, p. 22-23, 2000a.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Sistemas alternativos de plantio para a restauração de ecossistemas florestais da Mata Atlântica em Botucatu. **Agroecologia Hoje**, v. 5, p.10-11. 2000b.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y. et al. (Eds.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, 2008.

ERIKSSON, O.; JAKOBSSON, A. Recruitment trade-offs and the evolution of dispersal mechanisms in plants. **Evolutionary Ecology**, Dordrecht, v. 13, n. 4, p. 411-423, 2000.

FATTORINI, M.; HALLE, S. The dynamic environmental filter model: how do filtering effects change in assembling communities after disturbance. In: TEMPERTON, V. M.; HOBBS, R. J.; NUTTLE, T.; HALLE, S. **Assembly rules and restoration ecology**. Bridging the gap between theory and practice. Washington: Island Press, 2004. p. 96-114.

FENNER, M. Seed characteristics in relation to succession. In: GRAY, A. J.; CRAWLEY, M. J.; EDWARDS, P. J. (Ed.). **Colonization, secession and stability**. Oxford: Blackwell, 1987. p. 103-114.

FENNER, M. Ecology of seed banks. In: KIGEL, J.; GALILI, G. (Ed.). **Seed development and germination**. New York: Marcel Dekker, 1995. p. 507-528.

FENNER, M.; KITAJIMA, K. Seed and seedling ecology. In: F. Pugnaire and F. Valladares (eds.) **Handbook of Functional Plant Ecology**. Marcel Dekker, NY, 1999 p. 589-622.

FINEGAN, B.; DELGADO, D. Structural and Floristic Heterogeneity in a 30-Year-Old Costa Rican Rain Forest Restored on Pasture Through Natural Secondary Succession. **Restoration ecology**, New York, v. 8, n. 4, p. 380-393, 2000.

FISHER NI. 1993. **Statistical analysis of circular data**. Cambridge University Press, Cambridge.

FISHER, R. A.; CORBET, A. S.; WILLIAMS, C. B. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. **Journal of Animal Ecology**, Oxford, v. 12, p. 42-58, 1943.

FORZZA RC, et al. **Catálogo de plantas e fungos do Brasil, vol 2**. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010. 1699 p.

FUNK, J. L. et al. Restoration through reassembly: plant traits and invasion resistance. **Trends in Ecology & Evolution**, Cambridge, v. 23, n. 12, p. 695-703, 2008.

GAMA, J. R. V., et al. Composição florística e estrutura da regeneração natural de floresta secundária de várzea baixa no estuário amazônico. **Revista Árvore**, v. 26, n. 5, p. 559-566, 2002.

GARWOOD, N. C. **Tropical soil seed banks: a review**. p. 149-209, 1989. In: LECK, M.A.; PARKER, V.T.; SIMPSON, R.L. (eds.) *Ecology of Soil Seed Banks*. Academic Press, San Diego - California.

GHORBANI, J., et al. Temporal responses of propagule banks during ecological restoration in the United Kingdom. **Restoration Ecology**, New York, v. 15, n. 1, p. 103-117, 2007.

GÓMEZ-POMPA, A.; WHITMORE, T. C.; HADLEY, M. **Tropical rain forest: regeneration and management**. New York: Blackwell, 1991. 457 p.

GONZÁLEZ-RIVAS, B. et al. Soil seed bank assembly following secondary succession on abandoned agricultural fields in Nicaragua. **Journal of Forestry Research**, v. 20, n. 4, 349-354, 2009.

GÖTZENBERGER, L. et al. Ecological assembly rules in plant communities—approaches, patterns and prospects. **Biological Reviews**, London, v. 87, n. 1, p. 111-127. 2012.

GRMAN, E. et al. Dispersal and establishment filters influence the assembly of restored prairie plant communities. **Restoration Ecology**. New York, 2015.

GRIME, J. P. Seed banks in ecological perspective. In: LECK, M. A.; PARKER, V. T.; SIMPSON, R. L. (Ed.). **Ecology of soil seed banks**. San Diego: Academic Press, 1989. p. 15-22.

GRIZ, L. M. S.; MACHADO, I. C. Aspectos morfológicos e síndrome de dispersão de frutos e sementes na Reserva Ecológica de Dois Irmãos. In: MACHADO, I. C.; LOPES, A. V.; PORTO, K. C. (Ed.). **Reserva Ecológica de Dois Irmãos: estudos em um remanescente de Mata Atlântica em área urbana (Recife – 31 Pernambuco – Brasil)**. Recife: Secretaria de Ciências, Tecnologia e Meio Ambiente; Editora Universitária da UFPE, 1998. p. 197-224.

GROMBONE-GUARATINI, M. T.; LEITÃO FILHO, H. D. F.; KAGEYAMA, P. Y. The seed bank of a gallery forest in southeastern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 47, n. 5, 793-797, 2004.

GROMBONE-GUARATINI, M. T.; RODRIGUES, R. R. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Oxford, v.18, n. 05, p. 759-774, 2002.

GUARIGUATA, M.; RHEINGANS, R.; MONTAGNINI, F. Early Woody invasion under tree plantations in Costa Rica: implications for forest restoration. **Restoration Ecology**, New York, v. 3, n. 4, p. 252-260, 1995.

GUARIGUATA, M. R.; DUPUY, J. M. Forest regeneration in abandoned logging roads in lowland costa rica1. **Biotropica**, Washington, v. 29, n. 1, p. 15-28, 1997.

GUEVARA, S.; GOMEZ-POMPA, A. Seeds from surface soil in a tropical region of Veracruz, México. **Journal of Arnold Arboretum**, Cambridge, v. 53, p. 312-335, 1972.

GUIMARÃES, S., et al. Banco de sementes de áreas em restauração florestal em Aimorés, MG. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 34, n. 80, p. 357-368, 2014.

GUO, Q. et al. Spatial-temporal population dynamics across species range: from center to margin. **Oikos**, Malden, v. 108, n. 1, p. 47-57, 2005.

HAMMER, O., HARPER, D.A.T., RYAN, P. D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n.1, 2001.

HARPER, J. L. **Population biology of plants**. New York: Academic Press, 1977. 892 p.

HERRERA, C. M. Frugivory and seed dispersal by carnivorous mammals, and associated fruit characteristics, in undisturbed Mediterranean habitats. **Oikos**, Malden, v. 55, p. 250-262, 1989.

HERRERA, C. M. et al. Recruitment of a mast-fruiting, bird-dispersed tree: bridging frugivore activity and seedling establishment. **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 64, n. 3, p. 315-344, 1994.

HILL, S. C.; MORRIS, D. M. **The function of seed banks in Northern forest ecosystems**. Ontario: Queen's Printer for Ontario, 1992.

HOBBS, R. J.; NORTON, D. A. Ecological filters, thresholds, and gradients in resistance to ecosystem reassembly. In: TEMPERTON, V.M. et al. **Assembly Rules and Restoration Ecology**. Washington: Island Press, 2004. p. 72–95.

HOBBS, R. J.; NUTTLE, T.; HALLE, S. **Assembly rules and restoration ecology**. Bridging the gap between theory and practice. Washington: Island Press, 2004. p. 96-114.

HOLL, K. D. Do bird perching structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned tropical pasture?. **Restoration Ecology**, New York, v. 6, n. 3, p. 253-261, 1998.

HOLL, K. D. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica**, Washington, v. 31, n. 2, p. 229-242, 1999.

HOLL, K. D. et al. Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, New York, v. 8, n. 4, p. 339-349, 2000.

HOLL, K. D. et al. Planting seedlings in tree islands versus plantations as a large-scale tropical forest restoration strategy. **Restoration Ecology**, New York, v.19, p.470–479, 2011.

HOLL, K. D. et al. Testing heterogeneity-diversity relationships in tropical forest restoration. **Oecologia**, Berlin, v. 173, p. 569–578, 2013.

HOMEN, M. D. N. G. Padrões fenológicos em ecossistemas em processo de restauração e em fragmento florestal vizinho. 2011. 127p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal)-Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”.

HOPKINS, M. S.; GRAHAM, A. W. The species composition of soil seed banks beneath lowland tropical rainforest in North Queensland, Australia. **Biotropica**, Washington, v. 14, p. 62-68, 1983.

HOWE, H.F. Seed dispersal by fruit-eating birds and mammals. In: MURRAY, D.R. (Ed.) *Seed Dispersal*. New York: Academic Press, 1986. p.123-183.

HOWE, H. F.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**. Palo Alto, v. 13. p. 201-228, 1982.

HYATT, L. A.; CASPER, B. B. Seed bank formation during early secondary succession in a temperate deciduous forest. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 88, n. 3, p. 516-527, 2000.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro, 1993. (Manuais técnicos em geociências, 1),

INOUE, M. T. **Regeneração natural**: seus problemas e perspectivas para as florestas brasileiras. Curitiba: FUPEF, 1979. 22 p. (Série Técnica, 1).

JANZEN, D. H. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. **American Naturalist**, Chicago, v. 104, p. 501-528, 1970.

JAZEN, D. H. Management of habitat fragments in a tropical dry forest: growth. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 75, p.105– 116, 1988.

JORDANO, P. et al. Differential contribution of frugivores to complex seed dispersal patterns. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, DC, v. 104, n. 9, p. 3278-3282, 2007.

KEDDY, P. A. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. **Journal of Vegetation Science**, Uppsala, v. 3, n. 2, p. 157-164, 1992.

KOVACH COMPUTING SERVICES, 2003. Oriana version 2.0. Kovach Computing Services, Pentraeth, Wales, U. K.

KREBS, C. J. **Ecological methodology**. New York: Harper & How Publishers, 1989. 607 p.

LAMB, D. Large-scale ecological restoration of degraded tropical forest lands: the potential role of timber plantations. **Restoration Ecology**, New York, v. 6, n. 3, p. 271-279, 1998.

LAMPRECHT, H. **Silvicultura nos trópicos**: ecossistemas florestais e respectivas espécies arbóreas: possibilidades e métodos de aproveitamento sustentado. Eschborn: Dt. Ges. Für Techn. Zusammenarbeit (GTZ), 1990. 332 p.

LAURANCE, W. F. et al. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. **Ecology**, Durham, v, 82 p. 105–116, 2001.

LEYSER, G. et al. Regeneração de espécies arbóreas e relações com componente adulto em uma floresta estacional no vale do rio Uruguai, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 26, n. 1, p. 74-83, 2012.

LOISELLE, B. A.; RIBBENS, E.; VARGAS, O. Spatial and temporal variation of seed rain in a tropical lowland wet forest. **Biotropica**, Washington, v. 28, p. 82–95, 1996.

LONG, R. L. et al. The ecophysiology of seed persistence: a mechanistic view of the journey to germination or demise. **Biological Reviews**, London, v. 90, n. 1, p. 31-59, 2015.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. New Jersey: Princeton University Press, 1988. 179 p.

MARCHESINI, V. A.; SALA, O. E.; AUSTIN, A. T. Ecological consequences of a massive flowering event of bamboo (*Chusquea culeou*) in a temperate forest of Patagonia, Argentina. **Journal of Vegetation Science**, Uppsala, v. 40, n. 3, p. 424-432, 2009.

MARTINS, S. V. Soil seed bank as indicator of forest regeneration potential in canopy gaps of a semideciduous forest in Southeastern Brazil. In: FOURNIER, M. V. (Ed.) **Forest regeneration: ecology, management and economics**. Hauppauge: Nova Science, 2009. p. 113-128.

MARTINS, A. M.; ENGEL, V. L. Soil seed banks in tropical forest fragments with different disturbance histories in southeastern Brazil. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 31, n. 3, p. 165-174, 2007.

MARTINEZ-RAMOS, M.; SOTO-CASTRO, A. Seed rain and advanced regeneration in a tropical rain forest. **Vegetatio**, The Hague, v. 107, n. 1, p. 299-318, 1993.

MATÍAS, L. et al. Seed dispersal patterns by large frugivorous mammals in a degraded mosaic landscape. **Restoration Ecology**, New York, v. 18, n. 5, p. 619-627, 2010.

McCLAIN, C. D.; HOLL, K. D.; WOOD, D. M. Successional models as guides for restoration of riparian forest understory. **Restoration Ecology**, New York, v. 19, n. 2, p. 280-289, 2011.

McDONNELL, M. J.; Stiles, E. W. The structural complexity of old field vegetation and the recruitment of bird-dispersed plant species. **Oecologia**, Berlin, v. 56, p. 109-116. 1983.

MELO, F. P. L.; DIRZO, R.; TABARELLI, M. Biased seed rain in forest edges: evidence from the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 132, n. 1, p. 50-60, 2006.

METZGER, J. P. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In: KAGEYAMA, P. Y. et al. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, 2008, p. 49-76.

MONACO, L. M.; MESQUITA, R. C.; WILLIAMSON, G. B. Banco de sementes de uma floresta secundária amazônica dominada por *Vismia*. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 33, n. 1, p. 41-52, 2003.

MONTAGNINI, F. et al. Regeneración natural en plantaciones puras y mixtas de especies nativas. In: **IV Semana Científica, Programas de Investigación, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE)**. Turrialba, Costa Rica, p. 324-327. 1999.

MORELLATO, P. C.; LEITÃO-FILHO, H. F. Reproductive phenology of climbers in a southeastern Brazilian forest. **Biotropica**, Washington, v. 28, p. 180-191, 1996.

MORELLATO, L. P. C. et al. Estudo comparativo da fenologia de espécies arbóreas de

florestas de altitude e floresta mesófila semidecídua na Serra do Japi, Jundiaí, São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 12, p. 85-98, 1989.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, D. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley, 1974.

MULLER-LANDAU, H. C. et al. Assessing recruitment limitation: concepts, methods and case-studies from a tropical forest. In: LEVEY, D. J.; SILVA, W. R.; GALETTI, M. **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. Wallingford, UK: CABI Publishing, p. 35–53, 2002.

MYERS, J. A.; HARMS, K. E. Seed arrival, ecological filters, and plant species richness: a meta-analysis. **Ecology Letters**, Oxford, v.12, n. 11, p. 1250-1260, 2009.

NAKAYAMA, P. K. T.; ENGEL, V. L. Regeneração natural de mata ciliar em ecossistema de floresta estacional semidecidual: chuva de sementes e banco de sementes do solo. In: Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil, São Lourenço – MG, 2009.

NATHAN, R.; MUELLER-LANDAU, H. C. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. **Trends in Ecology and Evolution**, Cambridge, v. 15, n. 7, p. 278-285, 2000.

NATHAN, R. et al. Mechanisms of long-distance seed dispersal. **Trends in Ecology & Evolution**, Cambridge, v. 23, n. 11, p. 638-647, 2008.

NEPSTAD, D. et al. Surmounting barriers to forest regeneration in abandoned, highly degraded pastures: a case study from Paragominas, Pará, Brazil. In: ANDERSON, A. B. et al. **Alternatives to deforestation: steps toward sustainable use of the Amazon rain forest**. New York: Columbia University Press, 1990. p. 215-229,

NOGUEIRA Jr, L. et al. Soil dynamics and carbon stocks 10 years after restoration of degraded land using Atlantic Forest tree species. **Forest Systems**, v. 20, n. 3, p. 536-545, 2011.

NOGUEIRA Jr, L. et al. Allometric equations for estimating tree biomass in restored mixed-species Atlantic Forest stands. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 14, n. 2, p. 1-9, 2014.

OLIVEIRA, L. C. **Dinâmica de crescimento e regeneração natural de uma floresta secundária no Estado do Pará**. 1995. 126f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas)-Universidade Federal do Pará, Belém.

ONAINDIA, M.; AMEZAGA, I. Seasonal variation in the seed banks of native woodland and coniferous plantations in northern Spain. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 126, n. 2, p. 163-172, 2000.

OOI, M .K. J. Seed bank persistence and climate change. **Seed Science Research**, Wallingford, v. 22, n. 1, p. 53-60, 2012.

OTANI, T. Seed dispersal by Japanese marten *Martes melampus* in the subalpine shrubland of northern Japan. **Ecological Research**, Tokyo, v. 17, n. 1, p. 29–38, 2002.

OTSAMO, R. Secondary forest regeneration under fast-growing forest plantations on degraded *Imperata cylindrica* grasslands. **New Forest**, Dordrecht, v. 19, n. 1, p. 69-93, 2000.

OZINGA, W. A. et al. Dispersal potential in plant communities depends on environmental conditions. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 92, p. 167-777, 2004.

PAKEMAN, R. J.; SMALL, J. L. The role of the seed bank, seed rain and the timing of disturbance in gap generation. **Journal of Vegetation Science**, Uppsala, v. 16, n. 1, p. 121-130, 2005.

PANCEL, L. **Tropical Forestry Handbook**. v. 3. Berlin: Springer Verlag, 1993. 1738 p.

PARROTTA, J. A. Influence of overstory composition on understory colonization by native species in plantations on a degraded tropical site. **Journal of Vegetation Science**, Uppsala, v. 6, n. 5, p. 627-636, 1995.

PARROTTA, J. A. Productivity, nutrient cycling and succession in single and mixed-species plantations of *Casuarina equisetifolia*, *Eucaliptus robusta*, and *Leucaena leucocephala* in Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 124, n. 1, p. 45-77, 1999.

PARROTTA, J. A. Secondary forest regeneration on degraded tropical lands: the role of plantations as “foster ecosystems”. In: LIETH, H.; LOHMANN, M. (Ed.). **Restoration of tropical forest ecosystems**. The Hague: Kluwer Academic Publishers, 1993. p. 63-73.

PARROTTA, J. A.; TURNBULL, J. W.; JONES, N. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, n. 1-2; p. 1-7, 1997.

PAUL, M. et al. Recovery of rain forest soil seed banks under different reforestation pathways in eastern Australia. **Ecological Management & Restoration**, Carlton, v. 13, n. 2, p. 144-152, 2012.

PAYNTER, Q. et al. Factors affecting the establishment of *Cytisus scoparius* in southern France: implications for managing both native and exotic populations. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 35, n. 4, p. 582-595, 1998.

PENHALBER, E. D. F.; VANI, W. M. Floração e chuva de sementes em mata secundária em São Paulo, SP. **Brazilian Journal of Botany**, São Paulo, v. 20, n. 2, p. 205-220, 1997.

PICKETT, S. T. A.; COLLINS, S. L.; ARMESTO, J. J. A hierarchical consideration of causes and mechanisms of succession. **Vegetatio**, The Hague, v. 69, n. 1-3, p. 109-114, 1987.

PICKETT, S. T. A.; McDONNELL, M. J.. Seed bank dynamics in temperate deciduous forest. In: Leck, M.A., Parker, V.L. & Simpson, R.L. (eds.) **Ecology of soil seed banks**. Academic Press, San Diego, CA., 1989, p. 123-147.

PLUE, J. et al. Climatic control of forest herb seed banks along a latitudinal gradient. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 22, n. 10, p. 1106-1117, 2013.

PODADERA, D. S. et al. Influence of Removal of a Non-native Tree Species *Mimosa caesalpiniiifolia* Benth. on the Regenerating Plant Communities in a Tropical Semideciduous Forest Under Restoration in Brazil. **Environmental management**, New York, p. 1-11, 2015.

POFF, N. L. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. **Journal of the North American Benthological Society**, Erie, v. 16, p. 391-409, 1997.

POSCHLOD, P. Population biology and dynamics of a rare short-lived pond mud plant, *Carex bohemica* Schreber. **Verhandlungen-Gesellschaft Fur Okologie**, Berlin, v. 25, p. 321-338, 1996.

POSCHLOD, P.; BONN, S. Changing dispersal processes in the central European landscape since the last ice age: an explanation for the actual decrease on plant species richness in different habitats? **Acta Botanica Neerlandica**, Oxford, v. 47, n. 1, p. 27-44, 1998.

POSCHLOD, P.; JACKEL, A. K. The dynamics of the generative diaspore bank of calcareous grassland plants. 1. Seasonal dynamics of diaspore rain and diaspore bank in 2 calcareous grassland sites of the suebian-alb. **Flora**, Jena, v. 188, n. 1, p. 49-71, 1999.

POSCHLOD, P.; TACKENBERG, O.; BONN, S. Plant dispersal potential and its relation to species frequency and coexistence. In: Van der MAAREL, E. **Vegetation ecology**. Oxford: Blackwell, 2005. p. 68-76.

RÉ, D. S. et al. **Equações alométricas em plantios mistos visando à restauração da floresta estacional semidecidual**. CERNE. v. 21, n. 1, p. 133-140, 2015.

REID, J. L.; HOLL, K. D. Arrival $\neq$ survival. **Restoration Ecology**, New York, v. 21, n. 2, p. 153-155, 2013.

REID, J. L.; HOLL, K. D.; ZAHAWI, R. A. Seed dispersal limitations shift over time in tropical forest restoration. **Ecological Applications**, v. 25, n.4, p. 1072-1082, 2015.

REIS, A.; KAGEYAMA, P. Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: KAGEYAMA, P. Y. et al. (Eds.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, 2008: p. 91-110.

REIS, A.; ZAMBONIM, R.M.; NAKAZONO, E.M. Recuperação de áreas florestais degradadas utilizando a sucessão e as interações planta-animal. **Reserva da Biosfera**, n.14, p.1-42. 1999.

RIBAS-FERNÁNDEZ, Y.; QUEVEDO-ROBLEDO, L.; PUCHETA, E. Pre- and post-dispersal seed loss and soil seed dynamics of the dominant *Bulnesia retama* (Zygophyllaceae) shrub in a sandy Monte desert of western Argentina. **Journal of Arid Environments**, London, v. 73, n. 1, p. 14-21, 2009.

ROBERTS, H. A. Seed banks in soil. **Advances in Applied Biology**, Cambridge, v. 6, p. 1-55, 1981.

RODRIGUES, R. R. et al. Tropical Rain Forest regeneration in an area degraded by mining in Mato Grosso State, Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.190, n. 2, p.323-333, 2004.

ROSSITER, S. C. et al. Seed Bank Effects on Recovery after Disturbance in Reconstructed Tallgrass Prairies. **Restoration Ecology**, New York, v. 22, n. 5, p. 567-570, 2014.

SALDARRIAGA, J. G.; UHL, C. Recovery of forest vegetation following slash-and-burn agriculture in the upper Rio Negro. In: GOMEZ-POMPA, A.; WHITMORE, T. C.; HADLEY, M. (Eds.). **Tropical rain forest: regeneration and management**. New York: Blackwell, 1991. p. 303-312.

SALLES, J. C.; SCHIAVINI, I. Estrutura e composição do estrato de regeneração em um fragmento florestal urbano: implicações para a dinâmica e a conservação da comunidade arbórea. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 21, n. 1, p. 223-233, 2007.

SAMPAIO, A. B.; HOLL, K. D.; SCARIOT, A. Does restoration enhance regeneration of seasonal deciduous forests in pastures in central Brazil?. **Restoration Ecology**, New York, v. 15, n. 3, p. 462-471, 2007.

SATTERTHWAITE, W. H. et al. Seed banks in plant conservation: case study of Santa Cruz tarplant restoration. **Biological Conservation**, Essex, v. 135, n. 1, p. 57-66, 2007.

SCHIMTZ, M. C. Banco de sementes no solo em áreas do reservatório da UHE Paraibuna. In: KAGEYAMA, P. Y. **Recomposição da vegetação com espécies arbóreas nativas em reservatórios de usinas hidrelétricas da CESP.. SÉRIE IPEF**, Piracicaba, v. 8, n.25, p. 7-8, out. 1992.

SCHUPP, E. W. et al. Arrival and survival in tropical treefall gaps. **Ecology**, Durham, p. 562-564, 1989.

SER - Society for Ecological Restoration International, Grupo de Trabalho sobre Ciência e Política. **Princípios da SER International sobre a restauração ecológica**. Tucson: Society for Ecological Restoration International, 2004.

SIDDIQUE, I., et al. Dominance of legume trees alters nutrient relations in mixed species forest restoration plantings within seven years. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 88, p. 89-101, 2008.

SILVA, W. R. A importância das interações planta-animal nos processos de restauração. In: KAGEYAMA, P. Y. et al. (Eds.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, 2008: p. 79-90.

SILVERTOWN, J. W. **Introduction to plant population biology**. London: Longman Group Limited, 1982. 337 p.

SIMPSON, R. L.; LECK, M. A.; PARKER, V. T. Seed bank: general concepts and methodological issues. In: LECK, M. A.; PARKER, V. T.; SIMPSON, R. L. **Ecology of soil seed banks**. New York: Academic Press, 2012. p. 3-7.

SMITH, C. W. The impact of alien plants on Hawaii's native biota. In: STONE, C. P.; SCOTT, J. M. **Hawaii's terrestrial ecosystems: preservation and management**. Honolulu: University of Hawai/Cooperative National Park Resources Studies Unit, 1985. p. 180-250.

SWAINE, M. **Protocol for assay of soil seed banks. Proceedings of the Euroworkshop on Functional Groups in Tropical Forest Trees**. 2001. Available at http://www.nbu.ac.uk/tropical/SSBprotocol_Swaine.doc.

SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, The Hague, v. 75, n. 1-2, p. 81-86, 1988.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, v. 59, n. 2, p. 239-250, 1999.

TACKENBERG, O. A model for wind dispersal of plant diaspores under field conditions. **Ecological Monographs**, Lawrence, v. 73, p. 173-189, 2003.

TEKETAY, D. Seed and regeneration ecology in dry Afromontane forests of Ethiopia: I. Seed production - population structures. **Tropical Ecology**, Oxford, v. 46, n. 1, p. 29-44, 2005.

THÉRY, M. et al. Angiosperm pollination and seed dispersal, a review. **Ecotropica**, v.4, p.321- 332. 1998.

THOMPSON, K.; GRIME, J. P. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 67, p. 893-921, 1979.

THOMPSON, K.; BAKKER, J. P.; BEKKER, R. M. **The soil seed bank of North Western Europe: methodology, density and longevity**. Cambridge: Cambridge University Press, 1997. 261 p.

THOMPSON, K. B. S. R.; BAND, S. R.; HODGSON, J. G. Seed size and shape predict persistence in soil. **Functional Ecology**, Oxford, v. 7, n. 2, p. 236-241, 1993.

TILMAN, D. Enhanced: diversity by default. **Science**, Washington, v. 283, p. 495-496, 1999.

TORANG, P.; EHRLÉN, J.; ÅGREN, J. Linking environmental and demographic data to predict future population viability of a perennial herb. **Oecologia**, Berlin, v. 163, n. 1, p. 99-109, 2010.

TRAKHTENBROT, A. et al. The importance of long-distance dispersal in biodiversity conservation. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 11, n. 2, p. 173-181, 2005.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. 3. ed. New York: SpringerVerlag, 1982. 215 p.

VAN DER VALK, A. G.; DAVIS, C. B. The role of seed banks in the vegetation dynamics of prairie glacial marshes. **Ecology**, Durham, v. 59, p. 322-335, 1978.

VAN SCHAIK, C. P., TERBORGH, J.W., WRIGHT, S. J. The phenology of tropical forests: adaptive significance and consequences for primary consumers. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 24, p. 353-377, 1993.

VANDVIK, V. et al. Seed banks are biodiversity reservoirs: species-area relationships above versus below ground. **Oikos**, Malden, 2015.

VENABLE, D. L.; BROWN, J. S. The population dynamic functions of seed dispersal. **Vegetatio**, The Hague, v. 107, p. 31-55, 1993.

VIEIRA, D. L.; HOLL, K. D.; PENEIREIRO, F. M. Agro-Successional Restoration as a Strategy to Facilitate Tropical Forest Recovery. **Restoration Ecology**, New York, v. 17, n. 4, p. 451-459, 2009.

VLEESHOUWERS, L.; BOUWMEESTER, H.; KARSSSEN, C. Redefining seed dormancy: an attempt to integrate physiology and ecology. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 83, p. 1031–1037, 1995.

VOLPATO, M. M. L. **Regeneração natural em uma floresta secundária no domínio de Mata Atlântica**: uma análise fitossociológica. 1994. 123 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia em Florestal)-Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

WANG, B. C.; SMITH, T. B. Closing the seed dispersal loop. **Trends in Ecology and Evolution**, Cambridge, v. 17, n. 8, p. 379-385, 2002.

WARR, S.J.; KENT, M.; THOMPSON, K. Seed bank composition and variability in 5 woodlands in South-West England. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 2, p. 151-168, 1994.

WEBB, C. J. The selection of pollen and seed dispersal in plants. **Plant Species Biology**, Malden, v. 13, n. 1, p. 57-67, 1998.

WEBB, C. O.; PEART, D. R. High seed dispersal rates in faunally intact tropical rain forest: theoretical and conservation implications. **Ecology Letters**, Oxford, v. 4, n. 5, p. 491-499, 2001.

WEBB, D. A. Dispersal and establishment: what do we really know. In: **Reproductive Biology and Taxonomy of Vascular Plants Botanical Society of the British Isles Conference Report**, 1996. p. 93-102.

WHITMORE, T. C. Tropical rain forest dynamics and its implications for management, In: GÓMEZ-POMPA, A.; WHITMORE, T. C.; HADLEY, M. **Tropical rain forest: regeneration and management**, New York: Blackwell, 1991. p. 67-89.

WIJDEVEN, S. M. J.; KUZEE, M. E. Seed availability as a limiting factor in forest recovery processes in Costa Rica. **Restoration Ecology**, New York, v. 8, n. 4, p. 414-424, 2000.

WILSON, J. B. GITAY, H. Community structure and assembly rules in a dune slack: Variance in richness, guild proportionality, biomass constancy and dominance/diversity relations. **Vegetatio**, The Hague, v. 116, n. 2, p. 93-106, 1995.

WILSON, M. F. Dispersal mode, seed shadows and colonization patterns. **Vegetatio**, The Hague, v. 107, n. 108, p. 261-280, 1993.

WOODWARD, F. I.; DIAMENT, A. D. Functional approaches to predicting the ecological effects of global change. **Functional Ecology**, Oxford, v.5, p. 202–212, 1991.

WUNDERLE JR, J. M. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 99, n. 1-2, p. 223-235, 1997.

ZAMORA, C. O.; MONTAGNINI, F. Seed rain and seed dispersal agents in pure and mixed plantations of native trees and abandoned pastures at La Selva Biological Station, Costa Rica. **Restoration Ecology**, New York, v. 15, n. 3, p. 453-461, 2007.

ZAR, J.H. 2010. **Biostatistical Analysis**. 5 ed. Upper Sadle River, Prentice Hall, 944 p.

ZIMMERMAN, J. K.; PASCARELLA, J. B.; AIDE, T. M. Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico. **Restoration ecology**, New York, v. 8, n. 4, p. 350-360, 2000.

ZOBEL, M. The relative role of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence?. **Trends in Ecology & Evolution**, Cambridge, v. 12, n. 7, p. 266–269, 1997.

APÊNDICE

Apêndice 1. Relação das espécies que constituem a chuva de sementes das áreas 1 e 2 (Fazenda Experimental Lageado e Edgardia, respectivamente),

Espécies amostradas com suas respectivas abundâncias por cada sistema de restauração. RPSV: Restauração passiva, SEMD: Semeadura direta, SAF: Sistema agroflorestal, COML: Consórcio madeira e lenha, PDIV: Plantio diversificado, FRAG: Fragmento de floresta

Família	Espécie	Nome popular	Área 1						Área 2						S.D.	G.S	L.D	F.V	C.T
			RPSV	SEMD	SAF	COML	PDIV	FRAG	RPSV	SEMD	SAF	COML	PDIV	FRAG					
Amaranthaceae	<i>Hebanthe paniculata</i> Mart.		–	–	–	–	–	24	–	9	–	–	–	85	Ane	–	–	Li	1
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Aroeira pimenteira	3	301	21	5	1552	–	17	12	7	51	703	–	Zoo	P	Au	Arb	2
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	guaritá	–	–	1	–	–	–	–	1	–	–	–	211	Ane	NP	Al	Arb	4
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana hystrix</i> Steud.	Leiteiro	–	2	2	7	6	385	2	52	7	365	7	–	Aut	P	Al	Arb	2
Apocynaceae	<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll.Arg.	Peroba-rosa	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	8	Ane	NP	–	Arb	4
Asteraceae	<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	Candeia	1	87	12	2	1	–	328	5	11	141	15	4	Ane	P	Al	Arb	1

Bignoniaceae	<i>Handroanthus heptaphylus</i> (vell.) Mattos-de-jardim		—	—	—	—	—	2	6	1	—	1	—	—	Ane	NP	Al	Arb	2
Bignoniaceae		Bignoniaceae 1	—	—	—	—	1	—	—	—	—	—	—	1	Ane	ND	ND	ND	4
Bignoniaceae	<i>Jacaranda sp.</i>	Jacaranda sp.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1	—	—	Ane	ND	Al	Arb	4
Bignoniaceae		Bignoniaceae 3	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1	—	—	Ane	ND	ND	ND	4
Bignoniaceae	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau	Ipê-felpudo	—	—	1	—	1	12	—	—	—	—	—	—	Ane	NP	Au	Arb	4
Boraginaceae		Cordia sp. 2	—	—	—	—	—	1	—	—	—	—	—	—	Zoo	P	ND	ND	2
Boraginaceae	<i>Cordia superba</i> Cham.	baba-de-boi	—	—	—	—	1	—	—	—	—	—	—	—	Zoo	NP	Au	Arb	4
Boraginaceae	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. Ex Steud.	Louro-pardo	165	—	—	1	3	5	—	—	—	—	—	—	Ane	NP	Al	Arb	4
Cannabaceae	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	Joá-mirim	—	2	—	—	6	6	—	14	6	4	7	—	Zoo	P	Al	Arbv	2
Combretaceae	<i>Terminalia argentea</i> Mart.	Capitão-do- campo	—	—	—	—	—	—	—	2	—	—	39	—	Ane	P	Al	Arb	4
Compositae		Compositae 1.	—	—	—	—	—	2	—	—	—	1	—	2	Ane	P	ND	ND	1
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Capixingui	—	—	1	—	164	3	—	—	—	—	98	13	Aut	P	Au	Arb	2

Euphorbiaceae		Euphorbiaceae 1.	3	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	ND	ND	ND	ND	3
Fabaceae	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Monjoleiro	18	35	13	27	8	4	–	–	3	12	–	1	Aut	P	Au	Arb	3
Fabaceae	<i>Tipuana tipu</i> (Benth.) Kuntze		11	–	1	5	3	–	–	1	–	–	–	–	Ane	P	Al	Arb	4
Fabaceae	<i>Schizolobium</i> <i>parahyba</i> (Vell.) S.F. Blake	Guapuruvu	–	4	–	–	–	–	7	8	–	–	1	–	Ane	NP	Au	Arb	4
Fabaceae	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Canafistula	–	–	10	2	–	–	–	–	1	2	3	–	Aut	NP	Au	Arb	3
Fabaceae	<i>Machaerium</i> <i>aculeatum</i> Raddi	Bico-de-pato	–	–	–	–	2	–	–	–	–	–	4	–	Ane	NP	Au	Arb	4
Fabaceae	<i>Myrocarpus</i> <i>frondosus</i> Allemão	Cabreúva	–	–	–	–	–	7	–	–	–	–	–	25	Ane	NP	Al	Arb	4
Fabaceae	<i>Mimosa</i> <i>caesalpiniiifolia</i> Benth.	Sansão-do- campo	–	–	1	–	–	–	7	–	–	–	–	–	Aut	P	Au	Arb	3
Fabaceae	<i>Inga vera</i> Willd.	inga-piloso	–	–	–	–	–	–	–	–	–	14	–	–	Zoo	P	Au	Arb	4
Fabaceae	<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	Olho-de-cabra	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	Zoo	NP	Au	Arb	3

Fabaceae	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J. F. Macbr.	Paú-jacare	—	—	40	3	—	—	—	—	—	—	—	—	Aut	P	Au	Arb	4
Fabaceae		Fabaceae 1.	—	—	—	1	—	—	—	—	—	—	—	—	Ane	NP	ND	ND	4
Fabaceae	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Amendoim	2	108	167	38	7	—	4	14	132	10	36	—	Ane	NP	Au	Arb	4
Lamiaceae	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	Tamanqueira	—	—	27	7	—	—	—	—	—	—	—	—	Aut	P	Au	Arb	3
Lauraceae	<i>Ocotea indecora</i> Schott ex Meisn.	Canela-cheirosa	—	—	—	—	1	—	—	2	—	—	—	—	Zoo	NP	Al	Arb	3
Malpighiaceae	<i>Mascagnia cordifolia</i> (A. Juss.) Griseb		7	—	—	12	—	7	—	—	—	—	—	5	Ane	—	Al	Li	4
Malvaceae	<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.	Paú-jangada	—	—	—	—	—	232	—	—	—	—	—	—	Zoo	P	—	Arb	2
Meliaceae	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Catiguá	—	—	4	—	8	1	—	—	—	3	—	2	Zoo	NP	Al	Arb	2
Meliaceae	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	Pau-de-ervilha	—	—	—	—	—	16	—	—	—	—	—	—	Zoo	NP	—	Arb	2
Mimosaceae	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Angico vermelho	—	4	40	102	34	—	3	2	32	7	46	—	Aut	NP	Au	Arb	4
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.	Goiaba	17	5	—	—	—	—	175	—	—	—	91	—	Aut	P	Al	Arbv	2
Myrtaceae		Myrtaceae 1.	—	—	4	—	—	—	—	—	—	—	—	—	Zoo	ND	ND	ND	2
Phytolacaceae	<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	Pau-d'alho	9	717	5	10	2	631	—	—	1	—	—	1594	Ane	p	Au	Arb	2

Phytolacaceae	<i>Seguiera langsdorffii</i> Moq.	Limão-bravo	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	14	Ane	NP	—	Arb	3
Piperaceae	<i>Piper amalago</i> L.	piper-liso	—	—	73	—	—	657	—	—	—	—	—	—	Zoo	P	Al	Arb	1
Piperaceae		Piper sp.	—	—	—	164	—	—	—	—	—	—	—	—	Zoo	P	Al	Arb	1
Poaceae	<i>Urochloa decumbens</i>	Brachiaria	6	—	—	—	—	—	7093	7	368	1881	18	—	Ane	—	Al	Her	1
Poaceae	<i>Pennisetum purpureum</i> Schumach.		8641	260	9	4	7	—	2	2	—	1	—	—	Ane	—	Al	Her	2
Rhamnaceae	<i>Gouania acalyphoides</i> Reiss.		664	3	2166	99	16	—	7	—	—	—	—	15	Ane	—	Al	Li	3
Rutaceae		Rutaceae 1.	—	—	—	—	4	—	—	—	—	—	3	—	ND	ND	ND	ND	3
Sapindaceae	<i>Serjania bradeana</i> Somner		9	15	140	94	46	2	56	290	2	77	21	5	Ane	—	Al	Li	3
Sapindaceae	<i>Paullinia</i> sp.		—	—	—	—	2	—	—	—	—	1	—	—	Ane	ND	Al	Arb	3
Sapindaceae	<i>Serjania acoma</i> Radlk		36	6	92	55	189	3	213	182	198	1156	344	3	Ane	—	Al	Li	3
Sapindaceae	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	Maria-preta	—	—	—	—	—	1	—	—	—	—	—	11	Ane	NP	—	Arb	4
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart.& Eichler ex Miq.) Engl	guatambu-de-leite	—	—	—	1	—	2	—	—	—	—	—	1	Zoo	NP	Au	Arb	4
Solanaceae	<i>Solanum</i> sp.		—	3	213	721	46	—	39	—	—	—	—	—	Zoo	P	Al	Arb	1

Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Pau-viola	—	—	—	—	36	—	—	—	—	—	—	—	Zoo	P	Au	Arb	4
Morfoespecie		Morfoespecie 1	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	3	Ane	ND	ND	ND	2
Morfoespecie		Morfoespecie 2	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	9	Ane	ND	ND	ND	4
Morfoespecie		Morfoespecie 3	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	6	—	ND	ND	ND	ND	4
Morfoespecie		Morfoespecie 4	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1	—	Ane	ND	ND	ND	2
Morfoespecie		Morfoespecie 5	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	3	ND	ND	ND	ND	2
Morfoespecie		Morfoespecie 6	—	—	—	—	—	—	—	1	—	—	—	—	ND	ND	ND	ND	2
Morfoespecie		Morfoespecie 7	—	—	—	—	—	—	4	—	—	—	—	—	—	ND	ND	ND	2
Morfoespecie		Morfoespecie 8	—	—	—	104	—	—	—	—	—	—	—	—	ND	ND	ND	ND	2

RPSV: Controle ou restauração pasiva; SEMD: Semiadura direita; SAF: Sistema agroforestal; COML: Consorcio madeira e lenha; PDIV: Plantio diversificado; FRAG: Fragmento florestal

S.D: Síndrome de dispersão (Ane: Anemocórica; Aut: Autocórica; Zoo: Zoocórica; ND: Não determinada; G.S: Grupo sucesional (P: Pioneira; N.P: Não pioneira; N.D: Não determinada)

L.D: Localidade de dispersão (Al: Alóctone, Au: Autóctone, N.D: Não determinado); F.V: Forma de vida (Arb: Arbóreo, Arbv: Arbustivo, Li: Liana, Her: Hrbáceo, N.D: Não determinado); C.T: Classe de tamanho (Classe 1 (até 2 mm), Classe 2 (2-5 mm), Classe 3 (5-10 mm) e Classe 4 (> 10 mm))

Apêndice 2. Relação das espécies que constituem o banco de sementes do solo da área 1 (Fazenda Experimental Lageado).

Espécies amostradas com suas respectivas abundancias por cada sistema de restauração. RPSV: Restauração passiva, SEMD: Semeadura direta, SAF: Sistema agroflorestal, COML: Consórcio madeira e lenha, PDIV: Plantio diversificado, FRAG: Fragmento de floresta.

Espécie	Familia	Forma de vida	Número de sementes	RPSV	SEMD	SAF	COML	PDIV	FRAG
<i>Acalypha communis</i> Mull. Arg.	Plantaginaceae	Herbácea	61	2	16	26	13	2	2
<i>Achyrocline satureioides</i>	Asteraceae	Herbácea	6	2	1	3	—	—	—
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Asteraceae	Herbácea	12	5	2	1	3	1	—
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	Verbenaceae	Arbóreo	65	13	24	3	13	0	12
<i>Apium leptophyllum</i> (Pers.) F. Muell. Ex Benth.	Apiaceae	Herbácea	1	—	—	1	—	—	—
<i>Artemisia verlotorum</i> Lamotte	Asteraceae	Herbácea	119	6	39	8	16	50	—
<i>Bidens pilosa</i> L.	Asteraceae	Herbácea	51	21	3	2	3	1	21
<i>Urochloa plantaginea</i> (Link) Hitchc.	Poaceae	Herbácea	1	1	—	—	—	—	—
<i>Urochloa</i> sp.	Poaceae	Herbácea	139	20	15	54	39	11	—
<i>Bulbostylis capillaris</i> (L.) C.B.	Cyperaceae	Herbácea	1	1	—	—	—	—	—
<i>Callitriche deflexa</i> A. Braun. ex Hegelm.	Plantaginaceae	Herbácea	4	3	—	—	—	—	1
<i>Cardamine bonariensis</i> Pers.	Brassicaceae	Herbácea	271	42	30	11	36	62	90
<i>Commelina benghalensis</i> L.	Commelinaceae	Herbácea	40	6	7	9	8	5	5
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Conquist	Asteraceae	Herbácea	37	7	9	4	5	10	2
<i>Crepis japônica</i> (L.) Benth	Asteraceae	Herbácea	146	20	41	34	26	8	17
<i>Crotalaria lanceolata</i> E. Mey.	Fabaceae	Herbácea	1	—	1	—	—	—	—
<i>Croton glandulosus</i> L.	Euphorbiaceae	Herbácea	8	3	1	1	1	2	—
<i>Cyperus esculentus</i>	Cyperaceae	Herbácea	10	6	2	2	—	—	—
<i>Cyperus rotundus</i> L.	Cyperaceae	Herbácea	86	9	13	24	10	21	9
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	Poaceae	Herbácea	2	—	1	1	—	—	—
<i>Emilia coccínea</i> (Sims) G. Don	Asteraceae	Herbácea	5	—	—	1	—	1	3
<i>Eragrostis pilosa</i> (L.) P. Beauv.	Poaceae	Herbácea	46	2	1	23	13	6	1
<i>Erechtites hieraciifolius</i> (L.) Raf. ex DC	Asteraceae	Herbácea	200	66	47	44	15	21	7
<i>Facelis apiculata</i> Cass.	Asteraceae	Herbácea	5	—	1	3	1	—	—

<i>Gnaphalium purpureum</i> L.	Asteraceae	Herbácea	891	72	211	271	79	148	110
<i>Indigofera hirsuta</i> L.	Fabaceae	Herbácea	19	1	4	4	5	5	—
<i>Ipomoea</i> sp	Convolvulaceae	Herbácea	11	7	3	—	1	—	—
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	Bignoniaceae	Arbóreo	1	—	1	—	—	—	—
<i>Lepidium virginicum</i> L.	Brassicaceae	Herbácea	102	48	11	12	10	12	9
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i>	Fabaceae	Arbóreo	4	2	—	1	—	1	—
<i>Mitracarpus hirtus</i> (L.) DC.	Rubiaceae	Herbácea	4	—	—	3	1	—	—
Morfoespecie 1	Morfoespecie	Herbácea	28	6	14	1	7	—	—
Morfoespecie 10	Morfoespecie	Herbácea	1	1	—	—	—	—	—
Morfoespecie 11	Morfoespecie	Herbácea	1	—	—	—	—	1	—
Morfoespecie 12	Morfoespecie	Herbácea	1	1	—	—	—	—	—
Morfoespecie 2	Morfoespecie	Herbácea	25	5	13	4	—	3	—
Morfoespecie 28	Morfoespecie	Herbácea	1	1	—	—	—	—	—
Morfoespecie 3	Morfoespecie	Herbácea	12	3	1	3	1	3	1
Morfoespecie 4	Morfoespecie	Herbácea	11	—	—	—	—	—	11
Morfoespecie 42	Morfoespecie	Herbácea	85	2	61	21	1	—	—
Morfoespecie 47	Morfoespecie	Herbácea	1	1	—	—	—	—	—
Morfoespecie 5	Malvaceae	Herbácea	7	3	—	4	—	—	—
Morfoespecie 51	Morfoespecie	Herbácea	2	1	—	—	—	1	—
Morfoespecie 52	Morfoespecie	Herbácea	1	—	—	—	—	—	1
Morfoespecie 55	Morfoespecie	Herbácea	2	—	—	2	—	—	—
morfoespecie 56	Morfoespecie	Herbácea	3	—	—	—	—	—	3
Morfoespecie 6	Morfoespecie	Herbácea	3	—	—	—	—	3	—
Morfoespecie 7	Morfoespecie	Herbácea	2	1	1	—	—	—	—
Morfoespecie 8	Rubiaceae	Herbácea	1	—	1	—	—	—	—
Morfoespecie 9	Morfoespecie	Herbácea	1	—	—	1	—	—	—
<i>Oxalis corniculata</i> L.	Oxalidaceae	Herbácea	35	7	10	3	7	6	2
<i>Panicum maximum</i> Jacq.	Poaceae	Herbácea	2	—	—	—	—	2	—
<i>Phyllanthus niruri</i> L.	Phyllantaceae	Herbácea	271	58	31	68	69	44	1
<i>Piper</i> sp.	Piperaceae	Arbóreo	115	12	8	8	6	13	68
<i>Plantago tomentosa</i> Lam.	Plantaginaceae	Herbácea	1	—	1	—	—	—	—
<i>Portulaca oleraceae</i> L.	Portulacaceae	Herbácea	6	1	—	4	—	1	—
<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	Rubiaceae	Herbácea	23	1	—	21	1	—	—
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Fabaceae	Arbóreo	7	1	2	—	2	—	2
<i>Sida cordifolia</i> L.	Malvaceae	Subarbustiva	2	1	—	—	—	1	—
<i>Sida santaremensis</i> H. Monteiro	Malvaceae	Subarbustiva	11	6	5	—	—	—	—
<i>Sida spinosa</i> L.	Malvaceae	Subarbustiva	148	48	22	25	25	12	16
<i>Solanum americanum</i>	Solanaceae	Herbácea	30	7	5	6	1	4	7
<i>Talinum paniculatum</i>	Malvaceae	Herbácea	398	3	15	24	69	15	272
<i>Talinum triangulare</i> (Jacq.)	Portulacaceae	Herbácea	1	—	—	1	—	—	—
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Cannabaceae	Arbóreo	5	2	—	—	1	—	2
<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich.	Urticaceae	Arbóreo	2	—	—	—	—	—	2
<i>Waltheria douradinha</i> A. St. Hil.	Malvaceae	Herbácea	15	7	3	—	3	2	—
<i>Waltheria indica</i> L.	Malvaceae	Herbácea	4	—	2	—	—	2	—

<i>Wissadua subpeltata</i> (Kuntze)	Malvaceae	Arvustiva	24	4	14	1	1	4	–
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul.	Cecropiaceae	Arbóreo	5	–	2	1	1	1	–

Apêndice 3. Relação das espécies que constituem o banco de sementes do solo da área 2 (Fazenda Experimental Edgardia).

Espécie	Familia	Forma de vida	Número de sementes	RPSV	SEMD	SAF	COML	PDIV	FRAG
<i>Acalypha communis</i> Mull. Arg.	Plantaginaceae	Herbácea	1	1	—	—	—	—	—
<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam) DC	Asteraceae	Herbáceo	10	3	4	2	—	—	1
<i>Amaranthus hybridus</i> var. <i>paniculatus</i> (L.) Uline & W.L. Bray.	Amaranthaceae	Herbáceo	2	—	—	2	—	—	—
<i>Artemisia verlotorum</i> Lamotte	Asteraceae	Herbáceo	7	—	—	—	1	—	6
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Anacardiaceae	Arbóreo	1	—	—	—	—	—	1
<i>Bidens pilosa</i> L.	Asteraceae	Herbáceo	3	1	1	—	—	1	—
<i>Urochloa</i> sp.	Cyperaceae	Herbáceo	272	126	30	39	8	20	49
<i>Buddleja stachyoides</i> Cham. & Schltdl.	Scrophulariaceae	Herbáceo	1	—	1	—	—	—	—
<i>Bulbostylis capillaris</i> (L) C.B. Clarke	Cyperaceae	Herbáceo	9	—	1	6	—	1	1
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg	Myrtaceae	Arbóreo	1	—	—	1	—	—	—
<i>Cardamine bonariensis</i> Pers.	Brassicaceae	Herbáceo	361	61	15	70	72	35	108
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul.	Cecropiaceae	Arbóreo	22	—	1	—	8	4	9
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Verbenaceae	Arbóreo	2	—	—	—	2	—	—
<i>Commelina benghalensis</i>	Commelinaceae	Herbáceo	162	12	25	62	27	24	12
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Conquist	Asteraceae	Herbáceo	126	74	12	15	6	9	10
<i>Crepis japônica</i> (L.) Benth	Asteraceae	Herbáceo	75	30	12	4	5	22	2
<i>Crotalaria incana</i> L.	Fabaceae	Herbáceo	2	—	1	—	—	—	1
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Euphorbiaceae	Arbóreo	1	—	—	—	—	—	1
<i>Cyperus esculentus</i>	Cyperaceae	Herbáceo	127	27	39	12	23	18	8
<i>Cyperus rotundus</i> L.	Cyperaceae	Herbáceo	1133	327	178	243	184	129	72
<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth.	Fabaceae	Herbáceo	175	23	59	69	2	21	1
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	Poaceae	Herbáceo	1	1	—	—	—	—	—

<i>Emilia coccínea</i> (Sims) G Don	Asteraceae	Herbáceo	2	—	—	—	—	1	1
<i>Enterolobium contorsiliquum</i> (Vell.) Morong	Mimosaceae	Arbóreo	3	—	1	—	—	—	2
<i>Eragrostis pilosa</i> (L.) P. Beauv.	Poaceae	Herbáceo	8	—	—	1	1	2	4
<i>Erechtites hieraciifolius</i> (L.) Raf. ex DC	Asteraceae	Herbáceo	202	142	10	9	17	21	3
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	Phytollacaceae	Arbóreo	1	—	—	—	—	—	1
<i>Gnaphalium purpureum</i> L.	Asteraceae	Herbáceo	714	125	131	278	74	60	46
<i>Indigofera hirsuta</i> L.	Fabaceae	Herbáceo	37	3	7	7	5	13	2
<i>Ipomoea</i> sp.	Convolvulaceae	Herbáceo	7	—	—	1	—	5	1
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	Bignoniaceae	Arbóreo	1	1	—	—	—	—	—
<i>Lepidium virginicum</i> L.	Brassicaceae	Herbáceo	102	22	12	13	13	23	19
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i>	Caesalpinioideae	Arbóreo	13	4	4	5	—	—	—
<i>Mitracarpus hirtus</i> (L.) DC.	Rubiaceae	Herbáceo	2	—	2	—	—	—	—
Morfoespecie 13	Morfoespecie	Herbáceo	1	—	—	—	1	—	—
Morfoespecie 14	Morfoespecie	Herbáceo	67	12	30	10	6	2	7
Morfoespecie 15	Morfoespecie	Herbáceo	19	19	—	—	—	—	—
Morfoespecie 16	Morfoespecie	Herbáceo	4	2	—	—	2	—	—
Morfoespecie 17	Morfoespecie	Herbáceo	2	2	—	—	—	—	—
Morfoespecie 18	Morfoespecie	Herbáceo	22	18	—	—	1	2	1
Morfoespecie 19	Morfoespecie	Herbáceo	1	1	—	—	—	—	—
Morfoespecie 2	Morfoespecie	Herbáceo	15	14	1	—	—	—	—
Morfoespecie 20	Morfoespecie	Herbáceo	3	1	2	—	—	—	—
Morfoespecie 21	Morfoespecie	Herbáceo	24	—	9	3	8	3	1
Morfoespecie 22	Morfoespecie	Herbáceo	12	9	1	—	—	1	1
Morfoespecie 23	Morfoespecie	Herbáceo	3	—	—	3	—	—	—
Morfoespecie 24	Morfoespecie	Herbáceo	1	—	—	—	—	—	1
Morfoespecie 25	Morfoespecie	Herbáceo	12	—	—	—	—	—	12
Morfoespecie 26	Morfoespecie	Herbáceo	24	10	4	10	—	—	—
Morfoespecie 29	Morfoespecie	Herbáceo	6	3	1	2	—	—	—
Morfoespecie 30	Morfoespecie	Herbáceo	1	1	—	—	—	—	—
Morfoespecie 31	Morfoespecie	Herbáceo	18	1	3	3	4	5	2
Morfoespecie 32	Morfoespecie	Herbáceo	1	—	—	—	—	—	1
Morfoespecie 33	Morfoespecie	Herbáceo	1	1	—	—	—	—	—
Morfoespecie 34	Morfoespecie	Herbáceo	1	—	—	—	—	—	1
Morfoespecie 5	Malvaceae	Herbáceo	5	2	2	—	1	—	—
<i>Oxalis corniculata</i> L.	Oxalidaceae	Herbáceo	15	—	3	—	1	5	6
<i>Panicum maximum</i> Jacq.	Poaceae	Herbáceo	4	—	—	1	2	—	1
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Mimosaceae	Arbóreo	1	1	—	—	—	—	—

<i>Penisetum clandestinum</i> Hochst. Ex Chiov.	Poaceae	Herbáceo	6	—	6	—	—	—	—
<i>Phyllanthus niruri</i> L.	Euphorbiaceae	Herbáceo	65	7	24	12	15	7	—
<i>Piper</i> sp.	Piperaceae	Arbóreo	9	—	1	2	1	3	2
Poaia-do-campo	Rubiaceae	Herbáceo	5	—	—	5	—	—	—
<i>Portulaca oleracea</i> L.	Portulacaceae	Herbáceo	250	16	54	31	127	21	1
<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	Rubiaceae	Herbáceo	16	2	5	4	2	3	—
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	Fabaceae	Arbóreo	16	3	—	5	5	2	1
<i>Senna obtusifolia</i> (L.) H.S. Irwin & Barnaby	Caesalpinioideae	Subarbustivo	4	1	—	1	—	1	1
<i>Sida cordifolia</i> L.	Malvaceae	Subarbustivo	65	32	4	6	19	2	2
<i>Sida santaremensis</i> H. Monteiro	Malvaceae	Subarbustivo	14	2	2	2	—	4	4
<i>Sida spinosa</i> L.	Malvaceae	Subarbustivo	17	2	1	—	12	2	—
<i>Solanum americanum</i>	Solanaceae	Herbáceo	4	2	—	—	1	—	1
<i>Solanum</i> sp	Solanaceae	Arbóreo	1	—	—	—	—	1	—
<i>Talinum paniculatum</i>	Portulacaceae	Herbáceo	45	1	12	14	15	3	—
<i>Talinum triangulare</i> (Jacq.) Willd.	Portulacaceae	Herbáceo	151	27	45	27	10	12	30
<i>Trema micrantha</i>	Cannabaceae	Arbóreo	37	—	1	—	2	3	31
<i>Urena lobata</i> L.	Malvaceae	Subarbustivo	20	4	8	1	3	4	—
<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich.	Urticaceae	Arbóreo	2	—	—	—	—	—	2
<i>Zanthoxylum petiolare</i> A. St. - Hil. & Tul.	Rutaceae	Arbóreo	1	—	—	—	—	—	1

Apêndice 4. Espécies utilizadas nos plantios experimentais entre os anos de 1997 e 1998.

SEMD: Semeadura direta, SAF: Sistema agroflorestal, COML: Consórcio madeira e lenha, PDIV: Plantio diversificado.

Nome científico	Nome comum	Família	SEMD	SAF	COML	PDIV
<i>Aegiphylia integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	tamanqueira	Verbenaceae		x		x
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	grão de galo	Sapindaceae				x
<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul		Fabaceae		x	x	
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll.Arg.		Apocynaceae		x	x	
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.	peroba rosa	Apocynaceae		x	x	x
<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll. Arg.	guatambu	Apocynaceae			x	x
<i>Balfouroudendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	pau marfim	Rutaceae			x	x
<i>Bauhinia forficata</i> Link		Fabaceae			x	
<i>Bixa orellana</i> L.		Bixaceae		x		
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg		Myrtaceae		x		
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	jequitibá branco	Lecythidaceae				x
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.		Salicaceae		x		
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	embaúba	Cecropiaceae				x
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	cedro	Meliaceae		x	x	x
<i>Cedrela odorata</i> L.	cedro rosa	Meliaceae				x
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	paineira	Bombacaceae	x	x		x
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillem. ex Benth.	araribá	Fabaceae		x	x	x
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.		Sapotaceae		x		
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	pau viola	Verbenaceae				x
<i>Coffea</i> sp.1		Rubiaceae		x		
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	copaíba	Fabaceae		x	x	x
<i>Cordia superba</i> Cham.	baba de boi	Boraginaceae				x
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	capixingui	Euphorbiaceae	x			x
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i> Radlk.	maria preta	Sapindaceae				x
<i>Dipteryx alata</i> Vogel	cumbaru	Fabaceae				x
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	tamboril	Fabaceae	x	x	x	x
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.	chupa ferro	Rutaceae				x
<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	guarantã	Rutaceae		x		x
<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.		Myrtaceae		x	x	
<i>Eugenia myrcianthes</i> Nied.		Myrtaceae		x		
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	uvaia	Myrtaceae		x		x
<i>Eugenia uniflora</i> L.	pitanga	Myrtaceae			x	x
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	palmito juçara	Arecaceae				x
<i>Ficus</i> sp.	figueira branca	Moraceae				x

<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	pau d'alho	Phytollacaceae			x
<i>Genipa americana</i> L.	jenipapo	Rubiaceae			x
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	mutamba	Malvaceae	x	x	x
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> CF.		Bignoniaceae	x	x	
<i>Hymenaea courbaril</i> var. <i>stilbocarpa</i> (Hayne) Y.T. Lee & Langenh.	jatobá	Fabaceae	x	x	x
<i>Inga striata</i> Benth.		Fabaceae		x	
<i>Inga vera</i> Willd.		Fabaceae	x	x	
<i>Luhea divaricata</i> Mart. & Zucc.	açoita cavalo	Tiliaceae			x
<i>Machaerium acutifolium</i> Vog.		Fabaceae	x		
<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	jacarandá bico de pato	Fabaceae			x
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.		Fabaceae	x	x	
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	bracatinga	Fabaceae	x		
<i>Myrcianthes pungens</i> (O.Berg) D.Legrand		Myrtaceae	x		
<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f		Fabaceae		x	
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	olho de cabra	Fabaceae			x
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	angico vermelho	Fabaceae		x	x
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.		Fabaceae	x	x	
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	pau jacaré	Fabaceae	x		x
<i>Poecilante parvifolia</i> Benth.	coração de negro	Fabaceae			x
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	amendoim do campo	Fabaceae	x	x	x
<i>Rollinia sylvatica</i> (A. St.-Hil.) Mart.		Annonaceae	x		
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	aroeira pimenteira	Anacardiaceae		x	x
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	guapuruvu	Fabaceae	x		x
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	monjoleiro	Fabaceae	x		x
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	jerivá	Arecaceae			x
<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith		Bignoniaceae		x	
<i>Zeyhera tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	ipê felpudo	Bignoniaceae	x	x	x