

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JULIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CÂMPUS DE BOTUCATU

ELIMINAÇÃO DA ESPÉCIE *Mimosa caesalpinifolia* BENTH. (SANSÃO-DO-CAMPO) EM FLORESTAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO

DIEGO SOTTO PODADERA

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

BOTUCATU-SP
Outubro – 2013

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JULIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CÂMPUS DE BOTUCATU

ELIMINAÇÃO DA ESPÉCIE *Mimosa caesalpiniiifolia* BENTH. (SANSÃO-DO-CAMPO) EM FLORESTAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO

DIEGO SOTTO PODADERA

Orientadora: Profa. Dra. Vera Lex Engel
Co-Orientadora: Profa. Dra. Giselda Durigan

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

BOTUCATU-SP
Outubro

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

Podadera, Diego Sotto, 1984-
P742e Eliminação da espécie *Mimosa caesalpinifolia* Benth.
(sansom-do-campo) em florestas em processo de restauração /
Diego Sotto Podadera. - Botucatu : [s.n.], 2013
xi, 61 f. : ils. color., grafs., tabs.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista,
Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2013

Orientador: Vera Lex Engel
Coorientador: Giselda Durigan
Inclui bibliografia

1. Mata Atlântica. 2. Dinâmica de vegetação. 3. Recuperação ecológica. 4. Ecossistemas. 5. Comunidades vegetais. 6. Desbaste florestal. I. Engel, Vera Lex. II. Durigan, Giselda. III. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Campus de Botucatu). Faculdade de Ciências Agrônômicas. III. Título.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA "JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
CAMPUS DE BOTUCATU
CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: "ELIMINAÇÃO DA ESPÉCIE *Mimosa caesalpinifolia* BENTH. (SANSÃO-DO-CAMPO) EM FLORESTAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO"

ALUNO: DIEGO SOTTO PODADERA

ORIENTADORA: PROFA. DRA. VERA LEX ENGEL
COORIENTADORA: PROFA. DRA. GISELDA DURIGAN

Aprovado pela Comissão Examinadora



PROFA. DRA. VERA LEX ENGEL

PROF. DR JOSÉ MARCELO DOMINGUES TOREZAN



PROF. DR. FÁTIMA CONCEIÇÃO M. PIÑA RODRIGUES

Data da Realização: 28 de agosto de 2013.

Agradecimentos

À Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” e à Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu pela oportunidade de realização do mestrado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, pela bolsa concedida e ao Projeto Manejar é Preciso (CNPq 026/2010) pelo auxílio financeiro.

À Professora Vera Lex Engel pela orientação, ensinamentos, confiança e liberdade de trabalho.

À Professora Giselda Durigan pela co-orientação, lições e apoio nos momentos de necessidade.

Aos professores membros da banca de defesa, José Marcelo Domingues Torezan e Fátima Conceição Márquez Pina-Rodrigues, pela avaliação e aprimoramento deste trabalho.

Ao Dicão, Elder, Deivid, Luciane (Hã), Dani, Leonardo (Zé Butina), Gisele, Rita, Rodrigo (Cabrito), Liz (Japa-Má), Danilo (Pita), André (Azambuja), Silas, Paulo (Jaula), Igor (Casca), Angelo (Lambari), João, Luciana (Virose), Bruna (Judas), Magali (Pira), Bruno (Curisco), Isa, Camila (Lacuca), Carlos (Cabrón), Sérgio (Xinxila), Thayana, Gabriel (Gabiru), Fabiana (Funéria), Bruno (Animaal), Juliana (Madre), Lucas (Xabi), Fernando (Eni), Carolina (Diaçúcar) e aos funcionários da fazenda pela ajuda no campo.

À Giselda Durigan, Heloiza (Fervo) e Leonardo (Zé Butina) pela ajuda na identificação do material botânico.

À Professora Luzia Aparecida Trinca e ao Danilo (Pita) pela ajuda nas análises estatísticas.

Ao Deivid, “grande” amigo, que muito me ajudou em diferentes etapas deste trabalho.

À minha família pelo amor e apoio incondicionais.

À Carmen, minha namorada, pelo apoio e prazerosa companhia.

Aos que não foram citados aqui, mas que de alguma forma contribuíram para realização deste trabalho.

Obrigado!

Sumário

LISTA DE FIGURAS	VI
LISTA DE TABELAS	VII
LISTA DE APÊNDICES	VIII
RESUMO	IX
SUMMARY	XI
1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA.....	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
2.1. Princípios da Restauração Ecológica e o uso de espécies exóticas	4
2.2. Dinâmica de clareiras e efeito do manejo	5
2.3. Filtros ecológicos	7
2.4. Manejo adaptativo.....	8
3. OBJETIVO.....	11
4. MATERIAL E MÉTODOS	12
4.1. Espécie manejada – <i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth. (sansão-do-campo ou sabiá)....	12
4.2. Área de Estudo.....	13
4.3. Delineamento Experimental	14
4.3.1. Parcela Principal - Modelo de restauração	15
4.3.2. Subparcela – Manejo - Eliminação do sansão-do-campo.....	16
4.4. Eliminação do sansão-do-campo	17
4.5. Amostragem.....	17
4.5.1. Amostragem da comunidade vegetal regenerante	17
4.5.2. Amostragem da infestação por gramíneas.....	18
4.5.3. Amostragem dos indivíduos plantados.....	19
4.5.4. Amostragem do índice de área foliar.....	19
4.6. Análise dos dados	19
5. RESULTADOS.....	22
5.1. Índice de área foliar	22
5.2. Índice de Infestação por gramíneas.....	24
5.3. Comunidade vegetal regenerante.....	24

5.3.1.	Riqueza de espécies	27
5.3.2.	Densidade de indivíduos regenerantes	29
5.3.3.	Proporção de espécies pioneiras na comunidade vegetal regenerante	32
5.3.4.	Proporção de espécies zoocóricas.....	32
5.3.5.	Diversidade.....	33
5.3.6.	Área basal da comunidade vegetal regenerante.....	34
5.4.	Área basal das espécies plantadas.....	35
6.	DISCUSSÃO.....	36
7.	BIBLIOGRAFIA.....	40

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização das áreas de estudo.....	14
Figura 2. Esquema das parcelas principais, unidades e subparcelas	15
Figura 3. Esquema de plantio no modelo de restauração Sistema Agroflorestal (SAF).....	16
Figura 4. Imagens da área de estudo.....	19
Figura 5. Médias do índice de área foliar (IAF) de cada tratamento nas diferentes áreas e épocas de amostragem.....	22
Figura 6. Dendrograma de análise de agrupamento (UPGMA), utilizando o coeficiente de Bray-Curtis, para as diferentes estruturas de tratamento.....	26
Figura 7. Curvas de rarefação entre anos de amostragem e modelos de plantio, área 1.....	27
Figura 8. Curvas de rarefação entre anos de amostragem e modelos de plantio, área 2.....	28
Figura 9. Porcentagem de espécies pioneiras nos diferentes modelos de restauração (SAF e CONS), níveis de manejo (manejado e testemunha) e anos de amostragem (2012 e 2013).....	32
Figura 10. Índice Alpha de Fisher nos diferentes níveis de manejo (manejado e testemunha) e anos de amostragem (2012 e 2013).....	33
Figura 11. Área basal da comunidade vegetal regenerante ($m^2 ha^{-1}$) nos diferentes níveis de manejo (manejado e testemunha) e anos de amostragem (2012 e 2013).....	35

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Porcentagem de indivíduos removidos nas unidades manejadas (25 m x 25 m).....	23
Tabela 2. Comparação das médias dos indivíduos cortados em cada área e em cada modelo de restauração pelo teste t ($\alpha=5\%$).	23
Tabela 3. Quadro da análise de variância para a variável índice de infestação por gramíneas.....	24
Tabela 4. Médias do índice de infestação por gramíneas (%) (IG).	24
Tabela 5. Quadro da análise de variância para a variável riqueza transformada com a função raiz quadrada.....	28
Tabela 6 Quadro da análise de variância para a variável densidade.....	29
Tabela 7. Médias de densidade (ind. ha ⁻¹).	29
Tabela 8. Médias da densidade total de indivíduos de cada espécie somando-se as classes de amostragem, modelos de restauração e áreas..	30
Tabela 9. Quadro da análise de variância para a variável proporção de espécies pioneiras na comunidade vegetal regenerante.	32
Tabela 10. Índices de diversidade da comunidade regenerante. H' - Shannon; α - Alfa de Fisher.	33
Tabela 11. Quadro da análise de variância para a variável área basal da comunidade vegetal regenerante (m ² h ⁻¹).....	34
Tabela 12. Médias da área basal da comunidade vegetal regenerante (m ² h ⁻¹).	34
Tabela 13. Área basal das espécies plantadas (m ² ha ⁻¹) nos diferentes níveis de manejo (manejado e testemunha), modelos de restauração (SAF e CONS), áreas (área 1 e área 2) e anos de amostragem (2012 e 2013).	35

LISTA DE APÊNDICES

Apêndice 1. Lista de espécies que compõem os modelos de restauração.....	51
Apêndice 2. Lista de espécies regenerantes.....	53

ELIMINAÇÃO DA ESPÉCIE *Mimosa caesalpiniiifolia* BENTH. (SANSÃO-DO-CAMPO) EM FLORESTAS EM PROCESSO DE RESTAURAÇÃO. Botucatu, 2013, 61 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista.

Autor: DIEGO SOTTO PODADERA

Orientadora: VERA LEX ENGEL

Co-orientadora: GISELDA DURIGAN

RESUMO

O uso de espécies exóticas pioneiras em projetos de restauração tem sido justificado por um possível efeito facilitador na restauração e também por proverem benefícios econômicos, conciliando aspectos ecológicos, econômicos e sociais. Entretanto, espécies exóticas podem tornar-se um risco para os ecossistemas naturais se estas se configurarem como invasoras, desviando assim a trajetória sucessional esperada do ecossistema em restauração. As espécies exóticas podem, também, competir com a comunidade em regeneração, atrasando o processo sucessional. Práticas de manejo adaptativo são então necessárias, nestes casos, com a finalidade de redirecionar a trajetória natural da sucessão. O objetivo na execução deste estudo foi verificar quais os efeitos da eliminação de uma espécie arbórea exótica (*M. caesalpiniiifolia*) sobre a comunidade nativa regenerante sob plantio de restauração florestal em região de floresta estacional semidecidual. Com a retirada dos indivíduos de sansão-do-campo, foram testadas as seguintes hipóteses: 1) *Mimosa caesalpiniiifolia* exerce efeito supressor nas comunidades em restauração; 2) A resposta ao manejo será variável entre espécies, modelos de restauração e situações ambientais. O estudo foi realizado no município de Botucatu, estado de São Paulo, em duas áreas experimentais com características diferentes de solo e dois modelos de restauração (um sistema agroflorestal e um consórcio de espécies para madeira e lenha). Os tratamentos de eliminação de 100% das árvores (manejo) e testemunha foram comparados dentro de cada área e entre áreas. O delineamento experimental utilizado foi em blocos ao acaso com parcelas subdivididas. Após o manejo houve aumento da diversidade e redução da área basal da regeneração, contudo, a perda de área basal foi recuperada após um ano, equiparando-se com as parcelas testemunha. Os resultados indicam que o manejo pode afetar as espécies da comunidade de forma diferenciada; entretanto, não houve um padrão previsível mesmo com relação às espécies pioneiras. Observou-se forte influência da qualidade do sítio nos processos de sucessão/restauração do ecossistema, entretanto, nenhuma interação do efeito do manejo com as áreas experimentais ou modelos de restauração foi significativa. Apesar dos resultados no presente estudo sugerirem que o manejo beneficiou a comunidade regenerante e possivelmente acelerou o processo de sucessão, conclusões sobre o efeito da retirada de árvores como método de manejo adaptativo dependerão de novos estudos de monitoramento que confirmem os efeitos

benéficos em longo prazo. No entanto, a ausência de efeitos negativos sobre a comunidade de plantas regenerantes indica que o manejo adaptativo pode ser recomendado, principalmente levando-se em conta a possibilidade da exploração econômica de ecossistemas em restauração.

Palavras-chave: dinâmica de comunidades, floresta estacional semidecidual, manejo adaptativo, desbastes, mata atlântica, regeneração natural, restauração ecológica, trajetória sucessional, espécie exótica

REMOVAL OF *Mimosa Caesalpiniiifolia* BENTH. (SANSÃO-DO-CAMPO) TREES FROM RESTORED FORESTS. Botucatu, 2013, 61 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista.

Author: DIEGO SOTTO PODADERA

Adviser: VERA LEX ENGEL

Co-adviser GISELDA DURIGAN

SUMMARY

The use of exotic species as facilitators in restoration plantings can be opportune as they can reconcile economic, social, and ecological benefits. Otherwise they may compete with native species during a later phase, delaying the successional process or even deviating the expected successional trajectory. In these cases, adaptive management practices (i.e. species removal) might be necessary to ensure the achievement of restoration goals. We looked at the effect of elimination of an exotic tree species (*M. caesalpiniiifolia*) over the native species regeneration in forest restoration plantings. We tested the following hypotheses: 1) *Mimosa caesalpiniiifolia* imposes a suppressive effect over the community in restoration, 2) The response to the management intervention will vary among species, models of restoration, and environmental situations. The study was undertaken in Botucatu, state of São Paulo, at two sites with contrasting soil fertility after 14 years of the establishment of two plantation models to restore the tropical semideciduous moist forest, namely: AS- Agroforestry System; and MIX-mixed commercial plantation with timber and firewood tree species. The natural regeneration of woody species (height ≥ 0.2 m) was compared between managed (*M. caesalpiniiifolia* trees removed) and unmanaged (control) plots, soon after and one year after the thinning. The experimental design was in randomized blocks with split plots. After the management the regeneration diversity increased and the basal area decreased; nevertheless, the basal area loss was recovered after one year, in comparison with the control plots. The results suggested that the management can have uneven effects depending on the tree species regenerating, however, there was no predictable pattern even regarding the pioneer species. A strong influence of site quality on the succession processes / ecosystem restoration is remarkable. However, no interaction among management, sites, or restoration models was significant. Although the results of this study suggest that management has benefited the regenerating community and possibly has accelerated the succession process, conclusions about the effects of tree removal as an adaptive management strategy will depend on further monitoring studies to confirm the beneficial effects in the long term. However, the lack of negative effects of tree removal on the natural regeneration indicates that the interventions may be recommended, especially considering the possibility of some economic exploitation of restoration plantings.

Keywords: adaptive management, Atlantic Forest, Seasonal Semideciduous Forest, restoration ecology, natural regeneration, thinning, exotic species; succession trajectory, community dynamics.

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

O uso de exóticas em modelos de recuperação de áreas degradadas já foi muito difundido no passado (RODRIGUES et al., 2009), e, apesar de continuar sendo aceito em determinadas circunstâncias, o avanço do conhecimento na área permite hoje a priorização de espécies nativas regionais, de acordo com os princípios internacionalmente aceitos para restauração ecológica (SER, 2004). Entretanto, o uso de espécies exóticas pioneiras em plantios de restauração pode ser justificado no caso de um possível efeito facilitador (*sensu* CONNELL; SLATYER, 1977; SANTIAGO-GARCÍA et al., 2008), bem como no caso da espécie ter algum potencial de uso, desta forma conciliando os aspectos econômicos, sociais e ecológicos da restauração (LAMB, 1998; LAMB et al., 2005; EWEL; PUTZ, 2004). Segundo Santiago-García et al. (2008), o uso de espécies facilitadoras pode promover benefícios aos processos sucessionais e acelerar a regeneração natural das espécies nativas em ecossistemas em restauração.

Mesmo plantios homogêneos, muitas vezes compostos por espécies exóticas, podem desempenhar efeito catalisador dos processos sucessionais (MODNA et al., 2010; LUGO, 1997), provendo valioso habitat inclusive para espécies ameaçadas (BROCKERHOFF et al., 2008) e servindo como redutos da biodiversidade (VIANI et al., 2010), desta forma tendo valor para a conservação e podendo servir como estratégia para restauração em larga escala (LAMB, 1998).

Muitas espécies exóticas, devido à rusticidade, rápido crescimento, potencial de melhoria de qualidades físico/químicas do solo, entre outras características, podem ser utilizadas em áreas destinadas à restauração de áreas degradadas (D'ANTONIO; MEYERSON, 2002; ITO, 2005), como é o caso do *sansão-do-campo*, *Mimosa caesalpinifolia* Benth., desde que com um papel bem definido no sistema. Porém, corre-se o risco de que se tornem permanentes ou invasoras a partir do sistema restaurado, o que não é desejável. A proliferação de uma espécie exótica pode impor um limiar biótico chave, limitando o sucesso de projetos de restauração

(NORTON, 2009). Espécies invasoras, em geral, apresentam vantagens competitivas sob condições de alta disponibilidade de recursos como luz e nutrientes, além de serem fenotipicamente mais plásticas, conseqüentemente adaptando-se melhor a ambientes que sofreram distúrbio, onde as condições estão em frequente mudança (DAEHLER, 2003).

Assim, o uso de espécies exóticas é controverso, pois pode facilitar os processos sucessionais, mas também pode colocar em risco o sistema restaurado (D'ANTONIO; MEYERSON, 2002). Por outro lado, a remoção de espécies exóticas pode resultar em mudanças em outros componentes do ecossistema (ZAVALETA, 2001). Os efeitos secundários da remoção se tornarão mais prováveis à medida que ocorra o aumento do número de interações da espécie no ecossistema e/ou quando a espécie exótica causar a eliminação de espécies nativas tomando seu lugar no desempenho de funções (ZAVALETA, 2001; NORTON, 2009).

Em 1997, teve início um experimento de restauração florestal com o tema “Restauração da Mata Atlântica em Sítios Degradados no Estado de São Paulo em Botucatu, SP”. Fruto da cooperação entre pesquisadores da Universidade Estadual Paulista (UNESP) e USDA-FOREST SERVICE, o experimento objetivou avaliar a sustentabilidade ecológica, econômica e social de diferentes modelos de associações de espécies que pudessem permitir benefícios diretos e assim pudessem ser adotados mais facilmente por pequenos e médios produtores rurais.

Em dois dos cinco modelos testados no experimento foi utilizado *sansão-do-campo*, espécie nativa do nordeste do Brasil, mas que não ocorre naturalmente no Estado de São Paulo, sendo, portanto, exótica nessa região. A principal justificativa para o *sansão-do-campo* ter sido incluído nos modelos é o seu potencial para geração de renda (MOURA et al., 2006), além de características da espécie como facilitadora no processo de restauração, tais como rápido crescimento, fixação de nitrogênio e grande produção de serapilheira (SANTANA et al., 2009).

Por ser espécie exótica, sua retirada do sistema nas áreas experimentais já estava planejada para acontecer em uma segunda etapa, a partir do sexto ou sétimo ano após implantação. Entretanto, na época verificou-se por meio de estudos de crescimento e produção de biomassa (ver CAMPOE; ENGEL, 2004), que a espécie ainda tinha potencial adicional para contribuir com a biomassa do sistema e produção de lenha. Além disso, verificou-se que esta espécie exercia papel importante no controle de gramíneas invasoras, pelo efeito do sombreamento e, principalmente, pela produção de uma densa camada de serapilheira sobre o

solo, que inibe a germinação das sementes de gramíneas do banco. Por isso, optou-se por manter os indivíduos no sistema por mais tempo. No entanto, com o fechamento do dossel e diminuição da invasão por gramíneas nas parcelas experimentais, seu papel ecológico parece ter diminuído ao longo do tempo.

É possível que árvores de *M. caesalpiniiifolia* estejam atuando como filtro ecológico (GANDOLFI et al., 2007), impedindo que um número maior de espécies nativas se regenerem sob o dossel da floresta em restauração. Esta espécie, tanto no dossel quanto no estrato regenerante, compete com as outras espécies, alterando as relações de dominância e possivelmente desviando o desenvolvimento natural da comunidade nativa. Se essa hipótese for verdadeira, a eliminação da espécie, dentro de uma abordagem de manejo adaptativo (*sensu* MURRAY; MARMOREK, 2003), é necessária.

Estudos envolvendo o manejo adaptativo de áreas restauradas, visando possíveis correções de trajetórias sucessionais, ainda precisam ser melhor investigados. Os efeitos potenciais da eliminação de espécies arbóreas exóticas em sistemas em restauração e o balanço entre respostas positivas e negativas ainda necessitam ser testados.

Pretende-se, com esta pesquisa, entender a resposta de uma comunidade vegetal regenerante em sistemas de restauração frente à eliminação de uma espécie exótica arbórea (*sansão-do-campo*).

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Princípios da Restauração Ecológica e o uso de espécies exóticas

Restauração Ecológica é a ciência, prática e arte de assistir e manejar a recuperação da integridade ecológica dos ecossistemas, auxiliando o processo de restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído (SER, 2004), tendo seus valores ecológicos, econômicos e sociais levados em consideração (ENGEL; PARROTTA, 2008).

De acordo com a Sociedade Internacional para a Restauração Ecológica (SER, 2004) um ecossistema restaurado é aquele que contém recursos bióticos e abióticos suficientes para continuar seu desenvolvimento sem auxílio ou subsídios adicionais, sendo capaz de se manter tanto estruturalmente quanto funcionalmente. Além disso, deve conter um conjunto característico de espécies que ocorrem no ecossistema de referência, com o máximo possível de indivíduos dessas espécies; deve contemplar todos os grupos funcionais, estar integrado com a paisagem, protegido de ameaças potenciais e ser suficientemente resiliente aos eventos periódicos normais de estresse que ocorrem no local.

Inerente à dinâmica de qualquer ecossistema, as áreas restauradas estão sujeitas a diversos distúrbios e podem sofrer mudanças em sua trajetória em qualquer fase de seu estabelecimento. Para avaliação da efetividade do sistema de restauração empregado, o monitoramento das áreas restauradas é fundamental (SER, 2004; RUIZ-JAEN; AIDE, 2005) servindo como base para o manejo adaptativo (MURRAY; MARMOREK, 2003).

Diversas práticas de manejo florestal podem acelerar o processo de regeneração, permitir o processo de sucessão e evitar a perda de biodiversidade (D'ANTONIO; CHAMBERS, 2006). O plantio intercalado de espécies exóticas facilitadoras (SANTIAGO-

GARCÍA et al., 2008), o controle de plantas competidoras e de formigas cortadeiras (CAMPOE et al., 2010) estão entre as práticas de manejo possíveis.

Quando se trata do papel das espécies exóticas nos ecossistemas naturais ou em plantios no Brasil, seus benefícios e ameaças têm sido pouco estudados para dar suporte à tomada de decisão. Alguns exemplos são estudos voltados a determinadas espécies, como é o caso de *Pinus* spp (ZANCHETTA; DINIZ, 2006; MODNA et al. 2010, ABREU; DURIGAN, 2011; ABREU et al., 2011); *Leucaena leucocephala* (COSTA; DURIGAN, 2010), *Artocarpus heterophyllus* (ABREU; RODRIGUES 2010), *Prosopis juliflora* (PEGADO et al., 2006) e *Schyzolobium parahyba* (ABREU et al., 2013). Não há padrão no comportamento entre as espécies e nem mesmo para a mesma espécie em diferentes situações. Do ponto de vista de manejo, não existe avaliação dos efeitos da remoção dessas espécies dos ecossistemas.

2.2. Dinâmica de clareiras e efeito do manejo

O entendimento sobre o funcionamento dos ecossistemas e como esses respondem a distúrbios é fundamental para seu manejo e conservação. Efeitos inesperados são inevitáveis e isso faz com que o manejo de áreas em restauração seja um grande desafio (MURRAY; MARMOREK, 2003).

As comunidades são determinadas por interações complexas e funcionam tanto como um conjunto de espécies individuais e independentes quanto como um agrupamento de espécies (LORTIE et al., 2004). Interações, como a competição e a facilitação, há muito tempo são reconhecidas como forças atuantes na estruturação de comunidades vegetais (CALLAWAY; WALKER, 1997). Algumas espécies vegetais podem apresentar fortes efeitos diretos e indiretos sobre outras espécies vegetais. Portanto, qualquer intervenção na estrutura de uma comunidade, como a eliminação de uma espécie, pode causar efeitos profundos na organização da comunidade como um todo.

A teoria sucessional é fundamental para o entendimento da dinâmica de comunidades naturais (FRANKS, 2003), que são caracterizadas pela presença de mosaicos de idades e estruturas distintas, produtos da dinâmica de clareiras (WHITTAKER; LEVIN, 1977; DENSLOW, 1980; HARTSHORN, 1980; POPMA et al., 1988; SCHUPP et al., 1989). O tamanho da clareira, o tipo de queda de árvore, a declividade do sítio e outras características

estruturais da clareira (DENSLOW, 1987; BROWN, 1993; LIMA, 2005) influenciarão na formação e colonização do novo habitat que lá se cria (LIMA, 2005; GANDOLFI et al., 2007). A abertura de clareiras também influencia a germinação e o desenvolvimento de espécies florestais de diferentes maneiras (ALVAREZ-BUYLLA; MARTINEZ-RAMOS, 1992; HORVITZ; SCHEMSKE, 1994; DALLING; HUBBELL, 2002; LIMA, 2005; GANDOLFI et al., 2007), sendo a intensidade da luz considerada um dos mais importantes fatores individuais que influenciam no processo (ENGEL; POGGIANI, 1992), direcionando importantes parâmetros da comunidade florestal (LIMA, 2005).

Assim como nos processos naturais, as técnicas silviculturais de manejo florestal, tais como o desbaste, raleamento e a própria colheita de madeira, geram clareiras que desencadeiam um processo de regeneração natural que pode ser mais ou menos semelhante ao de clareiras naturais (LAMPRECHT, 1990). Impactos sobre a comunidade são esperados, tais como a redução da cobertura do dossel e os danos físicos sobre as plantas remanescentes causados pelas operações de corte e transporte da madeira (PARROTTA et al., 2002). Além desses, vale mencionar os danos causados ao solo, que pode perder umidade e sofrer alterações nos processos de ciclagem de nutrientes e na atividade biológica (VENTUROLI, 2008). Os efeitos do desbaste têm sido amplamente estudados, porém seu efeito sobre a regeneração das espécies vegetais é raramente investigado (HIRATA et al., 2011) e seus efeitos nem sempre são previsíveis.

O *sansão-do-campo*, espécie exótica na região deste estudo, apresenta alta adaptabilidade e eficiência em reabilitar solos degradados (COSTA et al., 2004) e pode ser uma alternativa para a facilitação inicial do processo de regeneração natural (SANTANA et al., 2009), pois produz grande quantidade de matéria orgânica e nitrogênio por meio da serapilheira (COSTA et al., 2004). A baixa relação de carbono/nitrogênio da serapilheira do *sansão-do-campo* implica em uma decomposição rápida (FERNANDES et al., 2006). A produção de serapilheira e sua decomposição representam a principal via de transferência de matéria orgânica e nutrientes para o solo (VITOUSEK; SANFORD, 1986; SELLE, 2007; CELENTANO et al., 2011). Além disso, a serapilheira pode interferir diretamente no estabelecimento de plântulas, podendo até se configurar como uma barreira para este processo (DUPUY; CHAZDON, 2008). No caso do *sansão-do-campo*, que apresenta toxidez sobre a germinação de sementes de espécies nativas e, possivelmente, alelopatia promovida pelas folhas verdes recém-caídas (PIÑA-RODRIGUES; LOPES, 2001), essa interferência pode ser

agravada. Já que mudanças na diversidade de espécies dentro e entre níveis tróficos podem alterar a decomposição significativamente (GESSNER et al., 2010), qualquer alteração na estrutura da comunidade deve ser considerada. No caso do *sansão-do-campo*, por ser uma espécie altamente competitiva, os efeitos potenciais de sua eliminação ainda necessitam ser testados.

2.3. Filtros ecológicos

O conceito de filtros ecológicos, segundo Temperton e Hobbs (2004), é a base da teoria de regras de montagem de comunidades. Segundo esses autores, as condições bióticas e abióticas de um local são vistas como filtros que permitem ou não a entrada de uma nova espécie na comunidade, de modo que, do conjunto total de possíveis espécies colonizadoras, apenas aquelas que são adaptadas às condições locais serão capazes de se estabelecer com sucesso.

Hobbs e Norton (2004) apontam evidências de que diferentes montagens sejam resultado de diferentes condições iniciais, da ordem de chegada ou da introdução das espécies e do tipo ou tempo de distúrbio ou manejo. Além disso, segundo os autores, considerando que os ecossistemas podem ser caracterizados mais pela instabilidade do que pela permanência, deduz-se que os finais previsíveis para o processo sucessional após distúrbios são raros, que múltiplos estados talvez existam, e que alguns estados quase-estáveis podem persistir por longo tempo. Hobbs e Norton (2004) afirmam que diferentes filtros têm importância variável ao longo de gradientes e que o grau de esforço necessário para restaurar um sistema a um estado particular irá variar ao longo desse gradiente. Usualmente faz-se uma diferenciação entre filtros bióticos e abióticos, também sugerindo que distúrbios devam ser considerados como um filtro distinto. Os mesmos autores afirmam que, de certa forma, filtros ambientais representam variáveis ecológicas e processos que provavelmente são importantes em um momento determinado no processo de sucessão. Assim, a restauração pode ser considerada como um esforço contínuo de manipulação de filtros para se chegar à composição de espécies desejada, para cada sítio. Portanto, os autores concluem que é importante entender o filtro chave que está agindo em cada situação para então determinar qual seria a melhor ação de restauração a ser utilizada.

Sobre os desafios nos processos de restauração, Jentsch (2007) comentou que para restabelecer a dinâmica do sistema, o emprego de regimes de distúrbios natural e antrópico, tais

como regimes de pastejo em pastagens abandonadas, o aumento da inundação em ecossistemas ripários ou queima prescrita em florestas boreais podem ser eficientemente utilizados na restauração. As perturbações, segundo Jentsch (2007), são mecanismos dinâmicos que modificam o processo de montagem da comunidade através do tempo, por exemplo, modificando a interação competitiva, as vias de sucessão e trajetórias.

2.4. Manejo adaptativo

Dentro do contexto da restauração ecológica o manejo adaptativo pode ser empregado na tentativa de redirecionar a trajetória sucessional do ecossistema em processo de restauração para uma direção mais convergente à condição desejada. Dessa forma, complementando as ações/esforços iniciais de restauração e aumentando as chances de sucesso, ou seja, viabilizando o alcance dos objetivos pré-definidos.

O manejo adaptativo estrutura-se no processo interativo entre uma ótima tomada de decisão levando-se em conta um grau de incerteza de sua resposta, objetivando com o tempo reduzir esta incerteza, via implementação de sistemas de monitoramento. Desta maneira, a tomada de decisão maximiza simultaneamente um ou mais objetivos e acumula informações necessárias para melhorar a gestão no futuro. O manejo adaptativo deve enfatizar a interconexão entre questões econômicas, sociais e ecológicas e oferecer um panorama de decisões que dê suporte a um futuro sustentável (MURRAY; MARMOREK, 2003).

O manejo adaptativo como estratégia de restauração é essencial, pois o que acontece em um estágio da restauração dita o que precisa acontecer em seguida. Assim, um plano de restauração precisa conter embutida certa flexibilidade, pois, se o monitoramento revelar que os objetivos não estão sendo alcançados, então intervenções alternativas podem ser necessárias. Outrossim, o gestor de projetos deve perceber se os objetivos da restauração nunca serão alcançados por razões que vão além do controle do restaurador. Se assim for, então novos objetivos talvez tenham que ser adotados se o pretendido é devolver ao local um ecossistema funcional (CLEWELL et al., 2005).

Na restauração ecológica, o manejo adaptativo pode ser a solução para conciliar maximização da produção com conservação da biodiversidade, por meio da conversão gradual de modelos de plantio que visem, numa primeira etapa, benefícios econômicos e serviços

ambientais, para modelos voltados à restauração da biodiversidade (LAMB et al., 2005). Dentre as técnicas de manejo adaptativo preconizadas está o desbaste ou eliminação total de espécies indesejáveis, para favorecer as desejáveis. A base ecológica do desbaste é a competição (SCHNEIDER, 1993): ao reduzir a densidade de indivíduos reduz-se a competição por espaço, luz e nutrientes (PARROTTA et al., 2002). O pressuposto do desbaste é de que as taxas de crescimento das árvores estão diretamente relacionadas à exposição da copa à luz solar e inversamente relacionadas à densidade de indivíduos no interior da floresta (WADSWORTH; ZWEEDE, 2006; SCHNEIDER, 1993). Na restauração, alguns conceitos de Manejo Florestal de Impacto Reduzido (Reduced Impact Logging – RIL) devem ser incorporados, com cuidados especiais com o solo e a vegetação remanescente, durante a aplicação dos tratamentos silviculturais (VENTUROLI, 2008).

São poucos os estudos envolvendo o manejo adaptativo de áreas restauradas, visando possíveis correções de trajetórias sucessionais. Todavia, já existem resultados positivos, como os obtidos por HELENO et al. (2010), que, estudando os efeitos na cadeia trófica de uma comunidade após a remoção de plantas exóticas, observou aumento na abundância de sementes de plantas nativas (110%), insetos herbívoros (85%), parasitas de insetos (5%) e pássaros (7%). Outro exemplo de manejo adaptativo é o projeto de mitigação dos danos oriundos da construção de uma autoestrada na baía de San Diego nos EUA, relatado por Zedler e Callaway (2003). Nesse projeto, diversos estudos foram realizados ao longo da sua implementação e o monitoramento dos resultados permitiu o redirecionamento das ações de manejo, sendo um exemplo de manejo adaptativo, em que a necessidade sugeriu a pesquisa e os resultados geraram recomendações do manejo. Os mesmos autores relataram também uma outra abordagem de manejo adaptativo na restauração no estuário de Tijuana, EUA, que contou com experimentos científicos construídos em módulos. O primeiro módulo teve o objetivo de identificar quais e quantas espécies precisavam ser plantadas para atingir o funcionamento desejado do ecossistema e o segundo módulo foi delineado para comparar o funcionamento do ecossistema com e sem interferência da maré. Os módulos serviram para gerar o conhecimento necessário para a implantação do projeto em área total. Os autores sugeriram que a chave para o sucesso da restauração adaptativa é a boa vontade dos manejadores para facilitar o envolvimento científico e a disponibilidade de recursos para restauração e pesquisa. Uma condição adicional foi a possibilidade de restaurar grandes áreas modulares em fases, com resultados anteriores

embasando o planejamento e a implementação dos módulos posteriores. Dessa maneira, segundo os autores, a abordagem de restauração adaptativa deve ser capaz de responder questões críticas sobre como implementar até mesmo o maior e mais ambicioso projeto de restauração.

3. OBJETIVO

Nosso objetivo com a realização deste estudo foi verificar se o manejo adaptativo, com eliminação de uma espécie exótica em plantios heterogêneos de espécies arbóreas, pode trazer efeitos benéficos para a comunidade nativa em regeneração natural.

As seguintes hipóteses foram testadas:

- a) *Mimosa caesalpiniiifolia* exerce efeito supressor nas comunidades em restauração.

Predições:

- a eliminação da espécie favorecerá a regeneração natural das espécies nativas, com aumento da densidade, riqueza e diversidade na comunidade de regenerantes, e aumentará o crescimento das demais árvores plantadas;
- a redução do efeito supressor beneficiará, inclusive, espécies invasoras indesejáveis, como gramíneas, podendo ser um resultado negativo para a comunidade.

- b) A resposta ao manejo será variável entre espécies, modelos de plantios e situações ambientais.

Predições: Espécies que demandam luz serão mais beneficiadas; no modelo de restauração de maior densidade a amplitude de resposta da regeneração será maior; a resposta será mais evidente na área de solo menos fértil.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Espécie manejada – *Mimosa caesalpinifolia* Benth. (sansão-do-campo ou sabiá)

De forma arbustiva a árvore perenifólia. As árvores maiores atingem dimensões próximas de 10 m de altura e 30 cm de DAP, na idade adulta. Tronco geralmente é dotado de acúleos. A ramificação é dicotômica. A copa é espalhada, pouco densa e muito ramificada. Essa espécie inicia o processo reprodutivo precocemente, por volta dos dois anos de idade. É uma espécie autocórica, do tipo barocórica (por gravidade) (CARVALHO, 2006).

Ocorre nas latitudes de 2° 30' S, no Maranhão, a 15° 20' S, em Minas Gerais, com variação altitudinal de 20 m a 400 m de altitude no Ceará. É uma espécie pioneira que ocorre tanto em formações primárias como secundária, onde é comum ou frequente nas capoeiras. Ocorre no Bioma Caatinga em Savana-Estépica ou Caatinga do Semi-Árido, no Bioma Cerrado em Savanas, Cerrados e Cerradões do Piauí. Pode ser usada comercialmente como madeira serrada ou roliça, para produção de energia, projetos paisagístico, como apícola, medicinal e em plantios para recuperação e restauração ambiental. (CARVALHO, 2006).

De acordo com Costa et al. (2004), o sansão-do-campo confirmou sua alta adaptabilidade e eficiência em reabilitar solos degradados, podendo ser um alternativa para a facilitação inicial do processo (SANTANA et al., 2009), pois entre outros aspectos, a serapilheira produzida por essa espécie apresenta altos teores de nutrientes e alta taxa de decomposição (FERNANDES et al., 2006), além de fornecer lenha e biomassa (CAMPOE; ENGEL, 2004). Entretanto, ainda deve ser considerado o efeito alelopático da sua biomassa sobre a germinação de sementes (PIÑA-RODRIGUES; LOPES, 2001).

4.2. Área de Estudo

A área experimental situa-se na região centro-sul do estado de São Paulo, no município de Botucatu, na Fazenda Experimental Edgárdia, pertencente ao campus da Universidade Estadual Paulista (UNESP) (Figura 1). As coordenadas geográficas aproximadas são 22°50'S e 48°24'W. A vegetação original é classificada como floresta tropical estacional semidecidual (IBGE, 1993). O clima caracteriza-se por 1.300 mm de precipitação média anual, distribuída principalmente entre os meses de outubro a março e temperatura média anual de 19,4°C, variando de 21,9 °C (janeiro) a 16,3 °C (julho). A região caracteriza-se por topografia acidentada, com altitudes variando de 464 m a 775 m. Foram estabelecidas duas unidades experimentais em áreas distintas na fazenda (2 km de distância entre elas), cujas características edafoclimáticas são descritas a seguir (NOGUEIRA JUNIOR, 2000):

Área 1 – Localiza-se a aproximadamente 700 m de altitude, sobre uma mancha de solo tipo Nitossolo Vermelho, de alta fertilidade e textura argilosa, relevo ondulado, com tendência a compactação. Quando da instalação do experimento, encontrava-se coberta por pasto abandonado, dominado por capim “napier” (*Pennisetum purpureum* Schumach.). Esse sítio situa-se próximo à calha do Ribeirão Lavapés, em um vale relativamente isolado, circundado por campos agrícolas. Existem fragmentos de matas ciliares degradados entre a área experimental e o rio.

Área 2 – Localiza-se a 547 m de altitude e situa-se em uma mancha de Argissolo Vermelho-Amarelo álico, textura areia franca, relevo suave ondulado a ondulado, de fertilidade baixa e alta acidez. O uso anterior do solo era por pomar de Citrus abandonado, situado a cerca de 100 m de um remanescente de mata em bom estado de conservação, mas que sofreu extrações seletivas de madeira até cerca de 25 anos antes da instalação do experimento.

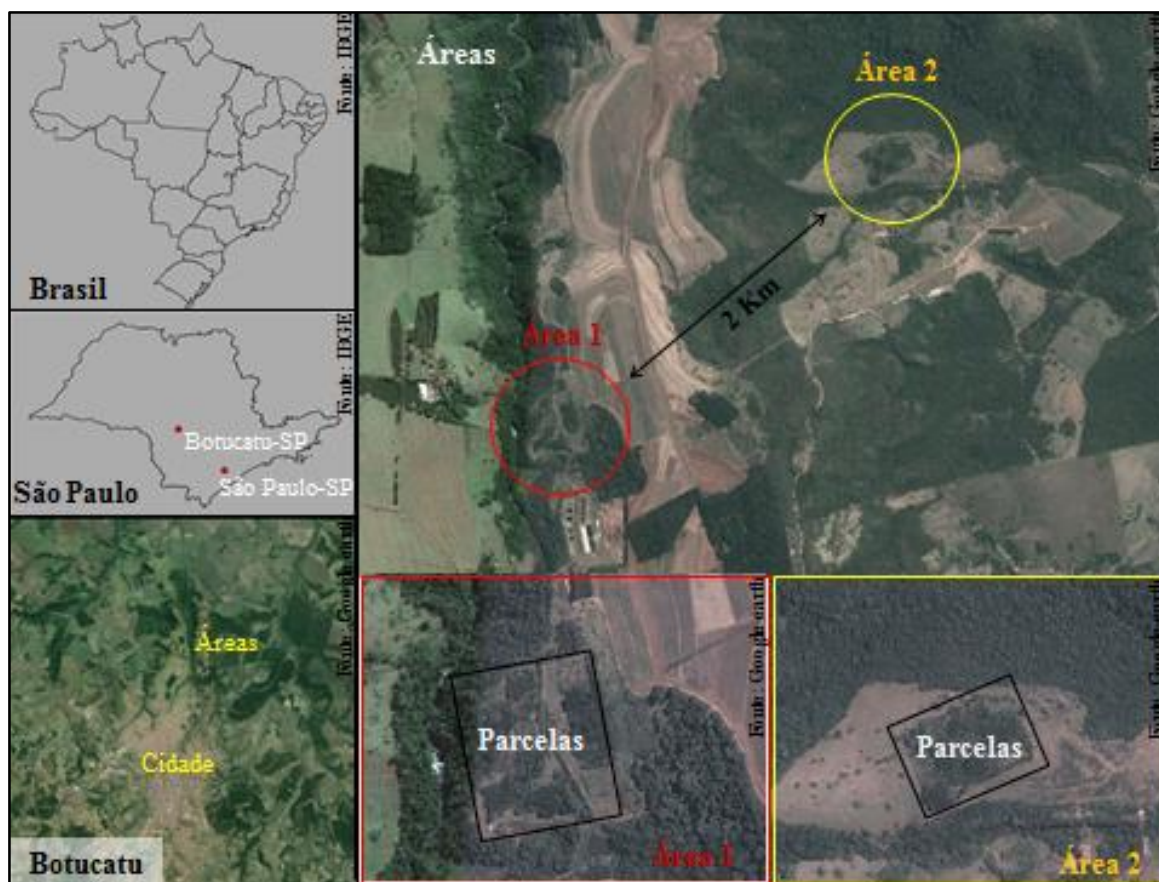


Figura 1. Localização das áreas de estudo. As imagens da direita mostram as características da paisagem. Na imagem superior à direita, a distância entre as áreas.

4.3. Delineamento Experimental

Em 1997 foi instalado em cada área um experimento em blocos ao acaso com cinco tratamentos (modelos de restauração) e três repetições (blocos), tendo cada parcela uma área de 0,25 ha (50 m x 50 m) (Figura 2). Para este estudo foram analisados apenas os dois modelos de plantio, nos quais foram utilizadas árvores de *sansão-do-campo*. Os tratamentos de manejo (erradicação x testemunha) foram aplicados em delineamento de parcelas subdivididas, dentro das parcelas principais de 50 x 50 m. A parcela principal é composta pelos dois modelos de restauração instalados, cuja a idade atual é de 15 anos, e as subparcelas pelos tratamentos de eliminação do *sansão-do-campo*, totalizando 4 tratamentos e 6 repetições por área experimental. Os tratamentos são compostos pela combinação dos níveis dentro de cada fator, como apresentado a seguir:

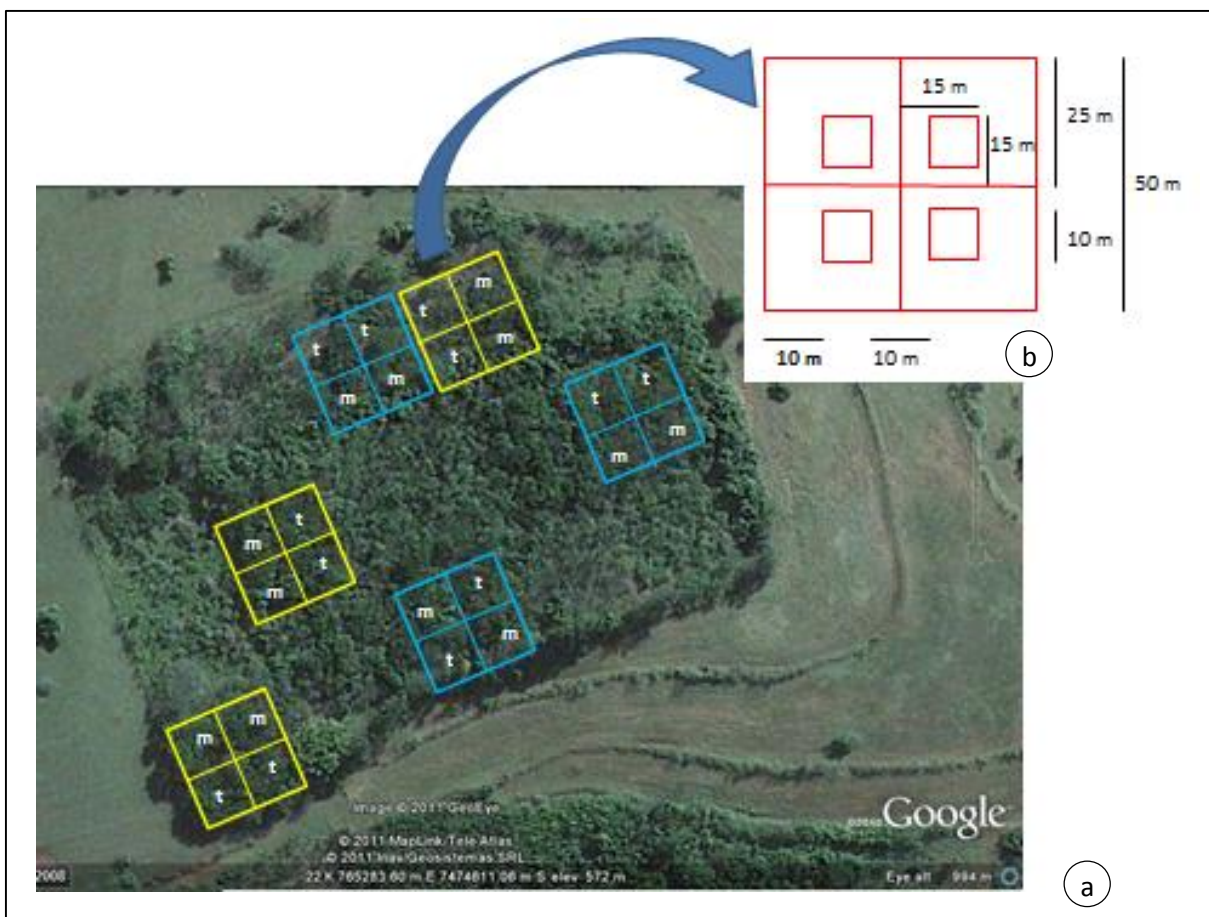


Figura 2. Esquema das parcelas principais, unidades e subparcelas. **a** Vista aérea da área 2 e demarcação das parcelas principais e unidades. Parcelas principais SAF em amarelo. Parcelas principais CONS em azul. t = testemunha. m = manejado. **b** Esquema das subparcelas (subparcela de 15 x 15 m e subparcela útil de 10 x 10 m).

4.3.1. Parcela Principal - Modelo de restauração

Parcela principal – Sistema Agroflorestal (SAF). Plantio de árvores em linhas triplas intercaladas em faixas de 5 m onde foram conduzidas culturas anuais até o fechamento do dossel (Figura 3). O espaçamento entre as plantas nas linhas triplas foi de 1,5 m e entre linhas de 2 m. Nas linhas triplas, as duas linhas externas são formadas por 10 espécies de leguminosas de uso múltiplo e/ou espécies de rápido crescimento para lenha (Apêndice 1). Na linha central foram plantadas 10 espécies de valor comercial para madeira, espécies com crescimento mais lento. Após o fechamento do dossel, em 2005-2006, foi feito um consórcio de espécies frutíferas na

área 1 e de medicinais nativas na área 2, aproveitando-se os espaços antes destinados às culturas anuais.

Parcela principal – Consórcio de espécies comerciais para madeira e lenha (CONS). Semelhante ao SAF, mas sem as faixas de cultura agrícola. Nas parcelas desse 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 1).

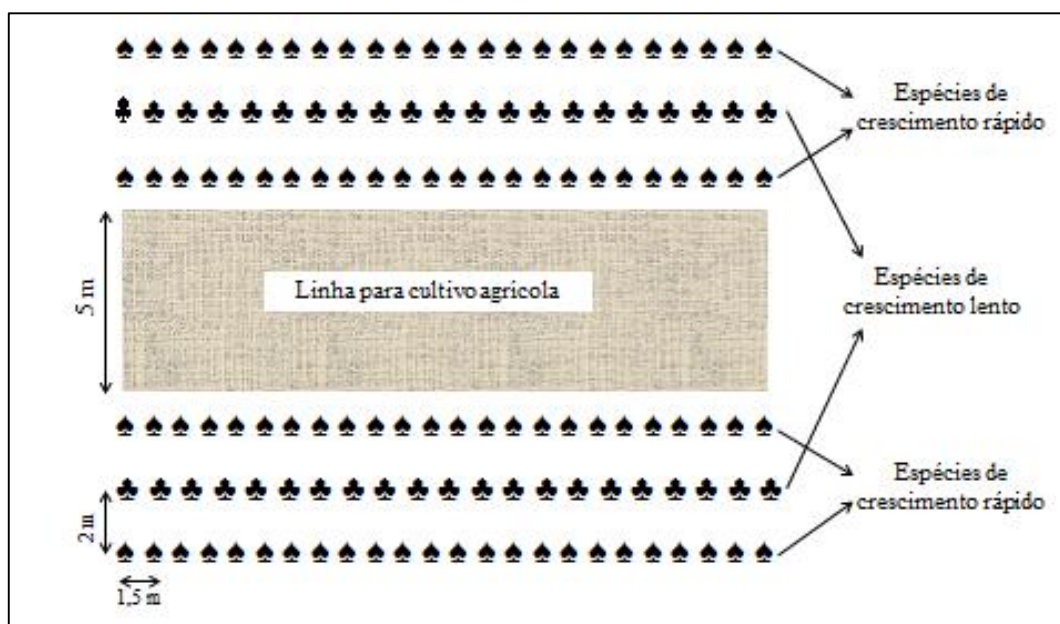


Figura 3. Esquema de plantio no modelo de restauração Sistema Agroflorestal (SAF).

4.3.2. Subparcela – Manejo - Eliminação do sansão-do-campo

Manejado - todos os indivíduos de sansão-do-campo foram eliminados.

Testemunha - controle, ou seja, os indivíduos de sansão-do-campo não foram eliminados.

Cada parcela principal (50 x 50 m) (Figura 2) foi subdividida em quatro unidades de 25 x 25 m. Foi feito um sorteio para dispor aleatoriamente os níveis do manejo (testemunha e manejado) dentro das unidades da parcela (Figura 2a). As unidades sorteadas para o manejo tiveram todos os indivíduos de sansão-do-campo eliminados. Foi respeitada uma bordadura externa na parcela principal, restando quatro subparcelas de 15 x 15 m em cada unidade. Para

evitar o efeito de um tratamento sobre o outro foi ainda respeitada uma bordadura de 5 m entre as unidades, resultando em uma subparcela útil de 10 x 10 m (Figura 2b).

4.4. Eliminação do sansão-do-campo

A eliminação dos indivíduos de sansão-do-campo teve início no mês de agosto de 2011 e término em janeiro de 2012. Todos os indivíduos de sansão-do-campo com altura superior a 1,30 m, nas unidades manejadas (25 x 25 m), foram eliminados.

Para reduzir os impactos da ação do manejo sobre a comunidade nativa regenerante, foi realizada poda da copa das árvores e, posteriormente, sua derrubada de forma direcionada, evitando a queda sobre indivíduos regenerantes de maior porte. Para a poda foram retirados os ramos horizontais com o auxílio de motopoda telescópica da marca Echo.

O tronco e os ramos dos indivíduos derrubados foram desdobrados em peças de aproximadamente um metro de comprimento e, posteriormente, retirados manualmente das parcelas e empilhados para quantificação da lenha em metros estéreos.

Imediatamente após o corte de cada tronco principal foi pincelado glifosato puro na secção de corte. Seis meses após o manejo foi pulverizado glifosato (Roundup 6%) nas touceiras dos indivíduos que rebrotaram.

4.5. Amostragem

4.5.1. Amostragem da comunidade vegetal regenerante

Para efeito desse estudo, a comunidade vegetal regenerante compreendeu todos os indivíduos presentes na parcela que não foram plantados quando da instalação do experimento. Os indivíduos plantados foram identificados pelos croquis de plantio e alinhamento. A amostragem da comunidade vegetal regenerante incluiu as espécies arbóreas e arbustivas de grande porte (espécies lenhosas com ramificações desde a base, que atingissem mais de 1,30 metros). A comunidade vegetal regenerante foi dividida em duas classes de altura: classe 1 - $0,2 \text{ m} \leq \text{altura} < 1,3 \text{ m}$; classe 2 - $\text{altura} \geq 1,3 \text{ m}$.

A identificação dos indivíduos foi realizada em campo ou posteriormente, a partir de coleta de material botânico e auxílio de literatura especializada ou, ainda, mediante consulta a especialistas e comparação com material de herbários. Os nomes das espécies foram conferidos na Lista de Espécies da Flora do Brasil 2012 (FORZZA et al., 2013). Os indivíduos pertencentes à classe 2 tiveram seu diâmetro à altura do peito (DAP, tomado a 1,30 m do solo) e altura medidos; os demais foram apenas identificados e registrados.

Na amostragem anterior ao manejo (abril de 2011), foram amostradas subparcelas de 15 x 15 m. Nas amostragens após o manejo (2012 e 2013), como já descrito anteriormente, para evitar a interferência do efeito do manejo entre as parcelas, estas foram reduzidas para 10 x 10 m (subparcela útil), assim incluindo 10 metros de bordadura entre as subparcelas úteis (Figura 2b).

As espécies amostradas foram classificadas em pioneiras e não pioneiras, segundo a listagem das espécies arbóreas indicada pela resolução SMA - 08 (SÃO PAULO, 2008) e fornecida pelo Instituto de Botânica de São Paulo (2013).

A classificação segundo a síndrome de dispersão foi realizada com base no material suplementar de Almeida-Neto et al. (2008).

4.5.2. Amostragem da infestação por gramíneas

Para amostragem da infestação por gramíneas, cada subparcela útil (10 x 10 m) foi dividida em 16 quadrados utilizando-se trenas (Figura 4a). Em cada quadrado foram dispostas duas balizas formando uma cruz (Figura 4b) e, conseqüentemente, subdividindo o quadrado em quatro subunidades. Desta forma, cada subparcela útil foi analisada em 64 subunidades (cada uma representando 1,56% da parcela) onde foi estimado visualmente se a presença de gramíneas era superior ou inferior a 50%. O índice de infestação foi determinado pelo somatório de subunidades com cobertura superior a 50% de gramíneas.

A amostragem foi realizada em abril de 2011 e março de 2012 e 2013.



Figura 4. Imagens da área de estudo. **a** Vista geral da divisão da subparcela útil em quadrados para amostragem da infestação por gramíneas. **b** Balizas subdividindo o quadrado em quatro subunidades.

4.5.3. Amostragem dos indivíduos plantados

As medidas de circunferência à altura do peito, obtidas com o uso de fita métrica, e de altura, das espécies arbóreas utilizadas nos modelos de restauração, obtida com o equipamento VERTEX IV da Haglof, foram tomadas em março de 2011, 2012 e 2013 na parcela útil (10 x 10 m), para estimativa da área basal e incremento anual da área basal. O local exato de medição da circunferência foi marcado com tinta spray vermelha.

4.5.4. Amostragem do índice de área foliar

Para cada medição, cinco pontos foram amostrados no interior de cada subparcela útil e dois a céu aberto. A estimativa do índice de área foliar foi feita com o uso do instrumento interceptômetro ACCUPAR. A primeira medição foi realizada em julho de 2011 e, posteriormente, a cada 3 meses, encerrando-se um ano após o desbaste.

4.6. Análise dos dados

O programa Fitopac II (SHEPHERD, 1995) foi utilizado para calcular os parâmetros da comunidade (densidade, riqueza de espécies, índice de diversidade de Shannon e índice de equidade de Pielou), de acordo com Newton (2007) e Magurran (2004), e para as análises de agrupamento. Para as análises de agrupamento utilizou-se o método de agrupamento por médias

não ponderadas (UPGMA). O índice de Bray-Curtis foi calculado para a matriz de abundância (FELFILI et al., 2011).

O programa PAST (HAMMER et al., 2001) foi utilizado para o cálculo do índice Alpha de Fisher e para realização da análise de rarefação (MAGURRAN, 2004).

Para comparar o índice de área foliar (IAF) entre os tratamentos utilizou-se análise de variância a 5% de significância em cada época de amostragem. Para as comparações múltiplas entre médias aplicou-se o teste Tukey. Essas análises foram realizadas no programa Statistica 7 (STATSOFT, 2004).

A porcentagem de indivíduos cortados, dentre aqueles que foram plantados inicialmente, foi comparada entre áreas e modelos de restauração com o uso do teste t. Para essa análise utilizou-se programa Microsoft Excel.

Foi utilizado o teste t para a análise da densidade de cada espécie entre os anos de amostragem (2011, 2012 e 2013) dentro das parcelas testemunha e dentro das manejadas, utilizando-se o programa Microsoft Excel. Para as comparações múltiplas entre médias utilizou-se a correção de Bonferroni.

Para a análise de modelo linear misto utilizou-se o programa SAS versão 9.0 (SAS INSTITUTE, 2002). As variáveis resposta, quando necessário, foram transformadas para atender à normalidade. Grupos de efeito, quando necessário, foram adicionados ao modelo para corrigir a heterocedasticidade entre áreas.

Nos modelos lineares mistos foram testados os efeitos das seguintes variáveis:

a) Preditoras

- Variáveis: ano (2012 e 2013), área (1 e 2), modelo de restauração (CONS e SAF), manejo (manejado e testemunha);
- Covariável: área basal do sistema antes do manejo;
- Interações: modelo x manejo, modelo x ano, manejo x ano, modelo x manejo x ano, covariável x modelo, covariável x manejo, covariável x ano, covariável x ano x modelo x manejo.

b) Resposta

- Variáveis: parâmetros relativos à comunidade vegetal regenerante (riqueza, densidade, área basal, proporção de espécies pioneiras, proporção de espécies zoocóricas, índice de Shannon e índice Alpha de Fisher); área basal dos indivíduos plantados; e índice de infestação por gramíneas.

Adotou-se o modelo mais parcimonioso para cada uma das variáveis resposta, ou seja, as variáveis preditoras não significativas ($\alpha=0,05$) foram retiradas do modelo e desta forma o modelo mais simples foi adotado. No caso de interações estatisticamente significativas foi aplicada a correção de Bonferroni para comparação múltipla entre as médias.

5. RESULTADOS

5.1. Índice de área foliar

Independentemente do modelo de plantio ou da área estudada, a característica sazonal das Florestas Estacionais Semidecíduais foi verificada, conforme visível contraste dos valores das medições realizadas nas parcelas testemunha entre os meses de verão e os de inverno (Figura 5).

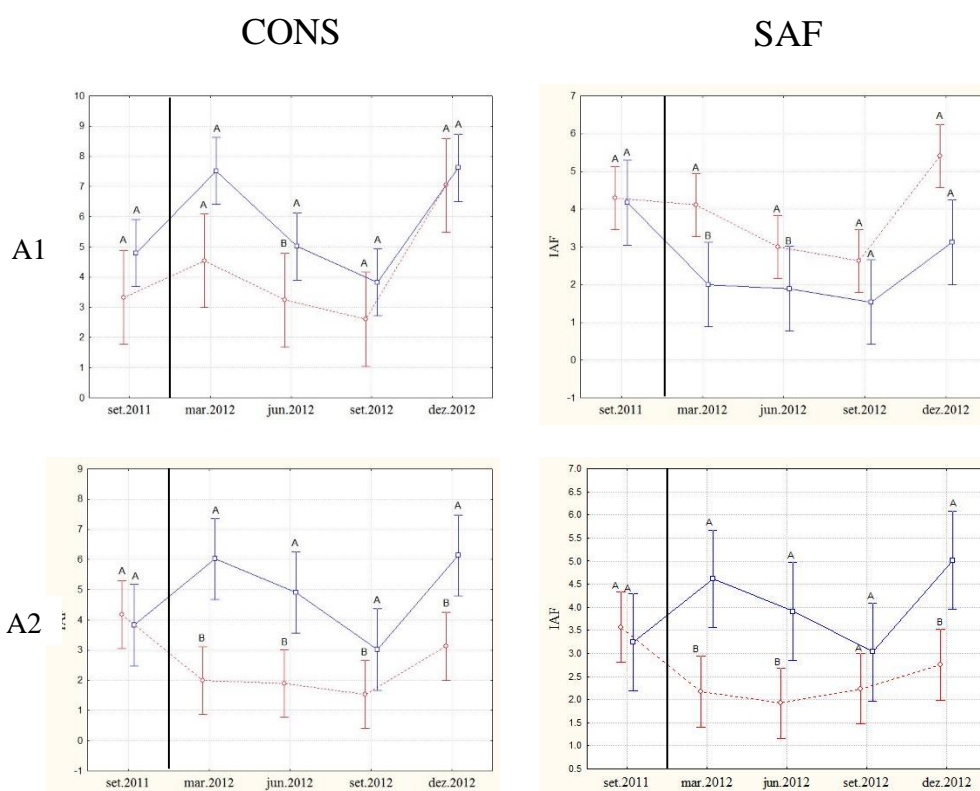


Figura 5. Médias do índice de área foliar (IAF) de cada tratamento nas diferentes áreas (A1 e A2), épocas de amostragem e modelos de restauração (SAF e CONS). Letras iguais indicam médias que não diferem entre si a 5% de significância pelo teste Tukey. --- Manejado; — Testemunha; — Manejo.

Antes da eliminação dos indivíduos de *M. caesalpinifolia*, em julho de 2011, o IAF não diferiu entre os níveis de manejo na área 1 ($F=2,41$; $p\text{-valor}=0,0973$) e na área 2 ($F=0,86$; $p\text{-valor}=0,4764$) (Figura 5).

O padrão de resposta ao manejo na redução do IAF variou entre as áreas e os modelos de restauração nas diferentes épocas de amostragem, ainda que a porcentagem de indivíduos cortados não tenha diferido estatisticamente entre áreas e entre modelos de plantio (Tabela 1 e Tabela 2).

A redução do IAF nas parcelas manejadas foi mais evidente na área 2 (Figura 5). Nas medições realizadas em março e junho de 2012, após o manejo, as médias das parcelas manejadas foram inferiores às médias das parcelas testemunha (Figura 5).

Tabela 1. Porcentagem de indivíduos removidos nas unidades manejadas (25 m x 25 m). A1-área 1; A2-área 2; CONS-consórcio; SAF-sistema agroflorestal.

Tratamento	% de indivíduos removidos	Tratamento	% de indivíduos removidos
A1.CON	9	A2.CON	19
A1.CON	7	A2.CON	16
A1.CON	38	A2.CON	30
A1.CON	14	A2.CON	40
A1.CON	15	A2.CON	7
A1.CON	4	A2.CON	10
A1.SAF	24	A2.SAF	35
A1.SAF	30	A2.SAF	20
A1.SAF	21	A2.SAF	33
A1.SAF	31	A2.SAF	25
A1.SAF	19	A2.SAF	16
A1.SAF	17	A2.SAF	7

Tabela 2. Comparação das médias dos indivíduos cortados em cada área e em cada modelo de restauração pelo teste t ($\alpha=5\%$). A média apresentada é a de arcoseno da raiz quadrada da proporção de indivíduos cortados seguido, entre parênteses, da porcentagem equivalente. CONS-consórcio; SAF-sistema agroflorestal; gl-graus de liberdade.

	Área 1	Área 2	CONS	SAF
Média	0,4370 (19%)	0,4684 (21%)	0,4107 (17%)	0,4947 (23%)
Variância	0,0198	0,0200	0,0255	0,0109
gl	22		22	
t	-0,5461		-1,5234	
p-valor	0,5905		0,1419	

É importante ressaltar que na área 1 a principal espécie de gramínea infestante foi *Megathyrsus maximus* que pode atingir altura superior a 1,30 m e, por isso, interferiu significativamente na composição do IAF após o manejo nessa área.

5.2. Índice de Infestação por gramíneas

O nível de infestação nas parcelas manejadas foi maior que nas parcelas testemunha independentemente do ano, área e modelo de restauração. O nível de infestação por gramíneas em 2013 foi superior ao de 2012 independentemente do manejo, área e modelo de restauração (Tabela 3 e Tabela 4).

Tabela 3. Quadro da análise de variância para a variável índice de infestação por gramíneas. GL = graus de liberdade

Fonte de variação	GL	F	p-valor
manejo	1	14,38	0,0006
ano	1	37	< 0,0001

Tabela 4. Médias do índice de infestação por gramíneas (%) (IG).

Ano	%
2012	17%
2013	30%
Manejo	%
Manejado	30%
Testemunha	17%

Na área 1 o gênero de gramínea invasora predominante foi *Megathyrsus maximus* e na área 2 foi *Urochloa decumbens*.

5.3. Comunidade vegetal regenerante

Considerando-se todas as classes de tamanho na regeneração, no ano de 2011, a densidade na área 1 foi de 10.856 indivíduos por hectare, sendo 8.693 ind. ha⁻¹ no SAF (55% pioneiras; 73% zoocóricas) e 13.019 ind. ha⁻¹ no CONS (34% pioneiras; 82% zoocóricas). Na área 2, a densidade foi de 8.841 indivíduos por hectare, sendo 5.474 ind. ha⁻¹ no SAF (80% pioneiras; 44% zoocóricas) e 12.207 ind. ha⁻¹ no CONS. (78% pioneiras; 21%

zoocóricas). Na área 1 foram identificadas 97 espécies, distribuídas em 36 famílias e na área 2 foram identificadas 67 espécies distribuídas em 27 famílias (Apêndice 2).

Após o manejo, houve aumento da densidade na área 1 e diminuição na área 2. No ano de 2012, a densidade na área 1 aumentou de 10.856 para 16.133 indivíduos por hectare, sendo 14.233 ind. ha⁻¹ no SAF (56% pioneiras; 34% zoocóricas) e 18.033 ind. ha⁻¹ no CONS (42% pioneiras; 31% zoocóricas). Na área 2, diminuiu de 8.841 para 7.604 indivíduos por hectare, sendo 6.242 ind. ha⁻¹ no SAF (85% pioneiras; 90% zoocóricas) e 8.967 ind. ha⁻¹ no CONS (73% pioneiras; 67% zoocóricas). Na área 1 foram identificadas 77 espécies distribuídas em 33 famílias e na área 2 foram identificadas 61 espécies distribuídas em 29 famílias (Apêndice 2).

No ano de 2013, a densidade na área 1 foi de 16.013 indivíduos por hectare, sendo 12.042 ind. ha⁻¹ no SAF (51% pioneiras; 33% zoocóricas) e 19.983 ind. ha⁻¹ no CONS (39% pioneiras; 28% zoocóricas). Na área 2 foi de 10.717 por hectare, sendo 7.817 ind. ha⁻¹ no SAF (82% pioneiras; 53% zoocóricas) e 13.617 ind. ha⁻¹ no CONS (75% pioneiras; 33% zoocóricas). Na área 1 foram identificadas 88 espécies distribuídas em 34 famílias e na área 2 foram identificadas 70 espécies distribuídas em 32 famílias (Apêndice 2).

Na análise de agrupamento baseada em matriz de abundância e índice de Bray-Curtis (Figura 6), é possível verificar a formação de seis grupos ao se traçar, arbitrariamente, uma linha de corte aos 39% de dissimilaridade. Os grupos I e II são formados pelas parcelas da área 1 e os grupos III, IV, V e VI pelas parcelas da área 2.

Ao analisar os grupos I e II (área 1), o agrupamento das parcelas dentro de cada um dos grupos está relacionado com o modelo de plantio (Figura 6). Entretanto, dentro de cada grupo, há um maior nível de similaridade entre parcelas manejadas e entre parcelas testemunha nos diferentes anos de amostragem.

Por outro lado, analisando os grupos III, IV, V e VI (área 2), o agrupamento das parcelas está relacionado com o manejo (Figura 6). As parcelas manejadas na amostragem de 2012 (logo após o manejo) formaram dois grupos distintos (V e IV). Um ano após o manejo (2013) estas mesmas parcelas apresentaram maior similaridade florística com as parcelas testemunha no mesmo modelo de plantio.

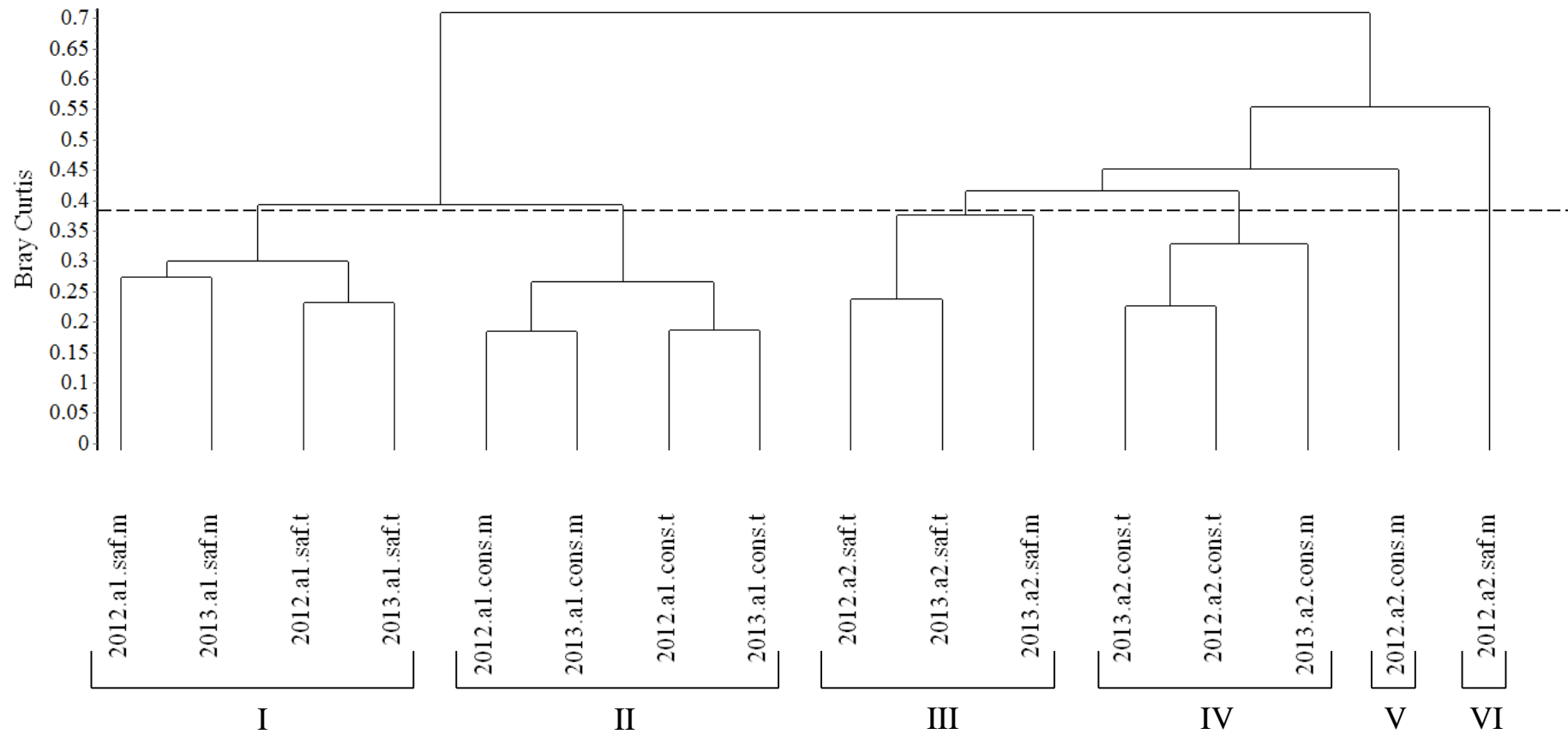


Figura 6. Dendrograma de análise de agrupamento (UPGMA), utilizando o coeficiente de Bray-Curtis, para as diferentes estruturas de tratamento. 2012 – logo após o manejo; 2013 – um ano após o manejo; a1 – área 1; a2 – área 2; SAF – Sistema agroflorestal; CONS – Consórcio para madeira e lenha; m – manejado; t – testemunha. Distância (Bray-Curtis) mínima = 0,19, máxima = 0,82. Correlação fonética: 0,9448.

5.3.1. Riqueza de espécies

Quando comparada a riqueza de espécies nos diferentes tratamentos entre as amostragens de 2011 com as de 2013 nota-se que na área 1 houve aumento da riqueza nas parcelas manejadas nos dois modelos de plantio, mas vale ressaltar que esta foi a única condição em que houve aumento da riqueza no SAF (Figura 7b-d). Nesta área nota-se ainda que no tratamento CONS a riqueza também aumentou de 2011 para 2013 mesmo na testemunha (Figura 7c).

Na área 2, tanto nas parcelas manejadas quanto nas testemunha, houve redução da riqueza no SAF (Figura 8a-b) e aumento da riqueza no CONS (Figura 8c-d). Contudo, o aumento da riqueza no CONS manejado foi significativo, aumentando em mais de 10 espécies de 2011 para 2013 (Figura 8d).

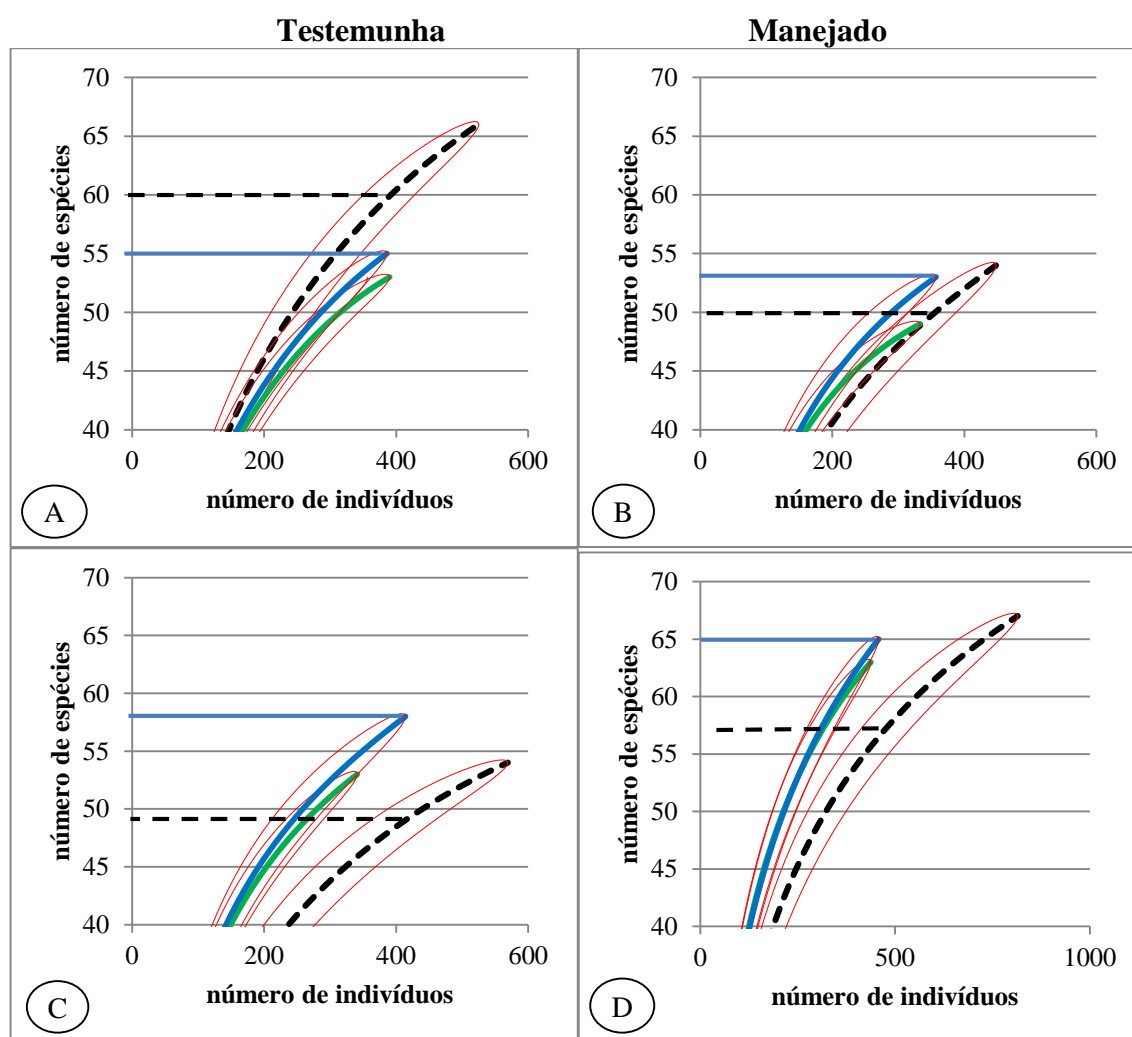


Figura 7. Curvas de rarefação entre anos de amostragem e modelos de plantio, área 1. **A-B.** SAF. **C-D.** CONS. --- 2011 — 2012 — 2013 — Desvio Padrão

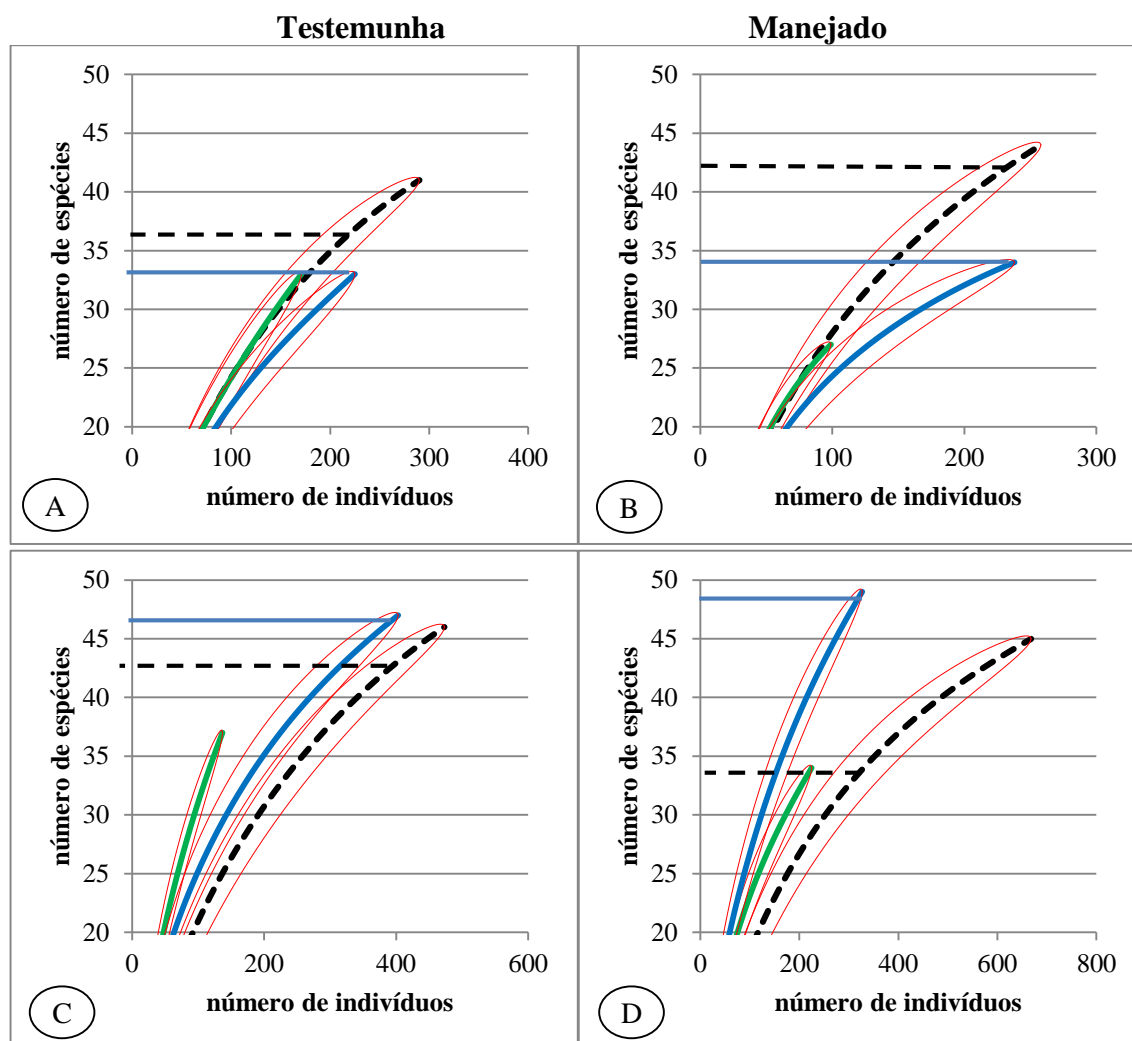


Figura 8. Curvas de rarefação entre anos de amostragem e modelos de plantio, área 2. **A-B.** SAF. **C-D.** CONS. --- 2011 — 2012 — 2013 — Desvio Padrão

Existe diferença significativa na riqueza entre as áreas, sendo a área 1 mais rica em espécies que a área 2 de acordo com a análise de variância por meio de modelo linear misto (Tabela 5). Da mesma forma, pode-se afirmar que a riqueza foi maior no ano 2013 quando comparada ao ano 2012

Tabela 5. Quadro da análise de variância para a variável riqueza transformada com a função raiz quadrada. $\alpha=0,05$. GL = graus de liberdade.

Fonte de variação	GL	F	p-valor
área	1	43,14	0,0028
ano	1	32,2	< 0,0001

5.3.2. Densidade de indivíduos regenerantes

A densidade dos indivíduos regenerantes variou entre os anos de amostragem, sendo maior em 2013 e menor em 2012. Da mesma forma, pode-se afirmar que a densidade foi maior no CONS quando comparado ao SAF (Tabela 6 e 7).

Tabela 6 Quadro da análise de variância para a variável densidade. $\alpha=0,05$. GL = graus de liberdade. ab_inicial = covariável; área basal da comunidade regenerante em 2011, antes do manejo.

Fonte de variação	GL	F	p-valor
ab_inicial	1	5,67	0,0230
modelo	1	5,75	0,0250
ano	1	10,57	0,0021

Tabela 7. Médias de densidade (ind. ha⁻¹).

Ano	ind. ha ⁻¹
2012	11.869
2013	13.365
Modelo	ind. ha ⁻¹
SAF	10.083
CONS	15.150

Comparando-se a média da densidade entre os anos de amostragem (2011, 2012 e 2013), as espécies mostraram um padrão de variação diferenciado entre si quanto aos fatores ano e manejo (Tabela 8).

Comparando-se a média da densidade entre os anos de amostragem 2011 e 2013, a grande maioria das espécies (90%) apresentou o mesmo padrão de variação da densidade nos diferentes níveis de manejo (manejado e testemunha) (Tabela 8). Ou seja, se houve aumento, redução ou estabilidade da densidade de um ano para o outro nas parcelas testemunha, o mesmo aconteceu nas parcelas manejadas. Em 6,85% das espécies (*P. guajava*, *Z. caribaeum*, *S. terebinthifolius*, *A. edulis* e *C. fluminensis*) houve resposta negativa ao manejo (estabilidade na densidade dos indivíduos nas parcelas testemunha e redução nas parcelas manejadas). Em 2,74% das espécies (*C. myrianthum* e *P. nitens*) houve resposta positiva ao manejo (aumento da densidade nas parcelas manejadas e estabilidade nas parcelas testemunha).

Tabela 8. Médias da densidade total de indivíduos de cada espécie somando-se as classes de amostragem, modelos de restauração e áreas. Teste comparativo de médias realizado entre anos de amostragem, separadamente para coluna de manejado e de testemunha. Médias seguidas de letras iguais não diferem entre si pela correção de Bonferroni ($\alpha_c=0,0167$) (continua).

Espécies	Médias de densidade (ind. ha ⁻¹)					
	Manejado			Testemunha		
	2011	2012	2013	2011	2012	2013
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	1,04 a	1,04 a	0,79 a	1,04 a	1 a	1,33 a
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	2,42 a	1,58 a	0,58 a	2,29 a	1,08 a	0,92 a
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	10 a	5,63 ab	5,46 b	6,54 a	4,33 a	5,29 a
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) Juss.	3,58 a	2,42 a	1,38 a	4,71 a	2,25 a	2,29 a
<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul	6,79 a	4,04 a	4,33 a	4,63 a	3,42 a	6,13 a
<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	0,08 a	0,04 a	0 a	0,04 a	0,08 a	0,04 a
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	0,13 a	0,13 a	0,13 a	0,04 a	0 a	0 a
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	0,08 a	0,04 a	0,04 a	0 a	0,04 a	0,04 a
<i>Casearia sylvestris</i> SW.	0,71 a	0,54 a	0,83 a	0,46 a	0,63 a	1 a
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	0,04 a	0,04 a	0,04 a	0,04 a	0,04 a	0,04 a
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	0,08 a	0,08 a	0,04 a	1,58 a	1,08 a	1,25 a
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hill.) Ravenna	0,21 a	0,04 a	0 a	0,21 a	0,08 a	0,08 a
<i>Celtis fluminensis</i> Carauta	17,38 a	10 b	9,79 b	11,58 a	6,25 b	6,63 ab
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillem. ex Benth.	0,38 a	0,13 a	0,13 a	0,46 a	0,25 a	0,92 a
<i>Cereus hildmannianus</i> K. Schum.	0,33 a	0,17 a	0,17 a	0,29 a	0,21 a	0,17 a
<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	7,79 a	2,88 b	9,71 a	11,46 ab	1,96 b	8,42 a
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	0,13 a	0,38 ab	0,38 b	0,04 a	0,13 a	0,17 a
<i>Citrus</i> sp.1	0,13 a	0,04 a	0,08 a	0 a	0 a	0 a
<i>Coffea</i> sp.1	0 a	0 a	0,04 a	0,13 a	0,08 a	0 a
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	0,21 a	0 a	0 a	0,46 a	0,13 a	0,33 a
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	1,08 a	0,33 a	0,92 a	0,75 a	0,38 a	0,54 a
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	0,58 a	0,25 a	0,42 a	0,38 a	0,29 a	0,17 a
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	3,5 a	1 a	4,67 a	2,92 a	2,29 a	3,21 a
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	3,21 a	1,79 a	3,04 a	3,13 a	1,75 a	2,67 a
<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	0,25 a	0,17 a	0,13 a	0,08 a	0,04 a	0,04 a
<i>Eugenia uniflora</i> L.	0,54 a	0,25 b	0,21 ab	0,38 a	0,04 a	0,25 a
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	0,83 a	0,42 a	0,58 a	0,88 a	0,5 a	0,71 a
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	0,96 a	0,25 a	0,58 a	0,88 a	0,46 a	0,33 a
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	0,38 a	0,21 a	0,29 a	0,25 a	0,04 a	0,04 a
<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	0,08 a	1,5 a	0,83 a	0 a	0,25 a	0,38 a
<i>Hybanthus atropurpureus</i> (A.St.-Hil.) Taub.	0,04 a	0,17 a	0 a	0,54 a	0,17 a	0,13 a
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	4,33 a	1,33 a	1,58 a	3,54 a	2,21 a	1,71 a
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	0,04 a	0,04 a	0 a	0,04 a	0,04 a	0,04 a
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	0 a	0 a	0 a	0,08 a	0,04 a	0,04 a
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	0,04 a	0,04 a	0,04 a	0,04 a	0,08 a	0,04 a
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	1 a	0,29 a	0,71 a	0,63 a	0,38 a	0,5 a
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	0,25 a	0,17 a	0,17 a	0,17 a	0 a	0 a
<i>Maytenus aquifolia</i> Mart.	0,04 a	0 a	0 a	0,04 a	0,04 a	0,04 a

Espécies	Médias de densidade (ind. ha ⁻¹)					
	Manejado			Testemunha		
	2011	2012	2013	2011	2012	2013
<i>Metrodorea nigra</i> A. St. -Hil.	0 a	0 a	0 a	0,04 a	0,04 a	0,04 a
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	38,25 a	10,17 b	10,79 b	33,79 a	13,75 b	11,17 b
<i>Mimosa scrabella</i> Benth.	0 a	0,08 a	0,04 a	0,17 a	0,54 a	0,08 a
<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	0,75 a	0,08 a	0,13 a	0,5 a	0,29 a	0,33 a
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	0,04 a	0 a	0 a	0,08 a	0,04 a	0,04 a
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	0,46 a	0,54 a	0,63 a	0,88 a	0,33 a	0,63 a
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	4,29 a	1,63 a	2,42 a	3,13 a	1,5 b	2,13 ab
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	3,83 a	3,75 a	3,54 a	8,63 a	3,67 a	4,79 a
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	2 a	1,29 a	1,08 a	3,17 a	1,46 a	1,71 a
<i>Piper amalago</i> L.	32,33 a	12,21 a	10,33 a	27,13 a	15,75 a	14,17 a
<i>Piper mollicomum</i> Kunth	3,33 a	1,46 a	1,5 a	1,5 a	1,13 a	1,67 a
<i>Piper umbellatum</i> L.	0,71 a	0,21 a	0,13 a	0,13 a	0 a	0,04 a
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	1,79 a	1,5 a	4,75 a	3,38 a	1,92 a	4,38 a
<i>Plinia peruviana</i> (Poir.) Govaerts	0,21 a	0 a	0,13 a	0,63 a	0,08 a	0,08 a
<i>Psidium guajava</i> L.	3,5 a	0,71 b	1 b	5,33 a	2,54 a	2,33 a
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	0,38 a	0,04 ab	0,13 b	0,29 a	0,08 a	0,04 a
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	1,25 a	0,25 a	0,96 a	1,08 a	0,79 a	0,88 a
<i>Ricinus communis</i> L.	0,17 a	1,75 a	0,25 a	0,5 a	0,79 a	0,13 a
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	2,25 a	0,42 b	0,5 b	1,63 a	0,54 a	0,33 a
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	0,17 a	0,25 a	0,29 a	0,33 a	0,29 a	0,25 a
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	1,42 a	0,5 a	0,96 a	1 a	1,13 a	0,92 a
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	1,63 a	1,46 a	1,17 a	2,08 a	2,33 a	0,71 a
<i>Solanum paniculatum</i> L.	1,04 a	3,63 a	1,38 a	0,42 a	0,33 a	0,67 a
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	0,21 a	6,42 b	0,33 a	0,21 a	6,25 b	0,25 a
<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.	0,13 a	0 a	0,08 a	0,04 a	0,04 a	0,08 a
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A.DC.	33,33 a	15,08 a	19,08 a	54,79 a	29,33 a	29,29 a
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	0,33 a	0,08 a	0,13 a	0,42 a	0,13 a	0,21 a
<i>Terminalia argentea</i> Mart.	0,25 a	0,04 a	0 a	0,63 a	0,38 a	0,33 a
<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	0,08 a	0 a	0,04 a	0 a	0,04 a	0,08 a
<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	0 a	0 a	0,04 a	0,08 a	0,04 a	0,13 a
<i>Trichilia pallida</i> SW.	1,08 a	0,08 a	0,21 a	0,83 a	0,29 a	0,58 a
<i>Trichilia claussoni</i> C.DC.	1,13 a	0,17 a	0,17 a	0,38 a	0,17 a	0,25 a
<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H.Rob.	0,54 a	0,88 a	2,13 a	0,21 a	0,29 a	0,5 a
<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.	2,58 a	1,08 b	0,71 b	2,29 a	0,5 a	0,54 a
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	1,29 a	0,71 a	0,58 a	0,71 a	0,33 a	0,33 a

5.3.3. Proporção de espécies pioneiras na comunidade vegetal regenerante

A proporção de espécies pioneiras na comunidade vegetal regenerante variou entre os anos de amostragem, sendo essas espécies mais abundantes no ano 2012 (60% de espécies pioneiras) em relação ao ano 2013 (58% de espécies pioneiras) (Tabela 9).

Tabela 9. Quadro da análise de variância para a variável proporção de espécies pioneiras na comunidade vegetal regenerante. $\alpha=0,05$. GL = graus de liberdade.

Fonte de variação	GL	F	p-valor
ano	1	5,45	0,0242
modelo x manejo x ano	6	2,83	0,0172

Quando analisada a interação dos fatores modelo de restauração, manejo e ano verificou-se que nas parcelas manejadas de SAF houve uma redução na proporção de espécies pioneiras do ano 2012 para 2013 (Figura 9).

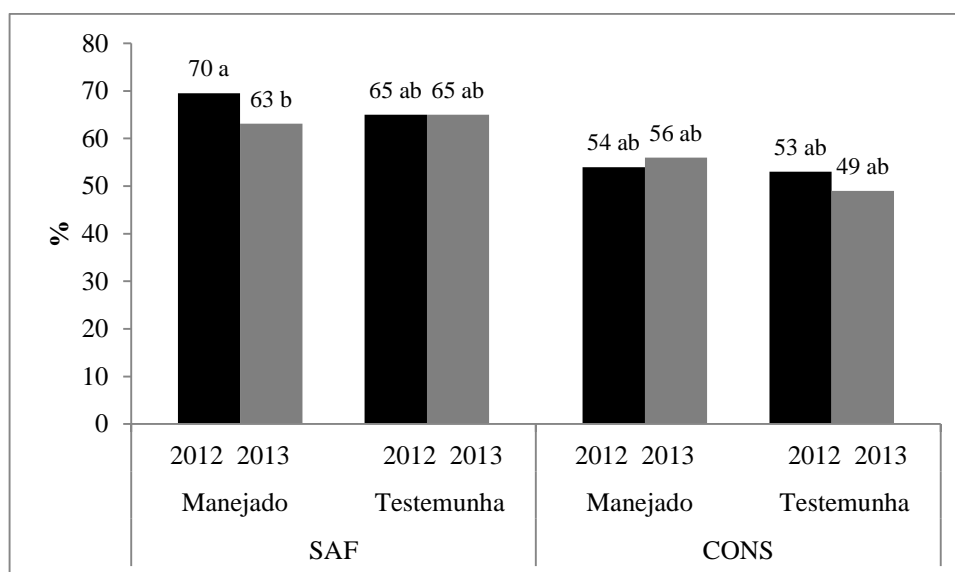


Figura 9. Porcentagem de espécies pioneiras nos diferentes modelos de restauração (SAF e CONS), níveis de manejo (manejado e testemunha) e anos de amostragem (2012 e 2013). Médias seguidas de letras iguais não diferem entre si pela correção de Bonferroni ($\alpha_c=0,0018$).

5.3.4. Proporção de espécies zoocóricas

Não houve variação estatisticamente significativa na proporção de espécies zoocóricas na comunidade vegetal regenerante entre os níveis nos diferentes fatores.

5.3.5. Diversidade

O índice de Shannon (H') variou entre os níveis de manejo, sendo a diversidade maior nas parcelas manejadas e menor nas parcelas testemunha ($F=4,34$; p -valor = 0,0435). A diversidade foi maior na área 1 em relação à área 2 (Shannon, H' - $F=52,34$; p -valor = 0,0019; Alfa de Fisher, α - $F=52,12$; p -valor = 0,0020) e maior em 2013 em relação a 2012 (H' - $F=20,83$; p -valor = $<0,0001$; α - $F=33,18$; p -valor= $<0,0001$). (Tabela 10).

Tabela 10. Índices de diversidade da comunidade regenerante. H' - Shannon; α - Alfa de Fisher.

	Área		Ano		Manejo	
	1	2	2012	2013	Manejado	Testemunha
H'	2,6	1,8	2,1	2,2	2,2	2,1
α	9.2	5.0	6.4	7.8		

Além disso, quando analisada a interação dos fatores manejo e ano, para o índice Alfa de Fisher, verificou-se que a diversidade das parcelas manejadas aumentou de 2012 para 2013 (Figura 10).

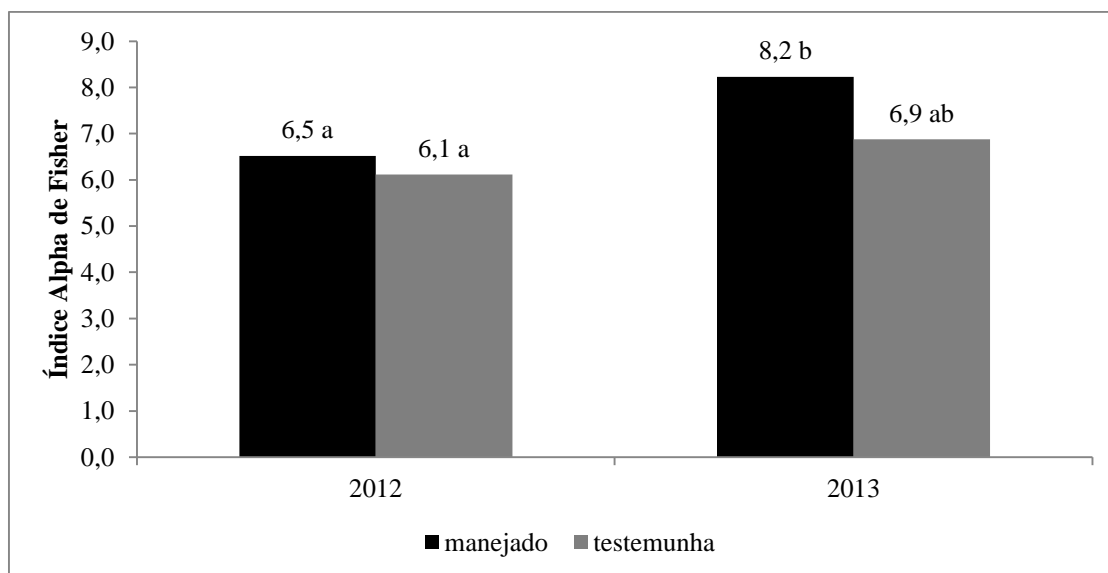


Figura 10. Índice Alpha de Fisher nos diferentes níveis de manejo (manejado e testemunha) e anos de amostragem (2012 e 2013). Médias seguidas de letras iguais não diferem entre si pela correção de Bonferroni ($\alpha_c=0,0083$).

5.3.6. Área basal da comunidade vegetal regenerante

A área basal da comunidade vegetal regenerante variou entre os níveis de manejo, sendo maior nas parcelas testemunha e menor nas parcelas manejadas. A área basal foi maior no CONS em relação ao SAF e maior em 2013 em relação a 2012 (Tabela 11 e Tabela 12).

Tabela 11. Quadro da análise de variância para a variável área basal da comunidade vegetal regenerante ($\text{m}^2 \text{h}^{-1}$). $\alpha=0,05$. GL = grau de liberdade.

Fonte de variação	GL	F	p-valor
modelo	1	12,11	0,0059
manejo	1	4,17	0,0488
ano	1	37,84	< 0,0001
manejo x ano	1	12,73	0,0009

Tabela 12. Médias da área basal da comunidade vegetal regenerante ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$).

Modelo	Área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$)
SAF	0,85
CONS	2,25
Ano	Área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$)
2012	1,26
2013	1,84
Manejo	Área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$)
Manejado	1,18
Testemunha	1,92

Além disso, quando analisada a interação dos fatores manejo e ano verificou-se que a área basal das plantas em regeneração nas parcelas manejadas aumentou de 2012 para 2013, equiparando-se com a área basal das parcelas testemunha (Figura 11).

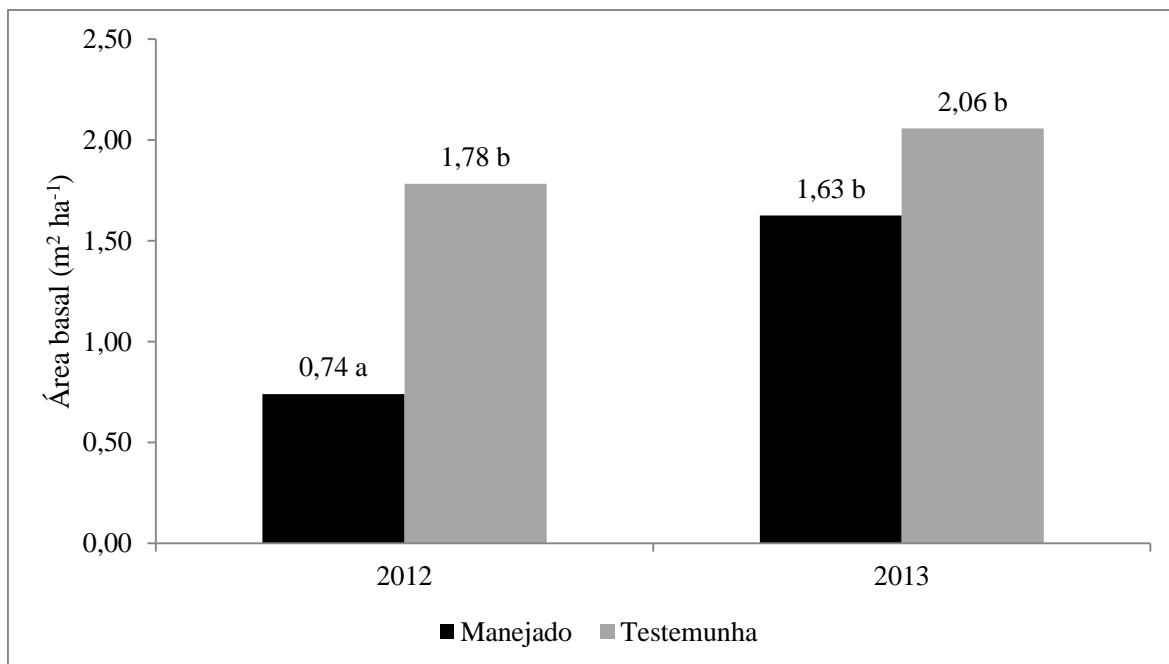


Figura 11. Área basal da comunidade vegetal regenerante ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) nos diferentes níveis de manejo (manejado e testemunha) e anos de amostragem (2012 e 2013). Médias seguidas de letras iguais não diferem entre si pela correção de Bonferroni ($\alpha_c=0,0083$).

5.4. Área basal das espécies plantadas

Não houve variação estatisticamente significativa da área basal das espécies plantadas entre os níveis nos diferentes fatores (Tabela 13).

Tabela 13. Área basal das espécies plantadas ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) nos diferentes níveis de manejo (manejado e testemunha), modelos de restauração (SAF e CONS), áreas (área 1 e área 2) e anos de amostragem (2012 e 2013).

Manejo		Modelo		Área		Ano	
Manejado	Testemunha	SAF	CONS	1	2	2012	2013
16	15	14	16	17	14	14	15
F = 0,45		F = 0,39		F = 1,27		F = 0,64	
p-valor = 0,5067		p-valor = 0,5337		p-valor = 0,2665		p-valor = 0,4266	

6. DISCUSSÃO

Os resultados sugerem um efeito supressor da espécie *M. caesalpiniiifolia* sobre as espécies em regeneração natural, pois com sua retirada houve aumento da riqueza e da diversidade. Segundo Gandolfi et al. (2007) as árvores do dossel funcionam como filtros para as espécies que podem se regenerar sob elas e, portanto, as características de composição e estrutura da comunidade podem ser parcialmente determinadas pela estrutura atual da comunidade de arvores do dossel.

O efeito benéfico da retirada de árvores sobre a comunidade nativa regenerante foi demonstrado em alguns estudos em diferentes regiões do mundo. Ashton et al. (1998), estudando diferentes intensidades de desbaste de *Pinus* em florestas plantadas no sudoeste do Sri Lanka, observaram, de maneira geral, que todas as espécies estudadas cresceram mais e tiveram menor mortalidade nas parcelas onde o *Pinus* foi retirado. Kueffer et al. (2010) testando o manejo adaptativo com a remoção da espécie invasora *Cinnamomum verum* de floresta secundária tropical nativa das ilhas Mahé, em Seychelles, concluíram que houve benefício da regeneração de espécies nativas quando a remoção da espécie invasora implicou na abertura de pequenas clareiras. Belote et al. (2012), em estudo sobre a estrutura e composição de comunidades de florestas de carvalho nas montanhas Apalaches, em Virginia, EUA, após distúrbio por derrubada de árvores, observou que houve aumento da diversidade após a derrubada. O mesmo autor comentou que a proporção de espécies não nativas tendeu a aumentar especialmente nos tratamentos mais perturbados, mas tendeu a diminuir com o passar do tempo devido ao desenvolvimento do dossel, sugerindo que a disponibilização de recursos pelo distúrbio exerceu forte influência na colonização de espécies e composição da comunidade. Dupuy e Chazdon (2008) argumentaram que sistemas de manejo de baixo impacto podem aumentar a diversidade e potencialmente

acelerar a convergência de florestas secundárias para florestas tropicais antigas em terras baixas na Costa Rica.

O efeito supressor da espécie manejada sobre a riqueza de espécies foi expressivo no modelo de restauração de maior densidade (CONS), no solo menos fértil (área 2), conforme o esperado, pois acreditava-se que nestas situações, onde a competição é maior, a resposta ao manejo seria mais evidente. Contudo, o mesmo efeito foi verificado no modelo de restauração de menor densidade (SAF) em solo mais fértil (área 1), representando um padrão inesperado e, desta forma, mais estudos são necessários para esclarecer essa relação.

No presente estudo observou-se também efeito negativo da retirada de árvores de *M. caesalpiniiifolia* sobre a comunidade nativa regenerante. A redução do efeito supressor implicou no aumento da infestação por gramíneas exóticas. A dominância de gramíneas invasoras como consequência da retirada de espécies exóticas foi advertida por D'Antonio e Meyerson (2002) em sua ampla revisão sobre o uso de espécies exóticas na restauração. Entretanto, observou-se neste estudo que o efeito negativo não implicou em prejuízo no processo de regeneração, já que mesmo assim houve aumento da riqueza e diversidade da comunidade manejada, como já comentado anteriormente.

Além do risco de infestação por gramíneas exóticas, observou-se a diminuição de área basal da comunidade regenerante. Apesar do emprego de técnicas de Manejo Florestal de Impacto Reduzido, os danos mecânicos provenientes do manejo implicaram em danos principalmente nas classes de tamanho menores. Entretanto, os danos foram recuperados após um ano, Wilson e Tilman (1993), estudando a variação na estrutura de uma comunidade herbácea em Minnesota, MN, EUA, verificaram que a competição foi reduzida pelo desbaste e que a interferência da comunidade adjacente no crescimento da espécie nativa foi reduzida pelo distúrbio. Canham e Marks (1985), em revisão sobre os padrões de estabelecimento e crescimento de plantas lenhosas em resposta a distúrbios, afirmaram que o ritmo de crescimento da maioria das espécies apresenta aumento após distúrbios de diferentes tamanhos. No presente estudo observou-se que os sistemas manejados apresentaram incremento da área basal superior aos sistemas não manejados, o que sugere que mesmo havendo perdas decorrentes das ações de manejo estas serão recuperadas em curto espaço de tempo.

Outrossim, efeitos na estrutura e composição de espécies regenerantes foram avaliados por Clark e Covey (2012), em um estudo de meta análise. Os autores utilizaram dados de 19 estudos que compararam florestas conservadas com florestas manejadas e

observaram que alterações dos processos bióticos e abióticos podem regular a disponibilidade de recursos no ecossistema. Os autores comentaram que, embora o manejo possa aumentar a riqueza de espécies comuns no início da sucessão, tende a diminuir a riqueza das espécies características de final de sucessão. No presente estudo a proporção de pioneiras não aumentou em função do manejo. Pelo contrário, houve redução dessa proporção de 2012 para 2013 no SAF, divergindo dos resultados de Clark e Covey (2012). Os dados do presente estudo indicam que o manejo pode afetar as espécies da comunidade de forma diferenciada, conforme verificado pela variação observada da densidade de algumas espécies. Entretanto, não houve um padrão previsível mesmo com relação às espécies pioneiras, o que concorda com os resultados obtidos por Hubbell et al. (1999) em estudo do efeito de clareiras em floresta tropical na ilha de Barro Colorado, Panamá, e que sugere efeito de amplo espectro e não específico sobre a comunidade regenerante.

O efeito da retirada de árvores sobre comunidades regenerantes é, portanto, complexo, pois há um grande fator de imprevisibilidade na resposta do ecossistema às ações de manejo. Deve-se considerar que nem sempre a alteração na disponibilidade de recursos, causada pelo manejo, trará benefícios para a comunidade alvo e, em alguns casos, espécies exóticas podem ser favorecidas. Portanto, a identificação antecipada dos possíveis efeitos pode auxiliar na definição de melhores estratégias, que minimizem os efeitos negativos e maximizem os efeitos positivos do manejo.

Além dos resultados relativos ao manejo, com este estudo também foi possível verificar alguns efeitos da qualidade do sítio sobre os processos de sucessão/restauração. Apesar das evidências de padrões de dissimilaridade florística entre parcelas manejadas e testemunha, verificou-se que o fator determinante da flora foi o sítio (áreas de estudo) e não o modelo de restauração ou o manejo empregado. Apoiando estes resultados, podemos citar outros estudos que demonstraram que variações em uma ou mais características ambientais, tais como a declividade e a face de exposição do sítio, a precipitação anual, a sazonalidade da precipitação, a fertilidade, acidez e textura do solo, dentre outras, podem influenciar no crescimento (BAKER et al., 2003; HENRY, 2004; PARK et al., 2010; BREUGEL et al., 2011), sobrevivência (HENRY, 2004; PARK et al., 2010), estrutura (ASHTON, 1988; BAKER et al., 2003; LEVULA et al., 2003; PARK et al., 2010;) e riqueza (WRIGHT, 1992; CLINEBELL II, 1995; STEVENS; CARSON, 1999) da comunidade vegetal.

Ainda sobre o efeito do ambiente, observou-se que a riqueza e a diversidade foram maiores na área 1 (solo mais fértil) em relação à área 2 (solo menos fértil). É interessante

observar que este resultado contrapõe-se ao de outros estudos como os de Stevens e Carson (1999) e Henry (2004) que encontraram diminuição na riqueza de acordo com o aumento na fertilidade do solo. Stevens e Carson (1999) chamaram a atenção para o fato de que a menor densidade de indivíduos em solos mais férteis pode resultar em amostras de número menor de indivíduos para áreas de mesmo tamanho, e conseqüentemente a menor riqueza seria apenas uma questão de amostragem. Já, Henry (1999) sugeriu que a redução no crescimento e na sobrevivência de plântulas controlou o recrutamento de espécies em solos de maior fertilidade. No presente estudo não se detectou variação significativa da densidade ou do crescimento entre as áreas. Desta forma, os resultados sugerem forte influência da paisagem sobre os processos de sucessão/restauração do ecossistema. Entretanto, nenhuma interação do efeito do manejo com as áreas foi significativa, refutando a premissa deste estudo que contava com resposta mais evidente na área de solo mais fértil.

A proporção de espécies zoocóricas não foi alterada com o manejo, o que pode indicar que os animais não deixaram de frequentar as áreas manejadas. Ou, possivelmente, o período de um ano após o manejo não foi suficiente para detectar estas alterações. O mesmo vale para a área basal dos indivíduos plantados, que também não variou entre os tratamentos no período estudado.

Os resultados sugerem que, independentemente do manejo, da qualidade do sítio ou do modelo de restauração, as comunidades estudadas estão avançando em suas trajetórias sucessionais, tendo em vista a diminuição da proporção de espécies pioneiras e aumento da riqueza, densidade e diversidade ao longo do tempo.

Apesar dos resultados no presente estudo sugerirem que o manejo beneficiou a comunidade regenerante e possivelmente acelerou o processo de sucessão, conclusões sobre o efeito da retirada de árvores como método de manejo adaptativo dependerão de novos estudos de monitoramento que confirmem os efeitos benéficos em longo prazo. No entanto, a ausência de efeitos negativos sobre a comunidade de plantas regenerantes indica que o manejo adaptativo pode ser recomendado, principalmente levando-se em conta a possibilidade da exploração econômica de ecossistemas em restauração. Ainda que a retirada do *sansão-do-campo* não tenha trazido grandes benefícios ecológicos no período de estudo, certamente não trouxe perdas, de modo que o desbaste pode ser recomendado como prática de manejo visando a geração de receita pela exploração da lenha, sem comprometer a sucessão ecológica nos ecossistemas em restauração.

7. BIBLIOGRAFIA

ABREU, R. C. R.; DURIGAN, G. Changes in the plant community of a Brazilian grassland savannah after 22 years of invasion by *Pinus elliottii* Engelm. **Plant Ecology & Diversity**, Oxfordshire, v. 4, p. 269-278, 2011.

ABREU, R. C. R.; RODRIGUES, P. J. F. Exotic tree *Artocarpus heterophyllus* (Moraceae) invades the Brazilian Atlantic Rainforest. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 61, p. 677-688, 2010.

ABREU, R.C.R.; SANTOS, F. F. de M.; DURIGAN, G. Changes in plant community of Seasonally Semideciduous Forest after invasion by *Schizolobium parahyba* at southeastern Brazil. **Acta Oecologica**. Montrouge, v. 50, p. 1-8, 2013.

ABREU, R.C.R.; ASSIS, G.B.; FRISON, S.; AGUIRRE, A.; DURIGAN, G. Can native vegetation recover after slash pine cultivation in the Brazilian Savanna?. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 252, p. 1452-1459, 2011.

ALMEIDA-NETO, M.; CAMPASSI, F.; GALETTI, M.; JORDANO, P.; OLIVEIRA-FILHO, A. Vertebrate dispersal syndromes along the Atlantic forest: broad-scale patterns and macroecological correlates. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 17, n. 4, p. 503-513, jul. 2008.

ALVAREZ-BUYLLA, E.R.; MARTINEZ-RAMOS, M. Demography and Allometry of *Cecropia obtusifolia*, a Neotropical Pioneer Tree – An Evaluation of the Climax-Pioneer Paradigm for Tropical Rain Forests. **Journal of Ecology**, London, v. 80, n. 2, p. 275-290, jun. 1992.

ASHTON, P. Dipterocarp biology as a window to the understanding of tropical forest structure. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 19, n. 1988, p. 347–370, 1988.

ASHTON, P. M. S.; GAMAGE, S.; GUNATILLEKE, I. A. U. N.; GUNATILLEKE, C. V. S. Using Caribbean pine to establish a mixed plantation: testing effects of pine canopy removal on plantings of rain forest tree species. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 106, n. 2-3, p. 211–222, jul 1998.

BAKER, T. R.; SWAINE, M. D.; BURSLEM, D. F. R. P. Variation in tropical forest growth rates: combined effects of functional group composition and resource availability. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, Jena, v. 6, n. 1-2, p. 21–36, jan 2003.

BELOTE, R. T.; JONES, R. H.; WIEBOLDT, T. F. Compositional stability and diversity of vascular plant communities following logging disturbance in Appalachian forests. **Ecological applications**, Washington, v. 22, n. 2, p. 502–16, mar 2012.

BREUGEL, M. VAN; HALL, J. S.; CRAVEN, D. J.; et al. Early growth and survival of 49 tropical tree species across sites differing in soil fertility and rainfall in Panama. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 261, n. 10, p. 1580–1589, maio 2011.

BROCKERHOFF, E. G.; JACTEL, H.; PARROTTA, J. A.; QUINE, C. P.; SAYER, J. P. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? **Biodiversity and Conservation**, Dordrecht, v. 17, p. 925-951, 2008.

BROWN, N. The Implications of Climate and Gap Microclimate for Seedling Growth Conditions in a Bornean Lowland Rain Forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 9, n. 2, p. 153-168, mai, 1993.

CALLAWAY, R.; WALKER, L. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. **Ecology**, Ithaca, v. 78, n. 7, p. 1958–1965, 1997.

CAMPOE, O. C., ENGEL, V. L. Avaliação do crescimento do sansão-do-campo (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) em sistemas agroflorestais em Botucatu, SP. In: **V Congresso**

Brasileiro de Sistemas Agroflorestais, 2004, Curitiba. SAFs: Desenvolvimento com proteção ambiental: Anais. Documento. Embrapa Florestas, 2004. v. 98. p. 422 – 424.

CAMPOE, O.C., STAPE, J.L.; MENDES, J.C.T. Can intensive management accelerate the restoration of Brazil's Atlantic forests? **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 259, p. 1808–1814. 2010.

CANHAM, C. D.; MARKS, P. L. The response of woody plants to disturbance patterns of establishment and growth. In **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. Academic Press, Inc. New York. pp. 197-216.1985.

CARVALHO, P.E.R. **Espécies arbóreas brasileiras**. v. 2. Brasília: EMBRAPA Informação Tecnológica, 2006.

CELENTANO, D.; ZAHAWI, R. A.; FINEGAN, B.; CASANOVES, F.; OSTERTAG, R.; COLE, R. J.; HOLL, K. B. Restauración ecológica de bosques tropicales en Costa Rica: efecto de vários modelos en la producción, acumulación y descomposición de hojarasca, **Revista de Biología Tropical**, Montes de Oca, v. 59, n.3, p. 1323-1336, set. 2011.

CLARK, J. A.; COVEY, K. R. Tree species richness and the logging of natural forests: A meta-analysis. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 276, p. 146–153, jul 2012.

CLEWELL, A. et al. **Guidelines for developing and managing ecological restoration projects**. Tucson: SER - Society for Ecological Restoration International, 2005. Disponível em: <http://www.ser.org/docs/default-document-library/ser_international_guidelines.pdf>. Acesso em 15 jun. 2013.

CLINEBELL II, R.; PHILLIPS, O.; GENTRY, A, et al. Prediction of neotropical tree and liana species richness from soil and climatic data. **Biodiversity and Conservation**, Dordrecht, v. 90, 1995.

CONNELL, J. H.; SLATYER, R. O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist**, Chicago, v. 111, n. 982, p. 1119-1144, nov. – dez. 1977.

COSTA, G. S.; FRANCO, A. A.; DAMASCENO, R. N.; FARIA, S. M. Aporte de nutrientes pela serapilheira em uma área degradada e revegetada com leguminosas arbóreas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.28, p. 919-927, 2004.

COSTA, J.N.M.N.; DURIGAN, G. *Leucena leucocephala* (Lam.) de Wit (Fabaceae): invasora ou ruderal. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.34, n.5, p.825-833, 2010

D'ANTONIO, C.M.; CHAMBERS, J. C. Using Ecological Theory to Manage or Restore Ecosystem Affected by invasive Plant Species. In: Falk, D. A.; Palmer, M. A.; Zedler, J. B. **Foundation of Restoration Ecology**. Island Press, p. 260-280, 2006.

D'ANTONIO, C. M.; MEYERSON, L. Exotic species and restoration: Synthesis and research needs. **Restoration Ecology**, Hoboken v. 10, n. 4, p. 703–713. 2002.

DAEHLER, C. C. Performance Comparisons of Co-Occurring Native and Alien Invasive Plants: Implications for Conservation and Restoration. **Annual Review of Ecology and Systematics**. v. 34, p. 183-211. 2003.

DALLING, J.W.; HUBBELL, S. P. Seed size, growth rate and gap microsite conditions as determinants of recruitment success for pioneer species. **Journal of Ecology**, London, v. 90, p. 557–568, 2002.

DENSLOW, J.S. Gap Partitioning among Tropical Rainforest Trees. **Biotropica**, Washington, v. 12, n. 2, p. 47-55, Supplement: Tropical Succession, Jun 1980.

DENSLOW, J.S. Tropical Rainforest Gaps and Tree Species Diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 18, p. 431-451, 1987.

DUPUY, J. M.; CHAZDON, R. L. Interacting effects of canopy gap, understory vegetation and leaf litter on tree seedling recruitment and composition in tropical secondary forests. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 255, p. 3716–3725, 2008.

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.

ENGEL, V.L.; POGGIANI, F. Influence of shading on the growth of tropical tree species seedlings and its ecological and silicultural implications. **Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais International**, Piracicaba, v.2, p. 10-19, 1992.

EWEL, J.J.; PUTZ, F.E. A place for alien species in ecosystem restoration. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v.2. n.7, p. 354-360, 2004.

FELFILI, J. M.; CARVALHO, F. A.; LIBANO, A. M.; VENTUROLI, F.; PEREIRA, B. A. da S.; MACHADO, E. L. M. Análise Multivariada: princípios e métodos em estudos de vegetação. In: FELFILI, J. M.; et al. **Fitossociologia no Brasil: Métodos e estudos de casos**. Viçosa, MG: Ed UFV, 2011.

FERNANDES, M. M.; PEREIRA, M. G.; MAGALHÃES, L. M. S.; CRUZ, A. R.; GIÁCOMO, R. G. Aporte e decomposição de serapilheira em áreas de floresta secundária, plantio de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* benth.) e andiroba (*carapa guianensis* aubl.) na Flona Mário Xavier, RJ. **Ciência Florestal**, v. 16, n. 2, p. 163-175, 2006.

FORZZA, R. C. et al. **Lista de Espécies da Flora do Brasil 2012**. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012>> Acesso em 03 jan. 2013.

FRANKS, S.J. Facilitation in multiple life-history stages: evidence for nucleated succession in coastal dunes. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 168, p. 1–11, 2003.

GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; RODRIGUES, R. R. Permeability - impermeability: canopy trees as biodiversity filters. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.64, n.4, p.433-438, jul./ag. 2007.

GESSNER, M. O.; SWAN, C. M., DANG, C. K., MCKIE, B. G.; BARDGETT, R. D.; WALL, D. H.; HÄTTENSCHWILER, S. Diversity meets decomposition. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 25, n. 6, p. 372-380, fev. 2010.

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.

HARTSHORN, G.S. Neotropical Forest Dynamics. **Biotropica**, Washington, v. 12, n. 2, p. 23-30, Supplement: Tropical Succession, jun. 1980.

HELENO, R.; LACERDA, I.; RAMOS, J.A.; MEMMOTT, J. Evaluation of restoration effectiveness: community response to the removal of alien plants. **Ecological Applications**, Washington, v.20, n.5, p. 1191-1203, 2010.

HENRY, M.; STEVENS, H.; BUNKER, D. Establishment limitation reduces species recruitment and species richness as soil resources rise. **Journal of Ecology**. London, p. 339–347, 2004.

HIRATA, A.; SAKAI, T.; TAKAHASHI, K.; SATO, T.; TANOUCHI, H.; SUGITA, H.; TANAKA, H. Effects of management, environment and landscape conditions on establishment of hardwood seedlings and saplings in central Japanese coniferous plantations. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 262, p. 1280–1288, 2011.

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**. Bridging the gap between theory and practice. Island press. Washington. 2004.

HÓRUS, I. **Base de dados nacional de espécies exóticas invasoras, I3N Brasil**, Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. Florianópolis – SC. Disponível em: <<http://i3n.institutohorus.org.br>> Acesso em: 20 jan. 2013.

HORVITZ, C.C.; SCHEMSKE, D.W. Effects of Dispersers, Gaps, and Predators on Dormancy and Seedling Emergence in a Tropical Herb. **Ecology**, Tempe, v. 75, n. 7, p. 1949-1958, out. 1994.

HUBBELL, S. P. S.; FOSTER, R.; O'BRIEN, S.; et al. Light-Gap Disturbances, Recruitment Limitation, and Tree Diversity in a Neotropical Forest. **Science**, v. 283, n. 5401, p. 554–557, 22 jan 1999.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1993.

INSTITUTO DE BOTANICA DE SÃO PAULO. **Listagem das espécies arbóreas e indicação de sua ocorrência natural nos biomas/ecossistemas e regiões ecológicas do Estado de São Paulo, com a classificação sucessional e a categoria de ameaça de extinção**. São Paulo – SP. Disponível em:

<http://www.ibot.sp.gov.br/pesquisa_cientifica/restauracao_ecologica/anexo_resol_sma08-08.pdf> Acesso em 15 mai. 2013.

ITTO - International Tropical Timber Organization. Restoring forest landscapes. **ITTO Technical Series**, n. 23, 2005.

JENTSCH, A. The Challenge to Restore Processes in Face of Nonlinear Dynamics — On the Crucial Role of Disturbance Regimes. **Restoration Ecology**, Hoboken, v. 15, n. 2, p. 334–339, 2007.

KUEFFER, C.; SCHUMACHER, E.; DIETZ, H.; FLEISCHMANN, K.; EDWARDS, P. J. Managing successional trajectories in alien-dominated, novel ecosystems by facilitating seedling regeneration: A case study. **Biological Conservation**, v. 143, n. 7, p. 1792–1802, jul 2010.

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

LAMB, D.; ERSKINE, P.; PARROTTA, J. A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, v. 310, p. 1628-1639, 2005.

LAMPRECHT, H. **Silvicultura nos trópicos**. Eshborn: GTZ, 1990. 343p.

LEVULA, J.; ILVESNIEMI, H.; WESTMAN, C. J. Relation between Soil Properties and Tree Species Composition in a Scots pine – Norway spruce Stand in Southern Finland. **Silva Fennica** v. 37, p. 205–218, 2003.

LIMA, R. A. F. de. Estrutura e regeneração de clareiras em Florestas Pluviais Tropicais. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.28, n.4, p.651-670, out.-dez. 2005.

LORTIE, C.; BROOKER, R.; CHOLER, P. Rethinking plant community theory. **Oikos**, Malden, v. 107, n. 2, 2004.

LUGO, A. E. The apparent paradoxo f reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. **Forest Ecology and Management**. Amsterdam, v. 99, p. 9-19. 1997.

MAGURRAN, E. A. **Measuring Biological Diversity**. New York: Blackwell Publishing.

260 p. 2004.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. 1974. **Aims and methods vegetation ecology**. J. Wiley, New York.

MODNA, D.; DURIGAN, G; AND VITAL, M.V.C. *Pinus elliottii* Engelm como facilitadora da regeneração natural da mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. **Scientia Forestalis/Forest Sciences**, v. 85, p. 73-83, mar 2010.

MOURA, O.N.; PASSOS, M.A.A.; FERREIRA, R.L.C.; MOLICA, S.G.; LIRA-JUNIOR, M.A.; LIRA, M.A.; SANTOS, M.V.F. Distribuição de biomassa e nutrientes na parte aérea de *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 30, n. 6, p. 877-884, 2006.

MURRAY, C.; MARMOREK, D. Adaptive Management and Ecological Restoration. Chapter 24, In: Freiderici, P. (Orgs.). **Ecological Restoration of Southwestern Ponderosa Pine Forests**. Washington, CoveloCA, London: Island Press, 2003, p. 417-428.

NOGUEIRA JUNIOR, L. R. **Caracterização de solos degradados pela atividade agrícola e alterações biológicas após reflorestamento com diferentes associações de espécies de Mata Atlântica**. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais), Universidade de São Paulo, ESALQ, Piracicaba, 2000, 50 p.

NEWTON, A. C. **Forest Ecology and Conservation**. Oxford: Oxford Univeristy Press, 2007. 454 p.

NORTON, D. A. Species invasions and the limits to restoration: learning from the New Zealand experience. **Science**, v.325, p. 569-570, jul. 2009

PARK, A.; BREUGEL, M. VAN; ASHTON, M. S.; *et al.* Local and regional environmental variation influences the growth of tropical trees in selection trials in the Republic of Panama. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 260, n. 1, p. 12–21, jun 2010.

PARROTTA, J.A.; FRANCIS, J.K.; KNOWLES, O.H. Harvesting intensity affects forest structure and composition in an upland Amazonian forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 169, p. 243-255. 2002.

PEGADO, C.M.A.; ANDRADE, L.A.; FELIX, L.P.; PEREIRA, I.M. Efeitos da invasão biológica de algaroba - *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. sobre a composição e a estrutura do estrato arbustivo-arbóreo da caatinga no Município de Monteiro, PB, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**. v. 20(4): p. 887-898. 2006.

PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.; LOPES, B. M. Potencial alelopático de *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth sobre sementes de *Tabebuia alba* (Cham.) Sandw. **Floresta e Ambiente**, v. 8, n. 1, p. 130-136, 2001.

POPMA, J.; BONGERS, F.; MARTINEZ-RAMOS, M.; VENEKLAAS, E. Pioneer Species Distribution in Treefall Gaps in Neotropical Rain Forest; A Gap Definition and Its Consequences. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 4, n. 1, p. 77-88, fev. 1988.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009.

RUIZ-JAEN, M.C.; AIDE, M. Restoration Success: how is it being measured? **Restoration Ecology**, Hoboken, v. 13, p. 569-577, 2005.

SANTANA, J.A.S.; VILAR, F.C.R.; SOUTO, P.C.; ANDRADE, L.A. Acúmulo de serapilheira em plantios puros e em fragmento de Mata Atlântica na Floresta Nacional de Nísia Floresta – RN. **Caatinga**, v. 22, p. 59, jul./set. 2009.

SANTIAGO-GARCÍA, R. J.; COLÓN, S. M.; SOLLINS, P.; BLOEM, S. J. V. The role of nurse trees in mitigating fire effects on Tropical Dry Forest restoration: a case study. **Ambio**, v. 37, n. 7-8, p. 604-608, dez. 2008.

SÃO PAULO (Estado). Resolução SMA – 8, de 31 de janeiro de 2008. Fixa a orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas. **Diário oficial da União**, Brasília, DF, 1 fev. 2008, Seção I, pgs 31 e 32.

SAS INSTITUTE. **SAS user's guide: statistics, version 9.0**. Cary: SAS institute, 2002.

SHEPHERD, G.J. **Fitopac II: Manual do Usuário**. Campinas, UNICAMP, 2010.

SCHNEIDER, P.R. **Introdução ao manejo florestal**. Santa Maria: Imprensa Universitária – UFSM, 1993, 348 p.

SCHUPP, E.W.; HOWE, H.F.; AUSGSPURGER, C.K.; LEVEY, D.J. Arrival and Survival in Tropical Treefall Gaps. **Ecology**, Tempe, v. 70, n. 3, p. 562-564, jun 1989.

SELLE, G.L. Ciclagem de nutrientes em ecossistemas florestais. **Bioscience Journal**, v. 23, n. 4, p. 29-39, out-dez. 2007

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.

STATSOFT, INC. **Statistica (data analysis software system)**. Versão 7. www.statsoft.com. 2004.

STEVENS, M.; CARSON, W. Plant density determines species richness along an experimental fertility gradient. **Ecology**, v. 80, n. 2, p. 455–465, 1999.

TEMPERTON, V. M.; HOBBS, R. J. The search for ecological assembly rules and its relevance to restoration ecology. In: TEMPERTON V. M. et al. **Assembly rules and restoration ecology**. Bridging the gap between theory and practice. Island press. Washington. 2004.

VENTUROLI, F. **Manejo de Floresta Estacional Semidecídua Secundária em Pirenópolis, Goiás**. 2008. 186 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Brasília. 2008.

VIANI, R. A. G.; DURIGAN, G.; MELO, A. C. G. A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? **Ciência Florestal**, v. 20, n. 3, p. 533-552, jul.-set., 2010.

VITOUSEK, P. M.; SANFORD JR., R. L. Nutrient cycling in moist tropical forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 17, p. 137-167, 1986.

WADSWORTH, F.H.; ZWEEDE, J.C. Liberation: Acceptable production of tropical forest timber. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 233, p. 45-51, 2006.

WHITTAKER, R.H.; LEVIN, S.A. The Role of Mosaic Phenomena in Natural Communities. **Theoretical Population Biology**, Maryland Heights, v. 12, p. 117-139, 1977.

WILSON, S.; TILMAN, D. Plant competition and resource availability in response to disturbance and fertilization. **Ecology**, Ithaca, v. 74, n. 2, p. 599–611, 1993.

WRIGHT, S. J. Seasonal drought, soil fertility and the species density of tropical forest plant communities. **Trends in ecology & evolution**, Oxford, v. 7, n. 8, p. 260–3, ago 1992.

ZANCHETTA, D.; DINIZ, F.V. Estudo da contaminação biológica por *Pinus* spp. Em três diferentes áreas na estação ecológica de Itirapina (SP, BRASIL) **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 18, n. único, p. 1-14, dez. 2006.

ZAVALETA, E. S.; HOBBS, R.J.; MOONEY, H.A. Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. **Trends in Ecology & Evolution**, Oxford, v.16, p. 454–459, 2001.

ZEDLER, J. B.; CALLAWAY, J. C. Adaptive restoration: A strategic approach for integrating research into restoration projects. In: RAPPORT D. J. et al. **Managing for Healthy Ecosystems**. Lewis Publishers, Washington. p. 167–175. 2003.

APÊNDICE 1 – LISTA DE ESPÉCIES QUE COMPÕEM OS MODELOS DE RESTAURAÇÃO

(continua)			
Família	Nome científico	Nome popular	Modelo de restauração
Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	peroba-rosa	1 e 2
Apocynaceae	<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll.Arg.	guatambu	1 e 2
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	juçara	1 e 2
Bignoniaceae	<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	ipê-felpudo	1 e 2
Fabaceae	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	canafístula	1 e 2
Fabaceae	<i>Copaifera langsdorfii</i> Desf.	copaíba	1 e 2
Fabaceae	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	jatobá	1 e 2
Fabaceae	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	jacarandá-bico-de-pato	2
Fabaceae	<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	amendoim-bravo	1 e 2
Fabaceae	<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	bracatinga	1 e 2
Fabaceae	<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.	sansão-do-campo	1 e 2
Fabaceae	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	pau- jacaré	1 e 2
Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul	angico-bravo	1 e 2
Fabaceae	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	tamboril	1 e 2
Fabaceae	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	monjoleiro	1 e 2
Fabaceae	<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	angico-vermelho	2
Lamiaceae	<i>Aegiphylia integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	tamanqueira	1
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	cedro	1 e 2
Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i> L.	cedro-rosa	1 e 2
Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	pau-marfim	1 e 2

Família	Nome científico	Nome popular	Modelo de restauração
Rutaceae	<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	guarantã	1 e 2
Sterculiaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	mutamba	1 e 2

APÊNDICE 2 – LISTA DE ESPÉCIES REGENERANTES

Espécies amostradas e abundância de indivíduos nos diferentes anos, áreas, modelos de restauração e níveis de manejo. Levantamento de 2011 com área amostral total por tratamento de 10.800 m² e de 2012 e 2013 com 4.800 m² cada. SAF - Sistema agroflorestal. CONS – Consórcio para madeira e lenha. t = testemunha. m = manejado. SD - Síndrome de dispersão (nz = não zoocórica; z = zoocórica). GE - Grupo ecológico (np = não pioneira; p = pioneira). (continua)

Espécies	2011								2012								2013								SD	GE	
	Área 1				Área 2				Área 1				Área 2				Área 1				Área 2						
	SAF		CONS		SAF		CONS		SAF		CONS		SAF		CONS		SAF		CONS		SAF		CONS				
m	t	m	t	m	t	m	t	m	t	m	t	m	t	m	t	m	t	m	t	m	t	m	t				
Anacardiaceae																											
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	1		2					1	1	1				1	1	1				1					nz	np	
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	29	20	20	15	5	4			8	11	2	2					7	5	2	3			3		z	p	
Annonaceae																											
<i>Annona</i> sp.1																									1	z	nd
<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	1	1	1							1	2								1						z	p	
Apocynaceae																											
<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll.Arg.			2	6															1							nz	np
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.										1																nz	np
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.	83	123	101	139	93	171	524	885	81	74	81	170	48	196	152	266	57	59	74	179	95	195	233	270	z	p	
Areaceae																											
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (chamm.) Glassman					1	1															3					z	np
Asteraceae																											
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	2	5	2		18	13	1	3		2	1		5	4		5		2	1		12	4	1	2	nz	p	
<i>Vernonanthuria phosphorica</i> (Vell.) H.Rob.	7	4	6	1					8	6	5		5	1	3		9	5	6	1	9	5	27	1	nz	p	
Bignoniaceae																											
Bignoniaceae sp.1																1							2			nd	nd

Especies	2011								2012								2013								SD	GE		
	Área 1				Área 2				Área 1				Área 2				Área 1				Área 2							
	SAF	CONS	SAF	CONS	SAF	CONS	SAF	CONS	SAF	CONS	SAF	CONS	SAF	CONS	SAF	CONS	SAF	CONS	SAF	CONS	SAF	CONS	SAF	CONS				
	m	t	m	t	m	t	m	t	m	t	m	t	m	t	m	t	m	t	m	t	m	t	m	t	m	t		
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	30	35	25	19	1	1	2		29	18	9	8					11	13	3	9							z	p
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	4	32	1	5	6	3	73	30	2	22		4	2	3	20	26	2	26	1	5	9	9	99	36	nz	p		
<i>Ricinus communis</i> L.	4	2		10					16	1	27	18					3		3	3					nz	p		
Fabaceae																												
<i>Anadenanthera colubrina</i> var. cebil (Griseb.) Altschul	6	14	62	54	37	21	58	22	5	5	49	46	25	16	19	15	11	8	37	97	36	22	20	20	nz	np		
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillem. ex Benth.					1	1	2	2	6	8			2	6			1		1		2	21			1		nz	np
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.					1	6	4	5							2		1						3		5		z	np
<i>Dalbergia villosa</i> (Benth.) Benth.											3	1	2	1	2												nz	np
<i>Dipteryx alata</i> Vogel															1												z	np
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong																					1	1	2	1	z	p		
<i>Erythrina falcata</i> Benth.	1																								nz	np		
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	1																								z	np		
<i>Inga striata</i> Benth.											2				1								5	1	z	np		
<i>Inga vera</i> Willd.					1	1	65	3									2						1		z	p		
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	6	30	98	55					4	26	28	27					3	16	35	24					nz	np		
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.					1		1						1	1									1		nz	np		
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel							1										1								1		nz	np
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.		1	1						2	1								1	1						nz	np		
<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel					6	1		1	1		1						1								nz	np		
<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	227	132	115	106	300	328	277	244	110	97	66	41	57	122	11	71	67	63	48	33	68	111	76	62	nz	p		
<i>Mimosa scrabella</i> Benth.		4							1	13	1						1	2							nz	p		
<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.		1	18	10				1			2	7							3	7					1		nz	np

Especies	2011								2012								2013								SD	GE		
	Área 1				Área 2				Área 1				Área 2				Área 1				Área 2							
	SAF		CONS		SAF		CONS		SAF		CONS		SAF		CONS		SAF		CONS		SAF		CONS					
	m	t	m	t	m	t	m	t	m	t	m	t	m	t	m	t	m	t	m	t	m	t	m	t				
Malvaceae																												
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hill.) Ravenna		3	1	1	2		2	1		1		1		1		1		1		1		1		1	1	nz	np	
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.										1								1							2	z	p	
<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth			2						4	4	10	2	16		6		13	8	7	1							nz	p
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.		1																								nz	np	
Meliaceae																												
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.		1																								z	np	
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.			1	3		1	35		1	3				1	23		1	1					29	nz	np			
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	1	2	8	3			1	2	3	1					5		2	1							z	np		
<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	1						1			1											1	1	1			z	np	
<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.		1					1							1			3	1							z	np		
<i>Trichilia hirta</i> L.																		1		2	4	2			z	np		
<i>Trichilia pallens</i> C.DC.														1	5	1									z	np		
<i>Trichilia pallida</i> SW.	1			1	5	2	20	17							2	7					1	5	13			z	np	
<i>Trichilia claussenii</i> C.DC.		2	20	3	1		6	4	2		2	3			1			2	4					2	2	z	np	
Monimiaceae																												
<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.									1		1					1		1	1							z	np	
Moraceae																												
<i>Ficus insipida</i> Willd.				1																					z	np		
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	7	12	17	3					6	6	1	1		1		1	7	8	10	4							z	np
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.																	2								z	np		
Myrsinaceae																												
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	1	2							2								1								z	p		
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	3	5	8	13		1		2	10	1	2	7		1		12	2	3	11					2	z	np		

Espécies	2011								2012								2013								SD	GE	
	Área 1				Área 2				Área 1				Área 2				Área 1				Área 2						
	SAF		CONS		SAF		CONS		SAF		CONS		SAF		CONS		SAF		CONS		SAF		CONS				
m	t	m	t	m	t	m	t	m	t	m	t	m	t	m	t	m	t	m	t	m	t	m	t				
Piperaceae																											
<i>Piper amalago</i> L.	176	213	602	439					1	100	198	193	180					75	137	174	213					z	np
<i>Piper arboreum</i> Aubl.			4																	3						z	np
<i>Piper mollicomum</i> Kunth	9	21	71	15						8	16	27	11					6	22	30	18					z	np
<i>Piper</i> sp.1																		1	2	8	2					z	np
<i>Piper</i> sp.2									50	32	64	95					69	53	94	147					z	np	
<i>Piper umbellatum</i> L.	10	3	6								5							1	3						z	np	
Polygonaceae																											
Polygonaceae sp.1											2														nd	nd	
<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.			2																1						nz	np	
Rhamnaceae																											
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek																	1							1		z	np
Rosaceae																											
<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.																									1	z	np
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.										1	2									2						z	np
Rubiaceae																											
<i>Coffea</i> sp.1		3								2						1									z	nd	
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.						1																			z	np	
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	5	4	8	9	12	5	5	8	2	1	1	4	2	5	1	9	1	4	2	6	18	4	2	7	z	np	
Rutaceae																											
<i>Citrus</i> sp.1			2			1				1									1				1		z	nd	
<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.			5	2		1				4				1					3	1				z	np		
<i>Metrodorea nigra</i> A. St. -Hil.		1								2								1							nz	np	
<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.	29	28	16	20	12	3	5	4	17	4	4	7	4		1	1	9	4	2	7	4	1	2	1	z	np	
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	7	12	24	5					3	2	14	6				2	2	12	6						z	np	

