**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Núcleos monoespecíficos como estratégia de restauração ecológica: um
estudo de caso na Mata da Pedreira, campus da ESALQ-USP**

Luis Eduardo Bernardini

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre
em Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em:
Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2017**

Luis Eduardo Bernardini
Engenheiro Florestal

Núcleos monoespecíficos como estratégia de restauração ecológica: um estudo de caso na Mata da Pedreira, campus da ESALQ-USP
versão revisada de acordo com a resolução CoPGr6018 de 2011.

Orientador:
Prof. Dr. **EDSON JOSÉ VIDAL DA SILVA**

Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre em Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Bernardini, Luis Eduardo

Núcleos monoespecíficos como estratégia de restauração ecológica:
um estudo de caso na Mata da Pedreira, campus da ESALQ-USP / Luis
Eduardo Bernardini. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr
6018 de 2011. - - Piracicaba, 2017.

70 p.

Dissertação (Mestrado) - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de
Queiroz".

1. Restauração ecológica 2. Restauração florestal 3. Nucleação
aplicada 4. Restauração em núcleos I. Título

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus todos os dias por me dar condições à realizar tudo que está em meu alcance.

A Carolina Giudice Badari, por tudo! O obrigado por tudo, pela bondade, gentileza, paciência, carinho, amor, ajudas em campo e em todos os lugares possíveis, sem você nada disso teria sido possível. Graças a você todos os dias em todos os sentidos eu tento e almejo ser cada vez melhor. Te amo todo dia e cada dia mais! Muito obrigado!

A companhia, carinho, oportunidade e amor de minha família, meu pai pela oportunidade e auxílio, minha mãe pela bondade, Joana pelo exemplo, Ro pelas risadas e churrascos e Bia pelo suporte e carinho! À minha segunda família dos Giudices e dos Badaris por todo apoio, carinho e me proporcionar o bem estar!

Minha eterna gratidão à todos do Laboratório de Silvicultura Tropical começando pelo Orientador Edson José Vidal da Silva, pela orientação, confiança, oportunidade, bondade e companheirismo, com certeza a pessoa mais simpática e gente boa de toda a ESALQ. Ainda está pra nascer alguém mais gente fina que o senhor! Ao professor Pedro Brancalion pelos ensinamentos, oportunidades, recomendações, conselhos e ajudas. Á sensacional Andreia Moreno pelas ajudas, companhia e tudo o mais (muita, muita coisa), de fato a melhor amiga e capacitada a qualquer encrenca na Universidade de São Paulo. Ao Ricardo César pelo companheirismo, conversas, conselhos e ajudas. A Vanessa Sontag pela companheirismo, viagens e amizade ao longo desses dois anos e meio de mestrado! Ao Danilo pelas ajudas estatísticas gráficos e tudo o mais. A equipe internacional do lastrop (Dani, Paula e Monica). Ao Paulo Molin pelo mapa e os queijos da canastra! Ao Saulão pelos valiosos conselhos, ajudas e presença na qualificação e em outro momentos! E a todos os outros membros fixos e itinerantes do LASTROP pela convivência e aprendizado conjunto! Muito obrigado!

Ao GEPEM agradeço de coração as meninas pela ajuda valiosa em campo!

Ao Otávio Camargo Campoe pela amizade, conversas, auxílios e orientação! Muito obrigado!

A Giovana Monteiro por todo o apoio e ajuda nos momentos que precisamos.

A todos da república e Família Antro, eternos amigos, companheiros e críticos. Sempre que precisei estiveram lá e sempre que precisarem estarei aqui! Muito obrigado rapaziada!

A Eliana da biblioteca e todo o pessoal da CPG!

A CAPES pela bolsa de auxílio financeiro!

Enfim, a todos que de alguma forma contribuíram com meu crescimento pessoal e aprendizado que ajudaram a construir esse trabalho.

BIOGRAFIA

Se mover, com certeza é melhor do que ser perfeito.

Foi difícil encontrar um projeto que se adequasse a minha ânsia.

Antes de iniciar meu mestrado, era necessário ter um projeto para realizar, pensei e repensei junto com Edson em diversos pré-projetos e projetos. Começamos com o Cambuci na mata atlântica, depois passamos para o Buriti e no fim decidimos para iniciar um novo projeto com o Cacau no norte oriental da Amazonia. O início do mestrado foi com o Cacau nativo “semidomesticado” em Almeirim, precisamente numa área de floresta nativa da comunidade do Recreio, localizada a 4 horas de Almeirim-PA, a cidade fica a 8 horas de carro de Macapá e esta fica a pelo menos 5 horas de vôo de Piracicaba! Em síntese, pelo menos umas 20 horas de viagem ininterrupta de Piracicaba. Tratava-se de um projeto com comunidades ribeirinhas com coletores de castanha da região, excelente trabalho e num campo extremamente interessante devido a beleza da floresta e do meio de vida dos protagonistas daquele local. Entretanto, no meu primeiro campo tive problemas com uma infecção que levei de Piracicaba, uma ferida mal cicatrizada no dedão do pé que me levaram a voltar as pressas, interromper meu trabalho e ficar pelo menos 5 dias hospitalizados na volta à Piracicaba. Devido a esse problema de saúde aliado à falta de verba para continuar o projeto com cacau nativo em Almeirim, trocamos novamente de projeto e finalmente Edson me levou para conhecer uma área com restauração florestal com nucleação aplicada e lá me encontrei! Mergulhamos num novo projeto de restauração florestal na cidade de Piracicaba, dentro do campus da ESALQ, localizado a 10 minutinhos do laboratório, uma benção! E assim, com muitas ajudas e conselhos consegui realizar este presente trabalho!

EPÍGRAFE (Opcional)

“Palavra puxa palavra, uma ideia traz a outra, e assim se faz um livro, um governo, ou uma revolução, alguns dizem mesmo que assim é que a natureza compôs suas espécies.”

Machado de Assis

SUMÁRIO

RESUMO	8
ABSTRACT	9
1. INTRODUÇÃO	11
REFERÊNCIAS	14
2. DESENVOLVIMENTO E OCUPAÇÃO DA ÁREA PELAS ESPÉCIES FLORESTAIS ATRAVÉS DA NUCLEAÇÃO APLICADA	17
RESUMO	17
ABSTRACT	17
2.1. INTRODUÇÃO	18
2.2. MATERIAIS E MÉTODOS	20
2.3. ANÁLISE DOS DADOS	27
2.4. RESULTADOS	29
2.5. DISCUSSÃO	37
2.6. CONCLUSÕES	39
3. FATORES DAS ESPÉCIES ARBÓREAS PLANTADAS EM NÚCLEOS MONOESPECÍFICOS QUE AFETAM A DENSIDADE E A RIQUEZA DA REGENERAÇÃO NATURAL.....	43
RESUMO	43
ABSTRACT	43
3.1 INTRODUÇÃO	44
3.2 MATERIAIS E MÉTODOS.....	46
3.3 ANÁLISE DOS DADOS	49
3.4 RESULTADOS	51
3.5 DISCUSSÃO	56
3.7. CONCLUSÕES	58
APÊNDICES	68

RESUMO

Núcleos monoespecíficos como estratégia de restauração ecológica: um estudo de caso na Mata da Pedreira, campus da ESALQ-USP

Cientes de que o histórico, a intensidade e a expansão espacial das atividades antrópicas afetam a resiliência e as taxas de recuperação de um ecossistema florestal, existe atualmente o desafio de determinar qual ou quais métodos de restauração ecológica serão os mais eficientes em termos de recursos em metas para cada local. Isso porque existem diversos tipos de métodos e estratégias de restauração ecológica, os quais variam desde apenas assistir um ecossistema se reestabelecer à alta intervenção as quais mudarão os rumos da sucessão ecológica. Neste contexto, o presente trabalho busca analisar se a nucleação aplicada, um método de restauração florestal de baixo custo e intervenção na área, restaurou e ocupou um antigo pasto abandonado numa área de preservação permanente dentro do campus da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Para isso, foi implantado um experimento de nucleação aplicada, vizinho a um fragmento de floresta estacional semidecidual em maio de 2008 onde foram plantados 40 núcleos. Foram testadas 4 espécies (*Inga laurina*, *Cordia trichotoma*, *Albizia niopoides* e *Jacaratia spinosa*) com dez repetições cada e com apenas uma espécie por núcleo. Os núcleos foram então mensurados anualmente até 2013 e posteriormente no ano de 2016. Mensuramos o diâmetro na altura do peito (DAP), altura, área basal, biomassa, índice de área de vegetação (via fotografias hemisféricas) e área de copa (calculado como uma elipse). Depois, em 2017 alocamos 24 parcelas de 2 metros de raio no entorno dos núcleos para avaliar a densidade, riqueza e diversidade dos indivíduos regenerantes. Na análise dos dados comparamos os diferentes tratamentos através de análises de variância e dos testes de comparações de média de tukey para o último período de medição nos diferentes parâmetros dendrométricos. Procurando entender se alguma espécie plantada em núcleos monoespecíficos conseguiu atrair maior quantidade de regenerantes, espécies e diversidade comparamos entre os diferentes tratamentos esses parâmetros. Posteriormente, realizamos um modelo linear generalizado a fim de encontrar possíveis relações entre densidade e a riqueza dos indivíduos regenerantes com as variáveis dos núcleos, como altura máxima, área basal, índices de área de vegetação e área de copa. Os resultados encontrados nos dizem que existem diferenças no desenvolvimento dos diversos parâmetros analisados incluindo a ocupação da área pelas diferentes espécies plantadas na nucleação aplicada. Encontramos também para o presente projeto que a densidade de regenerantes no entorno dos núcleos é significativamente relacionada com a área basal e altura das árvores dos núcleos e a riqueza de espécies dos indivíduos em regeneração é significativamente relacionada com apenas a área basal das árvores presentes nos núcleos. Sugerimos o uso de nucleação aplicada para restaurar áreas com grau médio de degradação usando uma espécie pioneira com altas taxas de crescimento. Os núcleos monoespecíficos devem ser utilizados apenas em paisagens com abundância de propágulos para que não haja baixa diversidade de espécies a médio prazo.

Palavras-chave: Restauração florestal; Nucleação aplicada; Núcleos monoespecíficos

ABSTRACT

Mono specific nuclei as an ecological restoration strategy: a case study in “Pedreira Woods”, at the ESALQ-USP

Despite the history that intensity and spatial expansion of anthropogenic activities affect the resilience and recovery rates of a forest ecosystem, we have the current challenge in forest restoration to determine which ecological restoration methods will be most efficient for each specific area, this in terms of resources and goals. In this context, the ecological restoration of degraded ecosystems must be specific to each site. The present work aimed to analyze applied nucleation, a method of low cost and low intervention in the area of forest restoration, occupied an abandoned pasture in a permanent preservation area inside the campus "Luiz de Queiroz" College of Agriculture in Piracicaba, São Paulo. For this, an applied nucleation experiment was implanted next to a semideciduous seasonal forest fragment in May 2008, where 40 nuclei were planted. Four species (*Inga laurina*, *Cordia trichotoma*, *Albizia niopoides* and *Jacaratia spinosa*) were tested with ten replicates each, with only one specie per nuclei. The nuclei were then measured annually until 2013 and later in 2016. In the individual's data, we measured the diameter at the chest height (DBH), height, basal area, biomass, vegetation area index (via hemispheric photographs) and Crown area (calculated as an ellipse). After that, in 2017, 24 subplots were allocated around the nuclei to evaluate the density, specie richness and diversity of regenerating individuals. In order to compare the different treatments used, we performed analysis of variance and the Tukey mean comparison test for the different dendrometrical parameters between species. Later, in order to understand the facilitation of density and specie richness by the different treatments of nuclei, we related the height, basal area, vegetation area index and area with these parameters through a generalized linear model. The results show that there are differences in the development of the various parameters analyzed including the occupation of the area by the different species planted in the applied nucleation. We also found for the present project that the density of regenerants found near the nuclei are significantly related to the sum of basal area and height of the nuclei and the species richness of regenerants are significantly related to the sum of the basal area of the individuals' nuclei. We suggest the use of applied nucleation to restore areas with a medium degree of degradation using a pioneer species with high grown rates. The mono specific nuclei should be use just only in landscapes with plenty of propagules. So that there is no low diversity of species in the medium term.

Keywords: Forest restoration; Applied nucleation; Mono specific nuclei

1. INTRODUÇÃO

Cientes de que o histórico, a intensidade e a expansão espacial das atividades antrópicas afetam a resiliência e as taxas de recuperação de um ecossistema florestal, um dos atuais desafios da restauração ecológica é determinar qual ou quais abordagens de restauração serão mais eficientes, em termos de recursos e metas ecológicas em determinada paisagem (Chazdon, 2008).

De acordo com a Society for Ecological Restoration (Ser, 2017), a restauração ecológica é o processo de auxiliar e assistir a recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído. Em termos práticos, a restauração ecológica visa reestabelecer e desenvolver ecossistemas que sejam novamente resilientes e sustentáveis em estrutura e composição de espécies, bem como parte integrante da paisagem e provendo importantes serviços ecossistêmicos e meios de subsistência para comunidades no entorno (Reis *et al.*, 2010).

Os métodos de restauração de ecossistemas variam enormemente dependendo do nível de degradação em que o ecossistema se encontra. Em alguns casos, menores intervenções como a interrupção e/ou remoção das atividades degradadoras (p. ex: fogo e presença de gado) podem ser suficientes para acelerar e realizar o processo de regeneração natural (De Mello *et al.*, 2016). Em outros casos, é necessário manejar e preparar o solo para o plantio de mudas com alta diversidade de espécies arbóreas de diferentes estágios da sucessão ecológica (Campoe *et al.*, 2014). Em síntese, os métodos de restauração ecológica podem ser assistidos e próximos aos naturais e/ou ativos com alta intervenção humana (Corbin and Holl, 2012).

A restauração passiva ou assistida é definida como o conjunto de técnicas que permitem o processo de recuperação natural do ecossistema, utilizando-se de baixa ou nenhuma intervenção humana, priorizando a regeneração natural através da sucessão ecológica (De Mello *et al.*, 2016). Esta metodologia é e deveria ser empregada em ecossistemas de alta resiliência e com histórico de menor degradação pela agricultura, fogo e pastagem (Lamb *et al.*, 2005; Chazdon, 2008). Nestes locais de alta resiliência os fatores bióticos e abióticos são, geralmente, favoráveis ao estabelecimento de propágulos da regeneração natural, que gradativamente recobrirão a área possibilitando e viabilizando os processos ecológicos naturais favoráveis à formação de novas florestas (Corbin and Holl, 2012), as taxas de recuperação e as trajetórias da sucessão nesses casos são extremamente variáveis e estocásticas.

Já para ambientes com elevado nível de degradação e que apresentem baixa resiliência, a restauração ativa é a metodologia mais aceita e difundida para restaurar as florestas tropicais a qual é praticamente uma receita, prepara o solo e planta uma grande quantidade de mudas de espécies arbóreas nativas ou, em alguns casos, semeia diretamente as sementes das espécies

florestais (Corbin and Holl, 2012). Os plantios, nesses casos, variam desde a introdução de baixa diversidade de espécies nativas, com presença de espécies exóticas, até plantios heterogêneos de alta diversidade de árvores nativas, os quais, se bem estabelecidos, representarão um grande benefício, uma enorme gama de nichos e guildas ecológicas (Lamb *et al.*, 2005; Rodrigues *et al.*, 2009). Em suma, sabe-se que em diversos habitats tais plantios florestais visando à restauração florestal ou mesmo para fins madeireiros com salvas exceções, facilitam a dispersão, colonização e o estabelecimento de algumas espécies nativas transportadas através do vento, animais e outros vetores (Parrotta *et al.*, 1997; Augusto *et al.*, 2001; Lamb *et al.*, 2005; Barbier *et al.*, 2008; Corbin and Holl, 2012).

No entanto, considerando a atual escala de desmatamento nas florestas tropicais e a quantidade de áreas degradadas que existem e necessitam de alguma intervenção para restauração ecológica, o plantio de árvores em área total torna-se praticável somente em locais e circunstâncias muito específicas devido as metas de recuperar florestas com características mais próximas possíveis ao natural e, principalmente, aos elevados custos associados à atividade da restauração ativa (Corbin and Holl, 2012). Neste sentido, visando restaurar ambientes com níveis intermediários de resiliência, destacam-se as práticas da restauração ecológica através da nucleação aplicada que associam as técnicas da restauração ecológica ativa às de restauração passiva, facilitando a conservação da funcionalidade natural das áreas direcionando-as à recuperação da comunidade degradada (Poufoun *et al.*, 2016).

O plantio em núcleos, grupos, ilhas ou faixas teve início a partir de trabalhos publicados pela Universidade de Edinburgh na Escócia por Anderson (Anderson, 1930; Anderson, 1953), os quais objetivavam, através de plantios de grupos de 3 a 25 árvores, recuperar os antigos povoamentos florestais presentes nestes locais. Através do plantio em grupos Anderson descobriu que o arranjo em grupo servia também para produzir madeira de melhor qualidade, uma vez que as árvores centrais dos núcleos apresentavam menores quantidades de nós devido aos sombreamento lateral. Anderson ainda pode observar que os locais onde as árvores não eram plantadas havia uma maior quantidade de espécies provenientes da paisagem no entorno.

Posteriormente, Yarranton e Morrison (1954), teorizaram a nucleação como uma dinâmica da primeira colonização de áreas abertas por espécies vegetais. A constatação veio da observação em pastagens que a espécie primária e colonizadora *Juniperus spp* fornecia microclima favorável para o desenvolvimento de uma série de outras espécies de capim e arbustos formando uma camada rica em húmus a qual influenciou o estabelecimento, crescimento e desenvolvimento da espécie de Carvalho (*Quercus spp*), que são árvores de grande dimensões e normalmente encontradas em florestas maduras boreais (Reis *et al.*, 2010). Nas florestas tropicais alguns estudos

de nucleação foram realizados com o intuito de comparar diversos parâmetros dos diferentes tipos de metodologia de restauração empregados (Zahawi and Augspurger, 2006; Schlawin and Zahawi, 2008; Cole *et al.*, 2010; Reis *et al.*, 2010; Holl *et al.*, 2011; Corbin and Holl, 2012; Zahawi *et al.*, 2013; Boanares and Azevedo, 2014b; Bechara *et al.*, 2016; Corbin *et al.*, 2016).

A partir deste conceito, a intervenção de restauração através de pequenos aglomerados objetiva acelerar o processo da nucleação aplicada, a qual é definida como a expansão dos núcleos para o restante da área (Cole *et al.*, 2010; Holl *et al.*, 2011; Corbin and Holl, 2012; Zahawi *et al.*, 2013). Esta ocupação e expansão das árvores plantadas para o restante da área se dá através do crescimento e desenvolvimento da copa, multiplicação dos fustes e produção de sementes e propágulos (Corbin and Holl, 2012). Complementarmente, as árvores presentes nos núcleos influenciam também o aumento da chegada de propágulos provenientes da paisagem no entorno (Zahawi and Augspurger, 2006).

Portanto, compreender os fatores das espécies florestais que compõem os núcleos é de suma importância para a restauração ecológica que influenciam a densidade, riqueza e diversidade de indivíduos da regeneração natural é essencial para o desenvolvimento de metodologias eficazes de restauração ecológica. Vale ressaltar que os trabalhos de restauração ecológica no Brasil se dedicam a restauração ativa através dos plantios convencionais de alta diversidade em linhas, restauração passiva e poucos desses se dedicam aos fatores específicos das espécies plantadas mais influenciam na competição intraespecífica, ocupação da área e as características ecológicas que promovem a facilitação da regeneração natural. Diante disso, propomos no presente trabalho como e porquê algumas espécies plantadas em núcleos monoespecíficos têm maior potencial que outras para ocupar, e promover a facilitação à entrada de indivíduos e espécies de regenerantes.

De acordo com o exposto, o objetivo geral do presente trabalho foi avaliar o desempenho das árvores de mesmas espécies nos núcleos monoespecíficos. Foram plantados quarenta núcleos de quatro espécies nativas arbóreas visando a restauração ecológica do local e ainda, identificar quais características ecológicas das espécies favoreceram o recrutamento de indivíduos e espécies de regenerantes. Para que possamos sugerir quase seriam as melhores espécies a ser plantadas em dados locais com características semelhantes. Para isso, analisamos no tempo o estabelecimento, crescimento e desenvolvimento de cinco árvores plantadas nesses núcleos monoespecíficos e adensados. Posteriormente, analisamos as características ecológicas dessas espécies na densidade e na riqueza dos indivíduos regenerantes. A avaliação se deu num experimento implantado em 2008 de nucleação aplicada em área de preservação permanente adjacente ao fragmento florestal de 14 hectares popularmente conhecido como “Mata da Pedreira” localizado no município de Piracicaba- SP, no campus da ESALQ- USP.

Referências

ANDERSON, M. L. **A New System of Planting**. Scotland: Scottish Forestry Journal. 44 1930.

_____. Spaced-group planting. **Unasylva**, v. 7, n. 2, p. 55-63, 1953.

AUGUSTO, L. et al. Potential contribution of the seed bank in coniferous plantations to the restoration of native deciduous forest vegetation. **Acta Oecologica-International Journal of Ecology**, v. 22, n. 2, p. 87-98, Mar-Apr 2001. ISSN 1146-609X.

BARBIER, S.; GOSSELIN, F.; BALANDIER, P. Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved - A critical review for temperate and boreal forests. **Forest Ecology and Management**, v. 254, n. 1, p. 1-15, Jan 2008. ISSN 0378-1127.

BECHARA, F. C. et al. Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 11, p. 2021-2034, Oct 2016. ISSN 0960-3115. Available at: < <Go to ISI>://WOS:000382014400002 >.

BOANARES, D.; AZEVEDO, C. S. D. The use of nucleation techniques to restore the environment: a bibliometric analysis. **Natureza & Conservação**, v. 12, n. 2, p. 93-98, 2014/12// 2014. ISSN 1679-0073. Available at: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S167900731400005X> >.

CAMPOE, O. C. et al. Atlantic forest tree species responses to silvicultural practices in a degraded pasture restoration plantation: From leaf physiology to survival and initial growth. **Forest Ecology and Management**, v. 313, p. 233-242, 2014. ISSN 0378-1127. Available at: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112713007718> >.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1458-1460, Jun 13 2008. ISSN 0036-8075.

COLE, R. J.; HOLL, K. D.; ZAHAWI, R. A. Seed rain under tree islands planted to restore degraded lands in a tropical agricultural landscape. **Ecological Applications**, v. 20, n. 5, p. 1255-1269, Jul 2010. ISSN 1051-0761. Available at: < <Go to ISI>://WOS:000279047400006 >.

CORBIN, J. D.; HOLL, K. D. Applied nucleation as a forest restoration strategy. **Forest Ecology and Management**, v. 265, p. 37-46, Feb 1 2012. ISSN 0378-1127. Available at: < <Go to ISI>://WOS:000299981900005 >.

CORBIN, J. D. et al. A long-term evaluation of applied nucleation as a strategy to facilitate forest restoration. **Ecological Applications**, v. 26, n. 1, p. 104-114, Jan 2016. ISSN 1051-0761. Available at: < <Go to ISI>://WOS:000369511000010 >.

DE MELLO, K.; TOPPA, R. H.; CARDOSO-LEITE, E. PRIORITY AREAS FOR FOREST CONSERVATION IN AN URBAN LANDSCAPE AT THE TRANSITION BETWEEN ATLANTIC FOREST AND CERRADO. **Cerne**, v. 22, n. 3, p. 277-287, Jul-Sep 2016. ISSN 0104-7760.

HOLL, K. D. et al. Planting Seedlings in Tree Islands Versus Plantations as a Large-Scale Tropical Forest Restoration Strategy. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 4, p. 470-479, Jul 2011. ISSN 1061-2971.

LAMB, D.; ERSKINE, P. D.; PARROTTA, J. A. Restoration of Degraded Tropical Forest Landscapes. **Science**, v. 310, n. 5754, p. 1628-1632, 2005. Available at: < <http://science.sciencemag.org/content/310/5754/1628.abstract> >.

PARROTTA, J. A.; TURNBULL, J. W.; JONES, N. Introduction - Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, v. 99, n. 1-2, p. 1-7, Dec 1997. ISSN 0378-1127.

POUFOUN, J. N. et al. The value of endangered forest elephants to local communities in a transboundary conservation landscape. **Ecological Economics**, v. 126, p. 70-86, Jun 2016. ISSN 0921-8009.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; TRES, D. R. Nucleation in tropical ecological restoration. **Scientia Agricola**, v. 67, n. 2, p. 244-250, 2010. ISSN 0103-9016. Available at: < <Go to ISI>://WOS:000277153200018 >.

RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242-1251, 2009. ISSN 0006-3207. Available at: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320708004771> >.

SCHLAWIN, J.; ZAHAWI, R. A. 'Nucleating' succession in recovering neotropical wet forests: The legacy of remnant trees. **Journal of Vegetation Science**, v. 19, n. 4, p. 485-U7, Aug 2008. ISSN 1100-9233. Available at: < <Go to ISI>://WOS:000255199200006 >.

SER. Society for Ecological Restoration. 2017. Available at: < <http://www.ser.org/> >.

ZAHAWI, R. A.; AUGSPURGER, C. K. Tropical forest restoration: Tree islands as recruitment foci in degraded lands of Honduras. **Ecological Applications**, v. 16, n. 2, p. 464-478, Apr 2006. ISSN 1051-0761. Available at: < <Go to ISI>://WOS:000237052200004 >.

ZAHAWI, R. A. et al. Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. **Journal of Applied Ecology**, v. 50, n. 1, p. 88-96, Feb 2013. ISSN 0021-8901. Available at: < <Go to ISI>://WOS:000314520500011 >.

2. DESENVOLVIMENTO E OCUPAÇÃO DA ÁREA PELAS ESPÉCIES FLORESTAIS ATRAVÉS DA NUCLEAÇÃO APLICADA

Resumo

A nucleação aplicada com árvores nativas é uma técnica de restauração ecológica que combina teorias e práticas da restauração ativa e passiva, e inclui diversas metodologias de plantios tais como em aglomerados, faixas, grupos e outros. Por existir uma grande quantidade de técnicas, conceitos e metodologias acerca do tema, pouco se sabe sobre a utilização e os resultados dos diferentes arranjos de “nucleação aplicada”. Neste contexto, o presente projeto buscou analisar o crescimento e desenvolvimento de quatro espécies arbóreas nativas (*Inga laurina*, *Cordia trichotoma*, *Albizia niopoides* e *Jacaratia spinosa*) plantadas em pequenos núcleos monoespecíficos de aproximadamente 3 m², com dez repetições de cada espécie, totalizando em 40 núcleos dispostos em aproximadamente 130 m² numa área total de 4.000 m². Para tanto, o experimento de nucleação aplicada (ou grupos de Anderson) foi instalado em 2008 em delineamento inteiramente casualizado, com o objetivo de restaurar um antigo pasto abandonado em área de preservação permanente ao lado do córrego Piracicamirim dentro da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” da Universidade de São Paulo, em Piracicaba-SP. Avaliou-se desde agosto de 2008 até março de 2016 a sobrevivência, o diâmetro altura do peito (DAP), desenvolvimento de copa, altura, área basal e biomassa de cada indivíduo plantado em cada um dos núcleos. Adicionalmente, avaliamos esses parâmetros para as diferentes posições de cada espécime no núcleo (centro ou borda do núcleo) e a taxa de ocupação de área de cada núcleo e, conseqüentemente, de cada uma das quatro espécies ao final das medições. Houve diferença significativa entre espécies para os parâmetros: mortalidade, DAP, altura, área basal, biomassa e área de copa, indicando que as espécies pioneiras típicas *A. niopoides* e *J. spinosa* se desenvolveram bem em comparação as demais espécies nesse arranjo de plantio. Entretanto, não houve diferença significativa entre os parâmetros analisados para as disposições de plantio, com exceção da área basal do *I. laurina*, dentro dos núcleos, ou seja, no centro ou na borda do núcleo para a maioria das espécies e parâmetros avaliados os indivíduos apresentam desempenhos semelhantes.

Palavras-chave: Restauração florestal em núcleos; Nucleação aplicada; Núcleos monoespecíficos

Abstract

In Brazil, nucleating techniques include several concepts such as shelters, perches, clustering of the seed bank and planting of native tree species. Applied nucleation with native trees is an ecological restoration technique that combines theories and practices of active and passive restoration. However, it is a still under used and under studied technique. In this context, the present project aims to analyze the growth and development of four trees native species (*Inga laurina*, *Cordia trichotoma*, *Albizia niopoides* and *Jacaratia spinosa*) planted in small and mono specific

nuclei ($\approx 3 \text{ m}^2$) with 5 trees in each. There is ten replicates of each species, totaling 40 nuclei arranged in approximately 130 m^2 in a total area of $4,000 \text{ m}^2$. In order to do so, the applied nucleation experiment (or Anderson group) was installed in 2008 in a completely randomized design with the objective of restoring an abandoned pasture in a permanent preservation area along the Piracicamirim stream in College of “Luiz de Queiroz” from University of São Paulo, in Piracicaba-SP. The survival, chest height (DBH), crown development, height, basal area and biomass of each individual planted in each of the nuclei were evaluated from August 2008 to March 2016. In addition, we evaluated these parameters for the different positions of each specimen in the core (center or edge of the core) and the area occupation rate of each nuclei and, consequently, of each of the four species at the end of the measurements. There were significant differences among species for the parameters: mortality, DBH, height, basal area, biomass and crown area, indicating that the *A. niopoides* and *J. spinosa* developed well in comparison to the other species in this planting arrangement. However, there was no significant difference between the analyzed parameters for the planting arrangements within the cores, exemption for basal area of *I. laurina*, that is, in the center or at the edge of the nuclei, the individuals presented similar performances

Keywords: Forest restoration in nuclei; Applied nucleation; Mono specific nuclei

2.1. Introdução

Existe um montante considerável de informação e teorias sobre sucessão e ecologia de florestas tropicais. Muitas dessas teorias tiveram e tem impacto direto ou indireto nas práticas atuais da restauração ecológica (Rodrigues *et al.*, 2009).

A nucleação aplicada é uma técnica da restauração ecológica a qual foi postulada como uma teoria ecológica da sucessão primária em florestas (Yarranton and Morrison, 1974). Atualmente, a nucleação aplicada tem abordagem ampla e inclui diferentes conceitos, desde pequenos aglomerados de vegetação até refúgios para fauna (Bechara *et al.*, 2007; Zahawi *et al.*, 2013). Normalmente, na nucleação aplicada são realizados plantios de espécies arbóreas em pequenos aglomerados da área a ser restaurada, onde espera-se que ocorra a expansão dos núcleos para o restante da área (Bechara *et al.*, 2016). Seja por meio da entrada de novos indivíduos provindo da paisagem ou pelo crescimento e reprodução dos indivíduos previamente plantados.

A nucleação aplicada é uma técnica indicada e eficaz para restaurar áreas com nível médio de distúrbios (Zahawi *et al.*, 2013; Boaneres and Azevedo, 2014a), isto porque foi inicialmente descrita como componente da dinâmica natural das florestas onde, através da sucessão ecológica, o pequeno aglomerado de árvores, arbustos ou outros tipos de vegetação facilitariam a expansão e a colonização da área anteriormente aberta (Yarranton and Morrison,

1974). Essa expansão florestal se dá através do estabelecimento, propagação e substituição de espécies vegetais dos aglomerados ao longo do tempo (Pickett *et al.*, 2001). Temos como exemplo o que ocorre em pastagens abandonadas com presença de árvores remanescentes, as quais influenciam fortemente a quantidade, presença e colonização de novos indivíduos, por servirem como “foco de recrutamento” de demais espécies (Duncan and Chapman, 1999).

Desta forma, o conceito de nucleação ou do plantio em ilhas representa um grau intermediário de intervenção na área e combina tanto as práticas da restauração ativa como da passiva para acelerar e influenciar a sucessão ecológica florestal (Benayas *et al.*, 2008). Essa intervenção serve como “energia de ativação” para iniciar o processo de restauração florestal, facilitando o estabelecimento e desenvolvimento de novos indivíduos da regeneração natural sem necessidade de manejo adicional (Corbin and Holl, 2012). A “energia de ativação” dos núcleos de árvores é, portanto, uma intervenção concentrada num dado local, visando atenuar possíveis efeitos alelopáticos causados por gramíneas, bem como a competição entre espécies invasoras ou super abundantes e as demais espécies florestais, objetivando criar um ambiente mais favorável ao estabelecimento das espécies arbustivas e arbóreas de interesse (Holl, 2002; Zahawi and Augspurger, 2006). Isto ocorre devido, principalmente, à facilitação praticada pelas árvores presentes nos aglomerados que atenuam o estresse severo de áreas abertas (Holl, 2002).

Por outro lado, os plantios de mudas de espécies arbóreas nativas em aglomerados em paisagens fragmentadas e degradadas podem se manter níveis estáveis de degradação por períodos longo de tempo (Cole *et al.*, 2010). Isso porquê os pequenos aglomerados não conseguem romper as barreiras severas da degradação impostas em locais e circunstâncias específicas. A restauração ecológica nesse caso não ocorre e os aglomerados de árvores não conseguem influenciar a cobertura de copa do local, mantendo o ecossistema num nível estável de degradação elevado. Por esse motivo o recrutamento e a colonização de novas espécies para o restante da área não se efetiva e os aglomerados tendem a ser substituído por gramíneas e espécies invasoras ruderais ao longo do tempo mantendo a degradação do ecossistema na área (Corbin and Holl, 2012).

Em alguns casos específicos os plantios em área total são mais indicados pois conseguem influenciar áreas mais extensas, com maior densidade de mudas e espécies arbóreas. Em trabalho recente, Holl (2011) e colaboradores, encontram que árvores plantadas em área total tendem a ter maiores taxas de crescimento quando comparadas com aquelas plantadas em núcleos. Porém, até o presente momento foi visto que os plantios em área total tendem a apresentar menores taxas de sobrevivência quando comparados à nucleação aplicada, isto devido provavelmente as mais acentuadas interações entre as árvores dos núcleos. Isso deve-se

principalmente à alta densidade de árvores dentro das áreas dos núcleos e pela distância entre núcleos, que são os fatores que influenciam o crescimento, a sobrevivência, o desenvolvimento e área de copa das árvores (Holl *et al.*, 2011).

Normalmente, o tamanho, o arranjo e a área de intervenção dos plantios em núcleos variam de acordo com as necessidades e potencialidades do projeto de restauração e da área estudada. Os plantios podem ser realizados em grupos, faixas ou linhas (Holl *et al.*, 2011), o tamanho dos núcleos podem variar de 4 a mais de 100 m² e a restauração em núcleos utiliza geralmente 30 a 40% do total da área de restauração (Fink *et al.*, 2009; Holl *et al.*, 2011; Zahawi *et al.*, 2013). Por esses motivos, os custos totais destes plantios são normalmente reduzidos entre 40 e 70% quando comparados com plantios de restauração em área total (Corbin and Holl, 2012). Sendo possível reestabelecer a composição e a riqueza de espécies até condições semelhantes e/ou maiores que os plantios convencionais em área total e em florestas secundárias degradadas na mesma região de estudo (Bechara *et al.*, 2007; Corbin *et al.*, 2016).

Tendo em vista o elevado potencial de restauração florestal a partir da nucleação aplicada e, ao mesmo tempo, a necessidade de maior compreensão sobre a resposta ecológica desta metodologia frente às diferentes condições silviculturais de diferentes arranjos de espécies, o presente capítulo deste projeto de pesquisa tem como objetivo principal entender o comportamento das diferentes espécies arbóreas plantadas em núcleos adensados e monoespecíficos com as mesmas condições iniciais de plantio e também compreende como as árvores presentes nas extremidades desses pequenos núcleos monoespecíficos influenciaram o desenvolvimento das árvores centrais dos núcleos.

2.2. Materiais e Métodos

2.2.1. Descrição da área do experimento de nucleação

O experimento faz parte do projeto de adequação ambiental do campus “Luiz de Queiroz” e está inserido numa área de preservação permanente (APP) à margem direita do ribeirão Piracicamirim, dentro da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” da Universidade de São Paulo, atrás do departamento de Ciências Florestais (LCF), no município de Piracicaba, latitude 22° 42’40S e longitude 47°37’30 W, a uma altitude de aproximadamente 500 metros. O clima da área de estudo é classificado como Cwa, de acordo com Köppen-Geiger (Peel *et al.*, 2007), com temperaturas médias anuais de 21,6°C e precipitação média anual de 1300 mm, sendo estes dados registrados entre 1917-2016.

A área de plantio do experimento é vizinho do fragmento florestal de 14 hectares localmente conhecido como “Mata da Pedreira” (figura 1). O remanescente tem como

fitofisionomia definida a Floresta Estacional Semidecidual (FES) apresentando algumas características de Floresta Decídua (Veloso *et al.*, 1991). A FES em questão está inserida na Mata Atlântica e, assim como a maioria dos fragmentos florestais remanescentes neste bioma, sofreu ao longo dos anos diversos impactos e perturbações antrópicas como, por exemplo, a exploração madeireira, entrada de animais domésticos e incêndios, incluindo um de grande intensidade em julho de 1981 (Catharino, 1989).

O histórico de distúrbios da área criou um mosaico de estágios sucessionais dentro do fragmento, onde há locais com predomínio de espécies arbóreas de estágios finais da sucessão (locais pouco degradados) e outros com alta densidade de lianas e espécies arbóreas pioneiras (característica de elevada antropização) (Cesar *et al.*, 2016). Além disso, a matriz circundante do fragmento é composta por estradas, pastagens degradadas, cultivos agrícolas e áreas urbanas e, há mais de um século, o fragmento está isolado na paisagem, dificultando a permeabilidade de ocupação natural de outras espécies no entorno do fragmento.

Historicamente, o uso do solo da área em que foi realizado o experimento foi um pasto com *Brachiaria decumbens* Stapf e com acesso para o gado ao ribeirão Piracicamirim. No ano de 2008 realizou-se o plantio de espécies arbóreas nativas visando à restauração florestal do local. O experimento de nucleação aplicada foi realizada em aproximadamente 130 m² da área total de 4.000 m².

Figura 1. Mapa de identificação da área do experimento dentro da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” e imagem do experimento obtida através de um veículo aéreo não tripulado (drone) em maio de 2016.

O experimento consiste em plantio em grupos, núcleos ou o ilhas de árvores (Zahawi and Augspurger, 2006). Foram plantadas 200 mudas de espécies arbóreas em 40 núcleos nos 4000 m² de área total do experimento. Os núcleos foram espaçados em aproximadamente 7

metros uns dos outros e estes foram compostos por cinco árvores nativas de mesma espécie cada um. O espaçamento entre árvores dentro dos núcleos foi de um metro uma das outras, totalizando, aproximadamente 3,14 m² de área por núcleo. Foram utilizadas quatro espécies arbóreas nativas regionais em experimento com 10 repetições por tratamento em delineamento inteiramente aleatório (figura 2).

Figura 2. Croqui geral do experimento inteiramente aleatorizado seguido pela distância entre núcleos (7 metros) e por último a distância entre árvores dentro dos núcleos (1 metro).

Na época de instalação do experimento a infestação de *Brachiaria decumben* Stapf foi controlada apenas em volta dos núcleos de forma que as mudas plantadas não fossem suprimidas pelas gramíneas (figura 3 A). As covas foram abertas de forma manual, com cavadeiras e tiveram dimensão aproximada de 25x25x25 cm (figura 3 C). As mudas plantadas foram cultivadas em tubetes de 290 cm³ e foram provenientes de viveiros da região. A adubação de cobertura foi proveniente de cama de frango curtida e aplicada na quantidade de 7 kg por cova (figura 3 B e D).

Figura 3. A) Abertura da área de plantio em núcleos; B) Dessecação e coroamento dos núcleos; C) Coveamento para adubação e plantio. D) Plantio.

O replantio dos indivíduos mortos foi realizado até os seis meses de idade, porém devido à baixa qualidade das mudas do replantio as falhas de algumas espécies persistiram, principalmente, da espécie de *Jacaratia spinosa* (figura 4). A manutenção do experimento foi realizada periodicamente a cada 4-5 meses e o manejo das gramíneas competidoras repetiu-se durante os dois primeiros anos de forma manual com enxada. Posterior à estes dois anos realizou-se capina química durante mais um ano a cada quatro meses até o fechamento total das copas, ou seja a partir do 3º ano de plantio não houve mais manutenção da área. Apenas em março de 2016, juntamente com a coleta de dados, realizamos o manejo seletivo das lianas superabundantes que estavam tomando conta do dossel superior das árvores.

Figura 4. A) Núcleo de *Jacaratia spinosa* com um ano, em 2009. B) Núcleo de *Jacaratia spinosa* com oito anos, em 2016.

2.2.2. Espécies utilizadas nos núcleos mono específicos

Tabela 1. As espécies selecionadas para o plantio em núcleos visando à restauração ecológica. P = Pioneira. Si = Secundária inicial. ANE = Anemocórica. ZOO = Zoocórica. SP = Sempre Verde. Dec = Decídua. Parc = Parcialmente as folhas. Nit = Fixação de Nitrogênio. Frut = Frutífera. Mad = Madeira de boa qualidade.

Espécie	Síndrome dispersão	Densidade (g/cm ³)	Caducifólia	Função
<i>Albizia niopoides</i> (Benth.) Burkart	ANE	0,54	Dec	Nit
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	ZOO	0,71	SV	Nit, Frut
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	ANE	0,48	Parc	Mad
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	ZOO	0,17	Parc	Frut

A tabela 1 lista as espécies plantadas no experimento e suas características e atributos funcionais, tais como: síndrome de dispersão, densidade básica da madeira (em gramas por centímetro cúbico), regime foliar das espécies e sua funcionalidade. Todas as espécies plantadas no experimento são nativas regionais da Floresta Estacional Semidecidual (Carvalho, 2010).

A maior parte das espécies selecionadas para compor os núcleos monoespecíficos do experimento de nucleação aplicada são de rápido crescimento e tolerantes a luz solar direta. Todas as espécies escolhidas são de ocorrência ampla no Brasil e são largamente utilizadas em reflorestamento e sistemas agroflorestais na América do Sul e América Central (Ramalho, 2003; Carvalho, 2010). Das quatro espécies utilizadas, duas são dispersas pelo vento (anemocóricas) e duas por animais (zoocóricas).

As espécies *A. niopoides* e *I. laurina* são muito indicadas para plantios de restauração florestal devido ao rápido crescimento inicial de copa, produzindo copa frondosa com boa sombra nos primeiros anos de plantio. São espécies tolerantes a seca e produzem madeira dura de boa qualidade (M.L.R Arce, 1992). O *I. laurina* apresenta alta alocação de compostos na folhagem resultando em sombra abundante. O gênero *Inga* é também conhecido por alta fixação de nitrogênio com bactérias e fungos simbioses o que leva a um aumento no crescimento de outras espécies no seu entorno (Carpenter *et al.*, 2004). O Jaracatiá ou *J. spinosa* produz boa quantidade de frutos e sementes que são avidamente procurados por pássaros e macacos dispersores de sementes. O louro-pardo ou *C. trichotoma* é uma espécie indicada para fins madeireiros com madeira de boa qualidade, dura, fácil de trabalhar e de boa durabilidade.

2.2.3. Coleta de dados

2.2.3.1. Desenvolvimento e crescimento das mudas

Para avaliar o desempenho das espécies selecionadas foram coletados a altura total e área de copa (ac) de todos os indivíduos plantados, nos seguintes períodos: agosto de 2008 (6 meses de idade), fevereiro de 2009 (quase 1 ano), julho de 2009 (1 ano e meio), fevereiro de 2010 (2 anos), agosto de 2011 (3 anos e meio), março de 2013 (5 anos) e março de 2016 (8 anos). A mensuração do Diâmetro a Altura do Peito (DAP) iniciou-se em fevereiro de 2009 e foi mensurada conjuntamente nos mesmo períodos das alturas e áreas de copa descritas acima.

2.2.3.2. Extensão da área de copa das espécies plantadas em núcleos

O crescimento e desenvolvimento de copa e do dossel florestal diferem drasticamente entre espécies e metodologias de plantio na restauração florestal da Mata Atlântica (Campoe *et al.*, 2010). Portanto, conhecer e avaliar a extensão da copa de algumas espécies na nucleação aplicada é uma forma de somar argumentos para melhorar a eficiência desta técnica na restauração florestal. Pensando em aumentar o embasamento científico acerca da escolha das espécies a serem plantadas medimos em março de 2016 a área total de copa ocupada por cada núcleo. Para tal, utilizamos a mesma metodologia descrita por Holl e colaboradores (2011), na qual a área da copa é obtida através da obtenção das médias entre o maior e o menor diâmetro da projeção da copa sobre o solo, mensuradas com fita métrica ou DME (Distance Measuring Equipment) em duas linhas perpendiculares, calculadas como uma elipse. Posteriormente, denominamos os valores das elipses dos núcleos como área de copa ou área de ocupação dos núcleos.

2.2.3.3. Índice de área de vegetação dos núcleos (IAV)

Complementarmente a medição da extensão de área de copa, mensuramos o índice de área de vegetação (IAV) dos núcleos no experimento. O IAV é altamente correlacionado com a área foliar da comunidade arbórea. A área foliar ou índice de área foliar é uma variável chave de importância e de referência para avaliar e comparar espécies, plantios e técnicas florestais que visam recuperar florestas tropicais (Campoe *et al.*, 2010). O IAV serviu também para aumentar o embasamento científico sobre a extensão das copas das árvores plantadas em núcleos monoespecíficos. Na Floresta Estacional Semidecidual, de sazonalidade acentuada as clareiras ou a decíduidade de algumas espécies são normais, mudando a dinâmica da regeneração de indivíduos do sub-bosque (Gandolfi *et al.*, 2007). Então, compreender os fatores de variação pode nos ajudar a sugerir a melhor escolha de espécies a serem plantadas nessa técnica de restauração ecológica.

O índice de área de vegetação foi determinado através do método de análise de fotografias hemisféricas (figura 5). Para tal, foram tomadas 4 fotografias por núcleo nos locais apresentados na figura 6. As fotos foram realizadas em dois períodos do ano devido à sazonalidade foliar de algumas espécies (como descrito no parágrafo anterior): no inverno, época de déficit hídrico na região, em julho de 2016; e no verão, época das chuvas na região, em fevereiro de 2017. As fotos foram processadas pelos software Hemisfer 2.16 e a fim de evitar valores incorretos pelo software, as fotografias foram realizadas até as 09 a.m. e após as 15 p.m, horários ideais para evitar a incidência direta de luz solar nas fotografias e a consequente descompensação de cores, luz e iluminação das fotografias.

As fotografias foram capturadas com a câmera Canon EOS 700D Rebel T5i e lente de modelo SIGMA 8 mm F3 EX DG circular FISHEYE, com imagens de até 18 megapixels. Seguindo a metodologia mais indicada para análise das fotografias hemisféricas, a câmera foi montada em quatro pontos diferentes distantes um metro em diagonal da árvore central de cada núcleo vide figura 6. A câmera foi mantida na horizontal a aproximadamente 80 cm do solo com foco no dossel florestal com a parte superior da lente em direção ao norte magnético e para tanto, a câmera foi suspensa através de um tripé e ajustado à angulação do chão com auxílio de nível de bolha (Campoe *et al.*, 2010).

Figura 5. Fotografias hemisféricas do experimento de nucleação aplicada localizado em Piracicaba-SP, realizadas no verão. Espécies dos núcleos das fotografias em sentido horário, iniciando à esquerda em cima: A) *I. laurina*. B) *J. spinosa*. C) *C. trichotoma* D) *A. niopoides*.

Figura 6. Representação dos núcleos, disposição das árvores nos núcleos (de 1 a 5) e os pontos de tomada das fotografias hemisféricas.

2.3. Análise dos dados

2.3.1. Equações utilizadas para análise de cada parâmetro amostrado

A média da sobrevivência em porcentagem por espécie foi calculada através da multiplicação do número de indivíduos sobreviventes no período de mensuração por 100 (%) e dividido por 40 (número total de indivíduos por espécie), resultando na porcentagem de

sobrevivência da respectiva espécie calculada. Através da análise das médias de sobrevivência em cada período amostrado, foi possível analisar a curva de sobrevivência de cada espécie até o momento presente.

Para a análise das variáveis dendrométricas (DAP e altura) todos os indivíduos plantados foram amostrados, possibilitando a comparação do desempenho de desenvolvimento entre as quatro diferentes espécies nos diversos períodos em que foram realizadas as medições do experimento.

Já para a área basal a unidade amostral foi o núcleo e, para tanto, realizamos o cálculo de área de cada fuste dos indivíduos plantados no núcleo (equação 1), somamos todos e dividimos pelo número de indivíduos no núcleo, obtendo a média de cada núcleo. Posteriormente realizamos o teste paramétrico da análise de variância seguida do teste de Tukey HSD ($p < 0,05$) para o ano de 2016:

$$\text{equação 1: } G \text{ (m}^2\text{)} = \pi * DAP^2 / 40000$$

Onde: G é área basal em m^2 e DAP é diâmetro a altura do peito em cm.

A biomassa por núcleo foi estimada através da equação (2) elaborada por Ferez (2015). Para utilizar esta equação foi necessário mensurar o diâmetro a altura de 30 cm do solo e posteriormente a área seccional nessa mesma altura (Ferez *et al.*, 2015). A estimativa da biomassa foi comparada entre espécies a partir da soma das biomassas individuais de cada fuste e de cada indivíduo nos núcleos, para posterior realização da comparação das médias por núcleo.

$$\text{equação 2: } \ln(BAS) = 6.039 + 0.945 \times \ln(AS) + 0,961 \times \ln(H) \times 1.022 \times \ln(\rho)$$

Onde: BAS é biomassa acima do solo; AS área seccional à 30 cm do solo; H altura total; ρ densidade básica da madeira proveniente de *Brancalion* (2017, dados não publicados).

A área de copa por indivíduo e a área de ocupação dos núcleos foram calculadas como uma elipse (3)

$$\text{equação 3: elipse} = (\pi d1 \times d2 / 4)$$

Onde: dA é diâmetro na transversal A e dB diâmetro na transversal B.

A área de copa é uma medida individual para cada árvore viva presente. Posteriormente calculamos a área de copa total dos núcleos com cinco árvores (medida composta pela extensão máxima das copas dos núcleos monoespecíficos). O volume de copa dos núcleos foi estimado como uma forma cilíndrica. Através da multiplicação da elipse pela altura total de copa (altura máxima pela altura mínima do início da copa dos indivíduos do núcleo).

Para todos os parâmetros estudados e analisados realizamos o teste de Shapiro-Wilk para atestar a distribuição da normalidade dos dados. Posteriormente ao teste de normalidade, realizamos a análise de variância seguida pelo teste de comparação de médias de Tukey HSD à 5% de probabilidade para os dados paramétricos (distribuição normal). E o teste da somatória dos rankings de Wilcoxon para os dados não paramétricos (distribuição não normal). Os testes de comparação foram realizados apenas para o último período de medição (em 2016) e todas as análises estatísticas e gráficas foram realizados no software R (Team, 2014).

2.4. Resultados

2.4.1. Taxa de sobrevivência

Figura 7. Taxa de sobrevivência das diferentes espécies plantadas em experimento de nucleação em Piracicaba-SP. Letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey HSD ($p < 0.05$).

A taxa de sobrevivência foi calculada em sete períodos distintos, iniciando aos 6 meses de idade do experimento (agosto de 2008), nesse período foi realizado o replantio das falhas iniciais do plantio de todas as espécies, por esse motivo a sobrevivência nesse período era ainda de 100%. A partir dessa primeira medição houve uma queda acentuada na sobrevivência de *J.*

spinosa devido provavelmente a qualidade das mudas do replantio. As mudas foram provenientes da antiga Companhia Energética de São Paulo (CESP) e foram deslocadas por aproximadamente 500 km, afetando sua qualidade. Entre fevereiro de 2010 e março de 2013 a mortalidade das espécies *J. spinosa* e *C. trichotoma* continuaram a aumentar até se manterem estáveis em março de 2013. Nesse período *A. niopoides* teve um pequeno incremento na taxa de sobrevivência devido provavelmente a rebrota de alguns indivíduos após queda ou morte aparente. Porém, a sobrevivência de *A. niopoides* também teve uma queda no período entre fevereiro de 2010 e março de 2013. *I. laurina* foi a única espécie que manteve-se com sobrevivência constante durante todos os períodos avaliados.

Entretanto, *I. laurina*, *A. niopoides* e *C. trichotoma* não tiveram diferenças entre as taxas de sobrevivência através do teste estatístico realizado para o último período de medição do experimento. A taxa foi diferente apenas para a espécie *J. spinosa*. Apenas 40% ou 17 indivíduos sobreviveram na área total. A taxa de sobrevivência geral de todo o experimento foi de aproximadamente 70%.

2.4.2. Desenvolvimento das espécies em altura

Figura 8. Média das alturas ao longo do tempo das quatro espécies plantadas em experimento de nucleação no município Piracicaba-SP. Letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey HSD numa probabilidade de 95% ($p < 0.05$).

Como é possível observar na figura 8, o maior desenvolvimento em altura foi o da espécie *A. niopoides*, a qual os indivíduos alcançaram em média 12 metros de altura e obtiveram crescimento médio de aproximadamente 2 metros por ano. Os indivíduos de *J. spinosa* e *C. trichotoma* tiveram valores médios de aproximadamente 9 metros de altura na última medição e crescimento médio anual de 1,1 metros em altura. As menores alturas encontradas foram para os indivíduos da espécie *I. laurina* com média aproximada de 5 metros e crescimento médio de 0,8 metro por ano.

2.4.3. Cálculo de área basal para cada espécie

Figura 9. Média da área basal por núcleos mono específico de 5 árvores ao longo do tempo das quatro espécies plantadas em experimento de nucleação no município de Piracicaba-SP. Letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey HSD numa probabilidade de 95% ($p < 0.05$).

A espécie *J. spinosa* destacou-se com a maior média de área basal por núcleo, aproximadamente 0,2 m² e o maior incremento médio anual, de cerca de 0,01 m² por indivíduo. Para *A. niopoides* a média de área basal final foi de 0,055 m² e incremento médio anual de 0,002 m². O louro-pardo ou *C. trichotoma* obteve valores médios de aproximadamente 0,045 m² de área basal e 0,0017 m² incremento médio anual por indivíduo. Enquanto que *I. laurina* obteve os

valores mais baixos de área basal do experimento com cerca de $0,03 \text{ m}^2$ por núcleo. O crescimento médio anual de área basal dos indivíduos de *I.laurina* não alcançaram a $0,001 \text{ m}^2$ (vide figura 9).

2.4.4. Cálculo de Biomassa para cada espécie

Figura 10. Média da biomassa por núcleo de 5 árvores ao longo do tempo das quatro espécies plantadas em experimento de nucleação no município de Piracicaba-SP. Letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey HSD numa probabilidade de 95% ($p < 0.05$).

Os núcleos de *A. niopoides*, *J. spinosa*, *C. trichoma* e *I. laurina* acumularam em média, até março de 2016, aproximadamente 3000, 1500, 1000 e 850 Kg de biomassa viva acima do solo, respectivamente, e a biomassa total acumulada por todas as árvores do experimento foi de aproximadamente 6 Mg (toneladas). Como podemos observar na figura 10, *A. niopoides* foi a espécie que obteve os maiores valores finais de biomassa e de incremento médio por indivíduo, 3 Mg e $8,7 \text{ Kg}^{-\text{ano}}$, respectivamente. Mesmo com baixa densidade de madeira e a alta mortalidade dos indivíduos de *J. spinosa* (cerca de 60%) a espécie acumulou cerca de 1,5 Mg de biomassa final e incremento médio final por indivíduo de $6,89 \text{ Kg}^{-\text{ano}}$. A *C. trichoma* acumulou cerca de 1 Mg e $3,24 \text{ Kg}^{-\text{ano}}$ médio por indivíduo. Já *I. laurina* acumulou cerca de 0,8 Mg de biomassa e incremento médio final de $1,5 \text{ Kg}^{-\text{ano}}$ por indivíduo.

2.4.5. Área e volume de copa e taxa de ocupação das espécies

Figura 11. Área de copa em m² das diferentes espécies plantadas no experimento de nucleação. Letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey HSD numa probabilidade de 95% ($p < 0.05$).

As médias de área de ocupação da copa por espécie, exibidas na figura 11, mostram que em média os núcleos plantados com *A. niopoides* recobriram aproximadamente 110 m² de área cada um, valor duas vezes maior do que a média das áreas de copa dos núcleos *J. spinosa* e *I. laurina*, os quais ocuparam aproximadamente 50 m² cada um. Enquanto que a média de área de copa dos núcleos de *C. trichotoma* ocuparam apenas 34 m², valor quase quatro vezes menor do que a média de área coberta de *A. niopoides*.

Tabela 2. A soma da área de copa dos núcleos e a ocupação total em relação a área no início do experimento (2008) e a soma da área de copa atual (2016) e a área atual de ocupação em relação a área do experimento. Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey HSD ($p < 0,05$).

Espécie	Área de copa total 2008 (m ²)	Área de ocupação 2008 (%)	Área de copa total 2016 (m ²)	Área de ocupação 2016 (%)
<i>Albizia niopoides</i> (Benth.) Burkart	8,1 a	0,2	1125 a	28
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	7,4 a	0,2	400 b	10
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	7,4 a	0,2	285 b	7,1
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Steud.	9,8 a	0,2	323 b	8,1

Na tabela 2 apresentamos os resultados provenientes da soma da área de copa e a porcentagem total da ocupação da área pelas espécies plantadas em núcleos monoespecíficos. No início do experimento, em 2008, as copas das quatro espécies plantadas em núcleos ocuparam a mesma porcentagem da área cada uma, com cerca de 0,2%, ou aproximadamente 8 m² por espécie. A soma total das ocupações para a área total foi inferior a 1 %.

Figura 12. A) fotografia do local e imagem aérea de 2007 antes da instalação do experimento. B) fotografia do local e imagem aérea de 2017. Fonte das imagens aéreas: Google Earth.

Em 2016 a ocupação da área pela copa das árvores plantadas em núcleos monoespecíficos ultrapassou 53% da área total do experimento, como se pode observar é possível observar na figura 12. Os núcleos de *A. niopoides* ocuparam mais de um quarto da área, com 28 % de taxa de ocupação e aproximadamente 1100 m² no total. Os núcleos com *Inga laurina* e *Cordia trichotoma* ocuparam, respectivamente, 10% e 8% da área total, cerca de 400 m² e 320 m², respectivamente. Enquanto que os núcleos de *Jacaratia spinosa* ocuparam 270 m² ou 7% da área total devido à elevada taxa de mortalidade inicial.

Figura 13. Volume de copa dos núcleos com cinco árvore por espécie. Letras diferentes diferem estatisticamente no teste de Tukey HSD ($p < 0,05$)

No que tange a ocupação da copa em volume, observamos na figura 13 que, assim como para o parâmetro de área de copa, a espécie *A. niopoides* destacou-se em comparação às demais espécies do experimento apresentando a maior média, aproximadamente, 800 m³. O volume médio de copa por núcleo da espécie *J. spinosa* foi de aproximadamente 350 m³, enquanto que o volume médio das copas de *I. laurina* e *C. trichotoma* ocuparam respectivamente 340 m³ e 210 m³.

2.4.6. Índice de área de vegetação das espécies

Figura 14. Índice de Área de Vegetação (eixo y) de quatro espécies plantadas em núcleos com cinco árvores, em duas épocas do ano (eixo x). Letras diferentes na parte superior diferem estatisticamente do teste de Tukey HSD ($p < 0,05$).

Os índices de área de vegetação (IAV) para dois períodos do ano calculados a partir das fotografias hemisféricas com o software Hemisfer 2.16 estão exibidos no gráfico da figura 14. O gráfico foi dividido em duas partes para os dois períodos de captura das fotografias hemisféricas devido à sazonalidade de folhas das espécies da Floresta Estacional Semidecidual. É possível observar que no período das chuvas (estação úmida) há a maximização na quantidade de folhas e o consequente aumento da cobertura foliar de todas as espécies e, portanto, são encontrados os valores máximos de IAV.

Observamos que, mesmo a espécie *I. laurina*, a única classificada como perenifólia plantada no experimento apresentou um possível incremento foliar na estação úmida, com valores médios que variaram entre $1,8 \text{ m}^2/\text{m}^2$ (época seca) e mais de $2,8 \text{ m}^2/\text{m}^2$ (época úmida). Outra explicação para o aumento dos valores de IAV para *I. laurina* seria devido ao porte baixo da copa da espécie e a consequente sobreposição de copas de outras espécies florestais que estariam localizadas acima da sua copa, diferenciação que não é possível de se registrar através da análise das fotos hemisféricas.

Já os núcleos com *A. niopoides* tiveram valores médios de 1,4 m²/m² para o inverno e 2,5 m²/m² para o verão. Os núcleos com *C. trichotoma* e *J. spinosa* obtiveram valores médios de aproximadamente 0,5 m²/m² para o inverno e aproximadamente 1,6 m²/m² para o verão.

2.4.7. Comparação entre disposições de plantio nos núcleos

Para comparar o desenvolvimento e crescimento entre as árvores dentro dos núcleos utilizamos os parâmetros da altura, DAP, área basal, biomassa e mortalidade, conforme explicitado abaixo na tabela 3.

Tabela 3. Resultados das análises de variância entre as árvores centrais e as árvores periféricas dos núcleos, para os parâmetros de altura, DAP, área basal, biomassa e mortalidade em experimento de nucleação mono específica com 8 anos de idade localizado na cidade de Piracicaba-SP.

Espécie	Altura	Dap	Área basal	Biomassa	Mortalidade
	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>	<i>p</i>
<i>Albizia niopoides</i> (Benth.) Burkart	0,52	0,23	0,28	0,28	0,73
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	0,48	0,06	0,04*	0,08	0,55
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	0,40	0,07	0,06	0,09	0,97
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	0,95	0,92	0,94	0,99	0,70

* = diferença estatisticamente significativa.

Através da análise de variância não encontramos diferença estatística significativa para os parâmetros analisados entre os indivíduos presentes nos centros e nas bordas dos núcleos. Observamos apenas um parâmetro variável (área basal) em somente uma das espécies (*I. laurina*), vide valor de $p < 0,05$, cujos indivíduos da borda apresentaram maior crescimento de diâmetro à altura do peito em relação ao indivíduo central. Provavelmente conforme a idade e o tamanho das árvores avancem poderemos encontrar outras diferenças, porém até o presente momento não houve diferença significativa para as demais espécies e as variáveis analisadas.

2.5. Discussão

Em nosso caso, os núcleos eram pequenos (≈ 3 m²), monoespecíficos e de baixo espaçamento (1 m² por árvore). As diferentes espécies tiveram comportamento e desempenhos diferenciados na maioria das variáveis analisadas nesse experimento estudado nesta dissertação. Plantas pioneiras são comumente definidas como espécies que toleram a luz incidente direta e conseguem se desenvolver sobre altas temperaturas e incidência solar levando-as a um rápido crescimento e desenvolvimento de copa (Lohbeck *et al.*, 2015). Porém, as espécies classificadas

como pioneiras tiveram média à alta mortalidade diferentemente do *Inga laurina* a única que acreditávamos ser uma não pioneira e por este motivo teríamos alta mortalidade dos indivíduos devido ao estresse severo.

A verdade é que as classificações de espécies pioneiras há muitos anos está defasada e são baseadas na dinâmicas de clareiras de Budowski 1965, que classifica como pioneiras as espécies recolonizadoras de clareiras e áreas abertas e não pioneiras as espécies que colonizam áreas sombreadas de dosséis fechados. Portanto, já é conhecido que as classificações usuais são muito subjetivas e diferem drasticamente das observadas em plantios de reflorestamento para as observadas em remanescentes florestais (Campoe *et al.*, 2010).

Os resultados da sobrevivência dos indivíduos sugerem que o plantio agregado ($\approx 1\text{m}^2/\text{árvore}$) da nucleação aplicada contribuiu positivamente para o estabelecimento de mudas de não pioneira, como o *Inga laurina*, fato que é comprovado por outros estudos com espécies não pioneiras (Yang *et al.*, 2010; Bertonecello *et al.*, 2016). Provavelmente, o plantio adensado e em grupos de espécies arbóreas atuaram como um filtro ecológico, atenuando os fatores abióticos estressantes, facilitando o estabelecimento e desenvolvimento das mudas não pioneiras (Castanho and Prado, 2014).

O fato do *Jaracatia spinosa* ter as maiores taxas de crescimento em diâmetro a altura do peito e área basal pode ser reflexo de algumas características, primeiro por ser uma espécie pioneira de baixíssima densidade básica da madeira tolerantes a luz solar direta (Lorenzi, 1998) e a outra pelo fato de haver poucos indivíduos por núcleo devido à alta mortalidade da espécie e portanto os indivíduos não competiram assiduamente e tenderam a crescer mais em diâmetro na altura do peito e conseqüentemente área basal. O mesmo padrão não foi seguido pela biomassa devido ao fato da equação de biomassa levar em conta a densidade básica da madeira, a qual para o Jaracatiá é extremamente leve. Do outro lado, os indivíduos de *Inga laurina* foram os que menos se desenvolveram em dap, área basal, altura e biomassa provavelmente pelo baixo ritmo de crescimento da espécie e pela alta quantidade de indivíduos por área (cerca de $0,6\text{ m}^2$ por indivíduo).

Albizia foi a espécie que mais cresceu em altura, acumulo de biomassa e desenvolvimento de copa (área e volume) pelo fato de ser tolerante a luz direta e com alta capacidade em dominar o estrato superior da floresta. Os indivíduos de *A. niopoides* plantadas em núcleos monoespecíficos podem ainda ter sido influenciados positivamente pelo fato da espécie fixar nitrogênio e facilitar o desenvolvimento e crescimento da mesma.

O índice de área de vegetação não seguiu as mesmas tendências da área e volume de copa pelo fato das tomadas das fotografias hemisféricas serem realizadas próximos à altura do

solo (cerca de 1 metro de altura), portanto se a copa das árvores fossem amplas, estivessem longe do solo e possuísem folhas pequenas os valores de IAV são pouco menores, como foi o caso da *Albizia*. Do outro lado os núcleos com *Inga laurina* tiveram as copas mais densas e fechadas nos períodos avaliados devido ao fato da altura mínima da copa estar próxima ao chão e a espécie investir seus compostos em área foliar.

As árvores centrais dos núcleos não foram suprimidas ou dominadas pelas árvores externas de acordo com o resultado encontrados neste presente projeto. Entretanto, é possível ver uma tendência conforme as espécimes amadureçam. O *I. laurina* teve em seus indivíduos centrais menores áreas basais do que os externos, comprovando a tendência. Parece que as árvores não atingiram a maturidade ideal para competir, suprimir e dominar umas às outras dentro dos núcleos, provavelmente também pelas adubações de cobertura terem sido extremamente eficientes na época de plantio, perdurando até o momento atual. Isto indica que o plantio em núcleos adensados e fertilizados é uma boa opção e oportunidade para restaurar áreas degradadas dominadas por gramíneas, isso porque a alta concentração de árvores em núcleos parece aumentar o índice de área de vegetação, área e volume de copa diminuindo a incidência de radiação solar no local, evitando a infestação de gramíneas competidoras (De Souza and Batista, 2004).

2.6. Conclusões

O plantio adensado de 5 árvores nativas em núcleos monoespecíficos nesse local (área de preservação permanente) degradado foi uma estratégia diferenciada e inovadora. O plantio de núcleos monoespecíficos não é comumente utilizado no Brasil, pois até recentemente existia uma resolução da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo que exigia um número mínimo de espécies por hectare e atualmente a nova resolução de 2014, não exige mais um número mínimo de espécies por hectare. Portanto, o plantio de núcleos pode ser uma estratégia viável para áreas com alta resiliência e graus médios de degradação. No nosso caso específico, o ecossistema ciliar de fato necessitava de uma intervenção para restaurar ecologicamente o local. O desenvolvimento das árvores nos núcleos suprimiu as diversas espécies invasoras (em sua grande maioria gramíneas) e o ecossistema pode retomar os processos ecológicos sucessionais no local.

Como era de se esperar, as espécies plantadas em núcleos monoespecíficos tiveram comportamentos diferentes em relação a sobrevivência, altura, área basal, índice de área de

vegetação, área e volume de copa. A espécie *A. niopoides* possui maior potencial para crescimento inicial da altura, área basal e reestruturação do dossel como evidenciado pela área e volume de copa, porém em se tratando de índice de área de vegetação o *I. laurina* obteve os maiores valores. Portanto, o arranjo ideal, seriam núcleos diversificados, onde estes poderiam ter mais de uma espécie, com mais de uma característica ecológica selecionada.

Os arranjos dos plantios em núcleos devem ser planejados antes da sua implementação em campo, pois como podemos ver no caso das espécies com baixo crescimento em altura e baixa expansão de copa (caso do *I. laurina*) os indivíduos do centro dos núcleos provavelmente serão suprimidos pelas árvores periféricas, o qual influenciará o desenvolvimento das árvores centrais. Entretanto, o plantio em grupos de 5 árvores não devem ser descartados para nenhum tipo de espécie até que hajam estudos sobre o comportamento destas, uma vez que algumas espécies tem desenvolvimento mais lento e diferente quando em plantios homogêneos. Desta forma, o arranjo de plantio em grupos de 5 árvores em pequenos núcleos são recomendados para áreas com grau intermediário de degradação uma vez que este arranjo de plantio teve resultado satisfatório para o presente projeto estudado.

Referências

BECHARA, F. C. et al. Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras de biodiversidade. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. supl 1, p. 9-11, 2007.

_____. Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 11, p. 2021-2034, Oct 2016. ISSN 0960-3115.

BENAYAS, J. M. R.; BULLOCK, J. M.; NEWTON, A. C. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 6, p. 329-336, Aug 2008. ISSN 1540-9295.

BERTONCELLO, R. et al. Cluster planting facilitates survival but not growth in early development of restored tropical forest. **Basic and Applied Ecology**, v. 17, n. 6, p. 489-496, Sep 2016. ISSN 1439-1791.

BOANARES, D.; AZEVEDO, C. S. D. The use of nucleation techniques to restore the environment: a bibliometric analysis. **Natureza & Conservação**, v. 12, n. 2, p. 93-98, 2014/12// 2014. ISSN 1679-0073. Available at: <
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S167900731400005X>>.

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**, v. 259, n. 9, p.

1808-1814, Apr 2010. ISSN 0378-1127. Available at: < <Go to ISI>://WOS:000276883400014 >.

CARPENTER, F. L. et al. Methods of facilitating reforestation of tropical degraded land with the native timber tree, *Terminalia amazonia*. **Forest Ecology and Management**, v. 202, n. 1-3, p. 281-291, Dec 2004. ISSN 0378-1127.

CARVALHO, R., ERNANI, PAULO,. **Espécies Arbóreas Brasileiras**. Colombo, PR: Embrapa Florestas, 2010. 644 ISBN 978-85-7383-487-1.

CASTANHO, C. D. T.; PRADO, P. I. Benefit of Shading by Nurse Plant Does Not Change along a Stress Gradient in a Coastal Dune. **PLOS ONE**, v. 9, n. 8, p. e105082, 2014. Available at: < <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105082> >.

CATHARINO, E., L, M,. **Estudos fisionômicos-florísticos e fitossociológicos em mata residuais secundárias no município de Piracicaba-SP**. 1989. 181 (Mestre em Ciências Biológicas). Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

CESAR, R. G. et al. Evaluating climber cutting as a strategy to restore degraded tropical forests. **Biological Conservation**, v. 201, p. 309-313, Sep 2016. ISSN 0006-3207.

CORBIN, J. D.; HOLL, K. D. Applied nucleation as a forest restoration strategy. **Forest Ecology and Management**, v. 265, p. 37-46, Feb 2012. ISSN 0378-1127. Available at: < <Go to ISI>://WOS:000299981900005 >.

CORBIN, J. D. et al. A long-term evaluation of applied nucleation as a strategy to facilitate forest restoration. **Ecological Applications**, v. 26, n. 1, p. 104-114, Jan 2016. ISSN 1051-0761.

DE SOUZA, F. M.; BATISTA, J. L. S. F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v. 191, n. 1, p. 185-200, 2004. ISSN 0378-1127. Available at: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S037811270300567X> >.

DUNCAN, R. S.; CHAPMAN, C. A. Seed dispersal and potential forest succession in abandoned agriculture in tropical Africa. **Ecological Applications**, v. 9, n. 3, p. 998-1008, Aug 1999. ISSN 1051-0761.

FEREZ, A. P. C. et al. Silvicultural opportunities for increasing carbon stock in restoration of Atlantic forests in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 350, p. 40-45, 2015. ISSN 0378-1127. Available at: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112715002200> >.

FINK, R. D. et al. Patch Size and Tree Species Influence the Number and Duration of Bird Visits in Forest Restoration Plots in Southern Costa Rica. **Restoration Ecology**, v. 17, n. 4, p. 479-486, Jul 2009. ISSN 1061-2971.

GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; RODRIGUES, R. R. Permeability-impermeability: Canopy trees as biodiversity filters. **Scientia Agricola**, v. 64, n. 4, p. 433-438, 2007. ISSN 0103-9016. Available at: < <Go to ISI>://WOS:000248652800015 >.

HOLL, K. D. Long-term vegetation recovery on reclaimed coal surface mines in the eastern USA. **Journal of Applied Ecology**, v. 39, n. 6, p. 960-970, Dec 2002. ISSN 0021-8901.

HOLL, K. D. et al. Planting Seedlings in Tree Islands Versus Plantations as a Large-Scale Tropical Forest Restoration Strategy. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 4, p. 470-479, Jul 2011. ISSN 1061-2971.

LOHBECK, M. et al. Biomass is the main driver of changes in ecosystem process rates during tropical forest succession. **Ecology**, v. 96, n. 5, p. 1242-1252, May 2015. ISSN 0012-9658.

LORENZI, H. **Árvores Brasileiras: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa: Editora Plantarum, 1998. 368.

M.L.R ARCE. Notes on *Albizia niopoides* (Spruce ex Benth.) Burkart (Leguminosae: Mimosoideae). **Kew bulletin**, v. 47, n. 4, p. 699-702, 1992. ISSN 00755974, 1874933X. Available at: < <http://www.jstor.org/stable/4110709> >.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Koppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 11, n. 5, p. 1633-1644, 2007. ISSN 1027-5606.

PICKETT, S. T. A.; CADENASSO, M. L.; BARTHA, S. Implications from the Buell-Small Succession Study for vegetation restoration. **Applied Vegetation Science**, v. 4, n. 1, p. 41-52, 2001. ISSN 1654-109X. Available at: < <http://dx.doi.org/10.1111/j.1654-109X.2001.tb00233.x> >.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Ministério da Economia, Fazenda e Planejamento, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Geociências, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1991. ISBN 8524003847.

YANG, L. et al. The shrub *Rhodomyrtus tomentosa* acts as a nurse plant for seedlings differing in shade tolerance in degraded land of South China. **Journal of Vegetation Science**, v. 21, n. 2, p. 262-272, 2010. ISSN 1654-1103. Available at: < <http://dx.doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.01140.x> >.

YARRANTON, G. A.; MORRISON, R. G. SPATIAL DYNAMICS OF A PRIMARY SUCCESSION - NUCLEATION. **Journal of Ecology**, v. 62, n. 2, p. 417-428, 1974. ISSN 0022-0477.

ZAHAWI, R. A.; AUGSPURGER, C. K. Tropical forest restoration: Tree islands as recruitment foci in degraded lands of Honduras. **Ecological Applications**, v. 16, n. 2, p. 464-478, Apr 2006. ISSN 1051-0761.

ZAHAWI, R. A. et al. Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. **Journal of Applied Ecology**, v. 50, n. 1, p. 88-96, Feb 2013. ISSN 0021-8901. Available at: < <Go to ISI>://WOS:000314520500011 >.

3. FATORES DAS ESPÉCIES ARBÓREAS PLANTADAS EM NÚCLEOS MONOESPECÍFICOS QUE AFETAM A DENSIDADE E A RIQUEZA DA REGENERAÇÃO NATURAL

Resumo

Atualmente existe pouco ou nenhum entendimento sobre os fatores que aumentam a entrada e recrutamento de novos propágulos da regeneração natural em áreas restauradas através da nucleação aplicada. A compreensão dos fatores dos grupos de plantios que influenciam a densidade, riqueza e diversidade de espécies da regeneração natural é de fundamental importância para aperfeiçoar e facilitar a recuperação florestal dos milhões de hectares que são desmatados e degradados todos os anos nos países tropicais. A fim de verificar a facilitação da regeneração natural realizada por quatro espécies plantadas em núcleos monoespecíficos alocamos em fevereiro de 2017, 24 sub-parcelas de dois metros de raio no entorno desses núcleos para amostrar os indivíduos regenerantes presentes no sub-bosque. O experimento de nucleação aplicada consiste em plantio com 40 núcleos monoespecíficos com 10 repetições de cada uma das 4 espécies avaliadas (*Inga laurina*, *Cordia trichotoma*, *Albizia niopoides* e *Jacaratia spinosa*) em uma área total de 4000 m². Para análise dos dados, comparamos entre as espécies plantadas nos núcleos monoespecíficos a densidade, riqueza de espécies e o índice de diversidade de Shannon dos indivíduos regenerantes. Para isto, para a densidade de indivíduos regenerantes e a diversidade de Shannon através da análise de variância seguido pelo teste de comparação de médias de Tukey. Complementarmente, utilizamos como variáveis preditoras para dois modelos lineares generalizados da densidade e da riqueza dos regenerantes, o porte, as dimensões da copa das árvores e os índices de área de vegetação das espécies plantadas nos núcleos monoespecíficos. Resultando em diferenças significativas entre espécies para os testes de comparação de média para densidade, riqueza e diversidade de plantas em regeneração. Nos modelos lineares generalizados as variáveis “área basal” e “altura máxima” foram significativas para o modelo de densidade e para o modelo da riqueza apenas a “área basal” foi significativa. Os resultados obtidos indicam que, para facilitar e acelerar a restauração de matas ciliares através da nucleação aplicada devem-se priorizar o plantio de espécies pioneiras típicas, zoocóricas e espécies de rápido crescimento em altura e área basal.

Palavras-chave: Regeneração natural; Densidade da regeneração natural; Facilitação à regeneração natural

Abstract

Currently there is nothing or little understanding of the factors that increase the entry and recruitment of new propagules of natural regeneration into areas restored through applied nucleation. Understanding the factors that influence the density, species richness, and diversity of natural regeneration in planting groups is

crucial to improve and facilitate the forest recovery of the millions of hectares that are deforested and degraded every year in tropical countries. In order to verify the facilitation of natural regeneration by four species planted in mono specific nuclei we installed an experiment in 2008, with 40 cores of four species, each nucleus with the same species and therefore, 10 replications of each specie. The experiment was installed aiming at the restoration of a permanent preservation area. In 2016 at the site, we allocated 24 plots of two meters of radius around the nuclei to sample the plants in the process of regeneration. For the analysis of the data and the comparisons we used as sample unit the nuclei of each specie. We compared the density, richness and diversity index of Shannon through the Tukey averages comparison test followed by analysis of variance. In addition, we used as predictor variables for two generalized linear models of density and richness of natural regeneration, the size, tree crown dimensions and vegetation area indices of species planted in mono specific cores. Resulting in significant differences among species for the tests of average comparison for density, richness and diversity of regenerating plants. In the generalized linear models, the variables basal area and maximum height were significant for the density model and for the species richness model only the basal area was significant. The results indicate that, in order to facilitate and accelerate the restoration of riparian forests through applied nucleation, priority should be given to the planting of typical pioneering species, zoocorics and species of rapid growth in height and basal area.

Keywords: Natural regeneration; Density of natural regeneration; Facilitation to natural regeneration

3.1 Introdução

Compreender os fatores dos plantios florestais que influenciam a densidade e a riqueza dos propágulos da regeneração natural em áreas em processo de restauração florestal é de fundamental importância para aperfeiçoar, acelerar e facilitar a recuperação dos ecossistemas que são desflorestados e degradados nos trópicos todos os anos (Holl *et al.*, 2016).

Os métodos de restauração florestal que facilitam a entrada e recomposição da regeneração natural são normalmente mais eficientes e menos custosos dos que os baseados apenas em plantios homogêneos de mudas em área total (Chazdon and Guariguata, 2016). A regeneração natural é definida como o processo de recomposição de uma fitofisionomia e esta é facilitada por diversos fatores e mecanismos da paisagem, do solo, do histórico de degradação e do clima (Latawiec *et al.*, 2016). A escassez da fonte e dos dispersores de sementes também influencia negativamente a chegada e recrutamento de propágulos para a efetiva restauração florestal (Benayas *et al.*, 2008). Assim como o clima, os fatores bióticos como competição e herbivoria também controlam a intensidade e desenvolvimento da regeneração natural (Reid *et al.*, 2015; Bertacchi *et al.*, 2016).

Nos plantios convencionais e nas diferentes metodologias empregadas para a restauração florestal a falta de propágulos e o recrutamento de novos indivíduos e espécies são fatores determinantes no sucesso dos projetos de restauração ecológica nas regiões tropicais (Bertacchi *et al.*, 2016). O aumento na riqueza, diversidade e densidade de indivíduos do sub-bosque é esperada com o desenvolvimento das espécimes plantadas com o passar dos anos (Lindell *et al.*, 2013), isso porque o desenvolvimento temporal da vegetação plantada aumenta a disponibilidade de refúgios, habitats e alimentos para as espécies animais que dispersam sementes (Reid *et al.*, 2015), influenciando também, o tempo, a quantidade e diversidade dos visitantes dispersores de sementes (Fink *et al.*, 2009).

A concentração do plantio em pequenas áreas produz alta heterogeneidade de cobertura de copa, esta a qual relaciona-se diretamente com a diversidade de plantas do sub-bosque (Halpern and Spies, 1995). Por exemplo, a alta densidade de fustes por hectare parece fornecer menor quantidade de habitats para dispersores de sementes, diminuindo a chuva de sementes e consequentemente a taxa de recrutamento de arbustos e árvores (Vesk *et al.*, 2008), isso sem contar ao alto sombreamento ocasionado pelo alto número de árvores. Alguns estudos na Etiópia com plantios de espécies arbóreas atestaram que as quantidades de clareiras no dossel florestal são proporcionais à densidade e diversidade de plantas de sub-bosque (Lemenih *et al.*, 2004), assim como o que ocorre nas florestas tropicais sob corte seletivo de madeira (De Carvalho *et al.*, 2017).

Na nucleação aplicada, assim como outras metodologias que tem por finalidade restaurar ecologicamente ecossistemas florestais, os aglomerados de árvores, arbustos ou outras formas vegetais fornecem abrigo para pragas e predadores que se alimentam de sementes e plântulas (Garcia and Obeso, 2003), diminuindo a mortalidade destas sementes há um incremento direto dos indivíduos recrutas. Além disso, as formas vegetais plantadas podem vir a se tornar matrizes reprodutivas algum tempo após o plantio, representando uma fonte adicional de sementes para a regeneração de mudas no sub-bosque (Brancalion *et al.*, 2010). Por último, as árvores plantadas servem ainda como uma barreira física à transposição de sementes aladas e autocóricas, contribuindo para o aumento da regeneração sob suas copas. Isto é, o aglomerado de vegetação pode influenciar positivamente a densidade, riqueza e a diversidade de indivíduos da regeneração natural de diversas formas (Corbin and Holl, 2012).

A influencia positiva que o aglomerado de árvores ou da vegetação ocasiona é denominado na ecologia florestal como facilitação ecológica. Onde pelo menos uma das espécies ou indivíduos é beneficiada sem causar danos as outras, isto é, a facilitação é um conjunto de interações positivas entre espécies ou indivíduos. A interação positiva se da normalmente com o

aumento da eficiência do uso do nicho ecológico e dos recursos disponíveis em um dado local ou ecossistema (De Melo *et al.*, 2015). Em ambientes onde os fatores bióticos e abióticos são severos e normalmente limitantes no desenvolvimento de algumas espécies de plantas, como por exemplo áreas degradadas, a facilitação de algumas espécies pode ser o ponto crucial na reabilitação e recuperação do ecossistema que foi degradado ou destruído (Padilla and Pugnaire, 2006).

No sentido de entender quais espécies são protagonistas na facilitação e na reabilitação das comunidades em restauração, o objetivo específico do presente capítulo foi entender quais os atributos ecológicos das espécies plantadas em núcleos monoespecíficos facilitaram a densidade, riqueza e diversidade de espécies arbóreas da regeneração natural. Para isso, hipotetizamos que as diferentes espécies plantadas em núcleos monoespecíficos e com diferentes dimensões de copa, área basal e índices de área de vegetação favoreceriam de forma diferente a densidade, a riqueza e a diversidade da regeneração natural. Para estimar estes efeitos, utilizamos como parâmetros as dimensões das unidades amostrais dos núcleos compostos por cinco árvores de mesma espécie. Os parâmetros utilizados são os de dimensão, altura máxima e mínima da copas (volume), a soma da área basal das árvores dos núcleos e os índices de área de vegetação em dois períodos, na chuvosa (úmida) e na seca.

3.2 Materiais e métodos

3.2.1 Área de estudo

A amostragem da regeneração natural foi realizado ao longo de dois meses (entre janeiro e fevereiro de 2017) em um experimento de nucleação aplicada que visa a restauração florestal numa área total de 4,000 m² localizada no município de Piracicaba – SP, nas coordenadas aproximadas 22° 42'40 S e 47°37'30 W, a uma altitude de aproximadamente 500 metros em relação ao nível do mar. O clima da área de estudo é classificado como Cwa, de acordo com Köppen-Geiger (Peel *et al.*, 2007), com temperaturas médias anuais de 21,6°C e precipitação média anual de 1300 mm, sendo estes dados registrados entre 1917-2016.

A área de plantio do experimento é uma continuação do fragmento florestal de 14 hectares localmente conhecido como “Mata da Pedreira”, o qual tem como fitofisionomia definida a FES - Floresta Estacional Semidecidual (Veloso *et al.*, 1991). O histórico de distúrbios na Mata da Pedreira criou um mosaico de estágios sucessionais dentro do fragmento, onde há locais com pouca e alta degradação (Cesar *et al.*, 2016). A matriz circundante do fragmento e do local do experimento é composta por estradas, pastagens abandonadas e degradadas, cultivos

agrícolas e áreas urbanizadas e há mais de um século, o remanescente está isolado na paisagem (Catharino, 1989). Historicamente, o uso do solo da área em que foi realizado o experimento foi um pasto com passagem para o gado acessar o ribeirão e somente após o abandono do pasto, em 2008, iniciou-se o plantio de restauração florestal através de nucleação aplicada.

O plantio do experimento ocupou aproximadamente 130 m² (40 núcleos de aproximadamente 1 m de raio) de uma área total de 4.000 m² utilizando-se da técnica da nucleação aplicada. No total, foram plantadas 200 mudas de quatro espécies arbóreas nativas (*Albizia niopoides*, *Inga laurina*, *Cordia trichotoma* e *Jacaratia spinosa*) em 40 núcleos nos 4.000 m² de área do experimento. Os núcleos foram espaçados à aproximadamente 7 metros um dos outros e cada um destes era composto por cinco árvores nativas de mesma espécie (monoespecífico). Dentro dos núcleos as árvores foram espaçadas em apenas 1 metro uma das outras, totalizando uma área de núcleo de aproximadamente 3,14 m². Foram utilizadas quatro espécies nativas regionais, constituindo quatro diferentes tratamentos nesse experimento e realizadas 10 repetições por tratamento em delineamento inteiramente aleatório.

Na implantação do experimento controlou-se as gramíneas invasoras, principalmente a *Brachiaria decumben Stapf* num raio de pelo menos 3 metros a partir da árvore central dos núcleos. Para que as mudas plantadas não fossem suprimidas pelas gramíneas. As covas foram abertas de forma manual, com cavadeiras e tiveram dimensão aproximada de 25x25x25 cm, as mudas plantadas foram cultivadas em tubetes de 290 cm³ e foram provenientes de viveiros da região. A adubação de cobertura foi proveniente de cama de frango curtida na quantidade de 7 kg por cova.

A manutenção do experimento foi realizada por três anos até o completo fechamento dos dosséis pelas copas das árvores. Nos dois primeiros anos foi realizada a capina manual em um raio de três metros em volta dos núcleos e no ano seguinte realizou-se a capina química com glifosato nessas mesmas áreas, resultando numa área de intervenção de 25% da área total, o qual reduziu os custos e manutenção nas mesmas proporções assim como comprovado por Corbin e Holl (2012).

3.2.2 Amostragem de indivíduos regenerantes

Supomos que os dois metros de faixa externos aos núcleos (figura 1) seriam os locais onde as árvores dos núcleos facilitariam e recrutariam os indivíduos da regeneração natural. Para isso instalamos no experimento de nucleação aplicada acima descrito, 24 parcelas em faixas circulares de 2 metros de raio, totalizando em mais de 25 m² amostrados por parcela das

diferentes espécies plantadas em núcleos. Das 24 parcelas, 6 foram alocadas no entorno dos núcleos de *C. trichotoma*, mais 6 nos de *I. laurina*, 7 parcelas no entorno de *A. niopoides* e 5 parcelas no entorno de *J. spinosa*.

Figura 1. Parcelas de amostragem da regeneração natural no entorno dos núcleos mono específicos.

As parcelas foram instaladas com o objetivo de mensurar e amostrar a regeneração de espécies arbóreas no experimento para os diferentes núcleos monoespecíficos. Para isso, nas parcelas os indivíduos regenerantes foram identificados e contabilizados em campo desde que estes ultrapassassem 30 cm de altura e tivessem até 5 cm de diâmetro na altura do colo (ou 15cm de circunferência na altura do colo). Os indivíduos os quais não foram identificados em campo foram levados para o herbário e para especialistas onde foram identificados através de chaves de identificação e comparados com demais exsicatas provenientes de trabalho na Mata da Pedreira (Cesar *et al.*, 2016).

3.2.3 Fatores que facilitaram a regeneração natural

Com o objetivo de identificar os fatores das espécies e do plantio em núcleos monoespecíficos que facilitaram a densidade, riqueza e diversidade de espécies no experimento utilizamos as variáveis altura máxima das árvores nos núcleos (figura 2), soma da área basal, elipse de todas as copas (Ecopa) dos núcleos (figura 2), e os índices de áreas de vegetação no período seco e úmido do ano em quatro pontos diferentes dos núcleos (figura 3).

$$\text{Ecopa} = (\pi \times \text{diâmetro A} \times \text{diâmetro B} / 4)$$

Figura 2. Esquema da coleta de dados referentes a altura máxima, mínima e de um diâmetro (A) da copa dos núcleos mono específicos de um experimento de nucleação aplicada visando a restauração florestal em Piracicaba-SP.

O índice de área de vegetação foi determinado através do método das fotografias hemisféricas tomada em quatro pontos por núcleo, vide figura 3.

Figura 3. Localização dos pontos de tomadas das fotografias hemisféricas nos núcleos.

As fotos foram realizadas em dois períodos do ano devido à sazonalidade foliar das espécies plantadas no experimento. As fotografias foram capturadas com a câmera Canon EOS 700D Rebel T5i e lente de modelo SIGMA 8 mm F3 EX DG circular FISHEYE, com imagens de até 18 megapixels e o processamento das fotografias hemisféricas foi através do software Hemisfer 2.16.

3.3 Análise dos dados

Para poder realizar o teste de comparações de médias (Tukey) entre densidade e índice de diversidade de Shannon das parcelas no entorno dos núcleos de diferentes espécies iniciamos a análise de dados com o pressuposto da homogeneidade da variância e a normalidade da distribuição dos dados. Para isso, realizamos o teste de Levene e Shapiro-Wilk com probabilidade

maior que 0,05 para ambos. Como todos os dados foram significativos para estes testes preliminares ($p > 0,05$) seguimos então com as análises paramétricas para a densidade de indivíduos e o índice de diversidade. Realizamos análises de variância para os diferentes tratamentos, através das quais encontramos diferenças significativas para os dois parâmetros analisados e por fim realizamos o teste de comparação de médias de Tukey HSD ($p < 0,05$) que foi apresentado em gráficos de caixas (boxplots). A riqueza encontrada no entorno dos diferentes tratamentos foi comparada através de quatro curvas de rarefação (uma para cada espécie dos núcleos monoespecíficos) de acordo com literatura e pacotes estatísticos oferecidos atualmente (Chao *et al.*, 2014; Hsieh *et al.*, 2016).

Para nos dar maior embasamento teórico sobre os regenerantes encontrados nas parcelas amostradas sob os diferentes tratamentos plantados, realizamos uma busca na literatura pertinente sobre a dispersão (anemocóricas, zoocóricas e autocóricas) de todas as espécies encontradas nas parcelas. Com esses resultados, realizamos os testes de homogeneidade de variância e da normalidade da distribuição. Todos os dados se enquadraram nos testes propostos com exceção da densidade de indivíduos anemocóricos (Levene $p = 0,001$). Estes dados foram então transformados para log (Levene $p = 0,30$) e assim as hipóteses da homogeneidade da variância foram aceitas. Posteriormente, realizamos testes com a interação tratamento e dispersão e estes foram então exibidos em gráficos de caixas com suas respectivas semelhanças ou diferenças, evidenciado pelas letras de Tukey sob as caixas.

A fim de descobrir a existência de agrupamento ou padrão da composição florística dos indivíduos regenerantes sob as parcelas dos núcleos monoespecífico amostradas realizamos um teste de ordenação conhecido por NMDS (Non Metric Dimensional Scaling) ou escalonamento multidimensional não métrico. O método maximiza a diferença entre as amostras em duas dimensões, a qual é útil para visualizar as similaridades ou dissimilaridades entre as amostras (Kenkel and Orloci, 1986).

A fim de avaliar quais atributos ecológicos e funcionais influenciaram a densidade e a riqueza dos indivíduos regenerantes de sub-bosque, avaliamos a influência dos diferentes atributos funcionais utilizando a regressão stepwise para modelos lineares generalizados. Os quais foram ranqueados com o uso do critério de informação de Akaike (AIC), como critério de inclusão ou exclusão de variáveis (Mundry and Nunn, 2009; Galipaud *et al.*, 2014). Antes da criação dos modelos calculamos a significância de p para as variáveis respostas que seriam selecionadas ou não para os modelos. Por fim, resumimos todos os modelos propostos em tabelas.

3.4 Resultados

Através da análise dos quase 300 m² amostrados em 24 parcelas da regeneração natural, levantamos a ocorrência de 31 espécies diferentes, das quais 26 espécies são nativas regionais, distribuídas em 523 indivíduos da regeneração natural, dos quais 490 são nativos regionais. Das 31 espécies amostradas, *Tecoma stans* (L.) Juss. ex Kunth, *Tipuana tipu* (Benth.) Kuntze, *Myrtus Tourn. ex L.* e *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit não são espécies nativas do Brasil. A espécie *Licania tomentosa* é uma planta nativa do Brasil, porém não é encontrada na fitofisionomia Floresta Estacional Semidecidual, porém é uma espécie utilizada em paisagismo urbano e muito apreciada por morcegos e pássaros por isso é uma espécie presente em diversos fragmentos florestais da região.

Quase 70% (210 indivíduos) dos regenerantes identificados e amostrados nas parcelas no entorno dos núcleos monoespecíficos foram dispersos pelo vento. Sendo que a maioria deles foram encontrados sob os núcleos de *A. niopoides*, uma média de 16 regenerantes anemocóricos por parcela, seguidos de *J. spinosa* e *C. trichotoma* com média de 6 indivíduos e por últimos *I. laurina* com 5 ind/parcela. Cerca de 55 regenerantes (17%) foram dispersos por animais e a maioria desses foram encontrados no entorno dos núcleos de *J. spinosa*, com média de 6 indivíduos zoocóricos por parcela. Nas demais parcelas sob os núcleos *A. niopoides*, *C. trichotoma* e *I. laurina* tiveram média aproximada de apenas 1,5 ind zoocóricos por parcela. Com a minoria dos valores amostrados, 10% dos regenerantes foram dispersos por explosão espontânea das árvores mães (autocóricas) e em média, foi encontrado apenas 1 indivíduo autocórico por parcela.

Figura 4. Densidade de indivíduos da regeneração natural sob núcleos de espécies arbóreas nativas monoespecíficos visando à restauração florestal aos 9 anos de idade, em Piracicaba-SP

Figura 5. Curvas de rarefação e extrapolação para a diversidade de espécies arbóreas regenerantes. Valores estimados a partir das amostras nas parcelas de 12 m² sob núcleos de espécies arbóreas nativas monoespecíficos visando à restauração florestal aos 9 anos de idade, em Piracicaba-SP

Como a riqueza de espécies é dependente do número de amostras e complementos de inventário (Hsieh *et al.*, 2016), foi necessário realizar uma estimativa a partir dos diferentes tamanhos das amostras (número dos indivíduos) encontrados nas diferentes parcelas sob os núcleos monoespecíficos. As curvas de rarefação e extrapolação da riqueza de espécies estão apresentadas na figura 5. É possível vermos que as parcelas sob as árvores de *J. spinosa* tiveram as maiores riquezas, concomitantemente com *I. laurina* e *C. trichotoma*, fato evidenciado pelos intervalos de confiança que se sobrepõe na figura 5. As parcelas sob *A. niopoides* tiveram as menores riquezas encontradas no experimento. Provavelmente porque a maior parte das parcelas sob *A. niopoides* se localizavam próximas ao indivíduo adulto de *Gallesia integrifolia* (Spreng.) Harms e por esse motivo foi encontrado uma grande quantidade de regenerantes dessa única espécie, afetando a riqueza e diversidade de outras espécies de regenerantes.

Figura 6. Índice de diversidade de Shannon nas parcelas sob núcleos de espécies arbóreas nativas monoespecíficos visando à restauração florestal aos 9 anos de idade, em Piracicaba-SP.

Seguindo a tendência da riqueza, as parcelas sob os núcleos de *J. spinosa* tiveram os maiores valores de diversidade medidos pelo índice de Shannon quando comparados com as parcelas sob os núcleos de *A. niopoides*. As demais parcelas sob *C. trichotoma* e *I. laurina* valores intermediários e não diferiram estatisticamente entre os extremos das diversidades (*J. spinosa* e *A. niopoides*) medidos pelo índice de Shannon (figura 6).

Figura 7. Análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS em inglês) da composição florística nas parcelas do entorno de núcleos monoespecíficos de espécies arbóreas nativas visando à restauração florestal em Piracicaba-SP.

A análise de escalonamento multidimensional não métrico (Non-Metric Multidimensional Scaling) está apresentado na figura 8. Não encontramos nenhum padrão de agrupamento para a composição florística dos regenerantes abaixo dos núcleos das espécies avaliadas. Surpreendentemente encontramos dissimilaridade da composição florística dos regenerantes para as parcelas de mesma espécie, evidenciado pela distribuição heterogênea dos pontos.

A fim de encontrar as variáveis que influenciaram a densidade e a riqueza de indivíduos regenerantes embaixo dos núcleos monoespecíficos, realizamos modelos lineares generalizados ou regressões logísticas (equação 1) para identificar os fatores significativos na variação da densidade e da riqueza de regenerantes. Os fatores (β_n) utilizados para gerar os modelos foram área basal, volume de copa, o índice de área de vegetação na época seca e úmida e com adição do erro estimado (ε). O volume de copa foi medido através das dimensões de copa (medidas como uma elipse) multiplicado pela altura total (altura máxima menos a altura mínima) das copas das árvores do núcleos.

$$\text{equação 1: } \ln\left(\frac{p}{1-p}\right) = \beta_0 + \beta_1 * X + \beta_2 * X + \beta_n * X + \varepsilon \dots$$

Para a densidade de indivíduos regenerantes, encontramos valores significativos para o intercepto linear ($p = 3,36 e^{-13}$) e para os fatores volume de copa ($p = 0,0059$) e área basal ($p = 0,0071$). As demais variáveis índice de área de vegetação no período úmido ($p = 0,83$) e seco ($p = 0,42$) não foram estatisticamente diferentes de zero. Já para o modelo da riqueza dos indivíduos regenerantes, encontramos valores significativos para o intercepto linear ($p = 0,0413$) e para a área basal ($p = 0,037$). As demais variáveis volume de copa ($p = 0,947$), índice de área de vegetação no período úmido ($p = 0,93$) e seco ($p = 0,88$) não foram estatisticamente diferentes de zero.

Tabela 4. Modelos que explicam densidade dos indivíduos regenerantes arbóreos sob os núcleos monoespecíficos em plantio de restauração florestal aos 9 anos de idade, em Piracicaba-SP. IAVs = Índice de área de vegetação no período seco. IAVu = Índice de vegetação no período úmido.

Modelos para densidade de indivíduos regenerantes									
Modelo	Intercepto	Área basal	IAVs	IAVu	Vol. Copa	Graus Lib.	AIC	Delta	Peso
1	1,777	0,1363			0,00124	3	148,204	0	0,428
2	1,67	0,1598	0,10881		0,00107	4	149,499	1,295	0,224
3	1,71	0,1451		0,03626	0,00116	4	150,079	1,876	0,168
4	1,701	0,1578	0,13065	-0,0279	0,0011	5	151,453	3,249	0,084
5	1,911				0,00167	2	153,279	5,075	0,034
6	2,029			-0,0713	0,00178	3	154,701	6,497	0,017
7	1,951		-0,0516		0,00172	3	155,08	6,876	0,014
8	1,609	0,2701	0,30788			3	155,368	7,164	0,012
9	1,508	0,2557		0,2151		3	156,559	8,355	0,007
10	2,031		0,01419	-0,0791	0,00178	4	156,692	8,489	0,006
11	1,513	0,2671	0,21625	0,09284		4	156,781	8,577	0,006
12	2,016	0,2412				2	161,529	13,325	0,001
13	2,148			0,17243		2	190,233	42,029	0
14	2,317		0,19059			2	191,47	43,266	0
15	2,153		0,06615	0,13658		3	192,038	43,834	0
16	2,529					1	192,723	44,519	0

De acordo com a tabela de modelos propostos e com a literatura condizente (Mundry and Nunn, 2009; Symonds and Moussalli, 2011; Galipaud *et al.*, 2014) podemos visualizar que as variáveis que influenciam positivamente a densidade de regenerantes, nesse caso de núcleos monoespecíficos, são área basal e o volume de copa. O fato é evidenciado quando as variáveis estão presentes em, pelo menos, quatro dos melhores modelos propostos de acordo com o ranking baseado no critério de informação de Akaike.

Tabela 5. Modelos que explicam a riqueza dos indivíduos regenerantes arbóreos sob os núcleos monoespecíficos em plantio de restauração florestal aos 9 anos de idade, em Piracicaba-SP.

Modelos para riqueza de indivíduos regenerantes									
Modelo	Intercepto	Área basal	IAVs	IAVu	Vol. Copa	Graus Lib.	AIC	Delta	Peso
1	0,865	0,226				2,000	97,581	0,000	0,358
2	0,824	0,229	0,033			3,000	99,553	1,972	0,134
3	0,852	0,220			0,000	3,000	99,565	1,984	0,133
4	0,839	0,227		0,011		3,000	99,575	1,994	0,132
5	0,840	0,229	0,048	-0,015		4,000	101,548	3,967	0,049
6	0,825	0,226	0,028		0,000	4,000	101,551	3,970	0,049
7	0,852	0,220		0,000	0,000	4,000	101,565	3,984	0,049
8	1,040				0,001	2,000	103,153	5,572	0,022
9	0,849	0,224	0,044	-0,021	0,000	5,000	103,543	5,962	0,018
10	1,327			-0,174	0,001	3,000	104,059	6,478	0,014
11	1,198		-0,208		0,001	3,000	104,144	6,563	0,013
12	1,344					1,000	104,437	6,856	0,012
13	1,313		-0,113	-0,113	0,001	4,000	105,891	8,311	0,006
14	1,414		-0,065			2,000	106,322	8,741	0,005
15	1,403			-0,027		2,000	106,403	8,822	0,004
16	1,395		-0,079	0,016		3,000	108,317	10,736	0,002

Para a riqueza de espécies de indivíduos regenerantes do sub-bosque o primeiro modelo que contempla apenas a área basal, mostrou-se o melhor modelo de acordo com o critério de informação de Akaike dentre os demais testados. As variáveis, volume de copa, e os índices de área de vegetação dos dois períodos não responderam à riqueza de indivíduos do sub-bosque. Fato que pôde ser observado no peso e no critério de informação de Akaike dos modelos com apenas essas variáveis (modelos 8, 14 e 15).

3.5 Discussão

O plantio de núcleos monoespecíficos promoveu condições ecológicas para facilitar a restauração ecológica desse ecossistema florestal. Com os parâmetros da densidade e riqueza dos indivíduos regenerantes foi possível atestar a recuperação do local em estudo e, de acordo com os valores de referência sugeridos no Protocolo de Monitoramento de Restauração Florestal da Resolução 32 de Restauração Ecológica da Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo (Sma, 2014) estes valores encontrados são adequados para projetos de restauração ecológica com até de 10 anos de idade no estado de SP. Sugerindo que baixas intervenções de restauração como da metodologia proposta (nucleação aplicada) em áreas degradadas e antropizadas localizadas próximas

à fragmentos florestais degradados são uma alternativa de baixo custo e boa efetividade concordando com Holl e colaboradores (2011).

O custo estimado para a implantação e manutenção por três anos do experimento foi cerca de R\$ 1.500. Esse valor foi levantando de acordo com registros da época e entrevistas com os atores do grupo que praticaram o plantio no ano de 2008. Se fossemos comparar com os valores da literatura (Rodrigues *et al.*, 2009), somente a implantação dos plantios em linhas, de alta diversidade e densidade na área total, o custo para este mesmo local seria em torno de R\$ 4.000. O custo com os núcleos monoespecíficos foi pelo menos duas vezes menor quando comparado com plantios convencionais. Por outro lado, se utilizássemos a restauração passiva provavelmente o custo cairia para cerca de R\$ 800 para esta área (Chazdon and Guariguata, 2016), porém as trajetórias ecológicas e sucessionais seriam incertas.

O plantio em núcleos de espécies arbóreas nativas que desenvolveram as maiores dimensões de copa e área basal influenciaram positivamente a densidade de indivíduos da regeneração natural, provavelmente por serem mais vistosos a pássaros a longa distância e por isso receberam maior chuva de sementes (Fink *et al.*, 2009). Fato comprovado também por Zahawi e Augspurger (2006) que comprovaram que aparentemente as árvores, quando plantadas em núcleos, que desenvolvem maiores dimensões de copa, altura e área basal, influenciam positivamente a chuva de sementes. Provavelmente, essas árvores funcionam como uma barreira maior à transposição das sementes aladas, que acabam por ser depositadas abaixo e no entorno desses núcleos, justificando a maior densidade de regenerantes abaixo dos maiores indivíduos.

Não foi possível comprovar em nosso caso específico se a síndrome de dispersão influenciou a quantidade de indivíduos e espécies da regeneração natural. Pelo simples fato de que a avaliação entre a relação entre a dispersão das espécies plantadas e o recrutamento de regenerantes só faz sentido se os indivíduos arbóreos tiverem atingido a fase fenológica de frutificação. No nosso caso específico apenas uma espécie dioica (*J. spinosa*) estava de fato comprovadamente frutificando, o que limita muito generalizações e análises estatísticas. As demais espécies ainda não iniciaram o processo de produção de frutos e sementes. Entretanto, mesmo com a alta produção precoce de frutos de *J. spinosa*, não encontramos nenhum indivíduo regenerante dessa espécie em todas as parcelas amostradas no experimento. Além disso, o plantio de mudas de *J. spinosa* é importante para a conservação dessa espécie, uma vez que a mesma é ameaçada de extinção em alguns estados do País, como Paraná e Rio Grande do Sul.

Ressaltamos que os resultados, discussões e as conclusões obtidos no presente projeto podem mudar à longo prazo em diferentes formações florestais onde houver um nível intermediário de degradação e sugerimos que estudos futuros em áreas de nucleação aplicada

devam abordar diferentes espécies, densidades e níveis diferentes de diversidades arbóreas. Além de algumas análises sobre a visitação de dispersores de sementes e a chuva de sementes associadas a estes. Os fatores abióticos como a entrada de luz e os custos associados também devem ser abordados a fim de sempre almejarmos as melhores metodologias para cada área e local específico.

3.7. Conclusões

A facilitação pelas árvores plantadas em núcleos monoespecíficos mostrou-se relacionada com características dendrométricas dos indivíduos desses núcleos. Quanto maior os indivíduos em área basal e volume de copa (elipse e altura máxima da copa) maior a quantidade de indivíduos e espécies regenerantes por área. A recomendação é que para a restauração de matas ciliares na Floresta Estacional Semidecidual com grau intermediário de degradação e com alta fonte de propágulos utilize-se a nucleação aplicada como metodologia a fim de diminuir custos e acelerar os processos de restauração ecológica. A recomendação é que priorizem-se espécies de copa ampla em altura e dimensões e de rápido crescimento em DAP as quais podem desencadear rapidamente os processos da regeneração natural.

Referências

ANDERSON, M. L. **A New System of Planting**. Scotland: Scottish Forestry Journal. 44 1930.

_____. Spaced-group planting. **Unasylva**, v. 7, n. 2, p. 55-63, 1953.

AUGUSTO, L. et al. Potential contribution of the seed bank in coniferous plantations to the restoration of native deciduous forest vegetation. **Acta Oecologica-International Journal of Ecology**, v. 22, n. 2, p. 87-98, Mar-Apr 2001. ISSN 1146-609X.

BARBIER, S.; GOSSELIN, F.; BALANDIER, P. Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved - A critical review for temperate and boreal forests. **Forest Ecology and Management**, v. 254, n. 1, p. 1-15, Jan 2008. ISSN 0378-1127.

BECHARA, F. C. et al. Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras de biodiversidade. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, n. supl 1, p. 9-11, 2007.

_____. Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 11, p. 2021-2034, Oct 2016. ISSN 0960-3115. Available at: < <Go to ISI>://WOS:000382014400002 >.

BENAYAS, J. M. R.; BULLOCK, J. M.; NEWTON, A. C. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 6, p. 329-336, Aug 2008. ISSN 1540-9295.

BERTACCHI, M. I. F. et al. Establishment of tree seedlings in the understory of restoration plantations: natural regeneration and enrichment plantings. **Restoration Ecology**, v. 24, n. 1, p. 100-108, Jan 2016. ISSN 1061-2971.

BERTONCELLO, R. et al. Cluster planting facilitates survival but not growth in early development of restored tropical forest. **Basic and Applied Ecology**, v. 17, n. 6, p. 489-496, Sep 2016. ISSN 1439-1791.

BOANARES, D.; AZEVEDO, C. S. D. The use of nucleation techniques to restore the environment: a bibliometric analysis. **Natureza & Conservação**, v. 12, n. 2, p. 93-98, 2014/12// 2014a. ISSN 1679-0073. Available at: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S167900731400005X> >.

_____. The use of nucleation techniques to restore the environment: a bibliometric analysis. **Natureza & Conservação**, v. 12, n. 2, p. 93-98, 2014/12// 2014b. ISSN 1679-0073. Available at: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S167900731400005X> >.

BRANCALION, P. H. S. et al. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, v. 34, p. 455-470, 2010. ISSN 0100-6762.

CAMPOE, O. C. et al. Atlantic forest tree species responses to silvicultural practices in a degraded pasture restoration plantation: From leaf physiology to survival and initial growth.

Forest Ecology and Management, v. 313, p. 233-242, 2014. ISSN 0378-1127. Available at: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112713007718> >.

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**, v. 259, n. 9, p. 1808-1814, Apr 2010. ISSN 0378-1127.

CARPENTER, F. L. et al. Methods of facilitating reforestation of tropical degraded land with the native timber tree, *Terminalia amazonia*. **Forest Ecology and Management**, v. 202, n. 1-3, p. 281-291, Dec 2004. ISSN 0378-1127.

CARVALHO, R., ERNANI, PAULO,. **Espécies Arbóreas Brasileiras**. Colombo, PR: Embrapa Florestas, 2010. 644 ISBN 978-85-7383-487-1.

CASTANHO, C. D. T.; PRADO, P. I. Benefit of Shading by Nurse Plant Does Not Change along a Stress Gradient in a Coastal Dune. **PLOS ONE**, v. 9, n. 8, p. e105082, 2014. Available at: < <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105082> >.

CATHARINO, E., L, M,. **Estudos fisionômicos-florísticos e fitossociológicos em mata residuais secundárias no município de Piracicaba-SP**. 1989. 181 (Mestre em Ciências Biológicas). Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

CESAR, R. G. et al. Evaluating climber cutting as a strategy to restore degraded tropical forests. **Biological Conservation**, v. 201, p. 309-313, Sep 2016. ISSN 0006-3207.

CHAO, A. et al. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological Monographs**, v. 84, n. 1, p. 45-67, Feb 2014. ISSN 0012-9615. Available at: < <Go to ISI>://WOS:000331215700004 >.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1458-1460, Jun 13 2008. ISSN 0036-8075.

CHAZDON, R. L.; GUARIGUATA, M. R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 716-730, Nov 2016. ISSN 0006-3606. Available at: < <Go to ISI>://WOS:000388307100002 >.

CHIMERA, C. G.; DRAKE, D. R. Patterns of Seed Dispersal and Dispersal Failure in a Hawaiian Dry Forest Having Only Introduced Birds. **Biotropica**, v. 42, n. 4, p. 493-502, Jul 2010. ISSN 0006-3606. Available at: < <Go to ISI>://WOS:000279438900014 >.

COLE, R. J.; HOLL, K. D.; ZAHAWI, R. A. Seed rain under tree islands planted to restore degraded lands in a tropical agricultural landscape. **Ecological Applications**, v. 20, n. 5, p. 1255-1269, Jul 2010. ISSN 1051-0761. Available at: < <Go to ISI>://WOS:000279047400006 >.

CORBIN, J. D.; HOLL, K. D. Applied nucleation as a forest restoration strategy. **Forest Ecology and Management**, v. 265, p. 37-46, Feb 1 2012. ISSN 0378-1127.

CORBIN, J. D. et al. A long-term evaluation of applied nucleation as a strategy to facilitate forest restoration. **Ecological Applications**, v. 26, n. 1, p. 104-114, Jan 2016. ISSN 1051-0761. Available at: < <Go to ISI>://WOS:000369511000010 >.

CUSACK, D.; MONTAGNINI, F. The role of native species plantations in recovery of understory woody diversity in degraded pasturelands of Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, v. 188, n. 1-3, p. 1-15, Feb 2004. ISSN 0378-1127. Available at: < <Go to ISI>://WOS:000188294900001 >.

DE CARVALHO, A. L. et al. Natural regeneration of trees in selectively logged forest in western Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 392, p. 36-44, May 2017. ISSN 0378-1127. Available at: < <Go to ISI>://WOS:000400201900004 >.

DE MELLO, K.; TOPPA, R. H.; CARDOSO-LEITE, E. PRIORITY AREAS FOR FOREST CONSERVATION IN AN URBAN LANDSCAPE AT THE TRANSITION BETWEEN ATLANTIC FOREST AND CERRADO. **Cerne**, v. 22, n. 3, p. 277-287, Jul-Sep 2016. ISSN 0104-7760.

DE MELO, A. C. G. et al. Tree species attributes and facilitation of natural regeneration in heterogeneous planting of riparian vegetation. **Scientia Forestalis**, v. 43, n. 106, p. 333-344, Jun 2015. ISSN 1413-9324.

DE SOUZA, F. M.; BATISTA, J. L. S. F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v. 191, n. 1, p. 185-200, 2004. ISSN 0378-1127. Available at: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S037811270300567X> >.

DUNCAN, R. S.; CHAPMAN, C. A. Seed dispersal and potential forest succession in abandoned agriculture in tropical Africa. **Ecological Applications**, v. 9, n. 3, p. 998-1008, Aug 1999. ISSN 1051-0761.

FEREZ, A. P. C. et al. Silvicultural opportunities for increasing carbon stock in restoration of Atlantic forests in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 350, p. 40-45, 2015. ISSN 0378-1127. Available at: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112715002200> >.

FINK, R. D. et al. Patch Size and Tree Species Influence the Number and Duration of Bird Visits in Forest Restoration Plots in Southern Costa Rica. **Restoration Ecology**, v. 17, n. 4, p. 479-486, Jul 2009. ISSN 1061-2971.

FREITAS, S. D. J. et al. Métodos de remoção da sarcotesta na germinação de sementes de jaracatiá. **Revista Árvore**, v. 35, p. 91-96, 2011. ISSN 0100-6762.

GALIPAUD, M. et al. Ecologists overestimate the importance of predictor variables in model averaging: a plea for cautious interpretations. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 5, n. 10, p. 983-991, Oct 2014. ISSN 2041-210X. Available at: < <Go to ISI>://WOS:000344598300001 >.

GANDOLFI, S.; JOLY, C. A.; RODRIGUES, R. R. Permeability-impermeability: Canopy trees as biodiversity filters. **Scientia Agricola**, v. 64, n. 4, p. 433-438, 2007. ISSN 0103-9016. Available at: < <Go to ISI>://WOS:000248652800015 >.

GARCIA, D.; OBESO, J. R. Facilitation by herbivore-mediated nurse plants in a threatened tree, *Taxus baccata*: local effects and landscape level consistency. **Ecography**, v. 26, n. 6, p. 739-750, Dec 2003. ISSN 0906-7590.

HALPERN, C. B.; SPIES, T. A. PLANT-SPECIES DIVERSITY IN NATURAL AND MANAGED FORESTS OF THE PACIFIC-NORTHWEST. **Ecological Applications**, v. 5, n. 4, p. 913-934, Nov 1995. ISSN 1051-0761.

HOLL, K. D. Long-term vegetation recovery on reclaimed coal surface mines in the eastern USA. **Journal of Applied Ecology**, v. 39, n. 6, p. 960-970, Dec 2002. ISSN 0021-8901.

HOLL, K. D. et al. Local tropical forest restoration strategies affect tree recruitment more strongly than does landscape forest cover. **Journal of Applied Ecology**, p. n/a-n/a, 2016. ISSN 1365-2664. Available at: < <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12814> >.

_____. Planting Seedlings in Tree Islands Versus Plantations as a Large-Scale Tropical Forest Restoration Strategy. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 4, p. 470-479, Jul 2011. ISSN 1061-2971. Available at: < <Go to ISI>://WOS:000292205800007 >.

HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, A. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 12, p. 1451-1456, Dec 2016. ISSN 2041-210X. Available at: < <Go to ISI>://WOS:000390408700003 >.

HYATT, L. A. et al. The distance dependence prediction of the Janzen-Connell hypothesis: a meta-analysis. **Oikos**, v. 103, n. 3, p. 590-602, 2003. ISSN 1600-0706.

KENKEL, N. C.; ORLOCI, L. APPLYING METRIC AND NONMETRIC MULTIDIMENSIONAL-SCALING TO ECOLOGICAL-STUDIES - SOME NEW RESULTS. **Ecology**, v. 67, n. 4, p. 919-928, Aug 1986. ISSN 0012-9658. Available at: < <Go to ISI>://WOS:A1986D369900010 >.

LAMB, D.; ERSKINE, P. D.; PARROTTA, J. A. Restoration of Degraded Tropical Forest Landscapes. **Science**, v. 310, n. 5754, p. 1628-1632, 2005. Available at: < <http://science.sciencemag.org/content/310/5754/1628.abstract> >.

LATAWIEC, A. E. et al. Natural regeneration and biodiversity: a global meta-analysis and implications for spatial planning. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 844-855, Nov 2016. ISSN 0006-3606. Available at: <<Go to ISI>://WOS:000388307100012 >.

LEMENIH, M.; GIDYELEW, T.; TEKETAY, D. Effects of canopy cover and understory environment of tree plantations on richness, density and size of colonizing woody species in southern Ethiopia. **Forest Ecology and Management**, v. 194, n. 1-3, p. 1-10, Jun 2004. ISSN 0378-1127.

LINDELL, C. A.; REID, J. L.; COLE, R. J. Planting Design Effects on Avian Seed Dispersers in a Tropical Forest Restoration Experiment. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 4, p. 515-522, Jul 2013. ISSN 1061-2971.

LOHBECK, M. et al. Biomass is the main driver of changes in ecosystem process rates during tropical forest succession. **Ecology**, v. 96, n. 5, p. 1242-1252, May 2015. ISSN 0012-9658.

LORENZI, H. **Árvores Brasileiras:Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do**

Brasil. Nova Odessa: Editora Plantarum, 1998. 368.

M.L.R ARCE. Notes on *Albizia niopoides* (Spruce ex Benth.) Burkart (Leguminosae: Mimosoideae). **Kew bulletin**, v. 47, n. 4, p. 699-702, 1992. ISSN 00755974, 1874933X. Available at: <<http://www.jstor.org/stable/4110709>>.

MUNDRY, R.; NUNN, C. L. Stepwise Model Fitting and Statistical Inference: Turning Noise into Signal Pollution. **American Naturalist**, v. 173, n. 1, p. 119-123, Jan 2009. ISSN 0003-0147. Available at: <<Go to ISI>://WOS:000261785300014 >.

PADILLA, F. M.; PUGNAIRE, F. I. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 4, n. 4, p. 196-202, May 2006. ISSN 1540-9295. Available at: <<Go to ISI>://WOS:000237324700018 >.

PARROTTA, J. A.; TURNBULL, J. W.; JONES, N. Introduction - Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management**, v. 99, n. 1-2, p. 1-7, Dec 1997. ISSN 0378-1127.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Koppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 11, n. 5, p. 1633-1644, 2007. ISSN 1027-5606.

PICKETT, S. T. A.; CADENASSO, M. L.; BARTHA, S. Implications from the Buell-Small Succession Study for vegetation restoration. **Applied Vegetation Science**, v. 4, n. 1, p. 41-52, 2001. ISSN 1654-109X. Available at: < <http://dx.doi.org/10.1111/j.1654-109X.2001.tb00233.x> >.

POUFOUN, J. N. et al. The value of endangered forest elephants to local communities in a transboundary conservation landscape. **Ecological Economics**, v. 126, p. 70-86, Jun 2016. ISSN 0921-8009.

RAMALHO, P., ERNÂNI. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília: Embrapa florestas, 2003. 1039.

REID, J. L.; HOLL, K. D.; ZAHAWI, R. A. Seed dispersal limitations shift over time in tropical forest restoration. **Ecological Applications**, v. 25, n. 4, p. 1072-1082, Jun 2015. ISSN 1051-0761.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; TRES, D. R. Nucleation in tropical ecological restoration. **Scientia Agricola**, v. 67, n. 2, p. 244-250, 2010. ISSN 0103-9016.

RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242-1251, 2009. ISSN 0006-3207. Available at: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320708004771> >.

SCHLAWIN, J.; ZAHAWI, R. A. 'Nucleating' succession in recovering neotropical wet forests: The legacy of remnant trees. **Journal of Vegetation Science**, v. 19, n. 4, p. 485-497, Aug 2008. ISSN 1100-9233. Available at: < <Go to ISI>://WOS:000255199200006 >.

SER. Society for Ecological Restoration. 2017. Available at: < <http://www.ser.org/> >.

SMA. **Secretaria do Meio Ambiente**. São Paulo: Secretaria do meio ambiente. 32 2014.

SYMONDS, M. R. E.; MOUSSALLI, A. A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's information criterion. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 65, n. 1, p. 13-21, Jan 2011. ISSN 0340-5443. Available at: < <Go to ISI>://WOS:000285786000002 >.

TEAM, R. C. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing; 2014 2014.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Ministério da Economia, Fazenda e Planejamento, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Geociências, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1991. ISBN 8524003847.

VESK, P. A. et al. Time lags in provision of habitat resources through revegetation. **Biological Conservation**, v. 141, n. 1, p. 174-186, Jan 2008. ISSN 0006-3207.

YANG, L. et al. The shrub *Rhodomyrtus tomentosa* acts as a nurse plant for seedlings differing in shade tolerance in degraded land of South China. **Journal of Vegetation Science**, v. 21, n. 2, p. 262-272, 2010. ISSN 1654-1103. Available at: < <http://dx.doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.01140.x> >.

YARRANTON, G. A.; MORRISON, R. G. SPATIAL DYNAMICS OF A PRIMARY SUCCESSION - NUCLEATION. **Journal of Ecology**, v. 62, n. 2, p. 417-428, 1974. ISSN 0022-0477.

ZAHAWI, R. A.; AUGSPURGER, C. K. Tropical forest restoration: Tree islands as recruitment foci in degraded lands of Honduras. **Ecological Applications**, v. 16, n. 2, p. 464-478, Apr 2006. ISSN 1051-0761.

ZAHAWI, R. A. et al. Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. **Journal of Applied Ecology**, v. 50, n. 1, p. 88-96, Feb 2013. ISSN 0021-8901.

APÊNDICES

APÊNDICES A

Área de copa dos indivíduos no ano de implantação.

Figura 1. Área de copa dos indivíduos no ano de implantação do experimento (após 6 meses do plantio em 2008)

Os resultados referentes aos DAP para as diferentes posições de plantio (tratamentos de 1 a 5) das quatro espécies estão apresentados nas figuras 2, 3, 4 e 5. Os dados são referentes aos DAP das quatro espécies plantadas nos períodos de fevereiro de 2010, agosto de 2011, março de 2013 e março de 2016 nas diferentes disposições de plantio, o tratamento número 5 é a árvore central dos núcleos monoespecíficos.

APÊNDICES B

Diâmetro na altura do peito para as diferentes espécies nos anos da coleta de dados

Figura 2. Diâmetro Altura do Peito de *Albizia niopoides*.

Figura 3. Diâmetro Altura do Peito *Inga laurina*.

Figura 4. Diâmetro Altura do Peito de *Cordia trichotoma*.

Figura 5. Diâmetro Altura do Peito *Jacaratia spinosa*.