

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais

**INFLUÊNCIA DA MASSA DE SEMENTE E DA FERTILIDADE DO SOLO NO
DESEMPENHO DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM RESTAURAÇÃO DE ÁREA
RIPÁRIA**

DANILO JANCZUR TOMAZ

São Carlos, SP

2017

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais

**INFLUÊNCIA DA MASSA DE SEMENTE E DA FERTILIDADE DO SOLO NO
DESEMPENHO DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM RESTAURAÇÃO DE ÁREA
RIPÁRIA**

DANILO JANCZUR TOMAZ

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Andréa Lúcia Teixeira de Souza

São Carlos, SP

2017

Tomaz, Danilo Janczur

Influência da massa de semente e da fertilidade do solo no desempenho de espécies arbóreas em restauração de área ripária / Danilo Janczur Tomaz. -- 2017.

50 f. : 30 cm.

Dissertação (mestrado)-Universidade Federal de São Carlos, campus São Carlos, São Carlos

Orientador: Prof^ª. Dr^ª. Andréa Lúcia Teixeira de Souza

Banca examinadora: Prof^ª. Dr^ª. Andréa Lúcia Teixeira de Souza, Prof^ª. Dr^ª. Raquel Stucchi Boschi, Prof^ª. Dr^ª. Silvia Rahe Pereira

Bibliografia

1. Tamanho de semente. 2. Desempenho de espécies arbóreas. 3. Restauração. I. Orientador. II. Universidade Federal de São Carlos. III. Título.



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais

Folha de Aprovação

Assinaturas dos membros da comissão examinadora que avaliou e aprovou a defesa de dissertação de mestrado do candidato Danilo Janczur Tomaz, realizada em 23/10/2017:



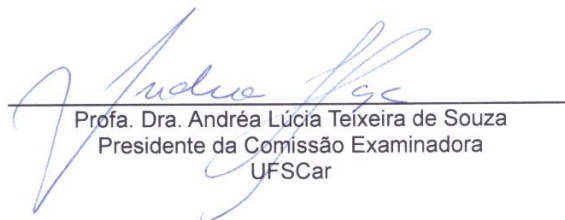
Prof. Dra. Andréa Lúcia Teixeira de Souza
UFSCar



Prof. Dra. Raquel Stucchi Boschi
UFSCar

Prof. Dra. Silvia Rahe Pereira
Anhanguera-Uniderp

Certifico que a sessão de defesa foi realizada com a participação à distância do membro Silvia Rahe Pereira e, depois das arguições e deliberações realizadas, o participante à distância está de acordo com o conteúdo do parecer da comissão examinadora redigido no relatório de defesa do aluno Danilo Janczur Tomaz.



Prof. Dra. Andréa Lúcia Teixeira de Souza
Presidente da Comissão Examinadora
UFSCar

Resumo

As zonas ripárias vêm sendo amplamente alteradas pelo desmatamento e pela fragmentação nas últimas cinco décadas, sendo muitas vezes necessária a intervenção humana para a restauração dessas áreas, através da reintrodução de espécies arbóreas. A semeadura direta pode ser uma alternativa à introdução de mudas, sendo de mais fácil execução e de menor custo financeiro. Este estudo buscou compreender a influência da massa de semente na emergência e da massa de semente, do tempo médio de emergência, da altura inicial e da fertilidade do solo no desempenho de nove espécies arbóreas, reintroduzidas via semeadura direta em restauração de área ripária degradada. O experimento foi dividido em quatro intervalos de tempo, (1 – da semeadura até 114 dias (início da estação seca), 2 – 114 a 377 dias (início do segundo ano), 3 – 377 a 728 dias (início do terceiro ano) e 4 – 728 a 1125 dias (final do terceiro ano)). Foi avaliada a influência da massa de semente na emergência (em campo e em viveiro), na sobrevivência após três anos e na altura após três anos. As influências de massa de semente, tempo médio de emergência e fertilidade do solo na sobrevivência e na altura foram avaliadas simultaneamente para o primeiro intervalo, utilizando-se um modelo estrutural. Para os três intervalos seguintes, foram montados modelos estruturais avaliando simultaneamente as influências de massa de semente, altura inicial e fertilidade do solo na sobrevivência e na taxa de crescimento relativo. Espécies de sementes maiores apresentaram maiores taxas de emergência em relação as espécies de sementes menores, tanto em viveiro quanto no campo, com as taxas maiores detectadas no viveiro. A massa da semente influenciou positivamente a taxa de sobrevivência final das plantas após três anos a partir da semeadura, com a maior parte da mortalidade ocorrendo nos primeiros 114 dias para todas as espécies. A análise de modelo estrutural revelou que a massa de semente influenciou a sobrevivência de maneira direta nos primeiros 114 dias e de maneira indireta posteriormente, via altura inicial. Sementes maiores geraram plântulas maiores, as quais tenderam a sobreviver por mais tempo em relação às plântulas menores. Fertilidade do solo influenciou a sobrevivência apenas indiretamente, via altura inicial. Espécies de sementes mais pesadas apresentaram maior tamanho inicial, mas após três anos essa diferença não foi detectada, indicando maior crescimento das espécies de sementes mais leves. A massa da semente influenciou a altura nos primeiros 114 dias, e em períodos de tempo posteriores influenciou a taxa de crescimento indiretamente, via altura inicial. No segundo e terceiro anos, o crescimento foi influenciado indiretamente pelo solo, via altura inicial. A relação entre massa de semente e sobrevivência encontrada para estas espécies após três anos provavelmente se deve a uma combinação entre o efeito das reservas cotiledonares com o efeito do tamanho de plântula, com sementes maiores emergindo mais e conferindo maior sobrevivência e tamanho às plântulas jovens, que sobrevivem melhor devido ao seu maior tamanho inicial. Este estudo mostrou que semeadura direta pode ser uma alternativa viável na restauração de áreas de pasto para as nove espécies avaliadas.

Palavras-chave: zona ripária, restauração, semeadura direta, massa de semente, emergência, sobrevivência, crescimento, modelo estrutural

Abstract

Riparian zones have been widely altered by deforestation and fragmentation in the last five decades, often being required human intervention for the recovery of these areas through the introduction of tree species. Direct seeding can be an alternative to the introduction of seedlings, being simpler and cheaper to implement. This study sought to understand the influence of seed mass on emergence and of seed mass, average time of emergence, initial height and soil fertility on the performance of nine tree species, reintroduced through direct seeding in the restoration of a degraded riparian area. The experiment was divided in four time intervals (1 – from seeding to 114 days (beginning of first dry season), 2 – 114 to 377 days (beginning of the second year), 3 – 377 to 728 days (beginning of the third year) and 4 – 728 to 1125 days (ending of the third year). We evaluated the influence of seed mass on emergence (in both field and nursery experiments), on survival after three years and on height after three years. The influences of seed mass, average time of emergence and soil fertility on survival and on height were simultaneously evaluated for the first interval, using a structural model. For the three following intervals, structural models were assembled, simultaneously evaluating the influence of seed mass, initial height and soil fertility on survival and on relative growth rate. Larger seeded species had higher emergence rates in relation to the smaller seed species, both in the nursery and in the field, with the highest rates detected in the nursery. Seed mass positively influenced the probability of survival after three years, with most mortality occurring in the first 114 days for all species. Structural model analyses revealed that seed mass influenced survival directly in the first 114 days, and indirectly through initial height in the later periods. Larger seeds generated larger seedlings, which tended to survive longer in relation to smaller seedlings. Soil fertility influenced survival only indirectly, through initial height. Larger seed species exhibited greater initial size, but after three years this difference was not detected, indicating higher growth rates of smaller seed species. Seed mass strongly influenced height in the first 114 days, but in later periods seed mass influenced growth rates only through initial height. In the second and third years, soil fertility indirectly influenced growth rates, through initial height. The relationship between seed mass and survival found for these nine species after three years is probably due to a combination of the effects of cotyledon reserves and seedling size, with larger seeds emerging earlier and originating bigger seedlings, which survive better due to their larger initial size. This study showed that direct seeding could be a viable alternative in the recovery of pasture areas for the nine species evaluated.

Key words: riparian zone, restoration, direct seeding, seed mass, emergence, survival, growth, structural model

Sumário

Introdução	1
Material e Métodos	6
<i>Área de estudo</i>	6
<i>Desenho experimental</i>	7
Solo	10
Emergência, sobrevivência, altura e crescimento	10
<i>Análise de dados</i>	11
Resultados	14
<i>Emergência</i>	14
<i>Sobrevivência</i>	16
<i>Altura no tempo</i>	17
<i>Modelo estrutural</i>	18
Discussão	22
<i>Influência de massa de semente na emergência</i>	22
<i>Influência de massa de semente e fertilidade do solo em sobrevivência e crescimento</i>	24
Considerações finais	31
Referências Bibliográficas	33

Introdução

As zonas ripárias têm sido vastamente afetadas pelo desmatamento e pela fragmentação nas últimas cinco décadas, devido à retirada de madeira para fins comerciais, ao desenvolvimento urbano e principalmente à expansão de áreas destinadas a agricultura e pecuária (Khurana & Singh, 2001; Heartsill-Scalley & Aide, 2003; Ribeiro *et al.*, 2009; Pütz *et al.*, 2011; Kettle, 2012; Oliveira *et al.*, 2016). As perturbações nestes ecossistemas levam a maior quantidade de incidência de luz e vento, solos mais secos e pobres em nutrientes e a colonização por espécies invasoras, resultando em perda de um grande número de espécies vegetais (Tabacchi *et al.*, 1998; Holl, 1999; Andersson, 2015). As condições ambientais desfavoráveis, aliadas à baixa disponibilidade de sementes viáveis, maiores taxas de predação e competição com espécies exóticas, contribuem para a limitação na regeneração natural destes ambientes impactados (Nepstad *et al.*, 1996; Holl, 1999; Pereira *et al.*, 2013; Gunaratne *et al.*, 2014). Dessa forma, muitas vezes é necessária a intervenção humana para a restauração dessas áreas (Brown & Lugo, 1994; Kettle, 2012; Leite *et al.*, 2013). Uma forma comum de intervenção no sentido da restauração destes ecossistemas é a reintrodução de espécies arbóreas, visto que a presença de árvores pode amenizar as condições desfavoráveis facilitando o crescimento e sobrevivência de plantas de floresta, além de aumentar a deposição local de sementes dispersas por vento e animais (Parrotta, 1992; Guariguata *et al.*, 1995; Parrotta, 1995; Nepstad *et al.*, 1996; Perfecto *et al.*, 1996; Ashton *et al.*, 1997; Khurana & Singh, 2001; Kettle, 2012).

Diversos estudos têm focado tanto em técnicas para a restauração mais eficiente de florestas (Davy, 2002; Reis *et al.*, 2003; Schmidt, 2008; Albuquerque *et al.*, 2010; Palma & Laurance, 2015), quanto na avaliação do sucesso de restaurações (Costa *et al.*, 2010; Suganuma *et al.*, 2014; Suganuma & Durigan, 2015). Uma prática comum em projetos de restauração de florestas degradadas no Brasil é o plantio de mudas (Rodrigues & Gandolfi, 2000; Oliveira, 2011), e a maior parte dos experimentos de reintrodução de espécies arbóreas são conduzidos através desta técnica (Oliveira, 2011; Palma & Laurance, 2015). Isso se deve ao fato de que a mortalidade é alta durante o processo de germinação e no estágio de plântula, enquanto que a reintrodução das espécies em estágio de plantas jovens pode resultar em maior probabilidade de estabelecimento destas espécies em relação a semeadura direta (Hammond, 1995; Schmidt, 2008; Gunaratne *et al.*, 2011; Palma & Laurance, 2015). Por outro lado, a semeadura direta,

pode se mostrar uma alternativa atraente devido à simplificação do processo de restauração e a eliminação dos custos com viveiro, transporte e plantio associados à introdução de mudas (Engel & Parrotta, 2001; Camargo *et al.*, 2002; Woods & Elliott, 2004; Schmidt, 2008; Ezell, 2009; Palma & Laurance, 2015). Além disso, indivíduos que crescem em tubos ou vasos têm o desenvolvimento das raízes limitado ao espaço do recipiente. Uma muda média de 40 cm de altura pode ter um tamanho de raiz em até 100 vezes menor crescendo em tubete quando comparada a um indivíduo introduzido no campo via semeadura direta (Schmidt, 2008). Ainda, mudas que crescem em viveiro e posteriormente são transplantadas para o campo são expostas a condições ambientais muito diferentes das condições de viveiro, podendo apresentar problemas de aclimação, além de comumente haver danos às raízes durante o transporte e plantio (Schmidt, 2008; Ezell, 2009). O desenvolvimento reduzido de raízes em relação à altura pode diminuir as chances de estabelecimento, com uma maior susceptibilidade à dessecação devido à menor área disponível para absorção de água e menor resistência a remoção mecânica de partes aéreas por vento ou herbívoros (Schmidt, 2008).

Nesse contexto, o conhecimento da ecologia de emergência e crescimento de plântulas é vital, não apenas para se entender os processos de recrutamento e sucessão em áreas de regeneração natural, mas principalmente para se desenvolver estratégias para a restauração de florestas tropicais e conservação da biodiversidade (Khurana & Singh, 2001; Suding *et al.*, 2004; Hall *et al.*, 2011). No entanto, a maior parte dos estudos usando semeadura direta foram conduzidos em regiões temperadas (Doust *et al.*, 2008), e o estudo e o uso desse método em regiões tropicais têm sido limitados (Engel & Parrotta, 2001; Peterson & Carson, 2008; Ferreira *et al.*, 2015; Palma & Laurance, 2015).

O tamanho de sementes é um traço funcional bastante importante para a semeadura direta, uma vez que diversos estudos conduzidos em diferentes tipos de ecossistemas, tanto naturais quanto impactados, mostraram que o tamanho das sementes está positivamente relacionado ao desempenho dos indivíduos (Dalling & Hubbel, 2002; Moles & Westoby, 2004; Moles & Westoby, 2006; Parker *et al.*, 2006; Benard & Toft, 2007; Metz *et al.*, 2010; Pereira *et al.*, 2013; Martínez-Garza *et al.*, 2013; Palma & Laurance, 2015; Macera *et al.*, 2017). Um mesmo esforço reprodutivo de plantas pode produzir um número maior de sementes pequenas, ou um número menor de sementes grandes, dando uma vantagem a espécies de sementes pequenas em número de sementes produzidas (Henery & Westoby, 2001; Moles & Westoby, 2004; Muller-Landau *et al.*, 2008). Além disso, sementes pequenas são dispersas com maior facilidade e os indivíduos oriundos destas sementes atingem maturidade reprodutiva mais cedo

(Moles & Westoby, 2006; Muller-Landau *et al.*, 2008; Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2013). As sementes maiores, no entanto, tendem a emergir mais cedo e em maiores taxas (Dalling & Hubbel, 2002; Moles & Westoby, 2004; Moles & Westoby, 2006; Parker *et al.*, 2006; Pereira *et al.*, 2013; St-Denis *et al.*, 2013). Estudos sugerem que emergir mais cedo pode levar a vantagens em sobrevivência em ambientes naturais (Jones *et al.*, 1994; Jones *et al.*, 1997; Castro, 2006; Abe *et al.*, 2008), mas uma meta análise a partir de 55 estudos, englobando tanto condições controladas quanto condições de campo, conduzida por Verdú & Traveset (2005), não encontrou essa relação. Os autores mostraram, porém, uma relação negativa entre o tempo de emergência e o crescimento das plantas jovens, que se mostrou muito mais forte em condições controladas do que em experimentos no campo.

Espécies de sementes grandes podem apresentar também maiores taxas de sobrevivência em relação a espécies de sementes pequenas (Leishman *et al.*, 2000; Moles & Westoby, 2004; Baraloto *et al.*, 2005; Lahoreau *et al.*, 2006; Moles & Westoby, 2006; Poorter *et al.*, 2008; Metz *et al.*, 2010; Muller-Landau, 2010; Pereira *et al.*, 2013; Palma & Laurance, 2015; Lebrija-Trejos *et al.*, 2016; Macera *et al.*, 2017), sendo mais resistentes a perturbações ambientais, como competição com a vegetação estabelecida, sombreamento, perda de folhas, deficiência de nutrientes e seca. (Osunkoya *et al.*, 1994; Leishman *et al.*, 2000; Westoby *et al.*, 2002; Khurana & Singh 2004; Muller-Landau, 2010; Hallett *et al.* 2011; Pereira *et al.*, 2013; Palma & Laurance, 2015). Moles & Westoby (2004, 2006) sugeriram que o efeito da massa da semente na sobrevivência seria mais intenso nos primeiros estágios de desenvolvimento das plantas, diminuindo conforme as reservas energéticas originárias das sementes se esgotassem, mas em outros estudos essa influência se estendeu por anos (Baraloto *et al.*, 2005; Metz *et al.*, 2010; Pereira *et al.*, 2013; Macera *et al.*, 2017).

Tamanho de semente pode influenciar ainda o tamanho inicial das plantas jovens, com sementes maiores dando origem a plântulas maiores (Bloor & Grubb, 2003; Benard & Toft, 2007). Plântulas maiores possuem sistemas aéreos e radiculares mais bem desenvolvidos, o que permite uma maior captação de luz, água e nutrientes, lhes atribuindo maior capacidade de suportar condições adversas (Leishman *et al.*, 2000; Green & Juniper, 2004; Quero *et al.*, 2007; Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2013). O efeito positivo de tamanho de plântulas na performance dos indivíduos tem sido registrado em diversos estudos (Gilbert *et al.*, 2001; Baraloto *et al.*, 2005; Lahoreau *et al.*, 2006; Quero *et al.*, 2007; Kunstler *et al.*, 2009; Lebrija-tejos *et al.*, 2016; Visser *et al.*, 2016).

A taxa de crescimento das plantas também pode ser influenciada pelo tamanho de semente. Vários estudos têm mostrado que, sob condições favoráveis, há uma relação negativa entre tamanho de semente e o crescimento, mas que pode se tornar positiva sob condições de estresse. (Moles & Westoby, 2006; Muller-Landau, 2010; Pereira *et al.*, 2013; Turnbull *et al.*, 2012; Larson *et al.*, 2015). Esse é um fator importante de se considerar em projetos de restauração, pois há indícios que o crescimento inicial pode ter um efeito positivo na sobrevivência em estágios posteriores de diversos tipos de plantas, com a taxa de crescimento relativo sendo comumente usada como indicadora de desempenho (Baraloto *et al.*, 2005; Zeiter *et al.*, 2006; Violle *et al.*, 2007; Perez-Harguindeguy *et al.*, 2013; Laughlin, 2014; Larson *et al.*, 2015). No entanto, plantas com maior crescimento podem se tornar mais vulneráveis a doenças, herbivoria e danos físicos (Kitajima & Poorter, 2008).

Áreas impactadas por atividades humanas estão frequentemente associadas a condições de solo significativamente alteradas, o que pode representar uma grande restrição à regeneração natural e desafios consideráveis para a restauração de florestas (Ehleringer & Sandquist, 2006; Kettle, 2012). Essas alterações incluem perda da camada superficial do solo; alterações na composição do solo, como a perda de nutrientes; alterações de densidade, como a compactação do solo, o que altera sua condutividade hídrica; aumento da instabilidade em áreas inclinadas; perda de microrganismos, como micorrizas e bactérias fixadoras de nitrogênio; e adição de contaminantes (Nussbaum *et al.*, 1995; Holl, 1999; Ehleringer & Sandquist, 2006; Sidle *et al.*, 2006; Paul *et al.*, 2010; Kettle, 2012). Tais alterações modificam fortemente as propriedades físicas e químicas do solo, afetando tanto a disponibilidade quanto a distribuição de recursos no solo e conseqüentemente a habilidade das plantas de adquirir os recursos essenciais para seu crescimento (Ehleringer & Sandquist, 2006; Paul *et al.*, 2010). A extensão das mudanças de propriedades edáficas pode determinar o potencial para a restauração dos ecossistemas, devido a dependência de água e nutrientes pela vegetação (Ehleringer & Sandquist, 2006). Estudos na região tropical mostraram que a degradação do solo pode aumentar a mortalidade de sementes e plântulas de diversas espécies arbóreas, podendo também reduzir seu crescimento, especialmente nos estágios iniciais de desenvolvimento (Nussbaum *et al.*, 1995; Woodward, 1996; Whitman *et al.*, 1997; Islam & Weil, 2000; Russo *et al.*, 2005; Sidle *et al.*, 2006; Holste *et al.*, 2011; Van Breugel *et al.*, 2011; Kettle, 2012; Scholten *et al.*, 2017). Dessa forma, as relações entre as plantas e o solo podem ser de fundamental importância para o sucesso de projetos de restauração.

A fim de se obter o melhor entendimento de como todos os fatores descritos acima se relacionam com a performance das plantas, precisamos quantificar seus efeitos simultaneamente. A noção da importância relativa destes fatores em momentos específicos do desenvolvimento das plantas permite a separação dos efeitos diretos (massa de semente, tempo de emergência e fertilidade do solo) de efeitos indiretos (massa de semente, tempo de emergência e fertilidade do solo via tamanho inicial das plantas) na sobrevivência e crescimento das plantas.

Este estudo buscou compreender a influência da massa de semente na emergência e da massa de semente, do tempo médio de emergência, da altura inicial e da fertilidade do solo no desempenho de nove espécies arbóreas, reintroduzidas via semeadura direta em restauração de área ripária inserida em Área de Preservação Permanente (APP). As espécies selecionadas perfazem um gradiente de massa de semente, a área restaurada era originalmente utilizada como pastagem, estando localizada em um gradiente nutricional de solo e os três primeiros anos após a reintrodução das espécies arbóreas no local foram divididos em quatro intervalos de tempo. Questionamos se: (1) a taxa de emergência está positivamente relacionada à massa das sementes no viveiro e no campo; (2) a sobrevivência e a altura final das plantas jovens após três anos em campo está positivamente relacionada a massa das sementes; (3) a taxa de sobrevivência e a altura estão relacionadas à massa das sementes, ao tempo de emergência e à fertilidade do solo, entre a semeadura e o início da primeira estação seca; (4) a taxa de sobrevivência e a taxa de crescimento relativo estão relacionadas à massa de semente, à altura inicial e à fertilidade do solo do início da primeira estação seca até três anos após a semeadura.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi conduzido em uma APP localizada no sítio Estância Dois Irmãos, no distrito de Água Vermelha, município de São Carlos – SP, com as coordenadas 21° 54' 43,569'' S e 47° 51' 37,942'' O (Projeção UTM, fuso 23, Datum horizontal SIRGAS 2000). O clima da região é classificado como Aw (Rolim *et al.*, 2007), subtropical com verão úmido de outubro a março e inverno seco entre abril e setembro. A região apresenta pluviosidade média de 1.429 mm variando entre 1.138 a 1.593 mm ao ano, e temperatura média anual variando de 20,8 °C a 21,7 °C (Soares *et al.*, 2003). O relevo da região é composto pelas formações Serra Geral (rochas vulcânicas e derrames basálticos), Botucatu e Pirambóia (Grupo São Bento, arenitos eólicos e oriundos de depósitos fluviais e planícies de inundação, respectivamente) e Cobertura da Serra de Santana e Similares (Grupo Taubaté) (Souza Júnior, 2005). O solo é classificado como LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO e LATOSSOLO VERMELHO, com textura média de 5 a 7% de argila e entre 70 a 82% de areia, distróficos, mas apresentando manchas dispersas de solos eutróficos (Calderano Filho *et al.*, 1998; Manual Técnico de Pedologia/IBGE, 2015). A área era usada como pastagem de bovinos e a vegetação era composta principalmente pela gramínea exótica *Urochloa brizantha*. Adjacente a área experimental há um remanescente de mata de galeria margeando o Córrego Engenho Velho (Figura 1).

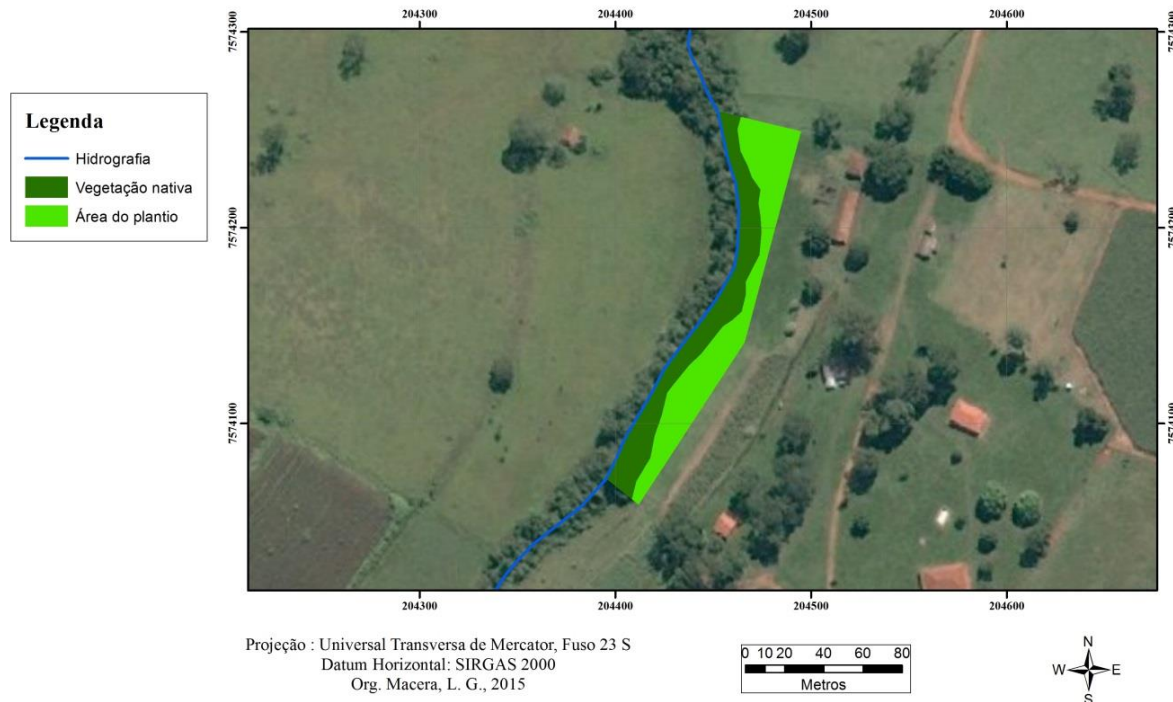


Figura 1. Imagem de satélite da área de floresta ripária do sítio Estância Dois Irmãos, com a área onde foi conduzido experimento destacada em verde claro.

Desenho experimental

Para este experimento, foram selecionadas nove espécies arbóreas comuns em matas galeria na região (Barbosa & Martins, 2003), formando um gradiente de massa de semente (Tabela 1). Sementes das nove espécies foram coletadas em São Carlos e proximidades ou adquiridas do Instituto Florestal de São Paulo. Todos os lotes foram examinados, descartando-se quaisquer anômalas ou com marcas de herbivoria. Amostras de 200 sementes de cada espécie foram pesadas individualmente em balança de precisão de 0,001mg, para se obter a massa média de semente (Tabela 1).

A dormência das sementes foi superada por meio de escarificação mecânica, seguindo recomendações de Carvalho (2003) e Salomão *et al.* (2003), exceto para *Copaifera langsdorffii*, que não recebeu nenhum tratamento prévio (Pereira *et al.*, 2013).

A taxa de emergência de sementes de uma mesma espécie pode variar entre populações e com o tempo de armazenamento antes da sementeira (Carvalho, 2003), assim nós conduzimos um experimento controle no viveiro da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). Para avaliar a viabilidade (ou potencial germinativo) do lote de sementes utilizado de cada espécie,

as sementes destinadas ao viveiro (N = 1900) passaram por tratamento pré-germinativo e em seguida foram dispostas em placas de petri contendo vermiculita, e colocadas em câmara de germinação com temperatura de 28°C e fotoperíodo de 12h. Após exposição de radícula, foram colocadas em tubetes de 290 cm³ contendo substrato orgânico e fibra de coco, e transportadas para o viveiro do Departamento de Botânica da UFSCar para cultivo, com 20% de sombreamento e irrigação por aspersão quatro vezes ao dia por cinco minutos.

A área destinada ao experimento de semeadura direta em campo foi dividida em seis parcelas que variaram entre 228 a 580m² de área acompanhando o remanescente da mata de galeria (Figura 2).

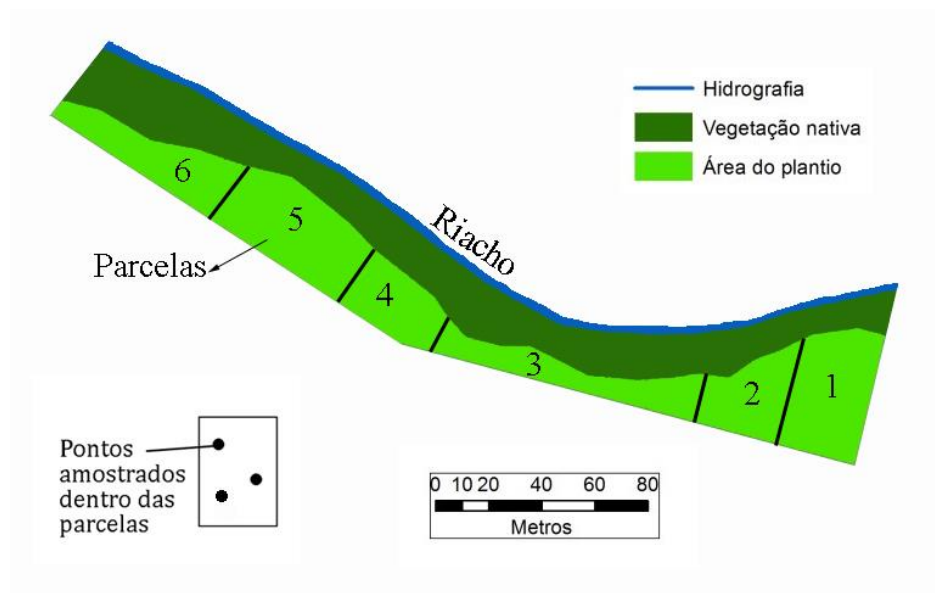


Figura 2. Desenho esquemático da área experimental. Em destaque as parcelas e os pontos que representam as sub-amostras de solo enviadas para estimativa de parâmetros de fertilidade do solo

A área foi previamente isolada do gado com cercas e as gramíneas exóticas foram removidas quimicamente com uso de glifosato (Pereira *et al.*, 2013). Para descompactação do solo, foram feitos sulcos de aproximadamente 30 cm de profundidade e distanciados em dois metros. As sementes foram dispostas então em gride de 2×1m e os locais foram marcados com lacres coloridos numerados, para identificação individual das plantas. A distribuição das espécies em campo foi completamente aleatória com um total de 1128 indivíduos semeados, sendo 126 de *Cedrela fissilis*, 126 de *Pterogyne nitens*, 126 de *Cariniana estrellensis*, 128 de *Enterolobium contortisiliquum*, 122 de *Copaifera langsdorffii*, 128 de *Enterolobium timbouva*,

122 de *Platypodium elegans*, 124 de *Schizolobium paraiba* e 126 de *Hymenaea courbaril*. A semeadura foi executada nos dias 12, 13 e 14 de fevereiro de 2013.

Tabela 1. Espécie, código identificador, nome popular, massa média e desvio padrão das sementes, ocorrência por solo

Família / Espécie	Código	Nome Popular	Massa da Semente (g)	Ocorrência por solo
Meliaceae <i>Cedrela fissilis</i>	CEF	Cedro-Rosa	0,042 ± 0,007	Solos profundos, úmidos e bem drenados; textura argilosa a areno-argilosa
Fabaceae <i>Pterogyne nitens</i>	PTN	Amendoim	0,081 ± 0,018	Solos de baixa fertilidade química; textura arenosa a argilosa; solos calcários
Lecythidaceae <i>Cariniana estrellensis</i>	CAL	Jequitibá-branco	0,092 ± 0,016	Solos profundos e bem drenados; férteis; ricos em matéria orgânica
Fabaceae <i>Enterolobium contortisiliquum</i>	ENC	Timburi	0,252 ± 0,026	Solos férteis; boa disponibilidade hídrica; textura franco-argilosa a argilosa
Fabaceae <i>Copaifera langsdorffii</i>	COL	Copaíba	0,358 ± 0,080	De áreas de solo fértil e bem drenado a áreas de solo muito pobre, ácido e álico
Fabaceae <i>Enterolobium timbouva</i>	ENT	Timbouva	0,717 ± 0,151	Solos com textura franco-argilosa a argilosa
Fabaceae <i>Platypodium elegans</i>	PLE	Amendoim-do-campo	0,748 ± 0,074	Versátil, ocorrendo desde solos de cerrado bem drenados até solos úmidos de floresta ombrófila.
Fabaceae <i>Schizolobium parahyba</i>	SCP	Guapuruvu	1,809 ± 0,260	Solos de textura argilosa; de fertilidade alta a baixa
Fabaceae <i>Hymenaea courbaril</i>	HYC	Jatobá	5,125 ± 1,212	Solos secos; de fertilidade média a elevada

Solo

Em novembro de 2014 o solo foi amostrado dentro de cada uma das parcelas definidas inicialmente. Em cada parcela, a amostragem do solo se constituiu de três sub-amostras de solo deformadas simples, na profundidade de 0 - 20 cm usando trado do tipo caneco com remoção prévia da serapilheira e evitando troncos e raízes. As sub-amostras foram retiradas a uma distância mínima de 5 metros dos cantos e das bordas e entre si para diminuir a influência das áreas adjacentes e entre as parcelas nos resultados. A coleta foi feita após um período de estiagem de sete dias (Embrapa, 1997), a fim de se evitar que o solo estivesse muito seco ou com umidade excessiva, assim como garantir a homogeneidade da amostra. Estas sub-amostras foram colocadas em recipientes limpos para homogeneização e posterior retirada de aproximadamente 500g do solo misturado para a composição final da amostra composta.

As amostras compostas de cada parcela foram enviadas ao Laboratório de Solos da Universidade Federal de São Carlos para análise, seguindo Raij *et al.* (2001). Foram medidos pH, Matéria Orgânica (MO), Fósforo disponível (P), Concentração total de Nitrogênio (N), Potássio trocável (K⁺), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Hidrogênio e Alumínio (H+Al), Soma de Bases (SB) e Capacidade de Troca Catiônica (CTC).

Emergência, sobrevivência, altura e crescimento

A primeira coleta de dados foi feita no dia 05/03/2013, vinte dias após a semeadura, sendo registrada a emergência dos indivíduos. Foram efetuadas visitas semanais posteriores até 15/04/2013 e quinzenais até 07/06/2013, registrando-se emergência e sobrevivência. A partir de 07/06/2013, iniciou-se um período de monitoramento que durou até março de 2016. Consideramos plantas emersas quando a abertura do primeiro par de folhas foi registrada. O período de tempo do experimento foi dividido em quatro intervalos de tempo (T1 – da semeadura até 114 dias (início da estação seca), T2 – 114 a 377 dias (início do segundo ano), T3 – 377 a 728 dias (início do terceiro ano) e T4 – 728 a 1125 dias (final do terceiro ano)).

Durante o período de monitoramento do experimento foram feitas nove medidas de altura das plantas. Estas medidas foram feitas do solo até o ápice da planta, utilizando-se trena rígida (indivíduos até 2 metros), régua telescópica (indivíduos entre 2 e 6 metros) e hipsômetro (indivíduos maiores que 6 metros).

Construímos um modelo estrutural para cada intervalo de tempo, para avaliar simultaneamente a intensidade dos efeitos massa da semente, tempo de emergência (apenas para o primeiro intervalo de tempo), altura inicial (menos no primeiro intervalo de tempo) e fertilidade do solo na sobrevivência e crescimento das plantas. No intervalo 1 (T1), foram consideradas como variáveis independentes a massa média de semente (MS), tempo médio de emergência (TME) e composição do solo (Solo 1 – eixo 1 da ACP do solo). Como o segundo eixo da ACP explicou apenas 15,2% da variação dos dados, não foi usado nos modelos estruturais.

O tempo médio de emergência (TME) foi definido conforme Equação 1:

$$TME = \frac{\sum_0^n d_i n_i}{N} \quad (\text{Equação 1})$$

Onde d_i é o tempo no qual cada semente emergiu (em semanas), n_i é o número de sementes emersas no tempo i e N é o número total de sementes emersas.

No intervalo 2 (T2), foram consideradas como variáveis independentes a MS, a altura em T1 e Solo1, e como variáveis resposta a sobrevivência em T2 e a taxa de crescimento relativo (TCR) no T2. TCR foi definida conforme Equação 2:

$$TCR = \frac{(\ln(\text{altura } T_f) - \ln(\text{altura } T_i))}{\Delta T} \quad (\text{Equação 2})$$

Onde T_i é o tempo inicial do intervalo, T_f é o tempo final do intervalo e $\Delta T = T_f - T_i$.

No intervalo 3 (T3), foram consideradas como variáveis independentes a MS, a altura em T2 e Solo1, e como variáveis resposta a sobrevivência em T3 e a taxa de crescimento relativo (TCR) no T3. No intervalo 4 (T4), foram consideradas como variáveis independentes a MS, a altura em T3 e Solo1, e como variáveis resposta a sobrevivência em T4 e a taxa de crescimento relativo (TCR) no T4.

Análise de dados

Os efeitos da massa de semente (variável explanatória) na emergência e na sobrevivência final das plantas (variáveis resposta binárias) foram avaliados através de Análise de Regressão Logística, recomendada para variáveis de respostas binárias (emersas ou não emersas, vivas ou mortas). Os dados de massa de semente foram transformados em logaritmo,

para homogeneizar as variâncias e normalizar os dados. Nesta análise, a Razão de Chance (Odds Ratio) diz o quanto aumenta a razão entre o número de sementes em um estado (emersas ou vivas) e o número de sementes no outro estado (não emersas ou mortas) com o aumento de uma unidade logarítmica de massa de semente.

A sobrevivência foi descrita seguindo a Equação 3:

$$l(x) = \frac{N_x}{N_i} \quad (\text{Equação 3})$$

Sendo $l(x)$ a sobrevivência no tempo x , N_x o número de indivíduos vivos no tempo x , e N_i o número de indivíduos inicial.

A variação de altura ao longo do tempo foi descrita graficamente, e a existência ou não de diferenças entre as espécies e de diferenças temporais dentro das espécies foi avaliada através da Análise de Variância (ANOVA) de medidas repetidas, indicada quando há diversas medições do mesmo indivíduo ao longo do tempo. No caso de significância usamos o teste de Tukey para comparações múltiplas. O teste foi aplicado em três momentos (114, 728 e 1125 dias após a semeadura), e em cada um foram montados grupos, cada grupo contendo as espécies que não diferiram em altura naquele tempo.

A Análise de Componentes Principais (ACP) foi usada para reduzir as variáveis de solo a um plano bidimensional e determinar os principais componentes que explicam as maiores variações entre as diferentes parcelas. Os dados foram previamente transformados em logaritmo e padronizados. A fim de se minimizar a soma de quadrados residuais totais, efetuou-se uma análise de correlação entre todos os parâmetros medidos, sendo removidos aqueles com uma correlação maior do que 80% com outros parâmetros. As variáveis usadas na análise de solo foram o fósforo disponível (P (mg/dm³)), matéria orgânica (MO (dag/kg)), potássio (K (cmol/dm³)), capacidade de troca catiônica (CTC (cmol/dm³)) e nitrogênio total (N (ppm)) (Tabela 2). O solo variou entre as parcelas nas propriedades químicas (Figura 3). Os dois primeiros eixos explicaram 93,9% da variação, sendo 78,7% explicada pelo eixo 1 e 15,2% pelo eixo 2. O eixo 1 foi mais correlacionado com MO, CTC e N; e moderadamente com K e P. O eixo 2 foi moderadamente correlacionado com K e negativamente com P (Figura 3). As parcelas 1 e 2 foram muito similares, com altos valores de K e MO. As parcelas 4, 5 e 6 tinham valores baixos de todos os parâmetros, e na parcela 3 foram registrados valores mais altos de P.

Tabela 2. Resultado da análise de fertilidade do solo, por parcela. P - fósforo disponível; MO - matéria orgânica; K - potássio trocável; CTC – capacidade de troca catiônica; N - concentração total de nitrogênio.

Parcela	P (mg/dm ³)	MO (dag/kg)	K (cmol/dm ³)	CTC (cmol/dm ³)	N (ppm)
1	56.0	3.10	0.24	7.389	1700
2	52.0	2.70	0.23	7.675	1600
3	88.7	1.97	0.13	6.720	1450
4	27.0	1.70	0.10	6.662	1300
5	20.5	1.10	0.13	5.189	950
6	14.0	1.45	0.14	6.132	1000

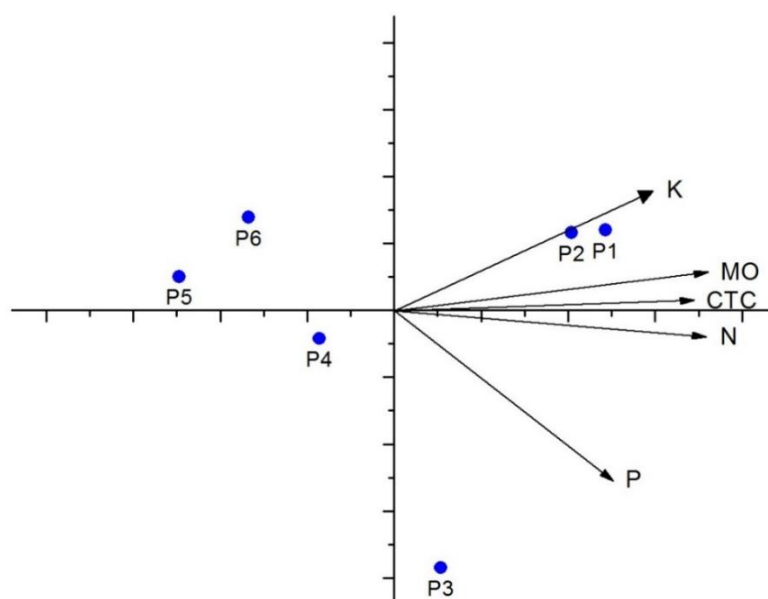


Figura 3. Resultados da Análise de Componentes Principais dos parâmetros de fertilidade de solo nas seis parcelas na área experimental. Os vetores representam as variáveis K - potássio; MO –matéria orgânica; CTC – capacidade de troca catiônica; N – nitrogênio total e P – fósforo total. Os pontos representam as parcelas na área experimental.

Para avaliar simultaneamente a relação entre a sobrevivência e a taxa de crescimento em altura (variáveis respostas) e a altura inicial das plantas, a massa das sementes, o tempo de emergência e os parâmetros de fertilidade do solo usamos um modelo estrutural (Path Analysis). Coeficientes de regressão parcial são produzidos e podem ser interpretados de maneira semelhante a regressões simples e múltiplas. No entanto, a análise de modelo estrutural permite separar e quantificar os efeitos de variáveis independentes correlacionadas, para as quais uma regressão múltipla pode não ser indicada, além de testar as diferentes relações simultaneamente. Para essa análise, foi montado um modelo estrutural teórico a ser testado para cada um dos intervalos de tempo pré-definidos.

Resultados

Emergência

No viveiro, a análise de regressão logística mostrou a existência de uma relação positiva entre massa de semente e taxa de emergência ($X^2= 126,830$; Razão de Chance = 3,002; $p < 0,001$) (Figura 4a). Com o aumento de uma unidade logarítmica de massa de semente, houve um aumento de 3,002 vezes na razão entre o número de sementes emersas e o número de sementes que não emergiram. As espécies com maior massa de semente como *Hymenaea courbaril* (HYC), *Schizolobium paraiba* (SCP) e *Enterolobium timbouva* (ENT) alcançaram as maiores taxas de emergência (0,91; 0,94 e 0,91, respectivamente), quando comparadas com as espécies de sementes menores como *Cedrela fissilis* (CEF), *Pterogyne nitens* (PTN) e *Copaifera langsdorffii* (COL), que tiveram as menores proporções (0,77; 0,42 e 0,72, respectivamente). A espécie *Platypodium elegans* (PLE) não foi incluída no experimento realizado no viveiro por não ter sido obtido sementes em quantidades suficientes.

A mesma relação foi detectada no campo, a massa de semente influenciou positivamente a taxa de emergência ($X^2 = 168,783$; Razão de Chance = 3,716; $p < 0,001$) (Figura 4b). A interação entre os dois fatores (“massa de semente” x “local”) não foi significativa (Interação: Wald = -1,386; $p = 0,166$), mas a taxa de emergência no viveiro foi maior do que no campo (Wald = 4,592; Razão de chance = 5,571; $p < 0,001$), sugerindo que o número de sementes emersas em relação a sementes que não emergiram aumentou 5,571 vezes quando semeadas no viveiro em relação a semeadura em campo, independente da massa de semente. No campo como no viveiro, as espécies com sementes grandes tiveram um melhor desempenho, com ENT, PLE e HYC tendo as maiores taxas de emergência (0,77; 0,62 e 0,90, respectivamente), quando comparadas com espécies de sementes menores como CEF (0,39); PTN (0,06) e *Cariniana estrellensis* (CAL (0,39)), as exceções sendo SCP, que apesar de ter sementes grandes teve uma taxa de emergência intermediária (0,51) e COL, que possui semente de massa intermediária e alcançou a segunda menor emergência (0,34).

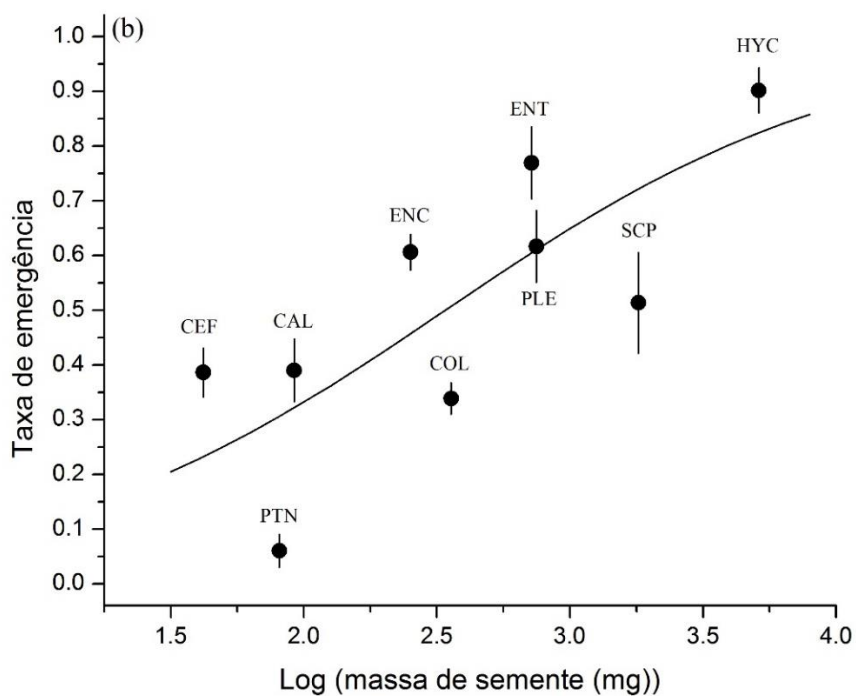
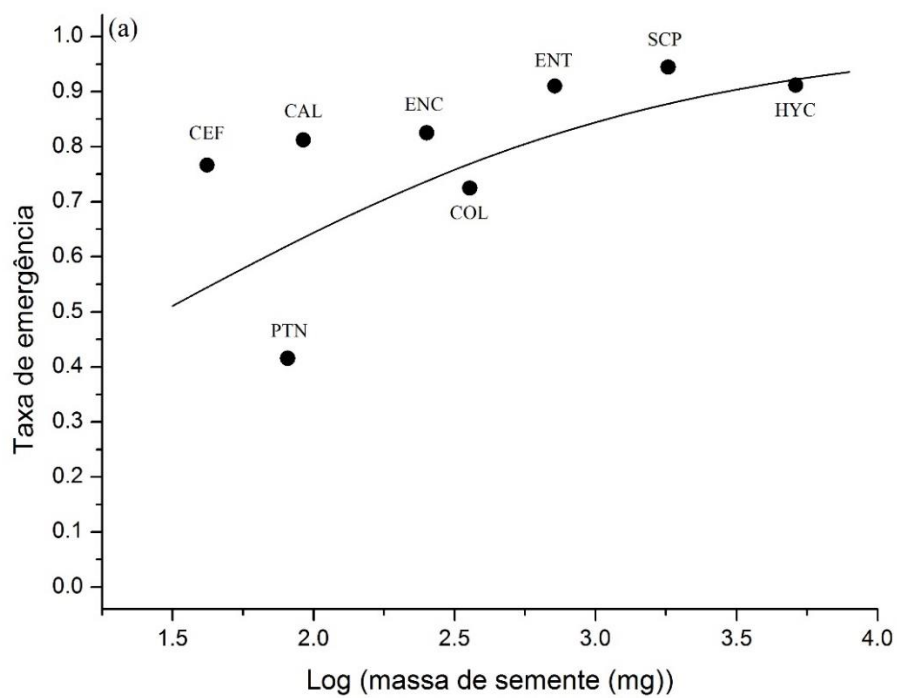


Figura 4. Relação entre taxa de emergência de sementes e média de massa de semente para nove espécies arbóreas: a) Viveiro; b) Campo. Barras representam o erro padrão. CEF - *Cedrela fissilis*; PTN - *Pterogyne nitens*; CAL - *Cariniana estrellensis*; ENC - *Enterolobium contortisiliquum*; COL - *Copaifera langsdorffii*; ENT - *Enterolobium timbouva*; PLE - *Platypodium elegans*; SCP - *Schizolobium parahyba*; HYC - *Hymenaea courbaril*

Sobrevivência

A taxa de sobrevivência variou ao longo do tempo e entre as espécies (Figura 5), sendo que a sobrevivência final variou entre 2 e 76%. As maiores taxas de sobrevivência após 3 anos foram de HYC (0,76), ENT (0,67) e ENC (0,66), seguida por PLE (0,54) e SCP (0,48), ambas próximas a 0,5. As sementes de menor massa, CEF e PTN, tiveram valores muito próximos (0,326 e 0,333, respectivamente), seguidas por COL (0,27). CAL teve o pior desempenho (0,02). As maiores taxas de mortalidade foram registradas nos primeiros 114 dias após a emergência das plantas em todas as espécies (Figura 5). A massa da semente influenciou positivamente a taxa de sobrevivência final das plantas após três anos a partir da semeadura ($X^2 = 53,297$; Razão de Chance = 1,559; $p < 0,001$) sugerindo que o aumento em uma unidade do logaritmo neperiano da massa da semente elevou em 1,559 as chances de sobrevivência em relação as chances de mortalidade.

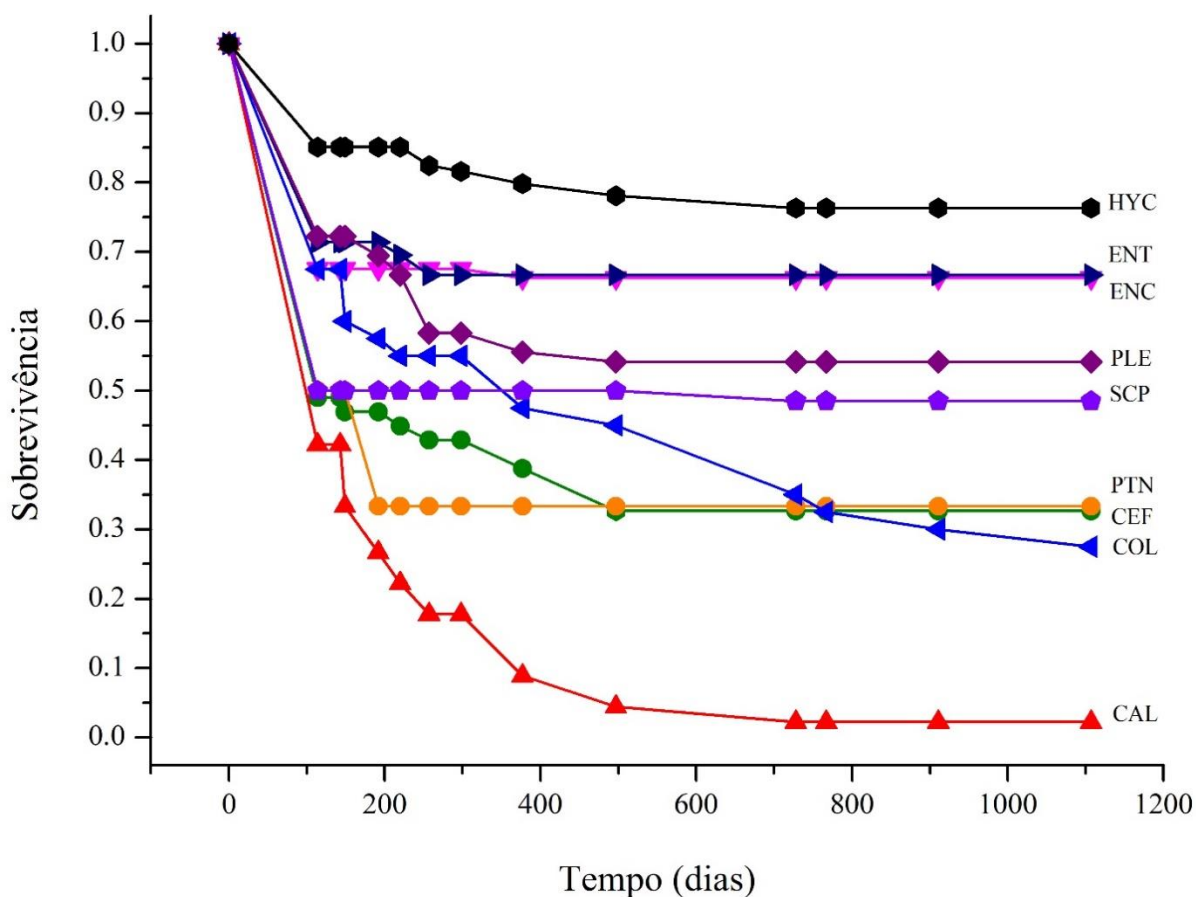


Figura 5. Taxa de sobrevivência de nove espécies arbóreas no período de 1107 dias. CEF - *Cedrela fissilis*; PTN - *Pterogyne nitens*; CAL - *Cariniana estrellensis*; ENC - *Enterolobium contortisiliquum*; COL - *Copaifera langsdorffii*; ENT - *Enterolobium timbouva*; PLE - *Platypodium elegans*; SCP - *Schizolobium parahyba*; HYC - *Hymenaea courbaril*.

Altura no tempo

A massa da semente não influenciou a altura final das plantas ($F_{1,38} = 0.51801$; $p = 0,476$). No entanto, a altura das plantas variou entre as espécies e ao longo do tempo (Interação espécie \times tempo; $F = 9,256$; $p < 0,001$) indicando que as espécies variaram na taxa de crescimento ao longo do tempo. No início (114 dias), as alturas diferiram entre as espécies, espécies de sementes maiores como SCP e HYC alcançaram as maiores alturas enquanto que COL e PLE eram as espécies com alturas menores. A altura das espécies HYC e ENT não diferiram entre si, sendo que ENT também não diferiu de ENC (Figura 6), enquanto as quatro espécies restantes diferiram entre si. Ao longo do tempo, os diferentes padrões de crescimento das espécies resultaram em variações na altura das plantas: em 728 dias as espécies formaram três grupos com relação à altura das plantas. Nesse tempo, temos um grupo com maior altura (SCP, ENC e ENT), um com altura intermediária formado por PLE, CEF e HYC, e COL com uma altura menor (Figura 6). Entre 728 e 1125 dias houve um pico de crescimento de SCP, ENT, CEF e PLE, aumentando a similaridade em altura entre as diferentes espécies, com exceção de COL que permaneceu com menor porte em relação as demais espécies (Figura 6).

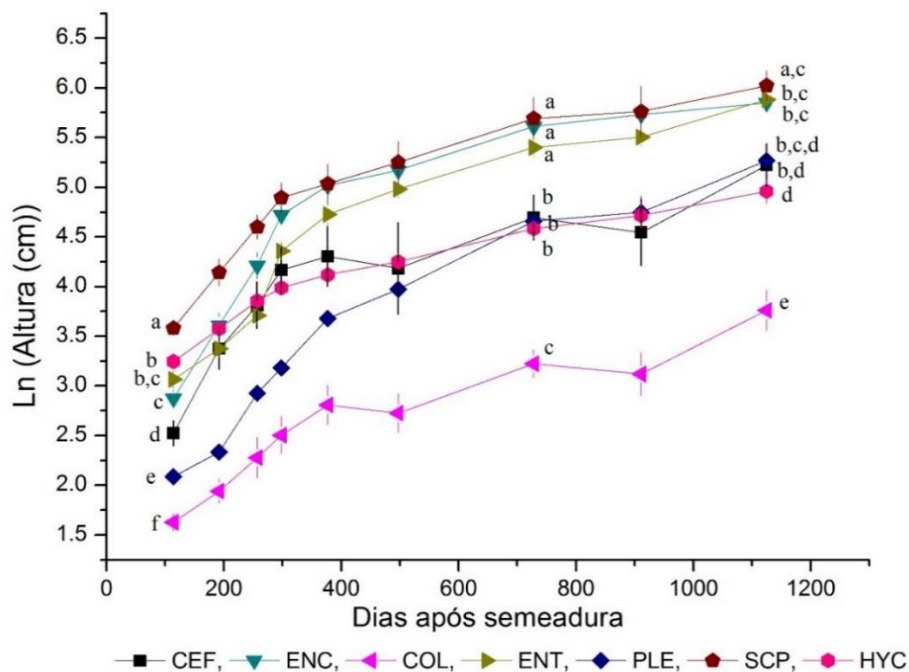


Figura 6. Altura média das plantas de nove espécies arbóreas ao longo de 1125 dias após a semeadura. As barras representam o erro-padrão. Legenda ordenada de menor para maior massa média de semente. Letras minúsculas representam agrupamentos por similaridade em altura naquele tempo, de acordo com teste de Tukey.

Modelo estrutural

No intervalo de tempo 1 (T1), 19% da sobrevivência e 50% da altura foram explicadas pelo modelo (Figura 7). Apenas a massa de semente influenciou positivamente a sobrevivência, enquanto que TME e Solo 1 não tiveram influência significativa. A massa da semente foi o fator que mais influenciou a altura, que foi também positivamente relacionada com Solo 1, e negativamente com TME. A massa da semente não foi correlacionada com TME (Figura 7).

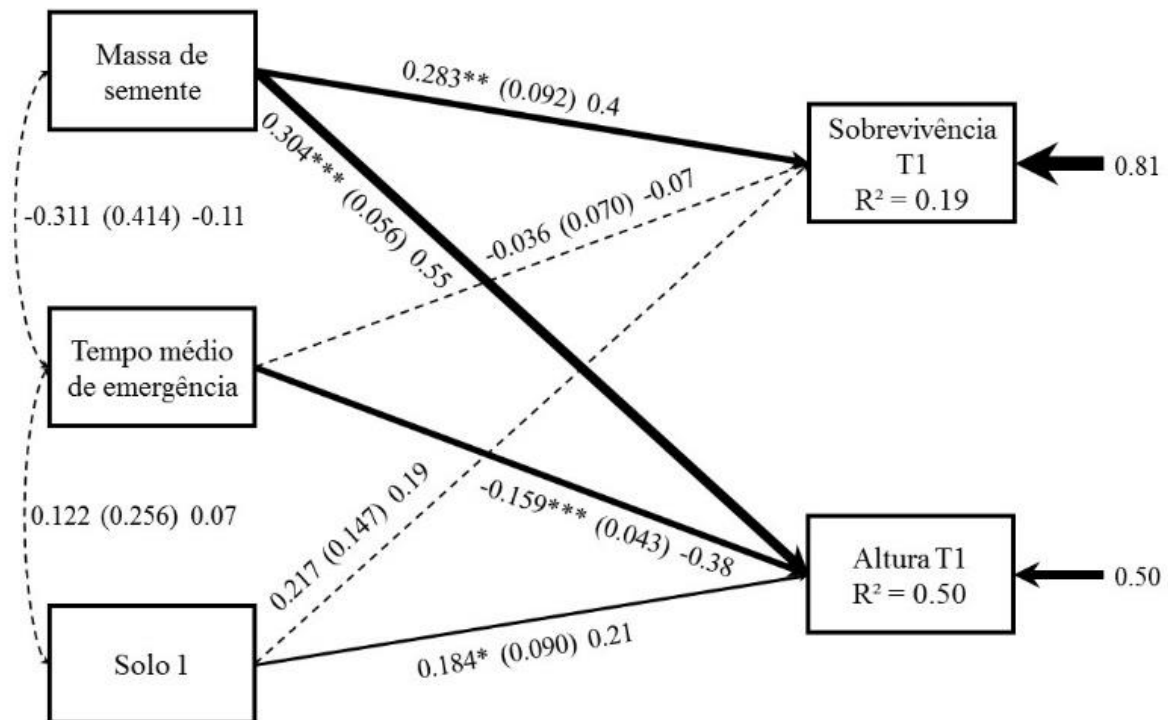


Figura 7. Diagrama do modelo estrutural mostrando as relações entre massa da semente, tempo médio de emergência (TME), eixo 1 da análise de componentes principais de solo (Solo 1), taxa de sobrevivência no intervalo de tempo 1 e média de altura ao final do intervalo de tempo 1. Os números representam as estimativas dos coeficientes, seguidos pelo erro padrão entre parênteses e as estimativas padronizadas. As setas representam a direção e o sentido da relação e sua espessura é proporcional às estimativas padronizadas. * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; † $0,05 < p < 0,1$.

No intervalo de tempo 2 (T2), o modelo explicou 40% da variação na taxa de sobrevivência e 11% da variação da TCR (Figura 8). Neste intervalo de tempo a massa da semente não influenciou diretamente a sobrevivência, mas influenciou positivamente via altura em T1, uma vez que foi fortemente correlacionada com a altura em T1 que influenciou fortemente a sobrevivência neste período (Figura 8). O Solo 1 influenciou negativamente a sobrevivência, mas a intensidade deste efeito foi menor quando comparado com a altura inicial (Figura 8). A TCR sofreu influência apenas de altura em T1, com massa de semente e Solo 1 não tendo efeito significativo.

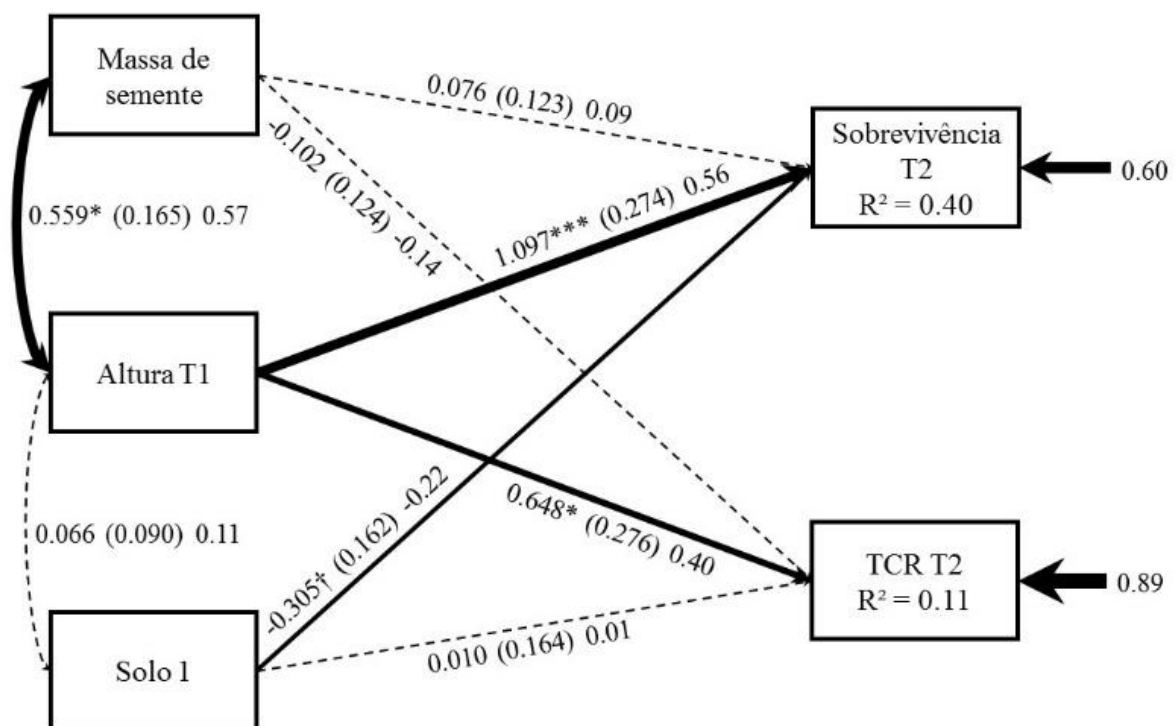


Figura 8. Diagrama do modelo estrutural mostrando as relações entre massa da semente, média de altura ao final do intervalo de tempo 1, eixo 1 da análise de componentes principais de solo (Solo 1), taxa de sobrevivência no intervalo de tempo 2 e taxa de crescimento relativo (TCR) no intervalo de tempo 2. Os números representam as estimativas dos coeficientes, seguidos pelo erro padrão entre parênteses e as estimativas padronizadas. As setas representam a direção e o sentido da relação e sua espessura é proporcional às estimativas padronizadas. * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; † $0,05 < p < 0,1$.

No intervalo de tempo 3 (T3), o modelo explicou 42% da sobrevivência e 8% da TCR (Figura 9). Apenas a altura em T2 influenciou positivamente tanto a sobrevivência quanto a TCR, enquanto que a massa da semente e Solo 1 não influenciaram a sobrevivência e a TCR. A altura em T2 não foi correlacionada com a massa da semente, mas foi positivamente correlacionada com o Solo 1.

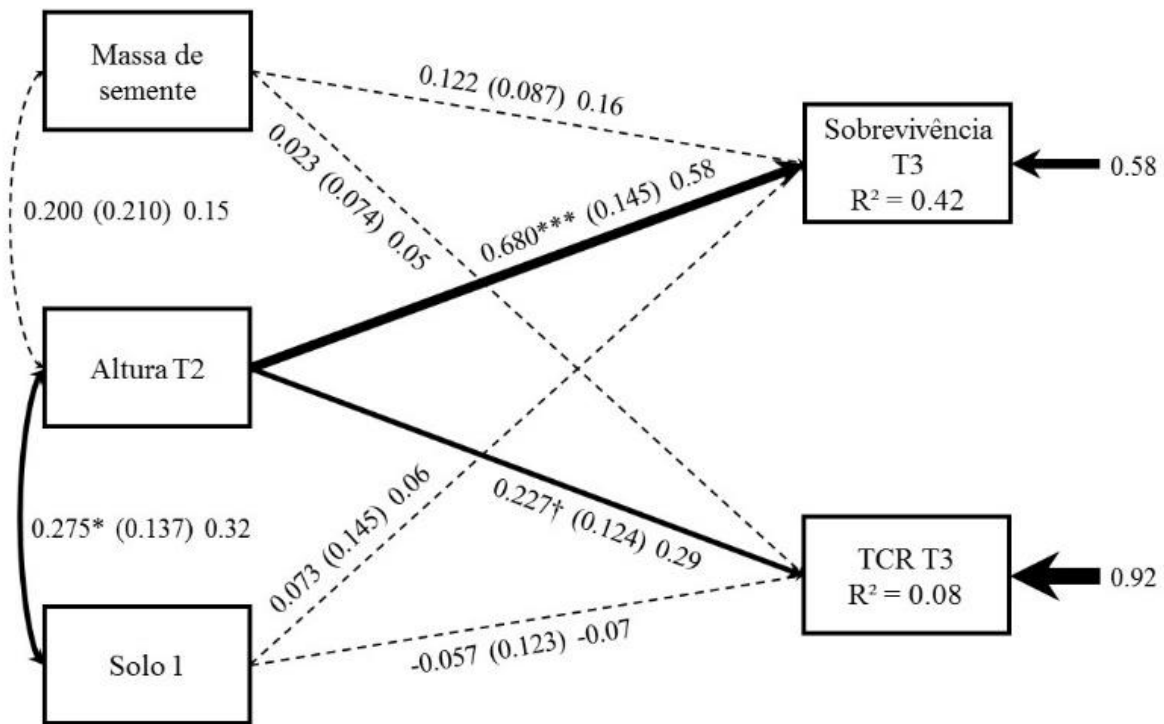


Figura 9. Diagrama do modelo estrutural mostrando as relações entre massa da semente, média de altura ao final do intervalo de tempo 2, eixo 1 da análise de componentes principais de solo (Solo 1), taxa de sobrevivência no intervalo de tempo 3 e taxa de crescimento relativo (TCR) no intervalo de tempo 3. Os números representam as estimativas dos coeficientes, seguidos pelo erro padrão entre parênteses e as estimativas estandardizadas. As setas representam a direção e o sentido da relação e sua espessura é proporcional às estimativas estandardizadas. * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; † $0,05 < p < 0,1$.

No intervalo de tempo 4 (T4), 28% da sobrevivência e 18% da TCR foram explicadas pelo modelo (Figura 10). A sobrevivência foi influenciada apenas pela altura em T3. A TCR foi positivamente relacionada com massa de semente e fracamente relacionada com a altura em T3, apresentado apenas um valor marginal. O Solo 1 não influenciou o crescimento neste período, mas foi positivamente correlacionado com a altura em T3.

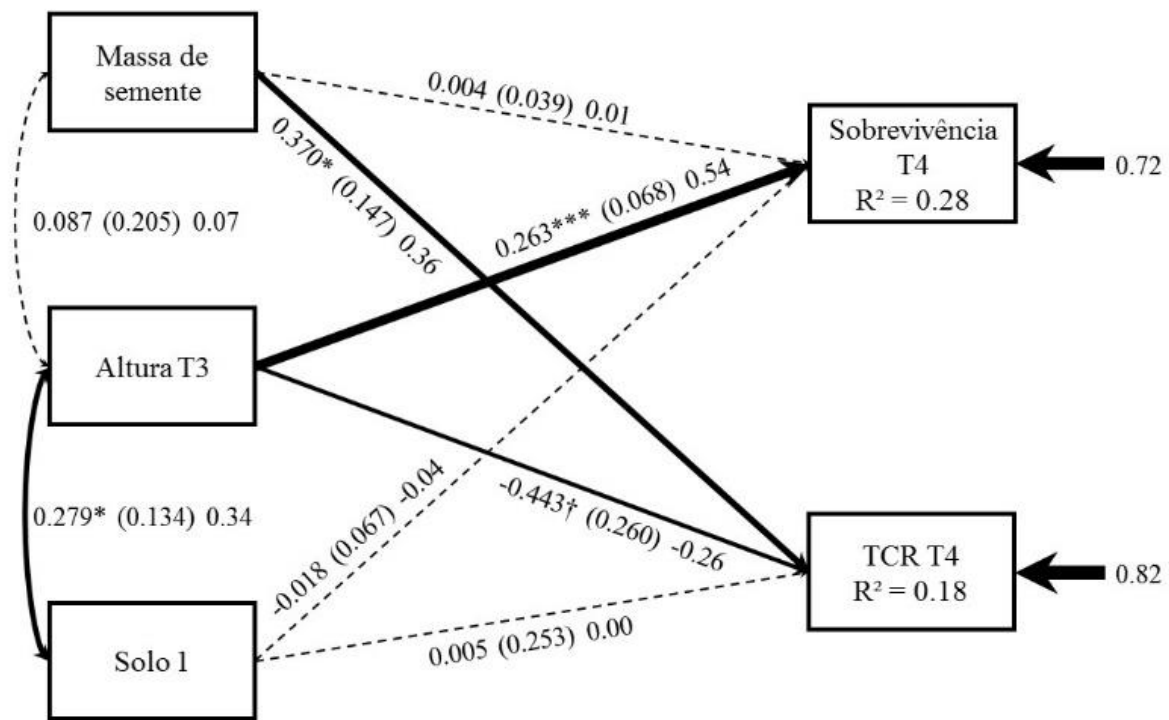


Figura 10. Diagrama do modelo estrutural mostrando as relações entre massa da semente, média de altura ao final do intervalo de tempo 3, eixo 1 da análise de componentes principais de solo (Solo 1), taxa de sobrevivência no intervalo de tempo 4 e taxa de crescimento relativo (TCR) no intervalo de tempo 4. Os números representam as estimativas dos coeficientes, seguidos pelo erro padrão entre parênteses e as estimativas estandardizadas. As setas representam a direção e o sentido da relação e sua espessura é proporcional às estimativas estandardizadas. * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$; † $0,05 < p < 0,1$.

Discussão

Influência de massa de semente na emergência

Espécies de sementes maiores apresentaram maiores taxas de emergência, quando comparadas com as espécies de sementes menores, tanto no viveiro quanto no campo, sendo que no viveiro as taxas de emergência foram maiores do que no campo. Sementes maiores possuem uma maior quantidade de reservas energéticas, tanto absolutamente quanto em proporção ao seu peso total (Ganade & Westoby, 1999; Kidson & Westoby, 2000; Green & Juniper, 2004), as tornando mais resistentes a distúrbios ambientais, permitindo assim maiores taxas de emergência e maior sobrevivência de plantas logo após a emergência (Seiwa, 2000; Dalling & Hubbel, 2002; Pearson *et al.*, 2002; Moles & Westoby, 2006; Ahirwar, 2012).

A maior emergência no viveiro era esperada devido as suas condições controladas, uma vez que esta diferença também foi encontrada em outros estudos comparando emergência em ambientes controlados, onde a umidade do solo é mantida constante, e ambientes naturais em que a umidade do solo varia temporalmente (De Steven, 1991; Ray & Brown, 1995; Doust *et al.*, 2006; St-Denis *et al.*, 2013; Atondo-Bueno *et al.*, 2016). A germinação e a emergência de indivíduos de espécies arbóreas em campos abandonados e florestas secundárias são influenciados por uma variedade de fatores associados as condições menos favoráveis desses ambientes (Holl *et al.*, 2000; Atondo-Bueno *et al.*, 2016). Estes fatores incluem quantidade de cobertura vegetal (De Steven, 1991; Gaviria & Engelbrecht, 2015; Atondo-Bueno *et al.*, 2016), variações de temperatura (Baskin & Baskin 1998; Pearson *et al.*, 2002), predação (De Steven, 1991; Pedraza-Pérez & Williams-Linera, 2005; Moles & Westoby, 2006; Gaviria & Engelbrecht, 2015), competição com gramíneas exóticas (Holl *et al.*, 2000; Hooper *et al.*, 2005; Hoffman & Haridasan, 2008; Pereira *et al.*, 2013) e umidade do solo (De Steven, 1991; Bentos *et al.*, 2013; Gaviria & Engelbrecht, 2015; Atondo-Bueno *et al.*, 2016). Este último é particularmente importante, visto que a camada superficial do solo seca muito rapidamente quando exposta a radiação solar (Dalling & Hubble 2002), e dessecação pode retardar e até impedir a germinação (Hegarty, 1977), podendo ser o principal fator responsável por mortalidade de sementes e plântulas recém emersas no campo (De Steven, 1991; Engelbrecht *et al.*, 2006; Atondo-Bueno *et al.*, 2016).

O efeito positivo da massa da semente na emergência das plantas também era esperado uma vez que esse fenômeno foi descrito para diversos tipos de ambientes, desde campos abandonados temperados a dunas de areia (Dalling & Hubbel, 2002; Moles & Westoby, 2004; Moles & Westoby, 2006; Benard & Toft, 2007; Pereira *et al.*, 2013; St-Denis *et al.*, 2013). Pearson *et al.* (2002), num estudo envolvendo 16 espécies de árvores pioneiras neotropicais, mostraram que sementes mais pesadas tiveram: (1) um potencial de emergência muito superior ao das sementes menores em relação a variações na profundidade na qual as sementes foram enterradas; (2) emergiram da mesma forma sob condições de baixa e alta radiação, enquanto que as sementes menores não emergiram em ambientes com baixa radiação e (3) que flutuações de temperatura também afetaram a emergência, com as espécies de sementes menores apresentando respostas negativas a aumentos na flutuação, enquanto que espécies de sementes maiores tiveram respostas positivas ou não foram afetadas. . Apesar de não termos detectado diferenças na intensidade deste efeito entre o viveiro e o campo (não significância da interação “massa de semente” x “local”), a intensidade deste efeito pode variar entre as diferentes condições ambientais. Pereira *et al.* (2013) avaliaram a influência da massa de semente e da competição com gramíneas exóticas no estabelecimento de sete espécies da família Fabaceae no Cerrado, e mostraram que, apesar das espécies de sementes maiores terem emergido em maiores proporções nos três tratamentos aplicados (controle – sem remoção de gramíneas, gramíneas cortadas e gramíneas removidas quimicamente), o efeito da massa de semente foi mais pronunciado nos tratamentos controle e gramíneas removidas. Os autores sugeriram que o aumento do estresse hídrico, causado tanto pela presença das gramíneas não cortadas quanto pela evaporação no solo exposto, pode ter promovido um aumento na vantagem das sementes de maior massa em relação às demais.

Dessa forma, microambientes favoráveis que permitem a germinação e emergência de sementes de árvores podem ser raros sob as condições desfavoráveis comumente encontradas em ambientes degradados (De Steven, 1991; Doust *et al.*, 2006). As diferenças em taxas de emergência entre semeadura em viveiro e em campos abandonados foram demonstradas por De Steven (1991) para cinco espécies de árvores em região de clima subtropical. A semeadura em campo foi efetuada em dois momentos distintos, separados por um ano, com grandes diferenças de precipitação. O primeiro momento apresentou precipitação alta (311 mm), enquanto que o segundo teve valores muito menores (44 mm), ambos registrados durante a primavera, nos meses de março e abril de 1984 e 1985, respectivamente. Foram encontradas grandes diferenças entre os três tratamentos e entre espécies. Emergências variaram de 89% a

23% no viveiro, de 28% a 2% no campo na primavera chuvosa e de 8% a 0,03% na primavera seca. Essa diferença foi atribuída ao ambiente rigoroso do campo abandonado, com solos compactados e amplas flutuações de temperatura, à predação de sementes no campo e, principalmente, às variações na umidade do solo, como evidenciado pela grande diferença da emergência entre os anos chuvoso e seco.

Em outro experimento, comparando emergência em ambientes controlados e em ambientes impactados, Atondo-Bueno *et al.* (2016) encontraram como principal fator limitante a baixa umidade do solo, desta vez para uma espécie arbórea tropical montanhosa. Em seu estudo, avaliaram a emergência de *Oreomunnea mexicana* através de semeadura direta em uma floresta secundária, caracterizando as condições microambientais e avaliando o efeito do teor de umidade do solo, e compararam com a emergência sob condições laboratoriais. No nível de micro sítio, emergência foi positivamente correlacionada com umidade do solo e negativamente correlacionada com quantidade de cobertura vegetal, resultando num total de 37% de emergência. Nas condições de laboratório, foram avaliados dois tratamentos (umidade alta e umidade baixa). Emergência variou significativamente entre os tratamentos, com 80% para o tratamento com umidade alta e 3,5% para o tratamento com umidade baixa.

A influência da massa de semente na emergência, mesmo sob as condições ambientais ideais presentes no viveiro, é um indício da importância que esse traço pode ter na performance de indivíduos e, conseqüentemente, no planejamento de projetos de restauração.

Influência de massa de semente e fertilidade do solo em sobrevivência e crescimento

De maneira geral, para todas as espécies os maiores declínios nas taxas de sobrevivência foram registrados nos primeiros 114 dias após a semeadura (T1), e para a maioria das espécies a curva se estabilizou por volta do começo do segundo ano (final de T2) (Figura 5). As exceções foram CEF e CAL, que não tiveram suas taxas de sobrevivência estabilizadas até por volta de 500 dias (correspondendo a um período grande de seca), e COL que não estabilizou até o final do experimento. A massa da semente influenciou positivamente a taxa de sobrevivência final das plantas após três anos a partir da semeadura. Vários estudos têm mostrado uma relação positiva entre massa de semente e sobrevivência para diversos ambientes (Moles & Westoby, 2004; Baraloto *et al.*, 2005; Lahoreau *et al.*, 2006; Moles & Westoby, 2006; Parker *et al.*, 2006; Benard & Toft, 2007; Metz *et al.*, 2010; Pereira *et al.*, 2013; Martínez-Garza *et al.*, 2013; St-Denis *et al.*, 2013) incluindo um experimento conduzido no mesmo ambiente e com as mesmas

espécies deste experimento, no qual as plantas foram introduzidas como mudas (Macera *et al.*, 2017).

A análise do modelo estrutural revelou que a massa de semente influenciou a sobrevivência de maneira indireta. Sementes maiores geraram plântulas maiores, as quais tenderam a sobreviver mais em relação às plântulas menores. Assim, a vantagem em sobrevivência de plantas de sementes maiores pode persistir por anos. Baraloto *et al.* (2005) monitorou os efeitos da massa da semente no estabelecimento de plântulas de oito espécies arbóreas através de um experimento de campo na Guiana Francesa e mostrou que espécies de sementes maiores tiveram maior probabilidade de sobrevivência até um ano de idade, mas que este efeito persistiu por um período de pelo menos cinco anos. Lahoreau *et al.* (2006) analisaram o efeito da massa de semente na sobrevivência de plantas de 23 espécies em savanas sujeitas a fogo em três continentes sendo, três australianas, 12 brasileiras e oito africanas e mostrou que a probabilidade de sobrevivência por mais de um ano foi positivamente relacionada com a massa de semente nos três continentes. Os autores sugeriram que esse efeito está associado ao tamanho inicial maior das plântulas originárias de sementes maiores, mas pode também estar associado a diferentes estratégias de alocação de recursos, com as plântulas de sementes maiores possuindo mais tecidos de reserva, melhorando sua capacidade de rebrotamento após serem submetidas a fogo.

A massa de semente não influenciou a altura final dos indivíduos. Espécies de sementes mais pesadas apresentaram tamanho maior no início, mas após três anos não detectamos mais essa diferença (Figura 6), indicando um maior crescimento das espécies de semente de menor massa considerando-se o período todo. Quando avaliamos esta relação separadamente nos diferentes intervalos de tempo, a massa da semente influenciou fortemente a altura nos primeiros 114 dias, mas no segundo intervalo de tempo a massa da semente influenciou a taxa de crescimento apenas indiretamente, via altura inicial. A relação direta entre a massa da semente e o crescimento não foi detectada nos intervalos de tempo 2 e 3. Nos intervalos de tempo 3 e 4, o crescimento foi influenciado pelo solo via altura inicial, e também diretamente pela massa de semente no intervalo 4 (Figuras 6 a 10). Diversos estudos detectaram uma relação inversa entre massa de semente e crescimento, porém essa relação parece ser mais intensa sob condições ambientais mais favoráveis, podendo ser mais fraca ou inexistente sob condições mais estressantes, e tende a ser mais intensa nos estágios iniciais (Osunkoya *et al.*, 1994; Bloor & Grubb, 2003, Baraloto *et al.*, 2005; Poorter & Rose, 2005; Quero *et al.*, 2007; Pereira *et al.*, 2013; Gibert *et al.*, 2016; Visser *et al.*, 2016).

A taxa de crescimento das plantas pode variar durante seu desenvolvimento, com variações na importância de traços funcionais específicos ao longo do tempo (Gibert *et al.*, 2016; Visser *et al.*, 2016). Gibert *et al.* (2016) avaliaram, através de uma meta-análise envolvendo 103 estudos, se havia uma mudança na direção da correlação entre a taxa de crescimento e cinco traços (massa de semente, área foliar específica, densidade da madeira, altura máxima e taxa de assimilação máxima) ao longo de três estágios: plântula, planta jovem e indivíduo adulto. A massa da semente foi negativamente correlacionada com a taxa de crescimento relativo para plântulas, mas esta relação se tornou não significativa em estágios posteriores. Essa mudança foi atribuída à diminuição na proporção de área foliar em relação à biomassa dos tecidos de suporte com o aumento em tamanho da planta. A proporção de biomassa foliar para biomassa total diminuiu substancialmente, causando uma diminuição da taxa de crescimento relativo.

A influência de traços funcionais (massa de semente, densidade de madeira, massa de folha por área e diâmetro máximo) no desempenho de plantas ao longo da história de vida (início de reprodução, produção de sementes, estabelecimento de plântulas e crescimento e sobrevivência de plântulas, plantas jovens e adultos) foi avaliada por Visser *et al.* (2016) para 136 espécies de árvores tropicais do Panamá central, e os autores encontraram grandes mudanças na importância de diferentes traços ao longo do ciclo de vida das árvores. Massa de semente influenciou o crescimento no estágio de plântula, onde espécies com semente menores cresceram consistentemente mais do que espécies de semente maiores, efeito que diminuiu com o aumento no tamanho das plântulas e se tornou muito fraco nos estágios seguintes. Os autores colocam, porém, que variações ambientais nos sítios de germinação podem ter confundido as relações. Espécies de sementes menores tenderiam a se estabelecerem nos locais menos estressantes, os quais favoreceriam a performance posterior, enquanto que espécies de sementes maiores seriam capazes de se estabelecerem em ambientes menos favoráveis, os quais limitariam a performance subsequente.

A altura inicial foi influenciada tanto por massa de semente quanto pelo tempo médio de emergência (Figura 7). Como as medições de altura foram feitas na mesma data para todos os indivíduos, aqueles que emergiram mais tarde tiveram menos tempo para crescer em relação aos que emergiram mais cedo, resultando em plântulas menores. O tempo de emergência não foi relacionado à massa de semente, não ficando claro se essa não relação é natural ou se foi um artefato resultante de diferenças na superação da dormência das sementes, visto que para CEF, PLE e CAL não foi possível fazer a separação de fruto e semente.

Três hipóteses foram propostas para explicar os mecanismos envolvidos nas relações entre massa de semente e performance: hipótese do efeito reserva, hipótese do efeito tamanho de plântula e hipótese do efeito metabólico (Westoby *et al.*, 1996; Leishman *et al.*, 2000; Green & Juniper, 2004). A hipótese do efeito reserva prevê que plântulas de espécies de sementes maiores têm melhor performance do que as de sementes menores porque elas têm mais reservas metabolizáveis disponíveis em épocas de déficit de carbono, fazendo com que sobrevivam mais em relação às de sementes menores (Westoby *et al.*, 1996; Leishman *et al.*, 2000). Ganade & Westoby (1999) e Kidson & Westoby (2000) também haviam encontrado que tecidos de reserva tinham uma contribuição maior para o peso total de plântulas de espécies de sementes maiores. Posteriormente, Green & Juniper (2004) avaliaram 32 espécies de floresta tropical australiana e sugeriram que, para esta hipótese ser verdade, seria necessário que não apenas as sementes grandes tivessem uma quantidade absoluta de reservas energéticas maior, mas também uma proporção maior de tecidos de reserva em relação à massa total tanto de semente quanto de plântula. Seus resultados mostraram que a proporção de massa de cotilédones de reserva em relação à massa total de semente aumentou conforme aumento na massa da semente, e que a proporção de massa de cotilédones de reserva em relação à massa total de plântula também aumentou com o aumento em massa de semente.

Sementes maiores dão origem a plântulas maiores (hipótese de tamanho da plântula), que têm vantagens devido ao seu tamanho inicial (Leishman *et al.*, 2000; Green & Juniper, 2004; Quero *et al.*, 2007). Plântulas maiores possuem um sistema radicular mais desenvolvido e profundo que permite um maior acesso a água e nutrientes de solo, especialmente durante períodos de seca ou em solos menos férteis (Lloret *et al.*, 1999; Leishman *et al.*, 2000; Poorter & Hayashida, 2000). Além disto, as partes aéreas mais desenvolvidas são mais eficientes na captação de luz e mais resistentes a herbivoria (Molofsky & Augspurger, 1992; Reader, 1993; Leishman & Westoby, 1994; Leishman *et al.*, 2000; Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2013). Os efeitos positivos do tamanho da plântula na performance foram demonstrados para várias espécies de plantas e em diversos ambientes, como florestas tropicais (Baraloto *et al.*, 2005; Lebrija-tejos *et al.*, 2016; Visser *et al.*, 2016), florestas pluviais temperadas (Kunstler *et al.*, 2009), savanas (Lahoreau *et al.*, 2006) e florestas mediterrâneas (Quero *et al.*, 2007).

Espécies de sementes maiores tendem a ter uma taxa de crescimento relativo menor, em relação às espécies de sementes menores, conseqüentemente é provável que tenham menores taxas de respiração (Leishman *et al.*, 2000). Isso indicaria menores taxas metabólicas das espécies com sementes grandes, consumindo recursos mais lentamente e proporcionando

maior sobrevivência de plântulas frente a condições desfavoráveis (Leishman *et al.*, 2000; Green & Juniper, 2004). Diversos estudos demonstram a relação teorizada por esta hipótese, encontrando uma relação inversa entre massa de semente e taxa de crescimento relativo nos estágios iniciais, tanto sob condições favoráveis quanto sob estresse, mas essa relação parece diminuir ao longo do tempo (Baraloto *et al.*, 2005; Pereira *et al.*, 2013; Gibert *et al.*, 2016; Lebrija-Trejos *et al.*, 2016; Visser *et al.*, 2016; Macera *et al.*, 2017).

Para melhor entender como esses mecanismos podem ter influenciado na performance dos indivíduos aqui estudados, é necessário se olhar para as relações simultaneamente, diferenciando efeitos diretos de indiretos em cada intervalo de tempo. No primeiro intervalo de tempo, 19% da variação da sobrevivência foi explicada apenas pela massa da semente, enquanto que o tempo médio de emergência e o solo não influenciaram a sobrevivência das espécies (Figura 7). Ao final deste período, 50% da variação da altura dos indivíduos, por sua vez, foi explicada pelo modelo e foi fortemente relacionada à massa de semente e negativamente com tempo de emergência, já que indivíduos que emergiram mais tarde tiveram menos tempo para crescer em relação aos que emergiram mais cedo. A massa de semente teve grande influência direta neste período, sendo o principal fator explicativo das variações de sobrevivência e altura. Essa relação aponta para uma contribuição grande das reservas energéticas das sementes, condizente com o efeito do tamanho da plântula e efeito reserva. Porém, o solo mostrou também uma influência positiva na altura, porém fraca.

Por outro lado, no segundo intervalo, quando as plantas atravessam o primeiro período desfavorável (estação seca) não detectamos uma relação direta entre a massa de semente e a sobrevivência (Figura 8), efeito esperado devido ao provável esgotamento das reservas cotiledonares. No entanto, a massa da semente teve um efeito indireto, via altura inicial dos indivíduos (Altura T1) mostrado pela forte correlação positiva entre a massa da semente e a altura inicial (Figura 8). Além disso, o tempo de emergência influenciou a altura inicial dos indivíduos, a qual determinou fortemente a probabilidade das plantas atravessarem a primeira estação desfavorável. Ao emergirem mais cedo, as plantas tiveram mais tempo para crescer até a chegada da estação seca e, como demonstrado neste e em outros trabalhos, puderam sobreviver melhor às condições menos favoráveis devido ao seu maior tamanho (Baraloto *et al.*, 2005; Lahoreau *et al.*, 2006; Quero *et al.*, 2007; Kunstler *et al.*, 2009; Visser *et al.*, 2016). Além disto, o solo também influenciou diretamente a sobrevivência, ainda que fracamente, mas influenciou indiretamente a sobrevivência via a altura inicial no período anterior, que por sua vez influenciou fortemente a sobrevivência nesse intervalo de tempo.

Altura T1 também se relacionou positivamente com a taxa de crescimento relativo neste segundo intervalo de tempo. Essas relações corroboram a hipótese do efeito tamanho de plântula, onde plântulas maiores têm sistemas radiculares e foliares mais bem desenvolvidos, que são capazes de absorver mais nutrientes e captar água em profundidades maiores, permitindo que os indivíduos cresçam mais e sejam capazes de suportar melhor condições ambientais desfavoráveis (Leishman *et al.*, 2000; Green & Juniper, 2004; Quero *et al.*, 2007; Pérez-Harguindeguy *et al.*, 2013). Nesta fase, o solo não apresentou relação direta com crescimento, mas influenciou fracamente a altura no estágio anterior que influenciou o crescimento neste intervalo de tempo. No entanto, a variação na taxa de crescimento foi explicada principalmente por outros fatores não considerados no modelo, uma vez que apenas 11% da variação no crescimento foi explicada pela altura inicial (Figura 8). Assim, é possível que o crescimento neste período possa ter sido mais influenciado pelo clima, condições de radiação, temperatura e pluviosidade não previstos pelo modelo (Poorter & Rose, 2005). Plantas menores podem estar mais vulneráveis às condições climáticas, fatores que não foram previstos no modelo. Além disto, a semeadura ocorreu perto do final da estação chuvosa. Com o tempo médio de emergência variando não com a massa da semente, mas possivelmente com outras variáveis ligadas com a superação da dormência, o tamanho inicial variou muito entre as espécies.

No intervalo de Tempo 3, tivemos uma das maiores secas já registradas no Estado de São Paulo, o que pode ter influenciado negativamente o crescimento dos indivíduos (Figura 5). Como consequência, apenas a altura no início deste período influenciou a sobrevivência explicando 42% da variação sugerindo que plantas maiores resistiram melhor as condições desfavoráveis de pluviosidade neste período. Assim, sob essas condições adversas, os indivíduos maiores foram os que melhor sobreviveram, independentemente da massa de semente, mas com uma relação direta forte da altura com sobrevivência, e relação indireta mais fraca do solo, via altura. Por outro lado, apesar de que apenas a altura inicial influenciou o crescimento dos indivíduos, este fator explicou apenas 8% da variação (Figura 9), sugerindo que as espécies devem variar muito com relação a vulnerabilidade às condições desfavoráveis de pluviosidade e esta variação não parece estar relacionada à massa da semente neste período.

No intervalo de tempo 4, as condições pluviométricas se tornaram mais favoráveis, o que possivelmente levou a uma menor explicação da variação da sobrevivência pelo modelo quando comparada aos intervalos de tempo anteriores (Figuras 9 e 10). Neste período detectamos também um crescimento maior das plantas na maioria das espécies (Figura 6). A

massa das sementes apresentou uma relação fraca com o crescimento neste intervalo, porém positivo. O mecanismo por trás dessa relação não é claro, mas como a taxa de crescimento é normalmente negativamente relacionada a altura inicial entre espécies e dentro de espécies (Osunkoya *et al.*, 1994; Quero *et al.*, 2007; Doust *et al.*, 2008, Turnbull *et al.* 2008) é possível que espécies de sementes maiores cresçam mais lentamente (efeito metabólico), mas mantenham mais constantes suas taxas de crescimento do que espécies de sementes menores, o que possibilitaria o fato de que após três anos esta relação se tornasse positiva. Como em intervalos anteriores, neste período também detectamos uma relação forte entre a sobrevivência e a altura inicial (Figura 11). Houve também uma relação negativa fraca da altura com a taxa de crescimento, o que seria esperado, pois conforme os indivíduos ficam maiores e com copas mais amplas, menor é a proporção do crescimento convertida em altura.

Dessa forma, encontramos que a relação entre massa de semente e sobrevivência encontrada para estas espécies após três anos provavelmente se deve a uma combinação entre o efeito reserva e o efeito do tamanho de plântula, com sementes maiores emergindo mais e conferindo maior sobrevivência e tamanho às plântulas jovens, que por sua vez sobrevivem melhor mesmo após o esgotamento de suas reservas devido ao seu maior tamanho inicial.

Esperava-se que as variações na fertilidade do solo refletissem fortemente em variações na performance dos indivíduos, com solos mais pobres limitando o crescimento e a sobrevivência (Russo *et al.*, 2005; Ehleringer & Sandquist, 2006; Holste *et al.*, 2011). No entanto, o solo influenciou diretamente a sobrevivência apenas em T2 e o crescimento apenas em T1, ambas as relações fracas. Nos primeiros estágios de vida, as plântulas são mais dependentes das reservas contidas nas sementes (Leishman *et al.*, 2000), fazendo sentido que o solo tenha pouca influência. No entanto, conforme as reservas fossem se esgotando, seria plausível esperar um aumento dessa influência. Os resultados deste estudo não mostram esse aumento diretamente, mas há uma influência indireta na sobrevivência em T3 e T4, via altura inicial, o que pode representar uma tendência do aumento da importância da fertilidade do solo com o aumento do tamanho dos indivíduos. Por outro lado, é possível que apesar de termos encontrado uma grande variação espacial na fertilidade do solo, esta variação não ter sido suficiente para detectarmos seus efeitos na performance das espécies. Os solos menos férteis podem ainda ter quantidades de nutrientes suficientes para promover um desempenho razoável das plantas, não influenciando fortemente a performance dos indivíduos.

Considerações finais

Este estudo mostrou que semeadura direta pode ser uma alternativa viável na restauração de áreas de pasto, para as nove espécies avaliadas, e demonstrou o funcionamento de mecanismos que influenciaram a performance dos indivíduos. Encontramos evidências que suportam as hipóteses do efeito reserva e do efeito tamanho de plântula, com sementes maiores apresentando maiores taxas de emergência, plântulas maiores e maior sobrevivência após três anos, em efeito indireto via tamanho inicial de plântula, tendo em geral melhor performance quando comparadas com as sementes menores. Sementes maiores parecem ter tido uma taxa de crescimento ligeiramente inferior, possivelmente suportando a hipótese do efeito metabólico.

Tendo em vista essas informações, poderia ser sugerido o uso apenas de sementes maiores para se efetuar restauração, propiciando melhor performance. Porém, essa prática poderia levar a uma menor diversidade das áreas, não refletindo o objetivo de restauração. Ao invés, propomos que proporções maiores de sementes menores sejam utilizadas, em relação as sementes maiores ou que espécies de sementes menores poderiam ser introduzidas através de plantio de mudas. Visto que a vantagem de sementes maiores parece ser mais nítida em condições menos favoráveis, sugerimos também um diagnóstico prévio da área, de forma a melhor embasar a distribuição espacial e proporção de espécies de sementes grandes e pequenas no local a ser recuperado, além de permitir uma avaliação das melhores formas de tratamento do solo antes da semeadura. Além disso, como mostrado neste estudo, onde o tempo de emergência influenciou a probabilidade das plantas atravessarem a primeira estação desfavorável, via altura inicial dos indivíduos, é provável que a semeadura logo no início da estação chuvosa possa aumentar a probabilidade de sobrevivência nos primeiros meses. É importante, no entanto, apenas realizar a semeadura quando o déficit hídrico da estação seca já tiver sido superado, a fim de se garantir que haja umidade disponível durante todo o processo de germinação e emergência, já que sementes e plântulas são especialmente sensíveis à dessecação, podendo ser o principal fator limitante ao estabelecimento das espécies.

No entanto, mais estudos são necessários para avaliar se as relações encontradas para estas nove espécies em área utilizada como pastagem podem se repetir também para uma variedade maior de espécies, tanto em pastagens como em outros tipos de ambientes degradados, e investigar também o possível papel que outros traços funcionais podem ter no

desempenho das plantas reintroduzidas ao longo do tempo, tornando mais robusto nosso entendimento e aumentando nossa capacidade de restaurar ambientes degradados com sucesso.

Referências Bibliográficas

- Abe, M., Honda, A., Hoshizaki, K., & Miguchi, H. (2008). Advantage of early seedling emergence in *Fagus crenata*: importance of cotyledon stage for predator escape and pathogen avoidance. *Ecological Research*, **23**(4), 681-688.
- Ahirwar, J. R. (2012). Effect of seed size and weight on seed germination of *Alangium lamarckii*, Akola, India. *Research Journal of Recent Sciences*, ISSN, 2277, 2502.
- Albuquerque, L. B., Alonso, A. M., de Góis Aquino, F., Reatto, A., Sousa-Silva, J. C., Lima, J. E. F. W., & de Sousa, E. D. S. (2010). *Restauração ecológica de matas ripárias: uma questão de sustentabilidade*. Embrapa Cerrados. Planaltina DF, 75p.
- Andersson, E. (2015). A study of how fragmentation affects distribution and diversity among Nymphalidae, Papilionidae and Pieridae (Lepidoptera): in native and exotic forest fragments in southern Brazil.
- Ashton, P. M. S., Gamage, S., Gunatilleke, I. A. U. N., & Gunatilleke, C. V. S. (1997). Restoration of a Sri Lankan rainforest: using Caribbean pine *Pinus caribaea* as a nurse for establishing late-successional tree species. *Journal of Applied Ecology*, **34**, 915-925.
- Atondo-Bueno, E. J., López-Barrera, F., Bonilla-Moheno, M., Williams-Linera, G., & Ramírez-Marcial, N. (2016). Direct seeding of *Oreomunnea mexicana*, a threatened tree species from Southeastern Mexico. *New forests*, **47**(6), 845-860.
- Baraloto, C., Forget, P. M., & Goldberg, D. E. (2005). Seed mass, seedling size and neotropical tree seedling establishment. *Journal of Ecology*, **93**(6), 1156-1166.
- Barbosa, L. M. & Martins, S. E. (2003). *Diversificando o reflorestamento no Estado de São Paulo: espécies disponíveis por região e ecossistema*. São Paulo: Instituto de Botânica, 64p.
- Baskin, C. C., Baskin, J.M. (1998). *Seeds: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination*. Academic Press, San Diego, 666 p.
- Benard, R. B., & Toft, C. A. (2007). Effect of seed size on seedling performance in a long-lived desert perennial shrub (*Ericameria nauseosa*: Asteraceae). *International Journal of Plant Sciences*, **168**(7), 1027-1033.
- Bentos, T. V., Nascimento, H. E., & Williamson, G. B. (2013). Tree seedling recruitment in Amazon secondary forest: Importance of topography and gap micro-site conditions. *Forest ecology and management*, **287**, 140-146.
- Bloor, J. M., & Grubb, P. J. (2003). Growth and mortality in high and low light: trends among 15 shade-tolerant tropical rain forest tree species. *Journal of ecology*, **91**(1), p. 77-85.

- Brown, S., & Lugo, A. E. (1994). Rehabilitation of tropical lands: a key to sustaining development. *Restoration Ecology*, **2**(2), 97-111.
- Calderano Filho, B., Santos, H. D. S., da Fonseca, O. O. M., Primavesi, O., & Primavesi, A. C. (1998) *Os solos da Fazenda Canchim, Centro de pesquisa de Pecuária do Sudeste, São Carlos, SP: levantamento semidetalhado, propriedade e potenciais*. Embrapa-CPPSE, Boletim de Pesquisa, **2**, Embrapa-CNPQ.
- Camargo, J. L. C., Ferraz, I. D. K., & Imakawa, A. M. (2002). Rehabilitation of degraded areas of central Amazonia using direct sowing of forest tree seeds. *Restoration ecology*, **10**(4), 636-644.
- Carvalho, P. E. R. (2003) *Espécies Arbóreas Brasileiras*. Brasília-DF: Embrapa Informação Tecnológica, **1**, 1035 p. (Coleção Espécies Arbóreas Brasileiras).
- Castro, J. (2006). Short delay in timing of emergence determines establishment success in *Pinus sylvestris* across microhabitats. *Annals of botany*, **98**(6), 1233-1240.
- Costa, M. P., Nappo, M. E., Caçador, F. R. D., & Barros, H. H. D. D. (2010). Avaliação do processo de reabilitação de um trecho de floresta ciliar na Bacia do Rio Itapemirim-ES. *Revista Árvore*, **34**(5).
- Dalling, J. W., Hubbel, S. P. (2002) Seed size, growth rate and gap microsite conditions as determinants of recruitment success for pioneer species. *Journal of Ecology*, **90**, p. 557–568.
- Davy, A. J. (2002) Establishment and manipulation of plant populations and communities in terrestrial systems. In: Perrow, M. R. e Davy, A. J. *Handbook of Ecological Restoration*, **1**, Principles of Restoration. New York: Cambridge University Press, p. 223-241.
- De Steven, D. (1991). Experiments on mechanisms of tree establishment in old-field succession: Seedling emergence. *Ecology*, **72**(3), 1066-1075.
- Doust, S. J., Erskine, P. D., & Lamb, D. (2006). Direct seeding to restore rainforest species: microsite effects on the early establishment and growth of rainforest tree seedlings on degraded land in the wet tropics of Australia. *Forest Ecology and Management*, **234**(1), 333-343.
- Doust, S. J., Erskine, P. D., & Lamb, D. (2008). Restoring rainforest species by direct seeding: tree seedling establishment and growth performance on degraded land in the wet tropics of Australia. *Forest Ecology and Management*, **256**(5), 1178-1188.
- Ehleringer, J. R. & Sandquist, D. R. (2006) Ecophysiological constraints on plant responses in a restoration setting. In: Falk, D. A., Palmer, M. A., & Zedler, J. B., *Foundations of restoration ecology*, p. 42.
- Embrapa (1997) *Manual de métodos de análise do solo*. Embrapa, Rio de Janeiro.

- Engel, V. L., & Parrotta, J. A. (2001). An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central Sao Paulo state, Brazil. *Forest Ecology and Management*, **152**(1), 169-181.
- Engelbrecht, B. M., Dalling, J. W., Pearson, T. R., Wolf, R. L., Gálvez, D. A., Koehler, T., Ruiz, M.C. & Kursar, T. A. (2006). Short dry spells in the wet season increase mortality of tropical pioneer seedlings. *Oecologia*, **148**(2), 258-269.
- Ezell, A. W. (2009). Direct seeding: a forest regeneration alternative. Extension Service of Mississippi State University Publication 1588. Mississippi State University.
- Ferreira, R. A., Davide, A. C., Bearzoti, E., & Motta, M. S. (2015). Tree species direct sowing for forest restoration. *Cerne*, **13**(3), 271-279.
- Ganade, G. & Westoby, M. (1999) Seed mass and the evolution of early-seedling etiolation. *American Naturalist*, **154**, 469–480.
- Gaviria, J., & Engelbrecht, B. M. (2015). Effects of drought, pest pressure and light availability on seedling establishment and growth: their role for distribution of tree species across a tropical rainfall gradient. *PloS one*, **10**(11), e0143955.
- Gibert, A., Gray, E. F., Westoby, M., Wright, I. J., & Falster, D. S. (2016). On the link between functional traits and growth rate: meta-analysis shows effects change with plant size, as predicted. *Journal of Ecology*, **104**(5), 1488-1503.
- Gilbert, G.S., Harms, K.E., Hamill, D.N. & Hubbell, S.P. (2001) Effects of seedling size, El Nino drought, seedling density, and distance to nearest conspecific adult on 6-year survival of *Ocotea whitei* seedlings in Panama. *Oecologia*, **127**, 509–516
- Green, P. T., & Juniper, P. A. (2004) Seed–seedling allometry in tropical rain forest trees: seed mass-related patterns of resource allocation and the ‘reserve effect’. *Journal of Ecology*, **92**(3), p. 397-408.
- Guariguata, M. R., Rheingans, R., & Montagnini, F. (1995). Early woody invasion under tree plantations in Costa Rica: implications for forest restoration. *Restoration Ecology*, **3**(4), 252-260.
- Gunaratne, A. M. T. A., Gunatilleke, C. V. S., Gunatilleke, I. A. U. N., Madawala, H. M. S. P., & Burslem, D. F. R. P. (2014). Overcoming ecological barriers to tropical lower montane forest succession on anthropogenic grasslands: Synthesis and future prospects. *Forest ecology and management*, **329**, 340-350.
- Gunaratne, A. M. T. A., Gunatilleke, C. V. S., Gunatilleke, I. A. U. N., Weerasinghe, H. M., & Burslem, D. F. R. P. (2011). Release from root competition promotes tree seedling survival and growth following transplantation into human-induced grasslands in Sri Lanka. *Forest ecology and management*, **262**(2), 229-236.

- Hall, J.S., Ashton, M.S., Garen, E.J., Jose, S. (2011) The ecology and ecosystem services of native trees: implications for reforestation and land restoration in Mesoamerica. *For. Ecol. Manage.*, **261**, p. 1553–1557.
- Hallett, L. M., Standish, R. J., & Hobbs, R. J. (2011) Seed mass and summer drought survival in a Mediterranean-climate ecosystem. *Plant Ecology*, **212**(9), p. 1479.
- Hammond, D. S. (1995). Post-dispersal seed and seedling mortality of tropical dry forest trees after shifting agriculture, Chiapas, Mexico. *Journal of tropical ecology*, **11**(2), 295-313.
- Heartsill-Scalley, T., & Aide, T. M. (2003). Riparian vegetation and stream condition in a tropical agriculture–secondary forest mosaic. *Ecological Applications*, **13**(1), 225-234.
- Hegarty, T. W. (1977). Seed activation and seed germination under moisture stress. *New Phytologist*, **78**(2), 349-359.
- Henery, M.L. & Westoby, M. (2001) Seed mass and seed nutrient content as predictors of seed output variation between species. *Oikos*, **92**, 479–490.
- Hoffmann, W. A., & Haridasan, M. (2008). The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. *Austral Ecology*, **33**(1), 29-36.
- Holl, K. D. (1999). Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica*, **31**(2), 229-242.
- Holl, K. D., Loik, M. E., Lin, E. H., & Samuels, I. A. (2000). Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration ecology*, **8**(4), 339-349.
- Holste, E. K., Kobe, R. K., & Vriesendorp, C. F. (2011). Seedling growth responses to soil resources in the understory of a wet tropical forest. *Ecology*, **92**(9), 1828-1838.
- Hooper, E., Legendre, P., & Condit, R. (2005). Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. *Journal of Applied Ecology*, **42**(6), 1165-1174.
- Islam, K. R., & Weil, R. R. (2000). Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **79**(1), 9-16.
- Jones, R. H., Allen, B., & Sharitz, R. (1997). Why do early-emerging tree seedlings have survival advantages?: A test using *Acer rubrum* (Aceraceae). *American Journal of Botany*, **84**(12), 1714-1714.
- Jones, R. H., Sharitz, R. R., Dixon, P. M., Segal, D. S. & Schneider, R. L. (1994) Woody plant regeneration in four floodplain forests. *Ecological Monographs*, **64**, 345–367.

- Kettle, C. J. (2012). Seeding ecological restoration of tropical forests: Priority setting under REDD+. *Biological Conservation*, **154**, 34-41.
- Khurana, E., & Singh, J. S. (2001) Ecology of tree seed and seedlings: implications for tropical forest conservation and restoration. *Current Science*, **80**(6), p. 748-757.
- Khurana, E. & Singh, J.S. (2004) Germination and seedling growth of five tree species from tropical dry forest in relation to water stress: impact of seed size. *Journal of Tropical Ecology*, **20**, 385–396.
- Kidson, R. & Westoby, M. (2000) Seed mass and seedling dimensions in relation to seedling establishment. *Oecologia*, **125**, 11–17.
- Kitajima, K., & Poorter, L. (2008) Functional basis for resource niche partitioning by tropical trees. In: Carson, W.P., Schnitzer S.A., eds. *Tropical forest community ecology*. Oxford, UK: Wiley-Blackwell, 160–181.
- Kunstler, G., Coomes, D. A., & Canham, C. D. (2009) Size-dependence of growth and mortality influence the shade tolerance of trees in a lowland temperate rain forest. *Journal of ecology*, **97**(4), p. 685-695
- Lahoreau G., Barot S., Gignoux J., Hoffmann W.A., Setterfield S.A., Williams P.R. (2006) Positive effect of seed size on seedling survival in fire-prone savannas of Australia, Brazil and West Africa. *J Trop Ecol* **22**, p. 719–722.
- Larson, J. E., Sheley, R. L., Hardegree, S. P., Doescher, P. S., & James, J. J. (2015) Seed and seedling traits affecting critical life stage transitions and recruitment outcomes in dryland grasses. *Journal of applied ecology*, **52**(1), p. 199-209.
- Laughlin, D. C. (2014). Applying trait-based models to achieve functional targets for theory-driven ecological restoration. *Ecology letters*, **17**(7), 771-784.
- Lebrija-Trejos, E., Reich, P. B., Hernández, A., & Wright, S. J. (2016) Species with greater seed mass are more tolerant of conspecific neighbours: a key driver of early survival and future abundances in a tropical forest. *Ecology Letters*, **19**, p. 1071-1080.
- Leishman, M.R. & Westoby, M. (1994) The role of large seed size in shaded conditions –experimental evidence. *Functional Ecology*, **8**, 205–214.
- Leishman, M. R., Wright, I. J., Moles, A. T., & Westoby, M. (2000) The evolutionary ecology of seed size. *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*, **2**, p. 31-57.
- Leite, M. S., Tambosi, L. R., Romitelli, I., & Metzger, J. P. (2013). Landscape ecology perspective in restoration projects for biodiversity conservation: a review. *Natureza & Conservação*, **11**, 108-118.

- Lloret, F., Casanovas, C., & Peñuelas, J. (1999). Seedling survival of Mediterranean shrubland species in relation to root: shoot ratio, seed size and water and nitrogen use. *Functional Ecology*, **13**(2), 210-216.
- Macera, L.G; Pereira, S. R.; Souza, A. L. T. (2017) - Survival and growth of tree seedlings as a function of seed size in a gallery forest under restoration. *Acta Botanica Brasilica*.
- Manual técnico de pedologia / IBGE (2015). Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. - 3. ed. - Rio de Janeiro : IBGE,. 430 p.
- Martínez-Garza, C., Bongers, F., & Poorter, L. (2013) Are functional traits good predictors of species performance in restoration plantings in tropical abandoned pastures? *Forest Ecology and Management*, **303**, p. 35-45.
- Metz, J., Liancourt, P., Kigel, J., Harel, D., Sternberg, M., & Tielbörger, K. (2010) Plant survival in relation to seed size along environmental gradients: a long-term study from semi-arid and Mediterranean annual plant communities. *Journal of Ecology*, **98** (3), p. 697-704.
- Moles, A. T. & Westoby, M. (2004) Seedling survival and seed size: a synthesis of the literature. *Journal of Ecology*, **92**, p. 372–383.
- Moles, A. T. & Westoby, M. (2006) Seed size and plant strategy across the whole life cycle. *Oikos*, **113** (1), p. 91-105.
- Molofsky, J. & Augspurger, C.K. (1992) The effect of leaf litter on early seedling establishment in a tropical forest. *Ecology*, **73**, 68–77.
- Muller-Landau, H. C. (2010) The tolerance – fecundity trade off and the maintenance of diversity in seed size. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **107** (9), p. 4242-4247.
- Muller-Landau, H. C., Wright, S. J., Calderón, O., Condit, R., & Hubbell, S. P. (2008) Interspecific variation in primary seed dispersal in a tropical forest. *Journal of Ecology*, **96**(4), p. 653-667.
- Nepstad, D. C., Uhl, C., Pereira, C. A., & da Silva, J. M. C. (1996). A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. *Oikos*, **76**(1) 25-39.
- Nussbaum, R., Anderson, J., & Spencer, T. (1995). Factors limiting the growth of indigenous tree seedlings planted on degraded rainforest soils in Sabah, Malaysia. *Forest Ecology and Management*, **74**(1), 149-159.
- Oliveira, R. E. (2011) O estado da arte da ecologia da restauração e sua relação com a restauração de ecossistemas florestais no bioma Mata Atlântica. **xix**, 241 f. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agronômicas.

- Oliveira, S. N., Júnior, O. A. C., Gomes, R. A. T., Guimarães, R. F., & McManus, C. M. (2016). Landscape-fragmentation change due to recent agricultural expansion in the Brazilian Savanna, Western Bahia, Brazil. *Regional Environmental Change*, **2**(17), 411-423.
- Osunkoya, O.O., Ash, J.E., Hopkins, M.S., Graham, A.W. (1994). Influence of Seed Size and Seedling Ecological Attributes on Shade-Tolerance of Rain-Forest Tree Species in Northern Queensland. *Journal of Ecology*. **82**(1), 149-163.
- Palma, A. C., & Laurance, S. G. (2015). A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration: what do we know and where should we go? *Applied vegetation science*, **18**(4), 561-568.
- Parker, W. C., Noland, T. L., & Morneault, A. E. (2006). The effects of seed mass on germination, seedling emergence, and early seedling growth of eastern white pine (*Pinus strobus* L.). *New Forests*, **32**(1), 33-49.
- Parrotta, J. A. (1992). The role of plantation forests in rehabilitating degraded tropical ecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **41**(2), 115-133.
- Parrotta, J. A. (1995). Influence of overstory composition on understory colonization by native species in plantations on a degraded tropical site. *Journal of vegetation Science*, **6**(5), 627-636.
- Paul, M., Catterall, C. P., Pollard, P. C., & Kanowski, J. (2010). Does soil variation between rainforest, pasture and different reforestation pathways affect the early growth of rainforest pioneer species? *Forest ecology and management*, **260**(3), 370-377.
- Pearson, T. R. H., Burslem, D. F. R. P., Mullins, C. E., & Dalling, J. W. (2002). Germination ecology of neotropical pioneers: interacting effects of environmental conditions and seed size. *Ecology*, **83**(10), 2798-2807.
- Pedraza Pérez, R. A., & Williams Linera, G. (2005). Microhabitat conditions for germination and establishment of two tree species in the Mexican montane cloud forest. *Agrociencia*, **39**(4), 457–464.
- Pereira, S. R., Laura, V. A., & Souza, A. L. (2013). Establishment of Fabaceae tree species in a tropical pasture: influence of seed size and weeding methods. *Restoration ecology*, **21**(1), 67-74.
- Pérez-Harguindeguy N., Díaz S., Garnier E., Lavorel S., Poorter H., *et al.* (2013) New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* **61**, 167-234.
- Perfecto, I., Rice, R. A., Greenberg, R., & Van der Voort, M. E. (1996). Shade coffee: a disappearing refuge for biodiversity. *BioScience*, **46**(8), 598-608.

- Peterson, C. J., & Carson, W. P. (2008). Processes constraining woody species succession on abandoned pastures in the tropics: on the relevance of temperate models of succession. *Tropical forest community ecology*. Oxford: Wiley-Blackwell, 367-383.
- Poorter, L., & Hayashida-Oliver, Y. (2000). Effects of seasonal drought on gap and understorey seedlings in a Bolivian moist forest. *Journal of Tropical Ecology*, **16**(4), 481-498.
- Poorter, L., Paz, H., Wright, S.J., Ackerly, D.D., Condit, R., Ibarra-Manríquez, G. *et al.* (2008) Are functional traits good predictors of demographic rates? Evidence from five neotropical forests. *Ecology*, **89**, p. 1908–1920.
- Poorter, L., & Rose, S. A. (2005). Light-dependent changes in the relationship between seed mass and seedling traits: a meta-analysis for rain forest tree species. *Oecologia*, **142**(3), 378-387.
- Pütz, S., Groeneveld, J., Alves, L. F., Metzger, J. P., & Huth, A. (2011). Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: a modelling study for Brazilian Atlantic forests. *Ecological Modelling*, **222**(12), 1986-1997.
- Quero, J. L., Villar, R., Marañón, T., Zamora, R., & Poorter, L. (2007) Seed-mass effects in four Mediterranean *Quercus* species (Fagaceae) growing in contrasting light environments. *American Journal of Botany*, **94** (11), p. 1795-1803.
- Raij, B. V.; Andrade, J.C.; Cantarella, H.; Quaggio, J.A. (2001) *Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais*. Campinas: Instituto Agrônômico, 285p.
- Ray, G. J., & Brown, B. J. (1995). Restoring Caribbean dry forests: evaluation of tree propagation techniques. *Restoration ecology*, **3**(2), 86-94.
- Reader, R.J. (1993) Control of seedling emergence by ground cover and seed predation in relation to seed size for some old-field species. *Journal of Ecology*, **81**, 169–175.
- Reis, A., Bechara, F. C., Espíndola, M. D., Vieira, N. K., & Souza, L. D. (2003). Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. *Natureza & Conservação*, **1**(1), 28-36.
- Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., & Hirota, M. M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological conservation*, **142**(6), 1141-1153.
- Rodrigues, R. R., & Gandolfi, S. (2000). Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: Rodrigues, R.R., Leitão-Filho, H.F. (eds), *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. Editora da Universidade de São Paulo/FAPESP, São Paulo, p. 235-247.

- Rolim, G. S., Camargo, M. B. P., Lania, D. G., & Moraes, J. F. L. (2007) Classificação climática de Köppen e de Thornthwaite e sua aplicabilidade na determinação de zonas agroclimáticas para o estado de São Paulo. *Bragantia*, **66**, 711-720.
- Russo, S. E., Davies, S. J., King, D. A., & Tan, S. (2005). Soil-related performance variation and distributions of tree species in a Bornean rain forest. *Journal of Ecology*, **93**(5), 879-889.
- Salomão, A.N., Sousa-Silva, J.C., Davide, A.C., Gonzáles, S., Torres, R.A.A., Wetzel, M.M.V.S., Firetti, F. & Caldas, L.S. (2003). *Germinação de Sementes e Produção de Mudanças e Plantas do Cerrado*. Rede de Sementes do Cerrado, Brasília, 96p.
- Schmidt, L. (2008). *A review of direct sowing versus planting in tropical afforestation and land rehabilitation*. Frederiksberg: Museum Tusulanum, 47 p. (Development and Environment Series no. 10-2008).
- Scholten, T., Goebes, P., Kühn, P., Seitz, S., Assmann, T., *et al.* (2017). On the combined effect of soil fertility and topography on tree growth in subtropical forest ecosystems—a study from SE China. *Journal of Plant Ecology*, **10**(1), 111-127.
- Seiwa, K. (2000). Effects of seed size and emergence time on tree seedling establishment: importance of developmental constraints. *Oecologia*, **123**(2), 208-215.
- Sidle, R. C., Ziegler, A. D., Negishi, J. N., Nik, A. R., Siew, R., & Turkelboom, F. (2006). Erosion processes in steep terrain—truths, myths, and uncertainties related to forest management in Southeast Asia. *Forest Ecology and Management*, **224**(1), 199-225.
- Soares, J. J., Silva, D. W. & Lima, M. I. S. (2003) Current state and projection of the probable original vegetation of the São Carlos region of São Paulo state, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, **63** (3), p. 527-536.
- Souza Júnior, J. G. A. (2005) Sensoriamento remoto e sistema de informações geográficas na caracterização de solos e quantificação de seus atributos. Dissertação (Mestrado em Solos e nutrição de plantas), Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.
- St-Denis, A., Messier, C., & Kneeshaw, D. (2013). Seed size, the only factor positively affecting direct seeding success in an abandoned field in Quebec, Canada. *Forests*, **4**(2), 500-516.
- Suding, K. N., Gross, K. L., & Houseman, G. R. (2004) Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, **19**(1), p. 46-53.
- Suganuma, M. S., Assis, G. B., & Durigan, G. (2014). Changes in plant species composition and functional traits along the successional trajectory of a restored patch of Atlantic Forest. *Community Ecology*, **15**(1), 27-36.

- Suganuma, M. S., & Durigan, G. (2015). Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. *Restoration ecology*, **23**(3), 238-251.
- Tabacchi, E., Correll, D. L., Hauer, R., Pinay, G., Planty-Tabacchi, A. M., & Wissmar, R. C. (1998). Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater biology*, **40**(3), 497-516.
- Turnbull, L. A., Paul-Victor, C., Schmid, B., & Purves, D. W. (2008). Growth rates, seed size, and physiology: do small-seeded species really grow faster. *Ecology*, **89**(5), 1352-1363.
- Turnbull, L. A., Philipson, C. D., Purves, D. W., Atkinson, R. L., Cunniff, J., *et al.* (2012). Plant growth rates and seed size: a re-evaluation. *Ecology*, **93**(6), 1283-1289.
- Van Breugel, M., Hall, J. S., Craven, D. J., Gregoire, T. G., Park, A., *et al.* (2011). Early growth and survival of 49 tropical tree species across sites differing in soil fertility and rainfall in Panama. *Forest Ecology and Management*, **261**(10), 1580-1589.
- Verdú, M., & Traveset, A. (2005). Early emergence enhances plant fitness: A phylogenetically controlled meta-analysis. *Ecology*, **86**(6), 1385-1394.
- Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, **116**(5), 882-892.
- Visser, M. D., Bruijning, M., Wright, S. J., Muller-Landau, H. C., Jongejans, E., Comita, L. S., & Kroon, H. (2016) Functional traits as predictors of vital rates across the life cycle of tropical trees. *Functional Ecology*, **30**(2), p. 168-180.
- Westoby, M., Falster, D.S., Moles, A.T., Vesk, P.A. & Wright, I.J. (2002) Plant ecological strategies: some leading dimensions of variation between species. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **33**, 125–159.
- Westoby, M., Leishman, M. & Lord, J. (1996) Comparative ecology of seed size and dispersal. *Philosophical Transactions of the Royal Society, London B*, **351**, 1309–1318.
- Whitman, A. A., Brokaw, N. V., & Hagan, J. M. (1997). Forest damage caused by selection logging of mahogany (*Swietenia macrophylla*) in northern Belize. *Forest Ecology and Management*, **92**(1-3), 87-96.
- Woods, K., & Elliott, S. (2004). Direct seeding for forest restoration on abandoned agricultural land in northern Thailand. *Journal of Tropical Forest Science*, **16**(2), 248-259.
- Woodward, C. L. (1996). Soil compaction and topsoil removal effects on soil properties and seedling growth in Amazonian Ecuador. *Forest Ecology and Management*, **82**(1-3), 197-209.

Zeiter, M., Stampfli, A., & Newbery, D. M. (2006). Recruitment limitation constrains local species richness and productivity in dry grassland. *Ecology*, **87**(4), 942-951.