



JULIANO DE PAULO DOS SANTOS

**ASPECTOS ECOLÓGICOS E SILVICULTURAIS DE
ESPÉCIES FLORESTAIS: SUBSÍDIOS A RESTAURAÇÃO
FLORESTAL DA AMAZÔNIA**

LAVRAS - MG

2019

JULIANO DE PAULO DOS SANTOS

**ASPECTOS ECOLÓGICOS E SILVICULTURAIS DE ESPÉCIES
FLORESTAIS: SUBSÍDIOS A RESTAURAÇÃO FLORESTAL DA AMAZÔNIA**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ciências Florestais, para a obtenção do título de Doutor.

Prof.^a. Dr.^a. Soraya Alvarenga Botelho
Orientadora

**LAVRAS - MG
2019**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo (a) próprio (a) autor (a).**

Santos, Juliano de Paulo dos.

Aspectos ecológicos e silviculturais de espécies florestais:
subsídios a restauração florestal da Amazônia / Juliano de Paulo dos
Santos. - 2019.

125 p.

Orientadora: Soraya Alvarenga Botelho.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Lavras, 2019.
Bibliografia.

1. Reflorestamento. 2. Mudança climática. 3. Regeneração
natural. I. Botelho, Soraya Alvarenga. II. Título.

JULIANO DE PAULO DOS SANTOS

**ASPECTOS ECOLÓGICOS E SILVICULTURAIS DE ESPÉCIES
FLORESTAIS: SUBSÍDIOS A RESTAURAÇÃO FLORESTAL DA AMAZÔNIA
ECOLOGICAL AND FORESTRY ASPECTS OF FOREST SPECIES:
SUBSIDIES TO AMAZON FOREST RESTORATION**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ciências Florestais, para a obtenção do título de Doutor.

APROVADO em 05 de abril de 2019

Dr ^a . Clarissa Alves da Rosa	INPA
Dr ^a . Gislene Carvalho de Castro	UFSJ
Prof. Dr. João Carlos Costa Guimarães	UFSJ
Prof ^a . Dr ^a . Marcela de Castro Nunes Santos Terra	UFLA
Dr ^a . Michele Aparecida Pereira da Silva	UFLA

Prof^a. Dr^a. Soraya Alvarenga Botelho
Orientadora

**LAVRAS-MG
2019**

Quem não se movimenta não sente as correntes que o prendem

Rosa Luxemburgo

Dedico este trabalho:

À minha vó Rosária Portela Rodrigues (in memoriam);

À diversidade natural do Brasil;

Ao diversificado povo brasileiro;

Às políticas públicas que possibilitaram meu acesso ao ensino público, gratuito e de qualidade.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras, que me ajudou a evoluir não só como profissional, mas principalmente como ser humano social.

À Universidade Federal de Mato Grosso, campus Sinop, e ao Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais pelas oportunidades de crescimento e qualificação profissional e pessoal.

À ONF Brasil pelo apoio na fase de coleta de dados.

A Soraya Alvarenga Botelho pela confiança, ensinamentos e conversas sempre prazerosas.

Aos membros da Banca Prof.^a Gislene de Carvalho Castro, Michele Aparecida Pereira da Silva, Prof. Lucas Amaral de Melo, Prof. João Carlos Costa Guimarães, Marcela de Castro Nunes Terra e Clarissa Alves da Rosa por aceitarem o convite e contribuírem para a melhoria do estudo.

A toda a minha família, especialmente minha mãe Iliana Maria Rodrigues por sempre acreditar em mim. Você é meu maior exemplo de vida. Eu te amo!

À minha irmã Aline Caroline Lima por aceitar a missão de me acompanhar na campanha para coleta de dados, pelas aventuras, desafios e aprendizados que vivemos nesse período.

Ao Yuri Orro Arabi e Dejair de Sá Justino pelo auxílio na coleta de dados.

Aos amigos da Fazenda São Nicolau e do P.A. Juruena, especialmente ao Gilberto, Alaíde e Raimunda que nunca mediram esforços para nos atender. Também ao Francisco (Quinho), Azael, Lindomar, Moisés, Ilismar e Alan.

Ao Luiz Otávio Rodrigues Pinto e Marcos Gabriel Bráz de Lima pelo auxílio na construção da tese.

Ao amigo Cléber Rodrigo de Souza e pelo profissionalismo na parceria de trabalho, auxílio imprescindível na finalização da tese, discussões técnicas, conversas e boas risadas. Valeu irmão!

À Julia, Daniel e Caio por somarem tanto no processo.

Aos amigos Marcos, Michele, Clarissa, Carlos Eduardo, Láysa, Joelma do laboratório de Silvicultura e restauração florestal. Também e especialmente à Roseli pelas conversas e boas risadas.

Aos colegas professores do curso de Engenharia Florestal e do Instituto de Ciências Agrárias.

Aos amigos Clarissa, Cris e Marquinho do Sítio Força Verde pela convivência, vivências, construções, distrações, aprendizados e discussões que muito somaram, e que também dividiram.

À Paula Moreira e Mariana Peres pela amizade, companheirismo e hospedagem sempre que precisei.

À Luciana Rebelatto e Cleide Arruda pelas conversas, boas risadas e apoio durante etapa inicial desse estudo.

Aos amigos Paula, Mariana, Ricardo, Fabiana, Eduarda, Fausto, Bodinho, Tobias, Marina, Luís Antônio e Bruna pela consideração, convivência e boas risadas.

Aos amigos distribuídos pelos departamentos da UFLA e pela região de Lavras. Valeu! Gratidão à tod@s que coincidentemente cruzaram meu caminho, e por conscientemente resolvermos caminhar juntos.

RESUMO

A combinação de benefícios financeiros e ecológicos em estratégias de restauração de florestas tropicais é uma alternativa para reduzir custos e fornecer retorno econômico aos proprietários rurais que assumem parte da responsabilidade de conservação da biodiversidade. Nós apresentamos estudos integrados com o objetivo de subsidiar a restauração de áreas degradadas na Amazônia. Nos dois primeiros estudos nós investigamos quatro áreas de reflorestamentos após 17 anos de implantação no noroeste de Mato Grosso, na Fazenda São Nicolau (FSN) – sede do Poço de Carbono Florestal Peugeot ONF. As áreas variam em arranjo, composição, uso e proporção de *Tectona grandis*. Nós avaliamos características dos reflorestamentos (espécies implantadas e regeneradas, diâmetro (D) e altura (HT)) em 46 parcelas de 1000m² e que foram utilizados em ambas as pesquisas. No primeiro estudo avaliamos como decisões silviculturais afetam os padrões de riqueza e similaridade da regeneração natural e encontramos que: i) a riqueza inicial e a composição do plantio modularam a colonização de novas espécies; ii) a espécie exótica afetou negativamente o recrutamento, quando em altas proporções; iii) o espaçamento maior compensou o efeito negativo da elevada quantidade da exótica; iiiii) dissimilaridade entre as áreas associada às características analisadas. No segundo trabalho investigamos como decisões associadas ao planejamento da restauração podem influenciar no acúmulo de carbono e ganho de espécies, e avaliamos também os pontos de ótimos de alcance máximo mútuo. Para tal utilizamos as variáveis estoque de carbono do componente arbóreo e ganho de espécies da regeneração para nossas análises e inferências. Nós encontramos que o uso da exótica e o aumento da sua proporção aumenta o estoque de carbono, contudo apresentando efeito inverso sobre o incremento de espécies. O espaçamento de plantio influenciou nossos resultados, onde locais adensados apresentaram maior estoque de carbono e menor ganho, enquanto a ampliação do espaçamento resultou em diminuição da estocagem e maior ganho. O último estudo também foi realizado na FSN, no qual avaliamos a efetividade no estabelecimento e ocupação avaliando o número de indivíduos (NI), intensidade de perfilhamento (IP), Biomassa arbórea acima do Solo (AGB), Área de Copa (C), D e HT médios por indivíduo de três estratégias de restauração florestal de matas ciliares após 2,5 anos da implantação. Avaliamos 58 unidades amostrais (300m²) distribuídas entre as estratégias Plantio em Área Total (PTA), Ilhas de Diversidade (ID) e Semeadura Direta (DS). Também avaliamos as principais espécies em cada estratégia e as suas similaridades. A DS destacou-se na maioria das variáveis analisadas (NI, AGB e AC) e assim apostamos nela como promissora, enquanto a característica IP foi maior nas ID e não houveram diferenças quanto a média de D e HT. Cada estratégia apresentou um conjunto particular de espécies de maior sucesso. As espécies desempenharam um papel importante na diferenciação das estratégias por proporcionarem funções ecológicas distintas que podem influenciar os processos ecológicos. Assim, o planejamento silvicultural deve ser pensado na formulação de políticas públicas, pois decisões podem condicionar o sucesso e comprometer o alcance da conservação da biodiversidade e dos benefícios econômicos da restauração florestal.

Palavras-chave: Mudança climática, espécie exótica, Reserva legal, Área de Preservação Permanente, seleção de espécie

ABSTRACT

The combination of financial and ecological benefits in tropical forest restoration strategies is an alternative to reduce costs and provide economic returns to rural landowners who take on the responsibility of conserving biodiversity. We present integrated studies with the objective of subsidizing the restoration of degraded areas in the Amazon. In the first two studies we investigated four reforestation areas after 17 years of implantation in the northwest of Mato Grosso, at Fazenda São Nicolau (FSN) - headquarters of the Peugeot ONF Forest Carbon Well. The areas vary in arrangement, composition, use and proportion of *Tectona grandis*. We evaluated reforestation characteristics (implanted and regenerated species, diameter (D) and height (HT)) in 46 plots of 1000m² and that were used in both surveys. In the first study we evaluated how silvicultural decisions affect the patterns of richness and similarity of natural regeneration and found that: i) the initial richness and composition of the planting modulate the colonization of new species; ii) the exotic species negatively affected recruitment, when in high proportions; iii) the greater spacing compensated the negative effect of the high amount of the exotic; iii) dissimilarity among the areas associated with the characteristics analyzed. . In the second work, we investigated how decisions related to restoration planning can influence carbon accumulation and species gain, and also evaluate the optimum points of maximum mutual reach. For this we used the variables carbon stock of the tree component and regeneration species gain for our analyzes and inferences. We found that the use of the exotic and the increase of its proportion increase the carbon stock, however presenting an inverse effect on the increase of species. The planting spacing influenced our results, where densified sites presented higher carbon stock and lower gain, while the spacing increased resulted in a decrease in storage and higher gain. The last study was also carried out at the FSN, in which we evaluated the effectiveness in the establishment and occupation, evaluating the number of individuals (NI), intensity of sprouting (IP), Wood Above Biomass Ground (AGB), Cup Area D and HT by individuals from three strategies of forest restoration of riparian forests after 2.5 years of implantation. We evaluated 58 sample units (300m²) distributed among the Strategies in Total Area (PTA), Diversity Islands (ID) and Direct Seeding (DS) strategies. We also evaluated the main species in each strategy and their similarities. SD was highlighted in most of the analyzed variables (NI, AGB and AC) and thus we bet on it as promising, while the IP characteristic was higher in the ID and there were no differences in the mean D and HT. Each strategy presented a particular set of more successful species. Species have played an important role in differentiating strategies by providing distinct ecological functions that can influence ecological processes. Thus, silvicultural planning must focus on the formulation of public policies, since decisions can condition success and compromise the reach of biodiversity conservation and the economic benefits of forest restoration.

Key-words: Climate Change, Exotic Species, Legal Reserve, Permanent Preservation Area, Species Selection.

Sumário

PRIMEIRA PARTE	11
1 INTRODUÇÃO	11
2 REVISÃO DE LITERATURA	14
2.1 Restauração florestal	14
2.2 Seleção de espécies	17
2.3 Filtro biológico por gramíneas exóticas invasoras	19
2.4 Silvicultura de espécies nativas para a Restauração Florestal	20
2.5 Estudos sobre o crescimento de espécies nativas.	23
2.6 Biomassa e carbono de florestas	25
3 REFERÊNCIAS	31
SEGUNDA PARTE – ARTIGOS CIENTÍFICOS	41
MANUSCRITO 1: Decisões silviculturais impulsionam a relação carbono-diversidade em áreas de restauração na Amazônia	41
MANUSCRITO 2: Silvicultural treatments drive alpha and beta diversity in Amazon sites under reforestation	71
MANUSCRITO 3: Efetividade de estratégias de restauração em florestas tropicais: como a performance diferencial de espécies e o contexto ecológico influenciam o estabelecimento e ocupação	98

PRIMEIRA PARTE

1 INTRODUÇÃO

O Brasil se destaca internacionalmente devido a riqueza cultural do povo, biodiversidade, ecossistemas e recursos naturais. As florestas brasileiras abrigam ainda hoje recursos desconhecidos e valiosos para a humanidade, e ofereceram recursos naturais que contribuíram e impulsionaram a colonização e o desenvolvimento do país. Porém, no processo histórico de apropriação de tais recursos, muito em função da época, do conhecimento e tecnologias disponíveis, e da visão colonial e ausência de planejamento mínimo para a execução das atividades. Esse processo resultou num cenário histórico de desmatamento e degradação da vegetação nativa, e que persiste ainda hoje, especialmente no domínio da Amazônia, que sofre constantemente com incêndios, desmatamento e degradação florestal e atrai a atenção internacional para a política de proteção e conservação da vegetação nativa do país.

A ciência da restauração de florestas tropicais produziu e disponibilizou notável arcabouço conceitual, metodológico e dos serviços ambientais proporcionados pela prática. Como resultado houveram avanços significativos na execução dos projetos, e quantidade substancial de áreas foram e/ou encontram-se em processo de restauração, especialmente a vegetação ciliar associada aos cursos d'água, reservatórios e nascentes. Contudo, foram poucas as pesquisas que investigaram possibilidades de geração de emprego e renda a partir de intervenções silviculturais, e do manejo das áreas de restauração florestal. São possíveis benefícios econômicos a partir da restauração e do manejo dessas áreas: a produção de madeira de qualidade para múltiplos usos, coleta de sementes, frutas, flores, bulbos, cipós, cascas e produtos medicinais, extração de óleos e resinas, estoque e a comercialização de créditos de carbono, bem como, como turismo rural e científico nessas áreas. Mesmo com esses potenciais benefícios econômicos e ambientais, a prática da restauração florestal não possui fácil aceitação no cenário rural.

Após a promulgação da Lei de Proteção da Vegetação Nativa, a Lei Nº 12.651 de maio de 2012 foi criada na sociedade civil, especialmente entre os proprietários rurais foi criada a expectativa de um período de maior rigor no cumprimento das leis

ambientais. As exigências de mercado e aquelas ligadas à liberação de recursos de financiamentos agrícolas, também estarão cada vez mais vinculadas à regularização ambiental das propriedades rurais. Adicionalmente, o governo brasileiro assumiu diversos compromissos internacionais na luta contra às mudanças climáticas, e dentre as formas de ação para aumentar o estoque e sumidouro do carbono terrestre está a meta de restauração de 12 milhões de hectares em 20 anos assumida pelo Brasil em 2015 no Acordo de Paris. Assim, há uma demanda por informações sobre métodos e técnicas de restauração ecológica das Áreas Protegidas tratadas na lei, ou seja, as Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal (RL). Assim, esse quadro exige uma resposta por parte das instituições de pesquisa e extensão ligadas ao tema, de modo a vencer desafios e propiciar o ganho de escala na restauração ecológica. Os tratados internacionais assumem metas de restauração de milhares de hectares que demandam de técnicas eficientes para ser reproduzida em grandes paisagens, assim como diminuir seus custos e torná-la mais economicamente viável. .

Parte da dificuldade em conservar e, ou, restaurar as RLs deve-se ao desconhecimento do fato de que legalmente estas áreas podem ser manejadas e também, o tempo mais demorado para o retorno do investimento em relação a outras culturas, especialmente as anuais. Muitas vezes, mesmo os proprietários cientes da possibilidade de manejo da vegetação nativa esbarram na falta de tradição da atividade e na inexistência de exemplos tecnicamente bem sucedidos, que demonstrem os benefícios ambientais e econômicos do manejo sustentável das RLs. Há grandes lacunas tecnológicas para implantação e manutenção de RLs, como a carência de informações silviculturais de espécies nativas de modo a subsidiar a escolha mais adequada, a aquisição de sementes e mudas, adubação, manejo de pragas e plantas invasoras, entre outras. Além disso, existe uma grande carência de assistência técnica capacitada para repassar conhecimentos específicos aos produtores rurais.

Localizada no noroeste de Mato Grosso, na borda sul da floresta amazônica, a Fazenda São Nicolau é um verdadeiro laboratório à céu aberto para a ecologia e restauração florestal. São vários os possíveis cenários interessantes e as pesquisas conduzidas. Destaque para os plantios consorciados em aproximadamente 2000 hectares

de espécies florestais, no Poço de Carbono Florestal Peugeot-ONF (PCFPO), bem como, as áreas em regeneração natural e floresta nativa que somam mais de 7000 hectares, dos quais 1.781 hectares são uma Reserva Particular do Patrimônio Natural - RPPN instituída legalmente e com plano de manejo aprovado. Aproximação com o local de estudo deu-se em 2010 a convite da direção do projeto, e de lá pra cá foram muitas as idas e vindas que nos permitiram uma relação afetuosa com a região, e um olhar diferenciado sobre as florestas da região, o Rio Juruena, seus povos e conflitos.

Nesse contexto a pesquisa aqui apresentada faz parte de diversas ações desenvolvidas ao longo dessa parceria. Especificamente nós investigamos aspectos de crescimento das espécies arbóreas plantadas em talhões do Poço de Carbono e matas ciliares da Fazenda São Nicolau - MT. A partir dessas áreas, e de uma exaustiva coleta e análise de dados nós objetivamos contribuir com a disponibilização de informações sobre a efetividade de estratégias de restauração, sobre a estocagem de carbono e regeneração natural em reflorestamentos mistos, e da possibilidade de valoração de serviço ecossistêmico prestado. Esperamos que esses resultados possibilitem reflexão sobre o uso e valoração dos serviços prestados pela floresta, e que tais informações subsidiem o planejamento estratégico de estratégias de recomposição de Reserva Legal na Amazônia que aliem produção e conservação da diversidade.

A presente tese foi estruturada em quatro capítulos. No primeiro fazemos uma apresentação geral e uma revisão de literatura sobre os principais aspectos tratados nos estudos realizados. Nos demais são apresentados os seguintes artigos: 1) *Decisões silviculturais impulsionam a relação carbono-diversidade em áreas de restauração na Amazônia*; 2) *Silvicultural treatments drive alpha and beta diversity in Amazon sites under reforestation*, e 3) *Efetividade de estratégias de restauração em Florestas Tropicais: como a performance diferencial de espécies e o contexto ecológico influenciam o estabelecimento e ocupação*, preparados para os periódicos científicos *Forest Ecology and Management*, *Restoration Ecology* e *Journal of Forestry Research*, respectivamente.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Restauração florestal

A restauração ecológica é o processo de auxílio a recuperação de um ecossistema degradado, danificado ou destruído (SER, 2004). Diversas informações são necessárias para o planejamento exitoso de projetos dessa natureza, desde estudos sobre o clima e solos, bem como, da paisagem e flora natural da região, disponibilidade de propágulos, espécies promissoras, métodos e práticas de preparo da área desde o isolamento até a correção da fertilidade, além é claro de práticas de manutenção (ISERNHAGEN et al., 2009; RODRIGUES; BRANCALION; GANDOLFI, 2015; DAVIDE; BOTELHO, 2015). As técnicas de restauração surgem no contexto de degradação, perda de biodiversidade e serviços ecossistêmicos, e se propõe a conter, minimizar e/ou reverter os efeitos antrópicos nocivos sobre os ecossistemas. Uma definição amplamente utilizada é a que se encontra no Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) em que se apresenta como a “restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo possível da sua condição original” (BRASIL, 2000).

O início desse processo ocorre através da análise da paisagem, com a definição de unidades geográficas fundamentada em componentes ambientais e socioeconômico (BRITZ, 2007). Dentre os diversos aspectos relacionados à execução de ações de restauração de florestas tropicais do Brasil, alguns são comuns, são eles: além da remoção ou mesmo minimização dos filtros ambientais, parece consenso que é necessário recriar, ou mesmo, facilitar a reestruturação da vegetação, de modo a promover além do restabelecimento da fisionomia da vegetação, o incremento na riqueza e diversidade de espécies, o rápido sombreamento da área e subsequente controle da densidade de gramíneas exóticas invasoras. Também são aspectos esperados a conexão entre fragmentos de vegetação nativa (especialmente a partir da vegetação ciliar), o fornecimento de alimento e abrigo para fauna, e a promoção de serviços ambientais como a infiltração, manutenção da qualidade da água e melhoria do microclima e até mesmo do clima (DAVIDE; BOTELHO, 2015;

KAGEYAMA; GANDARA; OLIVEIRA, 2003; METZGER, 2003; RIBEIRO et al., 2009a; RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009; RODRIGUES et al., 2009, RODRIGUES et al., 2011; METZGER; BRANCALION, 2013). Mais do que essas características de natureza biológica, há que se considerar também a análise da interação das diferentes estratégias de restauração florestal com as características edáficas, hidrológicas e microclimáticas, que ainda requerem muitos estudos (BRANCALION et al., 2013a; BRANCALION et al., 2013b; BRANCALION et al., 2014; DURIGAN; ENGEL, 2012).

Muitas das características mencionadas estão sob intensa discussão, especialmente os serviços relacionados à manutenção e melhoria da qualidade da água frente a escassez desse recurso na região sudeste (NOBRE, 2014). Vários desses aspectos carecem de estudos mais aprofundados, bem como, não se aplicam plenamente a todas as formações vegetacionais brasileiras, por exemplo, no cerrado e na caatinga, (BRANCALION et al., 2016).

A restauração de áreas degradadas é realizada há mais de 150 anos. No entanto, apenas recentemente as pesquisas em restauração florestal ganharam destaque, aumentaram em proporção e receberam apoio via editais específicos. Essas investigações são essenciais para fornecer as bases científicas, e assim possibilitar a concepção de projetos robustos e dinâmicos que consigam funcionalmente e estruturalmente reverter o processo de degradação, e possibilitar os serviços ambientais esperados com a atividade nas mais diversas regiões do país (BRANCALION et al., 2013a; DURIGAN; ENGEL, 2012).

O Brasil ocupa destaque internacional no que se refere a restauração de florestas tropicais. Atualmente o país pretende tornar-se líder mundial nessa temática, para tanto, políticas públicas foram formuladas. Diversas são as pesquisas em restauração de ecossistemas florestais tropicais realizadas no Brasil, particularmente para os ambientes ripários. Estas pesquisas avançaram muito e disponibilizaram diversas informações importantes, e possibilitam atualmente a constatação em campo de várias experiências que deram certo (RODRIGUES et al., 2009). Contudo, esse estado de desenvolvimento

não aconteceu em todas as regiões, e pode ser observado principalmente para o domínio da Mata Atlântica e em áreas de transição com o Cerrado (DURIGAN; ENGEL, 2012).

Recentemente foi Instituída a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (PROVEG) através do Decreto Nº 8.972, de 23 de janeiro de 2017 (BRASIL, 2017). A PROVEG será implantada por meio do Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa – PLANAVEG. O PLANAVEG objetiva ampliar e fortalecer as políticas públicas, incentivos financeiros, mercados, boas práticas agropecuárias e outras medidas necessárias para a recuperação de 12 milhões de hectares de vegetação nativa nos próximos 20 anos. De acordo com Brancalion et al. (2016) ao contrário do setor agrícola, o setor ambiental nunca contou com programas e políticas de incentivos, sobretudo financeiros. No entanto, o sucesso do PLANAVEG depende de um arranjo multisetorial no governo, que envolva além do Ministério do Meio Ambiente, os Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento e o da Fazenda, por exemplo, para prover apoio financeiro e político para que as medidas propostas no plano sejam implantadas.

Na discussão sobre as mudanças do antigo Código Florestal e da atual Lei de Proteção da Vegetação Nativa, Lei 12.651 de 2012 (BRASIL, 2012), um argumento recorrente utilizado é que os custos com a restauração são elevados e podem comprometer as demais atividades agropecuárias e silviculturais nas propriedades. De modo geral, as estimativas de custos de restauração não levam em consideração que, quando a área a ser recuperada for de Reserva Legal, o restabelecimento da vegetação nativa poderá até mesmo gerar renda ao possibilitar a exploração de madeira, frutos, forragem e outros produtos dos ecossistemas em recuperação (BRANCALION et al., 2012; RODRIGUES et al., 2009; RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009). De acordo com Brancalion et al., (2016), nas RL's é possível estabelecer consórcios altamente rentáveis de espécies nativas com espécies exóticas. Dessa forma, os custos da recuperação certamente serão muito inferiores. Os autores argumentam ainda que é importante que esses custos sejam reduzidos por meio da promoção de assistência técnica adequada aos

produtores rurais, do desenvolvimento de novas tecnologias e da desoneração fiscal da cadeia de ações de restauração.

Estimativas atuais frente às especificidades da legislação ambiental vigente apontam um passivo de aproximadamente 21 milhões de hectares, e que estão bem representados na borda sul da Amazônia, em toda Mata Atlântica e Sul do domínio do Cerrado onde concentram a maioria das áreas (SOARES-FILHO et al., 2014). Desse total o passivo de APP é de 4,8 (\pm 1,8 milhões de hectares), dos quais 0,6 (\pm 0,35) milhões podem estar ocupados por alguma cultura, essa área representa menos de 1% da área total utilizada pela agricultura, pecuária e ou silvicultura (SOARES-FILHO, 2013). Assim, existe uma demanda enorme para a operacionalização da restauração de florestas tropicais e para pesquisa científica nessa área. Temas relacionados com o potencial de estoque de carbono pela vegetação, geração de emprego e renda, manejo adaptativo e técnicas alternativas visando a redução de custos deverão receber especial atenção da comunidade científica.

2.2 Seleção de espécies

A seleção de espécies apresenta importância primordial no processo de restauração, de modo, principalmente a garantir a ocupação e permanência da cobertura da área. (DAVIDE; BOTELHO, 2015; FARIA; DAVIDE; BOTELHO, 1997; OLIVEIRA-FILHO, 1994). Novos horizontes e perspectivas têm sido testados nas ações de restauração florestal, e a avaliação e proposição de modelos teóricos da ecologia também estimulam novas abordagens para a prática. Essa experimentação se consolida nos critérios para a escolha dos grupos de espécies. O foco deve ser na estrutura das comunidades e ecologia funcional (*framework species*) (ELLIOTT et al., 2003; FLORENTINE; WESTBROOKE, 2004; TUCKER; MURPHY, 1997). Bem como, no entendimento das regras de montagem – “*assembly rules*”, visando a complementar a compreensão da dinâmica das comunidades, e a partir dessa perspectiva obter assim resultados mais positivos (TEMPERSON; HOOPS, 2004).

A partir desse entendimento é possível, portanto, a utilização de um conjunto de espécies de modo a propiciar o mais rapidamente e com o mais baixo custo a ocupação

e colonização da área a ser restaurada. Nesse contexto, o sombreamento é um elemento a ser manejado para o controle da mato-competição, atividade que representa um porção significativa dos custos dos projetos de restauração (BALANDIER; FROCHOT; SOURISSEAU, 2009; FLORENTINE; WESTBROOKE, 2004; BRANCALION et al., 2009; WILLOUGHBY; JINKS, 2009). A cobertura poderia ainda criar condições específicas de luminosidade de umidade em nível local e possibilitar com isso a colonização por facilitação de espécies de grupos florísticos e faunísticos mais exigentes (LUGO, 1997; TUCKER; MURPHY, 1997). A cobertura cria um micro-habitat florestal, sendo determinante na continuidade dos processos de sucessão secundária (DE MELO; MIRANDA; DURIGAN, 2007, CHAZDON E URIARTE, 2016)

Porém, a rápida cobertura de uma área por uma população de plantas com baixa riqueza de espécies nem sempre garante a continuidade do processo de sucessão secundária. O conjunto de espécies e arranjo inicial deve possibilitar que a estruturação da floresta ocorra, caso as condições locais permitam. Vários trabalhos demonstram a limitada chegada de propágulos, e conseqüentemente do recrutamento nas áreas de restauração em países da América Latina (AIDE; CAVELIER, 1994; DE SOUZA; BATISTA, 2004; HOLL, 1999; HOOPER; LEGENDRE; CONDIT, 2005; RODRIGUES et al., 2009, RODRIGUES et al., 2011). Assim, o enriquecimento dessas áreas com o propósito de aumentar a riqueza de espécies, formas de vida e com o propósito de reconstruir e fortalecer processos ecológicos tem sido recomendados (SOUZA; DURIGAN, 2013).

Existe uma quantidade substancial de trabalhos que evidenciam uma relação direta do uso de elevada riqueza de espécies na restauração e os processos ambientais mantenedores dos ecossistemas (BRANCALION et al., 2010), contudo, também existem muitas pesquisas que indicam a diversidade funcional das espécies utilizadas nos projetos como o mais importante. Nessa vertente, traços funcionais das espécies passam a ser priorizados, como por exemplo, o crescimento de copa, a fixação biológica de nitrogênio, a atração a fauna, a retenção foliar, dentre outras que se somadas aos aspectos ambientais podem aumentar a efetividade da restauração

(BELLOTTO; GANDOLFI; RODRIGUES, 2009; ISERNHAGEN, 2015; LAMB; ERSKINE; PARROTTA, 2005; SUGANUMA; DURIGAN, 2015).

Para utilizar adequadamente, e conseqüentemente conservar a flora para atender questões ecológicas e econômicas em projetos de restauração ecológica, principalmente de Reserva Legal, ainda é preciso trilhar um longo caminho. Entender como essas espécies se relacionam na estruturação das comunidades de florestas tropicais demanda estudos de longa duração. As demandas técnico-científicas acerca da restauração de florestas tropicais tende a crescer, seja em função de incentivos e restrições legais ou mercado, assim, abre-se espaço para pesquisas e ações de restauração que busquem proporcionar, além de benefícios ecológicos, o retorno econômico de caráter complementar ao proprietário rural na restauração do passivo ambiental. Projetos de restauração de Reservas Legais funcionam como verdadeiros “laboratórios” ao ar livre para entender quais espécies nativas poderão ajudar a vencer o desafio da conciliação entre conservação e produção. Segundo Isernhagen (2015) a partir da observação de áreas naturais, e de projetos de restauração será possível, por exemplo, elencar espécies que poderão passar por melhoramentos silviculturais.

2.3 Filtro biológico por gramíneas exóticas invasoras

Ações de restauração de florestas tropicais podem apresentar demanda significativa de recursos, e muitas vezes ultrapassar o custo de R\$ 20.000,00/ha custeados normalmente por produtores rurais e empreendimentos agrícolas (BRANCALION et al., 2015). O maior dispêndio de recursos necessários acontece na fase de implantação, independente da técnica utilizada (BENINI et al., 2017). Na fase de manutenção, o controle de plantas competidoras em projetos de restauração de florestas tropicais se destaca na composição dos elevados custos dessa atividade, e chega a equivaler até 60% do total nos três primeiros anos, e podem ainda, em função de cada caso comprometer ainda mais o custo da restauração (RESENDE; LELES, 2017).

As gramíneas exóticas invasoras deslocam comunidades de plantas nativas e desafiam a restauração ecológica globalmente (POWELL et al., 2017). Elas competem com as espécies arbóreas pelo uso de recursos necessários à sua sobrevivência,

estabelecimento e crescimento, tais como água, nutrientes e luz, e devido a sua massa e volume, elas atuam como barreira para crescimento de raízes e da parte aérea das espécies arbóreas implantadas, bem como para o recrutamento e estabelecimento da regeneração natural nas áreas de restauração florestal (RESENDE; LELES, 2017).

No manejo adaptativo são prescritas e realizadas intervenções deliberadas no ecossistema durante sua trajetória, visando superar filtros ou barreiras que dificultem sua evolução rumo ao estado desejado (SOUZA; DURIGAN 2013). Assim, o controle e remoção de plantas exóticas invasoras inclui diversos métodos, entre os quais estão: corte, corte com aplicação de herbicida, corte seguido de queima e anelamento (RESENDE; LELES, 2017; TOREZAN; MANTOVANI, 2013). A escolha de cada método depende da espécie e do contexto da invasão, das dificuldades em controlar, do arcabouço legal sobre práticas de manejo dessas espécies e dos objetivos da restauração dessas áreas. O método escolhido também dependerá da meta estipulada para a ação, dos recursos financeiros e humanos disponíveis e do período em que a ação será realizada (ZENNI 2010).

O rápido sombreamento diminui os custos de manutenção com capinas e roçagens, contudo, o grande dilema na utilização desses produtos em função da possibilidade de contaminação do solo e da água, sendo necessários mais estudos (RODRIGUES et al., 2009). Segundo Resende e Leles (2017) o uso de herbicida apresenta o melhor desempenho para eliminar o capim, porém pode prejudicar os indivíduos de menor porte e regenerantes. Estudo conduzido por Brancalion et al., (2009) avaliou a seletividade de três diferentes herbicidas em espécies arbóreas nativas, e nas condições em que foram conduzidas a pesquisa os herbicidas não causaram a morte das mudas, porém todas apresentam sintomas de fitotoxicidade.

2.4 Silvicultura de espécies nativas para a Restauração Florestal

Em menos de um século, o Brasil avançou substancialmente rápido na silvicultura, em relação à tecnologia de espécies exóticas para múltiplos usos, destaque para espécies de *Eucalyptus*, *Corymbia* e *Pinus* tropicais. Tal situação proporcionou visibilidade e importância do setor de florestas plantadas do país (IBÁ 2017). No entanto, desde o descobrimento o Brasil chama atenção do mundo pela riqueza de

espécies da flora, e do potencial de uso dos recursos florestais madeireiros e não-madeireiros, tanto que o nome do país tem origem no Pau-brasil, uma espécie nativa da Mata Atlântica muito explorada. Porém, mesmo com essa importância e relação íntima com os recursos florestais do país, ainda são escassas as informações ecológicas, silviculturais e tecnológicas para a maioria das espécies arbóreas nativas (RIBEIRO et al., (2017) SELLE; VUEDEN 2010).

Para que se possam estabelecer plantações de espécies nativas para múltiplos usos e utiliza-las em estratégias de recomposição de Reserva Legal, são necessárias várias informações, tais como, a época e método de coleta de sementes e produção de mudas, implantação e condução, performance no campo e formas de exploração racional dessas florestas dentre outras. Existem publicações disponíveis que descrevem aspectos silviculturais das espécies nativas, destaque para Carvalho (2003), Carvalho (2006), Carvalho (2008) e Carvalho (2010) escritos com linguagem técnica e para público especializado ligado a Engenharia Florestal e áreas afins. Neles são apresentados um conjunto de informações por espécie, e que apesar do esforço, infelizmente a quantidade de espécies abordadas é baixa frente à riqueza das nossas formações florestais. Os trabalhos de Lorenzi (2002), (2008), (2009) e Lorenzi (2010) foram construídos para atender o público interessado em conhecer as espécies de árvores do Brasil, são ricamente ilustrados e a linguagem é de fácil entendimento para um público mais amplo. Mais recentemente, as informações sobre a silvicultura também tem sido veiculadas em guias, esses inicialmente se propõe a auxiliar na identificação de espécies, contudo, são normalmente regionais e apresentam diversas informações sobre a ecologia e silvicultura das espécies (CAMPOS-FILHO; SARTORELLI, 2015; CARRERO et al., 2014; SILVA JÚNIOR, 2005; SILVA JÚNIOR; PEREIRA, 2009).

A aptidão em relação ao sítio e elevada produtividade estão entre os principais critérios para a seleção de espécies para reflorestamento (LAMPRECHT, 1990). Para a região amazônica merecem destaque os vários ensaios comparativos de espécies a pleno sol e em condições de sombra parcial, visando a seleção de espécies nativas e exóticas para a região do Tapajós (PA), e os diversos ensaios realizados em Roraima (TONINI; ARCO-VERDE, 2005; TONINI; ARCO-VERDE; SÁ, 2005; TONINI;

OLIVEIRA JUNIOR; SCHWENGBER, 2008), bem como, estudos desenvolvidos em outras regiões da Amazônia e que retratam o crescimento de espécies do bioma em florestas nativas e em plantios (COLPINI et al., 2009; CORDEIRO et al., 2015; COSTA et al., 2009; MIRANDA; VALENTIM, 2000). Abaixo são descritos aspectos importantes de alguns desses estudos.

Segundo Tonini; Oliveira Junior e Schwengber (2008) um importante desafio para a pesquisa florestal na região amazônica é encontrar formas de reflorestar áreas degradadas com a utilização de um maior número de espécies nativas, e identificar entre as várias espécies tropicais comercialmente atrativas quais são as melhores adaptadas a plantios a pleno sol. Pode-se considerar que a escassez de informações silviculturais e ecológicas é comparativamente maior para a flora da região amazônica, devido a fatores como: dimensão, dificuldades e baixa quantidade de coletas botânicas, quantidade de universidades, centros de pesquisa e estudos ecológicos e silviculturais da flora. Existe toda uma perspectiva para atender a demanda em restauração florestal no bioma, pois, segundo Soares-filho et al. (2014) ele apresenta o maior passivo a ser restaurado, de modo a cumprir a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN), a Lei 12.651/2012. Esse destaque é devido às distinções existentes na figura da Reserva Legal, que chega a representar 80% da propriedade no território da Amazônia legal (METZGER, 2010). As diferentes condições edafoclimáticas da região amazônica e a baixa disponibilidade de sementes de boa qualidade são apontadas como dificuldades para o aumento da área reflorestada (TONINI; OLIVEIRA JUNIOR & SCHWENGBER 2008)

Deve-se acrescentar que dezenas de pesquisas foram e estão em andamento para diferentes espécies da flora amazônica e poderão contribuir para a restauração dos ecossistemas da Floresta Amazônica, bem como, em uma quantidade substancial de plantios consorciados de espécies nativas em Projetos de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD's) para a regularização de passivos ambientais foram efetuados. Assim a pesquisa com silvicultura de espécies nativas é um campo fértil de experimentação e desenvolvimento florestal no domínio amazônico. Além das pesquisas de cunho estritamente silvicultural e planejadas sob a ótica do melhoramento genético, por exemplo, em testes de espécies, procedência e progênies. A análise de

remanescentes de vegetação nativa conservados, as florestas secundárias em regeneração e os inúmeros projetos de restauração florestal no âmbito do licenciamento ambiental possibilitarão responder questões sobre as técnicas de restauração (regras de montagem, filtros ecológicos, diversidade funcional), bem como, será possível elencar espécies potenciais também para a produção madeireira e não madeireira.

2.5 Estudos sobre o crescimento de espécies nativas.

Existem espécies da flora nativa com destacado crescimento e comprovado potencial de produção madeireira e estoque de carbono em plantios florestais, contudo, ainda há aspectos que carecem de melhor compreensão no planejamento de plantios, por exemplo, a proteção dos plantios e seleção de materiais superiores para maximizar a capacidade de crescimento e produção das espécies (GAMA-RODRIGUES, et al. 2008). Para um reduzido grupo de espécies há experiências exitosas de plantios comerciais e de experimentação. Como por exemplo, para as espécies Andiroba (*Carapa guianensis* Aubl), Castanha-do-Brasil (*Bertholletia excelsa* Bonpl.), Ipê-roxo (*Handroanthus impetiginosus* (Mart ex. DC.) e Jatobá (*Hymenaea courbaril* L.) que foram caracterizados em plantios experimentais em Roraima, e demonstraram incrementos médios anuais superiores aqueles das árvores em florestas naturais (Tonini, Arco-Verde e Sá 2005).

Já o Paricá, cientificamente denominado de *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex Ducke) é a espécie florestal nativa mais plantada no Brasil (IBÁ, 2017). A árvore de grande porte e crescimento rápido ocorre nas matas conservadas e regeneração de terra-firme e várzea alta distribuída na maioria dos estados da região norte (Ducke, 1949; Rizzini, 1971). A espécie no sul da Amazônia, no centro norte de Mato Grosso, cresceu mais em diâmetro nos espaçamentos amplos e a biomassa total da parte aérea foi concentrada no tronco da árvore. As árvores da espécie cresceram mais em altura e apresentaram menor diâmetro em espaçamentos mais adensados, porém, foi elevado o índice de plantas danificadas pelos ventos (Rondon, 2002).

Em função do clima tropical a elevada sobrevivência e o crescimento rápido crescimento e estabelecimento são desejáveis, especialmente em matriz com uso da pecuária. Espécies do Brasil central foram investigadas por Melotto et al., (2009) e foram avaliadas aquelas com potencial de retorno econômico em áreas de pastagem. Das onze espécies estudadas apenas três apresentaram elevada sobrevivência e se destacaram quanto ao crescimento, foram elas: *Guazuma ulmifolia* (Mutamba), *Jacaranda decurrens* (Carobinha) e *Peltophorum dubium* (Canafístula). Já na Amazônia central brasileira as espécies *Acacia mangium* (Acácia mangium – exótica), *Dipteryx odorata* (Cumaru), *Jacaranda copaia* (Pará-pará), *Parkia decussata* (Faveira) e *Swietenia macrophylla* (Mogno) apresentaram taxa de sobrevivência aos quatro anos em torno de 80% na média, porém com destacada variação no crescimento. A espécie *J. copaia* apresentou a menor taxa de sobrevivência. As espécies *D. odorata*, *J. copaia* e *P. decussata* apresentaram maiores valores de Incremento Médio Anual (IMA), seguidos *A. mangium* e *S. macrophylla* que apresentaram menor desenvolvimento. A sobrevivência e o crescimento variam entre as espécies por diversos fatores; assim a indicação para estabelecimento em reflorestamentos requer uma análise criteriosa das espécies, de modo, a selecionar preferencialmente aquelas com melhor resposta à implantação e práticas silviculturais dispendidas.

Espécie característica da flora Amazônica, a castanheira-do-brasil (*Bertholletia excelsa*. Bonpl) desperta interesse da silvicultura pela qualidade da madeira e produção de castanhas. A espécie em Roraima apresentou distribuição das árvores aleatória e a densidade esteve entre 3,7 e 12,9 indivíduos por hectare, já o diâmetro apresentou maior variação (65,9–74,6 cm) do que a altura (39,7–40,3) e a variância média dos indivíduos não foi significativa (TONINI; COSTA; KAMINSKI, 2008). Resultado interessante obtido pelo estudo foi que, diferentemente das adultas, as árvores jovens demonstraram tendência ao agrupamento e que estas investem principalmente em altura para atingir as camadas superiores do dossel e obter mais luz. O conhecimento sobre as espécies nativas é de grande importância, uma vez que estudos sobre a idade, crescimento em diâmetro, altura e volume de árvores fornecem inúmeras informações, que podem ser usadas na orientação de arranjos produtivos de plantio, definição de ciclos de corte,

processos de desbastes e da estimativa dos cortes e dos volumes admissíveis para uma exploração sustentável (Figueiredo-Filho et al. 2017).

Mesmo com a notável carência sobre o crescimento para a ampla maioria da flora brasileira, nota-se que eles existem para algumas das importantes espécies da flora nativa. Tais estudos preferencialmente abordam aspectos como a sobrevivência, crescimento em altura e diâmetro. Mais recentemente surgiram estudos sobre o potencial de estoque de biomassa e carbono, porém ainda são escassos. Assim, assuntos como a avaliação do potencial de geração de renda, práticas de manejo, melhoramento, e potencial de estoque de carbono atmosférico ainda são negligenciados (RODRIGUES; BRANCALION; GANDOLFI, 2015).

2.6 Biomassa e carbono de florestas

O elemento químico carbono pode ser considerado o tijolo estrutural da vida, estando presente em todas as formas de vida conhecidas através de estruturas orgânicas (FRIEDEN 1972; ZUMDAHL et al., 2017). Ele representa cerca de 18% do corpo humano (FRIEDEN 1972; ZUMDAHL et al., 2017), de 50 a 58% da matéria orgânica dos solos (TRIVEDI et al., 2018) e 47,1% da biomassa de angiospermas tropicais (THOMAS; MARTIN 2012). O carbono também está presente em sua forma inorgânica dissolvido nos oceanos e rios, na atmosfera, em rochas com origem orgânica como o calcário, a dolomita e os mármore, e em combustíveis fósseis (ARCHER 2010; ZUMDAHL et al., 2017). Seu ciclo biogeoquímico compreende os organismos vivos, a atmosfera, os oceanos e a crosta terrestre, que interagem continuamente em diferentes escalas de tempo (ciclos geológico e biológico) (ARCHER 2010; KEENAN; WILLIAMS 2018). Na parte de seu ciclo biogeoquímico compreendida na escala de décadas (ciclo biológico), o carbono transita entre atmosfera, organismos vivos, o solo e os oceanos através de processos como fotossíntese, respiração e decomposição, estando intimamente associada a outros ciclos importantes como o hidrológico e o do oxigênio (ARCHER 2010; ZUMDAHL et al., 2017; KEENAN; WILLIAMS 2018). A Figura representa o ciclo do carbono.

No entanto, os padrões associados a este ciclo foram substancialmente modificados pelas atividades antrópicas realizadas desde o início do período industrial

no século XVIII, principalmente através da queima de combustíveis fósseis para fins industriais e do desflorestamento para extração de produtos florestais e para conversão de terras para outros usos (KEENAN; WILLIAMS 2018; MITCHARD 2018; LE QUÉRÉ et al., 2018).

Estima-se que a concentração de CO₂ na atmosfera tenha aumento de 277 ppm em 1750 (início da era industrial) para 409 ± 0,1 ppm em 2018, com este aumento sendo inicialmente causado por mudanças no uso da terra, que foram a fonte dominante até meados de 1950, quando as emissões por queima de combustível fóssil passaram a ter maior importância relativa (LE QUÉRÉ et al., 2018; DLUGOKENCKY; TANS 2019). Estas emissões de CO₂ vêm em uma tendência crescente desde a década de 1960 (quando as medições passaram a ter maior acurácia), crescendo de 3,1 ± 0,2 Gt C ano⁻¹ na década de 1960 para 9,4 ± 0,5 Gt C ano⁻¹ no período 2008-2017 (LE QUÉRÉ et al., 2018). Estas emissões se dividem entre os sumidouros terrestre, da atmosfera e dos oceanos, que também cresceram na sua quantidade de CO₂ estocada, com taxa de crescimento aumentando da década de 1960 para a década 2008-2017 de 1,7 ± 0,07 Gt C ano⁻¹ para 4,7 ± 0,02 Gt C ano⁻¹ na atmosfera (47,9 % do total de emissões); nos oceanos de 1 ± 0,5 Gt C ano⁻¹ para 2,4 ± 0,56 Gt C ano⁻¹ (25,5% do total); e no sumidouro terrestre de 1,2 ± 0,5 Gt C ano⁻¹ para 3,2 ± 0,7 Gt C ano⁻¹ (34,1 % do total) (LE QUÉRÉ et al., 2018).

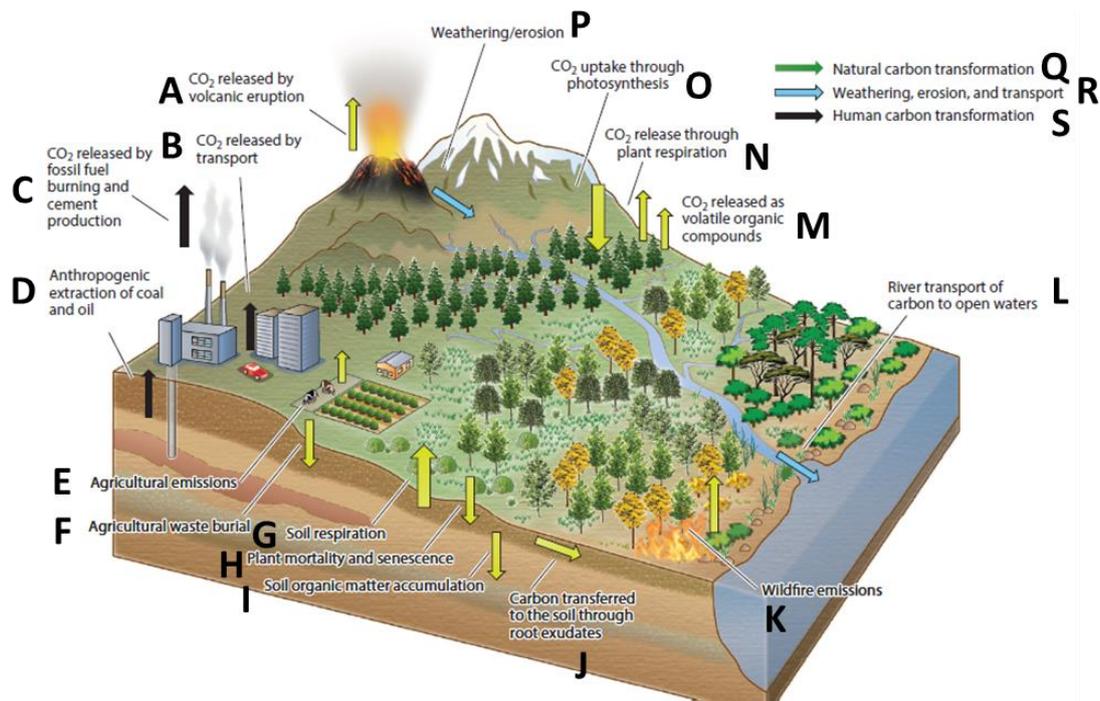


Figura 1: Esquema representando o ciclo do carbono no globo terrestre, com apresentação de fontes de emissão, sumidouros e movimentações de carbono entre elementos. Nota: A: CO₂ emitido por erupções vulcânicas; B: CO₂ emitido por veículos de transporte; C: CO₂ emitido por queima de combustíveis fósseis e produção de cimento; D: extração antropogênica de carvão e óleo; E: emissões oriundas da agricultura; F: enterro de resíduos agrícolas; G: respiração do solo; H: mortalidade e senescência de plantas ; I: acumulação de matéria orgânica nos solos; J: carbono transferido para o solo através de exsudatos das raízes; K: emissões por incêndios; L: transporte de carbono oriundo de rios para águas abertas; M: CO₂ emitido como compostos orgânicos voláteis; N: CO₂ emitido pela respiração de plantas; O: CO₂ estocado pela fotossíntese; P: intemperismo/erosão; Q: transformação natural do carbono; R: intemperismo, erosão e transporte; S: transformação antropogênica de carbono. Fonte: adaptado de Keenan e Williams (2018).

Os trópicos desempenham um papel particularmente importante no estoque de carbono terrestre, eles contêm mais de 40% do carbono terrestre do mundo (KEENAN; WILLIAMS 2018). As florestas tropicais perenes de folhas largas podem ter altas taxas de produtividade e grandes acumulações de carbono na biomassa vegetal

e nos solos. Eles podem, portanto, desempenhar um papel importante no ciclo global do carbono, influenciando as concentrações atmosféricas de CO₂ se o clima aquecer (KEENAN; WILLIAMS 2018; LE QUERE et al., 2018; MITCHARD et al., 2018)

O aumento da concentração de CO₂ na atmosfera tem consequências especiais para a temperatura global, através da potencialização da interceptação da radiação emitida pela terra e consequente obstrução da dissipação do calor terrestre para o espaço (ARCHER 2010; IPCC 2014; CLARK et al., 2016; KEENAN; WILLIAMS 2018). Esta obstrução é um importante serviço ecossistêmico e exerce uma função essencial na manutenção na vida terra, porém sua intensificação pode implicar aumento do calor retido na atmosfera, com aumentos na temperatura média do ar e dos oceanos, podendo assim afetar todo o sistema global em aspectos climáticos, geológicos e biológicos (ARCHER 2010; DAI 2011; IPCC 2014; CLARK et al., 2018; KEENAN; WILLIAMS 2018). Estudos têm apontado que um aquecimento global entre 1,5°C e 2° C em relação aos níveis pré-industriais até o final do século XXI, limite este estabelecido pelo Acordo de Paris (UNFCCC 2015), pode ter consequências sérias para os padrões climáticos, afetando a frequência, intensidade e duração de secas e de eventos climáticos extremos; para os níveis médios dos oceanos mediante o derretimento das geleiras, afetando a vida nas zonas costeiras; e para atividades produtivas industriais, agrícolas e comerciais que dependem essencialmente de recursos naturais; entre outras consequências (SOLOMON et al., 2009; Dai 2011; LAZRUS 2012; IPCC 2014; UNFCCC 2015; KRAAIJENBRINK et al., 2017; COHN et al., 2017; LEHNER et al., 2017; CARTER et al., 2018; CLARK et al., 2018; MITCHARD 2018; SAEED et al., 2018).

Dentro deste contexto, tem-se buscado construir conhecimento a respeito dos elementos principais do estoque de carbono global, bem como em como a capacidade de armazenamento pode ser potencializada nos sumidouros existentes (BIRDSEY; PAN, 2015; PAN et al., 2011). Por ser a porção do espaço no qual as atividades antrópicas são exercidas, onde as emissões de carbono ocorrem e onde medidas para aumento do potencial dos sumidouros podem ser mais bem implementadas, o sumidouro terrestre é o componente do balanço global de carbono que tem recebido a maior atenção últimos anos, embora não seja o de maior importância relativa no estoque (JANSSENS et al., 2005; HOUGHTON et al., 2012; SCURLOCK;

HALL, 1998; HOUGHTON et al., 1998; HOUGHTON, 2002; FATICHI et al., 2019; HAN et al., 2017).

Nas últimas décadas, as mudanças climáticas e, especialmente, o desmatamento das florestas tornaram a ideia de sequestro do carbono atmosférico mediante estocagem do carbono em florestas tropicais essencialmente importante para amenizar das mudanças climáticas globais. Devido a esse aspecto, pesquisas em andamento buscam entender o comportamento de acúmulo de biomassa nas árvores. Segundo Chave et al. (2005), a biomassa aérea de uma árvore com determinado diâmetro a 1,30m de altura do solo (Diâmetro a Altura do Peito – DAP) é proporcional ao produto da área basal da árvore, sua densidade específica do tronco e sua altura. Com base na necessidade de calcular estoque de carbono em florestas tropicais em função do armazenamento, Chave et al. (2014) propuseram que a precisão do mapeamento de carbono depende da disponibilidade de modelos alométricos confiáveis para inferir sobre biomassa das árvores acima do solo.

Assim, estes autores montaram um banco de dados de árvores de 58 locais e que abrange ampla gama de condições climáticas e tipo de vegetações (4004 árvores ≥ 5 cm de DAP). Assim foram desenvolvidos modelos a estimativa da biomassa para diversas localidades. As variáveis a serem utilizadas são o DAP, altura total, e a posição geográfica que serviram de base para determinar o parâmetro desejável (biomassa) por meio de novos dois modelos alométricos com e sem a informação de altura das árvores. Estes que devem contribuir para melhorar a precisão da quantificação de carbono em tipos de vegetações tropicais e para avançar na compreensão da arquitetura e evolução do desenvolvimento de plantas lenhosas (Chave et al., 2014).

O conhecimento preciso do teor de carbono (C) na madeira viva é essencial para a conversão de estimativas de biomassa florestal acima do solo (AGB) em estoques florestais. Thomas e Martin (2012) elaboraram uma pesquisa de avaliação do potencial e armazenamento de carbono florestal com base em estudos periódicos revisados que forneceram conteúdos de carbono (C) de madeira. Foram utilizadas as bases de dados *Web of Science*, *Web of Knowledge* e *Google Scholar* em que estes forneciam os nomes das espécies, diâmetro altura do peito (DAP) > 10 cm e altura. Para cada espécie, foi classificado o “tipo” como (1) angiospermas, ou (2) coníferas, e espécies registradas em

função da “proveniência” como (1) tropical, (2) subtropical / (3) temperado / boreal. Em seguida, as análises estatísticas foram processadas como primeira etapa para avaliar a variação do conteúdo de madeiras das espécies como função do “bioma” e “tipo” de espécie. Posteriormente, foram comparados os valores médios estimados de madeira (C) para os determinados grupos. Por fim, os cálculos executados demonstraram que em todos os biomas o conteúdo de madeira (C) variou entre as espécies em 10-15%, variando de 41,9 a 51,6% espécies tropicais, 45,7-60,7% em espécies subtropicais/mediterrânicas e 43,4-55,6% em espécies temperadas/boreais. Foi constatado que cada grupo possui uma proporção média de carbono presente no lenho e necessitam de constante específica para obter o estoque de carbono em cada conjunto.

A biomassa e estoque de carbono de diferentes espécies foi quantificada por Robortella et al., (2010), em plantios realizados pelo projeto Poço de Carbono Florestal Peugeot-ONF, uma iniciativa que visa sequestrar e estocar o carbono na vegetação executado na região noroeste do Mato Grosso, no sul da Amazônia. Foram estudadas as espécies: *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S. Grose, *Cedrela odorata* L., *Syzygium cumini*, *Schinus terebinthifolius*, *Ceiba speciosa*, *Handroanthus chrysotricha*. No geral, o trabalho gerou equações de biomassa que podem ser usados para essas espécies, bem como, preenche uma lacuna de informação científica sobre espécies nativas.

Já no domínio fitogeográfico Atlântico, Ribeiro et al., (2009b) quantificaram e analisaram o potencial de um fragmento de floresta estacional semidecidual, no município de Viçosa-MG considerado maduro em estocar biomassa e carbono. As estimativas se basearam na relação empírica entre biomassa e outras variáveis da árvore (DAP, altura total etc.), na estrutura paramétrica da floresta foram usadas 22 classes de diâmetro e amplitude de cinco centímetros. A investigação encontrou que a floresta obteve biomassa e carbono do fuste sem casca de 166,67 t. ha¹ e 83, 34t.ha¹. Esses resultados demonstram o potencial de produção primária da Mata Atlântica, e pode ser entendido como uma meta a ser estabelecida em ações de restauração florestal nesse domínio.

A importância de diferentes sistemas agroflorestais na minimização das mudanças climáticas, mediante o sequestro e estocagem de carbono foi estudada por Torres et al., (2014). A pesquisa foi desenvolvida por meio de análises de estudos

disponíveis em publicações científicas no Brasil. Como resposta, foi verificado que os sistemas apresentam uma alta variabilidade quanto a captura de CO₂ atmosférico e sua estocagem, e que o aumento na quantidade de indivíduos arbóreos e arbustivos propiciaram melhor desempenho quanto a prestação desse serviço ecossistêmico.

3 REFERÊNCIAS

AIDE, T. M.; CAVELIER, J. Barriers to Lowland Tropical Forest Restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. **Restoration Ecology**, v. 2, n. 4, p. 219–229, dez. 1994.

ARCHER, D. **The global carbon cycle**. Princeton University Press, 2010.

BALANDIER, P.; FROCHOT, H.; SOURISSEAU, A. Improvement of direct tree seeding with cover crops in afforestation: Microclimate and resource availability induced by vegetation composition. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 8, p. 1716–1724, 2009.

BELLOTTO, A.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Inserção do conceito de grupos funcionais na restauração, baseada no conhecimento da biologia das espécies. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Eds.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: Instituto Bioatlântica, 2009. p. 62–77.

Benini, R. M.; Lenti, F. E. B.; Tymus J. R. C.; Silva A. P. M.; Isernhagen, I. Custos de restauração da vegetação nativa no Brasil. In: **Economia da restauração florestal**. São Paulo: The Nature Conservancy, 2017. p 20-37.

Birdsey, R.; Pan, Y. Trends in management of the world's forests and impacts on carbon stocks. **Forest Ecology and Management**, 355, 83-90. 2015.

BRANCALION, P. H. S. et al. A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): Updates and ongoing initiatives. **Natureza e Conservacao**, v. 14, p. 1–15, 2016.

BRANCALION, P. H. S. et al. Biodiversity persistence in highly human- modified tropical landscapes depends on ecological restoration The relentless growth of human activities will continue to alter tropical forest landscapes at such. **Tropical Conservation Science**, v. 6, n. 6, p. 705–710, 2013b.

BRANCALION, P. H. S. et al. Cultural ecosystem services and popular perceptions of the benefits of an ecological restoration project in the Brazilian Atlantic Forest. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 1, p. 65–71, 2014.

BRANCALION, P. H. S. et al. Finding the money for tropical forest restoration. **Unasylva**, v. 63, n. 239, p. 41–50, 2012.

BRANCALION, P. H. S. et al. Legal instruments can enhance high-diversity tropical forest restoration. **Revista Arvore**, v. 34, n. 3, p. 455–470, 2010.

BRANCALION, P. H. S. et al. Restoration reserves as biodiversity safeguards in human-modified landscapes. **Natureza e Conservacao**, v. 11, n. 2, p. 186–190, 2013a.

BRANCALION, P. H. S.; et. al. Seletividade dos herbicidas setoxidim, isoxaflutol e bentazon a espécies arbóreas nativas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, vol.44, n.3, Brasília, 2009.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015. 431p.

BRASIL. **Decreto nº 8.972**, de 23 de janeiro de 2017. Institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. Diário Oficial da União, p. 7–8, 2017. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2017/decreto/D8972.htm. Acesso em: 01/2019.

BRASIL. **Lei nº 12.651**, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a lei de proteção da vegetação nativa. Diário Oficial da União, p. 1–32, 2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm. Acesso em: 01/2019.

BRASIL. **Lei nº 9.985**, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9985.htm. Acesso em: 01/2019.

BRITZ, R. M. DE. Aspectos ambientais a serem considerados na restauração da Floresta com Araucária no Estado do Paraná. **Pesquisa Florestal brasileira**, v. 55, n. 1, p. 37–43, 2007.

CAMPOS FILHO, E. M.; SARTORELLI, P. A. R. **Guia de árvores com valor econômico**. São Paulo: Agroicone, 2015.

CAMPOS-FILHO, E. M.; SARTORELLI, P. A. R. **Guia de identificação de espécies-chave para a restauração florestal na região de alto pires Mato Grosso**. São Paulo: The Nature Conservancy, 2015.

CARRERO, G. C. et al. **Árvores do Sul do Amazonas: guia de espécies de interesse econômico e ecológico**. Manaus: IDESAM, 2014.

CARTER, Colin et al. Identifying the Economic Impacts of Climate Change on Agriculture. **Annual Review of Resource Economics**, v. 10, p. 361-380, 2018.

- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília: Embrapa informações tecnológicas, 2003. v. 1. 1039p.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília: Embrapa informações tecnológicas, 2006. v. 2. 627p.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília: Embrapa informações tecnológicas, 2010. v. 4. 644p.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília: Embrapa informações tecnológicas, 2008. v. 3. 593p.
- CHAVE, J. et al. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, Oxford, v. 20, n. 10, p. 3177-3190, 2014.
- Chave, J. et al. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, 145(1), 87-99. 2005.
- Chazdon, R. L.; Uriarte, M. 2016. Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. **Biotropica** 48, 709–715. 2016. <https://doi.org/10.1111/btp.12409>.
- CLARK, Peter U. et al. Consequences of twenty-first-century policy for multi-millennial climate and sea-level change. **Nature climate change**, v. 6, n. 4, p. 360, 2016.
- Cohn, A. S. et al. Northrop Smallholder agriculture and climate change. **Ann. Rev. Envir. Res.**, v. 42, pp. 347-375. 2017.
- COLPINI, C. et al. Determinação do volume, do fator de forma e da porcentagem de casca de árvores individuais em uma Floresta Ombrófila Aberta na região noroeste de Mato Grosso. **Acta Amazonica**, v. 39, n. 1, p. 97–104, 2009.
- CORDEIRO, I. M. C. C. et al. Avaliação de plantios de paricá (*Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex ducke) barneby de diferentes idades e sistemas de cultivo no município de aurora do pará – PA (Brasil). **Ciencia Florestal**, v. 25, n. 3, p. 679–687, 2015.
- COSTA, J. R. et al. Aspectos silviculturais da castanha-do-brasil (*Bertholletia excelsa*) em sistemas agroflorestais na Amazônia Central systems in Central Amazonia. **Acta Amazonica**, v. 39, n. 4, p. 843–850, 2009.
- DAI, Aiguo. Drought under global warming: a review. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, v. 2, n. 1, p. 45-65, 2011.
- DAVIDE, A. C.; BOTELHO, S. A. **Fundamentos e métodos de restauração de ecossistemas florestais: 25 anos de experiência em matas ciliares**. Lavras: Editora UFLA, 635p. 2015.

DE MELO, A. C. G.; MIRANDA, D. L. C. DE; DURIGAN, G. Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no médio vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Revista Árvore**, v. 31, n. 2, p. 321–328, 2007.

DE SOUZA, F. M.; BATISTA, J. L. F. Restoration of seasonal semideciduous forests in Brazil: Influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v. 191, n. 1–3, p. 185–200, 2004.

Dlugokencky, E.; Tans, P.: **Trends in atmospheric carbon dioxide, National Oceanic & Atmospheric Administration, Earth System Research Laboratory (NOAA/ESRL)**, 2014. Disponível: <http://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/global.html>, Acessado: 03/2019.

Ducke, A. Notas adicionais às Leguminosas da Amazônia Brasileira. **Boletim Técnico do Instituto Agrônomo do Norte**, Belém 36, 45-75. 1949.

DURIGAN, G.; ENGEL, V. L. Restauração de ecossistemas no Brasil: onde estamos e para onde podemos ir? In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa: Editora UFV, 2012. p. 41–68.

ELLIOTT, S. et al. Selecting framework tree species for restoring seasonally dry tropical forests in northern Thailand based on field performance. **Forest Ecology and Management**, v. 184, n. 1–3, p. 177–191, 2003.

FARIA, J. M.; DAVIDE, A. C.; BOTELHO, S. A. Comportamento de espécies florestais em área degradada com duas adubações de plantio. **Cerne**, v. 3, n. 1, p. 1–20, 1997.

Fatichi, S. et al. Modelling carbon sources and sinks in terrestrial vegetation. **New Phytologist**, 221(2), 652-668. 2019.

FIGUEIREDO FILHO, Afonso et al. Crescimento e idade de espécies nativas regenerantes sob plantio de Araucaria angustifolia no Paraná. **Floresta e Ambiente**, v. 24, 2017.

FLORENTINE, S. K.; WESTBROOKE, M. E. Evaluation of alternative approaches to rainforest restoration on abandoned pasturelands in tropical North Queensland, Australia. **Land Degradation and Development**, v. 15, n. 1, p. 1–13, 2004.

FRIEDEN, E. The chemical elements of life. **Scientific American**, v. 227, n. 1, p. 52-64, 1972.

GAMA-RODRIGUES, A. C.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; BARROS, N. F.. Balanço de carbono e nutrientes em plantio puro e misto de espécies florestais nativas no sudeste da Bahia. **Revista brasileira de ciência do solo**, v. 32, n. 3, p. 1165-1179, 2008.

- Han, J. et al. A long-term analysis of urbanization process, landscape change, and carbon sources and sinks: A case study in China's Yangtze River Delta region. **Journal of cleaner production**, 141, 1040-1050. 2017.
- Holl, K. D. Factors Limiting Tropical Rain Forest Regeneration in Abandoned Pasture: Seed Rain, Seed Germination, Microclimate, and Soil 1. **Biotropica**, 31(2), 229-242. 1999.
- HOOPER, E.; LEGENDRE, P.; CONDIT, R. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. **Journal of Applied Ecology**, v. 42, n. 6, p. 1165–1174, 2005.
- Houghton, R. A. et al. Carbon emissions from land use and land-cover change. **Biogeosciences**, 9(12), 5125-5142. 2012.
- Houghton, R. A. Magnitude, distribution and causes of terrestrial carbon sinks and some implications for policy. **Climate Policy**, 2(1), 71-88. 2002.
- Houghton, R. A.; Davidson, E. A.; Woodwell, G. M. Missing sinks, feedbacks, and understanding the role of terrestrial ecosystems in the global carbon balance. **Global Biogeochemical Cycles**, 12(1), 25-34. 1998.
- IBÁ – INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES. **Relatório anual da IBÁ 2017**, ano base 2016. 77 p. Disponível em: <<http://www.iba.org>>. Acesso em: 12/03/2019.
- IPCC – Intergovernmental Panel On Climate Change. **Climate Change 2013: the physical science basis: Working Group I contribution to the Fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge University Press, London. 2014.
- ISERNHAGEN, I. et al. Diagnóstico ambiental das áreas a serem restauradas visando a definição de metodologias de restauração florestal. *In*: RODRIGUES, R. R.; ISERNHAGEN, I.; BRANCALION, P. H. S. (Eds.). **Pacto para restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**, 2009. p. 87-127.
- ISERNHAGEN, I. **Listagem florística de espécies arbóreas e arbustivas de Mato Grosso: um ponto de partida para projetos de restauração ecológica**. Documentos/Embrapa Agrossilvipastoril, p. 166, 2015.
- JANSSENS, I. A. et al. The carbon budget of terrestrial ecosystems at country-scale—a European case study. **Biogeosciences**, 2, 15-26. 2005.
- KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B.; OLIVEIRA, R. E. Biodiversidade e restauração da floresta tropical. *In*: KAGEYAMA, P. Y. et al. (Eds.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 29–48.

KEENAN, T. F.; WILLIAMS, C. A. The terrestrial carbon sink. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 43, p. 219-243, 2018.

KRAAIJENBRINK, P. D. A. et al. Impact of a global temperature rise of 1.5 degrees Celsius on Asia's glaciers. **Nature**, v. 549, n. 7671, p. 257, 2017.

LAMB, D.; ERSKINE, P.; PARROTTA, J. Restoration of Degraded Tropical Forest Landscapes. **Science**, v. 310, n. 5754, p. 1628–1632, 2005.

LAMPRECHT, H. **Silvicultura nos trópicos**. Berlim: GTZ, 1990.

LAZRUS, H. Sea change: island communities and climate change. **Annual Review of Anthropology**, v. 41, 2012.

LE QUÉRÉ, C. et al. **Global carbon budget 2018**. Earth System Science Data, v. 10, p. 2141-2194, 2018.

LEHNER, F. et al. Projected drought risk in 1.5 C and 2 C warmer climates. **Geophysical Research Letters**, v. 44, n. 14, p. 7419-7428, 2017.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2008. V1. 5ª ed. 354p.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2009. V3. 3ª ed. 384p.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2002. V2. 4ª ed. 352p.

LORENZI, H. **Flora brasileira: Arecaceae (palmeiras)**. Nova Odessa: Instituto Plantarum 2010. 384p.

LUGO, A. E. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. **Forest Ecology and Management**, v. 99, p. 9–19, 1997.

MELOTTO, Alex et al. Sobrevivência e crescimento inicial em campo de espécies florestais nativas do Brasil Central indicadas para sistemas silvipastoris. **Revista Árvore**, v. 33, n. 3, p. 425-432, 2009.

METZGER, J. P. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In: KAGEYAMA, P. Y. et al. (Eds.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 49–76.

METZGER, J. P. O Código Florestal tem base científica. **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 1, p. 92-99, 2010.

METZGER, J. P.; BRANCALION, P. H. S. Challenges and opportunities in applying a landscape ecology perspective in ecological restoration: A powerful approach to Shape Neolandscapes. **Natureza a Conservacao**, v. 11, n. 2, p. 103–107, 2013.

- MIRANDA, E. M. DE; VALENTIM, J. F. Desempenho de doze espécies arbóreas nativas e introduzidas com potencial de uso múltiplo no estado do Acre, Brasil. **Acta Amazônica**, v. 30, n. 3, p. 471–480, 2000.
- MITCHARD, E. T. A. The tropical forest carbon cycle and climate change. **Nature**, v. 559, n. 7715, p. 527, 2018.
- Nobre, A. D., 2014. **O futuro climático da Amazônia** - relatório de avaliação científica. Articulação Regional Amazônica – ARA. São José dos Campos: CPTEC/INPE <<http://www.socioambiental.org/sites/blog.socioambiental.org/files/futuro-climatico-daamazonia.pdf>>. (accessado 28/02/19)
- OLIVEIRA-FILHO, A. T. DE. Estudos ecológicos da vegetação como subsídio para programas de revegetação com espécies nativas: uma proposta metodologica. **Cerne**, v. 1, n. 1, p. 64–72, 1994.
- PAN, Y. et al. A large and persistent carbon sink in the world's forests. **Science**, 333(6045), 988-993. 2011.
- PAN, Y. et al. Monodispersed nickel phosphide nanocrystals with different phases: synthesis, characterization and electrocatalytic properties for hydrogen evolution. **Journal of Materials Chemistry A**, v. 3, n. 4, p. 1656-1665, 2015.
- POWELL K. B. et al. Toward Cost-Effective Restoration: Scaling up Restoration in Ecosystems Degraded by Nonnative Invasive Grass and Ungulates 1. **Pacific Science** 71(4): 479-494. 2017.
- RESENDE, A. S.; LELES, P. S. S. O problema do controle de plantas daninhas na restauração florestal. *In*: **Controle de plantas daninhas em restauração florestal**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, p. 13-27, 2017.
- Ribeiro, A.; Ferraz Filho, A. C.; Scolforo, J. R. S. O cultivo do mogno africano (*Khaya* spp.) e o crescimento da atividade no Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 24, p. 0-0, 2017.
- RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009a.
- RIBEIRO, S. C. et al. Quantificação de biomassa e estimativa de estoque de carbono em uma floresta madura no município de Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 33, n. 5, 2009b.
- Rizzini, C. T. **Árvores e madeiras úteis do Brasil**. São Paulo: EDUSP. 294 p. 1971.
- ROBORTELLA, H. S. **Equações de biomassa e estoques de carbono de seis espécies em plantios mistos no noroeste do Mato Grosso**. 2010. 71 p. Dissertação (Mestrado em Ciências de Florestas Tropicais) - Instituto Nacional de Pesquisas Da Amazônia, Manaus, 2010.

- RODRIGUES, R. R. et al. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1605–1613, 2011.
- RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242–1251, 2009.
- RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. **Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009.
- RONDON, E. V. Produção de biomassa e crescimento de árvores de *Schizolobium amazonicum* (Huber) Ducke sob diferentes espaçamentos na região de mata. **Revista Árvore**, v. 26, n. 5, p. 573-576, 2002.
- SAEED, Fahad et al. Robust changes in tropical rainy season length at 1.5° C and 2° C. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 6, p. 064024, 2018.
- Scurlock, J. M. O., & Hall, D. O. The global carbon sink: a grassland perspective. **Global Change Biology**, 4(2), 229-233. 1998.
- Selle, G. L., & Vuaden, E. Crescimento de seis espécies nativas na região central do estado do Rio Grande do Sul Growth of six native species in the central area of the state of Rio Grande do Sul. **Ambiência**, 6(1), 169-192. 2010.
- SER - SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL E POLICY WORKING GROUP. **The SER International Primer on Ecological Restoration**. www.ser.org e Tucson: Society for Ecological Restoration International. 2004.
- SILVA JÚNIOR, M. C. **100 Árvores do Cerrado: guia de campo**. Rede de Sementes do Cerrado. Brasília. 278p. 2005.
- SILVA JÚNIOR, M. C.; PEREIRA, B. A. S. + **100 Árvores do Cerrado – Matas de Galeria: guia de campo**. Rede de Sementes do Cerrado. Brasília. 288p. 2009.
- SOARES-FILHO, B. S. **Impacto da revisão do Código Florestal : como viabilizar o grande desafio adiante?** Desenvolvimento sustentável - subsecretaria/SAE, p. 28, 2013.
- Soares-Filho, B., Rajão, R., Macedo, M., Carneiro, A., Costa, W., Coe, M., ... & Alencar, A. Cracking Brazil's forest code. **Science**, 344(6182), 363-364. 2014.
- SOLOMON, Susan et al. Irreversible climate change due to carbon dioxide emissions. **Proceedings of the national academy of sciences**, v. 106, n. 6, p. 1704-1709, 2009.
- SOUZA, F. M.; DURIGAN, G. Enriquecimento de talhões puros de leucena com espécies nativas. In: DURIGAN, G.; RAMOS, V. S. **Manejo Adaptativo: primeiras**

experiências na restauração de ecossistemas. Páginas & Letras Editora e Gráfica, São Paulo – SP, 2013.p 19-22.

SUGANUMA, M. S.; DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 3, p. 238–251, 2015.

TEMPERSON, V. M.; HOOBS, R. J. The search for ecological assembly rules and its relevance to restoration ecology. In: TEMPERTON, V. . V. M. et al. (Eds.). . **Assembly rules and restoration ecology: bringing the gap between theory and practice.** Washington, D. C.: Island Press, 2004. p. 34–53.

THOMAS, S. C.; MARTIN, A. R. Carbon content of tree tissues: a synthesis. **Forests**, Oxford, v. 3, n. 2, p. 332-352, 2012.

TONINI, H.; ARCO-VERDE, M. F. Morfologia da copa para avaliar o espaço vital de quatro espécies nativas da Amazônia. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, n. 7, p. 633–638, jul. 2005.

TONINI, H.; ARCO-VERDE, M. F.; SÁ, S. P. P. DE. Dendrometria de espécies nativas em plantios homogêneos no estado de Roraima: andiroba (*Carapa guianensis* Aubl), castanha-do-Brasil (*Bertholletia excelsa* Bonpl.), ipê-roxo (*Tabebuia avellaneda* Lorentz ex Griseb) e jatobá (*Hymenaea courbaril* L.). **Acta Amazonica**, v. 35, n. 3, p. 353–362, 2005.

TONINI, H.; KAMINSKI, P. E.; COSTA, P. DA. Relação da produção de sementes de castanha-do-brasil com características morfométricas da copa e índices de competição. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, n. 1, p. 1509–1516, 2008.

TONINI, H.; OLIVEIRA JUNIOR, M. M. C. DE.; SCHWENGBER, D. Crescimento de espécies nativas da Amazônia submetidas ao plantio no estado de Roraima. **Ciencia Florestal**, v. 18, n. 2, p. 151–158, 2008.

TOREZAN, J. M. D.; MANTOVANI, M. C. Controle de gramíneas no sub-bosque de florestas em restauração. In: DURIGAN, G.; RAMOS, V.S. **Manejo Adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas.** Páginas & Letras Editora e Gráfica, São Paulo – SP, 2013. p 1-4.

TORRES, C. M. M. E. et al. Sistemas Agroflorestais no Brasil: uma abordagem sobre a estocagem de carbono. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 34, n. 79, p. 235-244, 2014.

TRIVEDI, P. SINGH, B. P.; SINGH, B. K. Soil Carbon: Introduction, Importance, Status, Threat, and Mitigation. In: **Soil Carbon Storage**. 2018. p. 1-28.

TUCKER, N. I. .; MURPHY, T. M. The effects of ecological rehabilitation on vegetation recruitment: some observations from the Wet Tropics of North Queensland. **Forest Ecology and Management**, v. 99, n. 1–2, p. 133–152, dez. 1997.

UNFCCC. (2015). **Paris Agreement** – Decision 1/CP.21 – Report of the Conference of the Parties on its twenty-first session, held in Paris from 30 November to 13 December 2015 Addendum Part two: Action taken by the Conference of the Parties at its twenty-first session. Bonn. Retrieved from <http://unfccc.int/resource/docs/2015/cop21/eng/10a01.pdf>

WILLOUGHBY, I.; JINKS, R. L. The effect of duration of vegetation management on broadleaved woodland creation by direct seeding. **Forestry**, v. 82, n. 3, p. 343–359, 2009.

ZENNI RD. 2010. Manejo de plantas exóticas invasoras em planos de restauração de ambientes naturais. **Mata Ciliar**, pp 17-22 .

ZUMDAHL, S. S.; ZUMDAHL, S. A.; DECOSTE, D. J.; **Chemistry** 10th Edition). Cengage Learning. 900 pp, 2017.

SEGUNDA PARTE – ARTIGOS CIENTÍFICOS

MANUSCRITO 1: Decisões silviculturais impulsionam a relação carbono-diversidade em áreas de restauração na Amazônia

Juliano de P. dos Santos^{a,b,c*}, Cléber Rodrigo de Souza^d, Julia Mara Silva^a, Soraya Alvarenga Botelho^a

^a Laboratório de Silvicultura e Restauração Florestal (LASERF), Departamento de Ciências Florestais, Universidade Federal de Lavras. Campus Universitário, Caixa Postal 3037, Lavras, MG CEP 37200-000, Brazil

^b Address correspondence to J. P. Santos, e-mail juliano_engflorestal@yahoo.com.br

^c Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais, Campus Sinop, Universidade Federal de Mato Grosso. Avenue Alexandre Ferronato, n.º 1.200, Sinop, MT CEP 78557-287, Brazil

^d Laboratório de Fitogeografia e Ecologia Evolutiva, Departamento de Ciências Florestais, Universidade Federal de Lavras. Campus Universitário, Caixa Postal 3037, Lavras, MG CEP 37200-000, Brazil

* Corresponding author

E-mail addresses: juliano_engflorestal@yahoo.com.br, crdesouza@hotmail.com, julhams@hotmail.com, sbotelho@dcf.ufla.br,

Destaques - Highlights

- Arranjo com maior quantidade de indivíduos de *Tectona grandis* aumentou o estoque de carbono nas áreas e diminuiu o ganho de espécies da regeneração natural.
- O aumento no espaçamento compensou as elevadas proporções da espécie exótica na promoção da riqueza de espécies da regeneração natural.
- Ganho de espécies e estoque de carbono parecidos podem ser obtidos nos pontos ótimos em diferentes espaçamentos e proporção de teca.
- O planejamento condiciona o sucesso e alcance tanto da conservação da biodiversidade quanto dos benefícios econômicos da restauração florestal com geração de renda.

Resumo

A construção de conhecimento associada à restauração se apresenta como uma demanda urgente para a efetividade do processo nos âmbitos ecológicos e econômicos. Assim, nós avaliamos como decisões silviculturais associadas ao planejamento de projetos de restauração podem influenciar no acúmulo de carbono e no ganho de espécies em projetos de restauração de florestas na Amazônia. Nós avaliamos 46 parcelas em quatro áreas de plantio consorciado, no projeto “Poço de Carbono Peugeot ONF (PCFPO)”. Nós coletamos informações em nível de indivíduo (identificação botânica, altura, diâmetro) das espécies plantadas, e da regeneração sob essas áreas em parcelas do projeto. Analisamos como a riqueza, espaçamento de plantio e proporção de espécie exótica influenciam no estoque de carbono (CO₂) do componente arbóreo e ganho de espécies da regeneração após 17 anos de plantio, bem como, avaliamos ainda os pontos ótimos de potencialização das duas variáveis de interesse em cada espaçamento. Nós encontramos que o uso de *Tectona grandis* e o aumento da proporção da espécie no consórcio incrementa o estoque de carbono, contudo, para o ganho de espécies acontece o inverso, e diminui nas maiores proporções. Para o espaçamento, os locais mais adensados estocaram mais carbono e recrutaram menor riqueza, enquanto a ampliação do espaçamento resultou em diminuição da estocagem e maior incremento de espécies. *Schizolobium parahyba* var *amazonicum*, espécie nativa da região individualmente estocou quatro vezes mais carbono que a exótica. A utilização de espécies exóticas pode trazer benefícios diretos em função do carbono acumulado, e possíveis benefícios econômicos a partir da exploração, porém, a espécie exótica avaliada em nosso estudo afetou negativamente a regeneração natural, quando em proporções elevadas e nos menores espaçamentos.

Palavras-chave: Mudança climática; Restauração florestal; Floresta Amazônica; Poço de Carbono; Biomassa Acima do Solo.

Introdução

É uma preocupação mundial o excesso de emissões de CO₂ e seus efeitos sobre o aquecimento global. A principal fonte de mudança climática global são as alterações induzidas pelo homem na composição atmosférica (Karl e Trenberth, 2003; Le Quéré et al., 2018; Mitchard et al., 2018). Os trópicos desempenham um papel particularmente importante nos estoques de carbono, pois contém mais de 40% do carbono terrestre do mundo (Keenan e Williams, 2018; Mitchard et al., 2018). O sumidouro de carbono terrestre tem sido grande nas últimas décadas, mas seu tamanho e localização permanecem incertos (Pan et al., 2011). As florestas tropicais perenes de folhas largas podem ter altas taxas de produtividade e grandes acumulações de carbono na biomassa vegetal e nos solos. Eles podem, portanto, desempenhar um papel importante no ciclo global do carbono, influenciando as concentrações atmosféricas de CO₂ se o clima aquecer (Raich et al., 2006; Houghton et al., 2015; Mitchard et al., 2018).

As florestas tropicais contêm uma enorme diversidade de espécies de árvores de madeira dura e são importantes para o sequestro de carbono, porque elas normalmente têm altos teores de carbono - uma média de pouco mais de 270 toneladas por hectare (Popo-Ola et al. 2012; Thomas e Martin 2012; Le Quéré et al., 2018; Mitchard et al., 2018). Além de atuarem como sumidouro de carbono e de auxiliarem no enfrentamento às mudanças climáticas globais, Segundo Nobre (2014) as florestas tropicais auxiliam na regulação climática onde ocorrem e em outras regiões adjacentes, especialmente das chuvas em regiões subtropicais. Elas prestam ainda outros serviços igualmente importantes como a polinização de culturas, fármacos, melhoria da qualidade e quantidade de água, abrigo para a fauna silvestre (Isbell et al., 2017; Isbell et al., 2018; Watson et al., 2018). Apesar das contribuições significativas das florestas tropicais para o bem-estar do mundo em termos de economia, e de meio ambiente, essas florestas estão “morrendo” sem nenhuma ação corretiva visível sendo tomada (Momodu et al., 2011; Popo-Ola et al., 2012).

Governos e tomadores de decisão ao redor do mundo tem enxergado na restauração uma importante ferramenta para o enfrentamento às mudanças climáticas, e iniciativas têm procurado promover ações globais de restauração florestal, como o "Bonn Challenge" de 2011, e que objetiva restaurar 150 milhões de hectares até 2020 (BONN CHALLENGE, 2019); a Declaração de Nova York com o compromisso de restaurar 200 milhões de hectares (ONU, 2019); e exemplos continentais como a Iniciativa 20 x 20 dos países da América Latina que pretende restaurar 20 milhões de hectares até 2020 (WRI, 2019). Para enfrentar os desafios do mundo moderno e aliar benefícios mútuos, a conservação e a restauração devem se basear em seus pontos fortes complementares, a conservação ajudando a restauração a enquadrar objetivos mais amplos e a restauração ajudando a conservação a alcançar seus objetivos (Wiens e Hobbs, 2015).

As estimativas globais da área total degradada variam de menos de 1 bilhão de ha a mais de 6 bilhões de ha, com desacordo igualmente amplo em sua distribuição espacial (Gibbs e Salmon, 2015). O Brasil atuou como liderança nas negociações da Convenção Quadro da ONU sobre Mudanças de Clima e do Protocolo de Quioto, os dois principais instrumentos jurídicos que formam o regime global de mudanças climáticas (Born et al., 2007). No país estima-se o passivo ambiental em áreas degradadas em aproximadamente 21 milhões de hectares, em áreas legalmente protegidas (Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal (RL)), e que necessitam de restauração. Destaque para a Mata Atlântica, borda da Amazônia e porção sul do bioma cerrado, pois, concentram a maioria das áreas (Soares-Filho et al., 2014).

As florestas tropicais do Brasil são importantes globalmente, especialmente a Amazônia, a maior floresta tropical do mundo. O país tem se destacado em relação a metas para cumprimento de acordos internacionais dos quais é signatário, especialmente aqueles assumidos na 15ª Convenção das Partes, o Acordo de Paris. Após intenso e caloroso debate, em 2012, o arcabouço legal do país sobre a proteção da vegetação nativa foi revisto e atualizado, e conseqüentemente foi instituída a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (PROVEG) através do Decreto Nº 8.972, de 23 de janeiro de 2017 (BRASIL, 2017) e outros instrumentos de gestão. Todo esse cenário culminou em um ambiente favorável, e o país se comprometeu a recuperar 12 milhões de hectares de vegetação nativa nos próximos 20 anos (Brancaion et al., 2016). A restauração florestal ganhou destaque, e passou a ser analisada sob um viés mais amplo, e nesse contexto aspectos como capacitação, geração de emprego e renda, incentivos financeiros, mercados, boas práticas agropecuárias e outras medidas necessárias para dar ganho de escala na atividade passaram a ser fomentados (BenDor et al., 2015; Brancaion et al., 2016; PLANAVEG, 2017). Trata-se de um cenário e contexto ambiental único na América latina, pois, ao contrário do setor agrícola pelo qual o país e muito conhecido, o setor ambiental nunca contou com programas e políticas de incentivos, sobretudo financeiros no país (Brancaion et al., 2016). Porém, o sucesso de dessas iniciativas, e do estado atual vivenciado dependerá de continuidade de políticas públicas e investimentos, e especial atenção na restauração florestal, bem como, de arranjo multisetorial envolvendo toda a sociedade.

As áreas protegidas enquadradas como Reserva Legal (RL) devem ser mantidas com vegetação natural em cada propriedade e podem ser manejadas. A proporção de área de RL varia no país, e a maior proporção deve ser mantida em grande parte da região norte, na região denominada de Amazônia Legal, em que o percentual de RL na propriedade é de até 80%. Essas áreas devem ser recompostas em caso de desmatamento e degradação (Brasil, 2012). De acordo com Brancaion et al., (2016) nas RLs há possibilidade de estabelecimento de consórcios altamente rentáveis de espécies nativas com espécies exóticas. Dessa forma, os custos da recuperação certamente serão

muito inferiores. O autor argumenta também sobre a importância na redução desses custos por meio de assistência técnica adequada aos produtores rurais, do desenvolvimento de novas tecnologias e da desoneração fiscal da cadeia de ações de restauração.

Há grandes lacunas tecnológicas para implantação e manutenção de RLs, como potencial de produção de produtos florestais madeireiros e não madeireiros, a carência de informações silviculturais de espécies nativas, de modo a subsidiar a escolha mais adequada de acordo com o objetivo, a aquisição de sementes e mudas, adubação, manejo de pragas e plantas invasoras, entre outras. Aspectos como estocagem de biomassa, carbono e outros serviços ambientais prestados pela vegetação nativa e com potencial de geração de renda também são deficientes. Somada a carência de assistência técnica capacitada para repassar conhecimentos específicos aos produtores rurais (Brançalion et al., 2016).

O setor florestal também é um dos principais contribuintes para as emissões de gases de efeito estufa e para o sequestro de carbono (Le Quere et al., 2018). A consequência do manejo inadequado do papel duplo das florestas tropicais é parcialmente sentida pelo nível de problemas ambientais associados, particularmente o desmatamento. Portanto, sustentar a capacidade de nossa floresta tropical de sequestrar carbono deve ser nossa prioridade contra todas as probabilidades.

Ações práticas e projetos foram desenhados para estocar o carbono em plantações florestais, bem como, estudos estão surgindo com o intuito de entender o comportamento do acúmulo de biomassa e carbono das fisionomias e das árvores nas regiões tropicais (Pan et al., 2011; Sullivan et al., 2017; Van der Sande et al., 2017; Bonini et al., 2018; Ferreira et al., 2018; Mitchard et al., 2018; Pyles et al., 2018; Hubau et al., 2019; Assis et al., 2019). Contudo, ainda são incipientes estudos que relacionam o estoque de carbono e o “retorno” da diversidade em áreas de restauração florestal. Nossas áreas de estudo estão localizadas na borda sul da floresta Amazônica, na região denominada de arco do desmatamento e compõe o projeto Poço de Carbono Florestal Peugeot ONF (PCFPO). Uma iniciativa única que reflorestou mais de 2000 hectares de área e utilizou uma elevada riqueza de espécies arbóreas nativas, dentre essas muitas tem aproveitamento madeireiro consagrado na região, bem como, contemplou ainda o consórcio de espécies exóticas com as nativas, possibilidade essa regulamentada pelo governo brasileiro. Assim, nós avaliamos como decisões silviculturais associadas à implantação de projetos de restauração podem influenciar no acúmulo de carbono, e no ganho de espécies em projetos de restauração de florestas na Amazônia. Nós utilizamos as variáveis estoque de carbono do componente arbóreo e ganho de espécies da regeneração (espécies presentes atualmente que não foram implantadas) para nossas análises e inferências, avaliando como decisões da implantação podem influenciar o resultado obtido para cada uma das variáveis após 17 anos. Buscamos ainda avaliar

cenários de potencialização mútua das duas variáveis, avaliando sua efetividade e seus resultados para cada aspecto estudado.

Material e métodos

Área de estudo

Localizada no noroeste de Mato Grosso, no extremo sul da floresta amazônica, a Fazenda São Nicolau é um laboratório para ecologia e restauração florestal, existem vários cenários possíveis e pesquisas nas áreas de conservação, regeneração, e restauração de florestas tropicais no local (Silveira et al., 2017). A propriedade é a sede do Projeto Poço de Carbono Florestal Peugeot-ONF (PCFPO). Iniciada em 1998, a ação reflorestou e administra mais de 2000 hectares de áreas de restauração florestal, com o objetivo de sequestrar e armazenar o carbono atmosférico responsável pelas mudanças climáticas (Arruda et al., 2010). Localiza-se na margem esquerda do Rio Juruena, que, com o rio Teles Pires, forma o Rio Tapajós, um dos maiores afluentes do Rio Amazonas, como mostra a figura 1. A região está inserida no domínio biogeográfico da Amazônia, onde são comuns as florestas tropicais de terra firme e de terras baixas, também são expressivas as áreas com florestas estacionais nas porções mais elevadas da paisagem (Borges et al., 2014; IBGE, 2012).

O clima da região é tropical, quente e úmido, com temperatura média de 24 ° C e umidade relativa em torno de 80% (Vourlitis et al., 2002; Souza et al., 2013). Localizada no sul da Amazônia, em regiões com maior índice pluviométrico, as médias anuais na região variam de 2.000 a 2.500mm. Na fazenda a média anual é de 2034 mm, com uma estação seca de abril a setembro e uma chuvosa de outubro a março (Noronha et al., 2015). Os solos predominantes são Argissolos Vermelhos Amarelos Distróficos caracterizados por saturação por bases <50% (dos Santos et al., 2018).

Os plantios foram iniciados em 1999, e continuaram anualmente, nos meses chuvosos, até 2004. Para operacionalizar os plantios a fazenda foi dividida em talhões com diferentes dimensões. No total são 112 talhões de plantio. Foram realizados replantio até o último ano do reflorestamento. Em todos os talhões o método de regeneração contou com o plantio de muda em área total, ou de enriquecimento nas situações de maior expressão da regeneração natural.

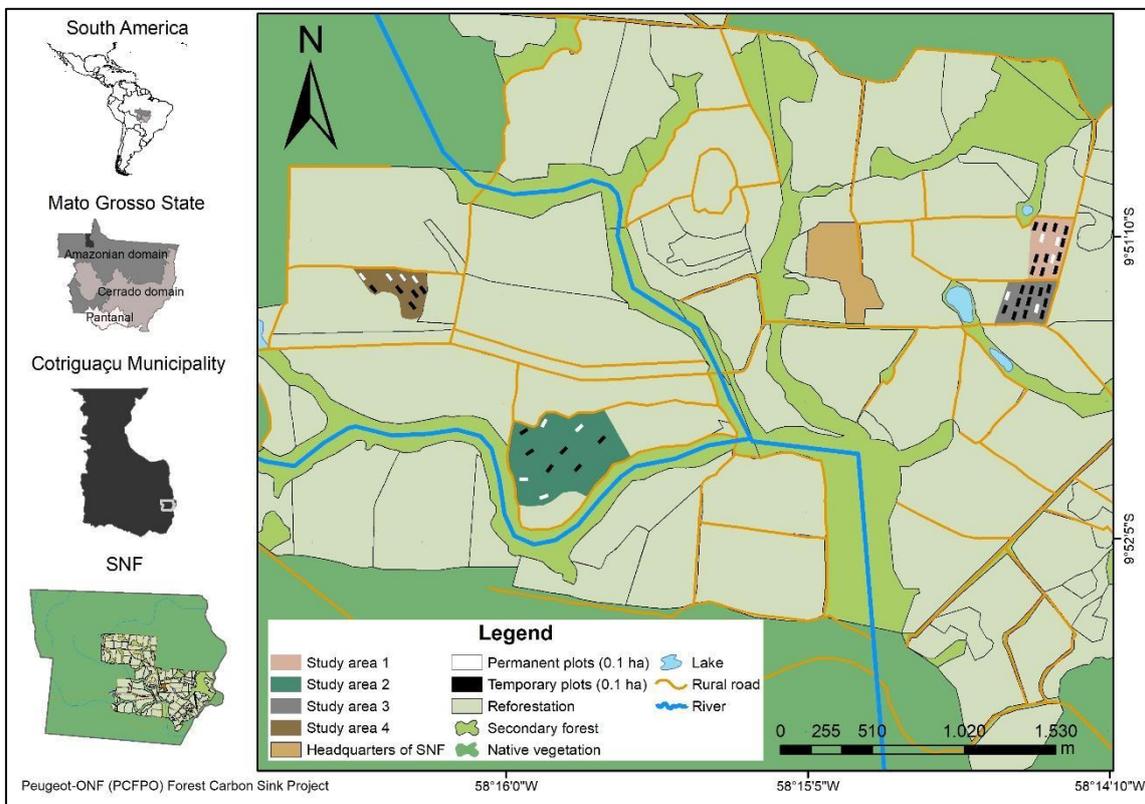


Figura 1. Localização da Fazenda São Nicolau em Cotriguaçu, Mato Grosso, Brasil. As áreas estudadas no projeto “Poço de Carbono Florestal Peugeot-ONF (PCFPO)”, destaque para as parcelas permanentes e temporárias avaliadas.

Após um esforço intensivo e dinâmico de implantação, os reflorestamentos resultaram em plantios puros e consórcios de espécies, bem como uma gama de espaçamentos foram utilizados, técnicas silviculturais de plantio, manutenção inicial e manejo. Com exceção da Teca (*Tectona grandis* L.) e Jambolão (*Syzygium cumini* (L.) Skeels), as demais espécies utilizadas são nativas regionais. Para estimativa e verificação do carbono estocado nas áreas um inventário florestal é realizado anualmente. As avaliações são em parcelas permanentes retangulares alocadas em todas as áreas reflorestadas.

Devido à heterogeneidade de condições observadas nos reflorestamentos, e da extensão dos plantios nós visitamos todas as áreas entre junho e julho de 2016 durante o Inventário Florestal Contínuo executado anualmente pelo projeto, e a partir dessa vivência selecionamos quatro talhões para a realização da pesquisa. Os locais foram escolhidos em função da composição de espécies nos consórcios, e do potencial madeireiro das mesmas. Nós também observamos a homogeneidade no arranjo de plantio, sobrevivência e condições de acesso aos locais. As áreas escolhidas estão caracterizadas na tabela 1.

Tabela 1: Caracterização das quatro áreas de estudo. s1 = Riqueza de espécies implantada; % médio de exótica = proporção média de indivíduos de exótica implantados (*Tectona grandis*) aos 17 anos.

Informação	Áreas de estudo - AE			
	1	2	3	4
Tamanho (hectare)	8,7	26,4	6,04	6,7
Espaçamento	5x4 (20m ²)	3x2 (6m ²)	3x2 (6m ²)	3x3 (9m ²)
s1	9 spp.	5 spp.	8 spp.	7 spp.
Nº de parcelas	14	10	13	9
% médio de exótica	47.2%	0%	54.3%	14.0%

Amostragem e coleta de dados

A campanha de campo para coleta dos dados foi entre setembro e novembro de 2017. A amostragem foi sistemática em parcelas retangulares de 20x50m (1000m²). Utilizamos dados oriundos das parcelas permanentes do Inventário Florestal Contínuo realizado anualmente pelo PCFPO no ano de 2017. Nós complementamos a amostragem com parcelas temporárias de mesma dimensão, e que foram distribuídas sistematicamente na área. A complementação da amostragem foi necessária para melhor representação espacial das comunidades avaliadas, e proporcionar suficiência amostral avaliada segundo Scolforo e Melo (1997). Nós avaliamos 14 parcelas no local 1, 10 parcelas no local 2, 13 parcelas no local 3 e 9 parcelas no local 4, totalizando 46 parcelas, cada parcela com 1000 m² (C1). Na figura 2 estão apresentadas as áreas estudadas e parcelas avaliadas.

Em cada parcela foi marcada e avaliada uma sub-parcela de 100 m² (C2) e outra de 4 m² (C3). No total foram nós avaliamos 4,6 hectares de área. A parcela (C1) corresponde ao compartimento arbóreo, e nele foram avaliados os indivíduos das espécies plantados nas áreas no início do projeto. As sub-parcelas (C2 e C3) abrigam os estratos da regeneração natural e foram alocadas dentro de C1 conforme ilustra a figura 2, nesses compartimentos todos os indivíduos dentro do critério de inclusão utilizado foram marcados e identificados. Nós usamos a altura como critério para a marcação e avaliação das plantas recrutadas por subunidade amostral. Em C2 foram avaliados todos os indivíduos com altura superior a 1,30m de altura total, e em C3 foram identificadas, marcadas e avaliadas todas as plantas com estatura entre 0,10 e 1,29cm de altura. Em C2 além da altura também foi mensurada a circunferência do fuste a altura do peito (CAP), que posteriormente foi transformada em diâmetro. Foi utilizado hipsômetro e régua telescópica graduada de sete metros para mensuração da altura, já a circunferência foi obtida com fita métrica.

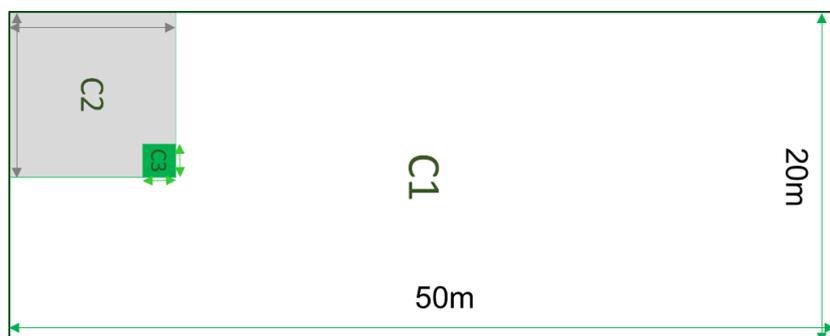


Figura 2: Esquema das parcelas amostradas, em que o retângulo representa o compartimento C1, onde amostramos o estrato arbóreo. Os quadrados são iguais às sub-parcelas onde avaliamos o estrato em regeneração.

A identificação das espécies foi realizada em campo por especialistas. O material coletado foi conduzido ao Laboratório de Estudos em Silvicultura e Restauração Florestal, na Universidade Federal de Lavras (LASERF/UFLA), onde as exsiccatas foram preparadas, e depositadas no Herbário ESAL/UFLA.

Análise de dados

De posse dos dados referentes ao inventário do compartimento arbóreo e dos compartimentos regenerantes, obtivemos as variáveis resposta Estoque de Carbono (ton.) e Ganho de espécies por parcela nos talhões. Para a obtenção do estoque de carbono, inicialmente calculamos a Biomassa acima do solo (Above-Ground Biomass) (ton) através da função *computeAGB* do pacote *Biomass* (Rejou-Mechain et al., 2017), utilizando a equação pantropical de Chave et al., (2014). Estes valores foram em seguida multiplicados pela constante 0.471 proposto por Thomas e Martin (2012) como sendo a concentração de carbono em tecidos de angiospermas tropicais, para assim obter o estoque de carbono para cada parcela. Os dados de biomassa e estoque de carbono foram também quantificados por espécie com o objetivo de avaliar o seu sucesso relativo na restauração. Considerando que as diferentes espécies apresentam diferentes quantidades de indivíduos implantados, avaliamos o potencial de sucesso na estocagem de carbono através do valor médio de estoque de carbono por indivíduo. O ganho de espécies foi obtido através da quantificação do número de espécies presentes nos dois compartimentos regenerantes (C2+C3), subtraindo o valor relativo ao número de espécies introduzidas na implantação do compartimento arbóreo (C1). As variáveis explicativas referentes à implantação da floresta são: i) Arranjo das árvores nas linhas de plantio, que pode ser 3x2 m, 3x3 m ou 5x4 m; ii) Proporção de exótica implantada, que se refere à proporção de indivíduos da espécie *Tectona grandis* L.f. em relação ao total de indivíduos vivos de todas as espécies presentes em cada parcela; iii) Número de espécies implantadas no compartimento arbóreo em cada parcela.

Para avaliar a influência das decisões silviculturais, realizamos Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM) para cada uma das variáveis resposta (estoque de carbono e ganho de espécies) em função das três variáveis explicativas, utilizando talhão como fator aleatório para lidar com pseudoreplicação espacial, no molde: $y \sim \text{arranjo} + \% \text{exótica} + \text{número de espécies implantadas} + (1 | \text{talhão})$. Todas as variáveis contínuas (explanatórias) foram escalonadas e centralizadas com médias iguais a zero, com o objetivo de evitar problemas de ajuste. Para cada uma das variáveis resposta, obtivemos submodelos do modelo global através a função *dredge*, cujo resultado foi submetido a uma inferência multi-modelos (“*Multi-Model Inference*”) (Burnham et al., 2011), através da função “*model.avg*” do pacote “*MuMIn*” (Bartón, 2017) para captar a incerteza dos efeitos de todos os preditores nas variáveis respostas. A seleção dos modelos se baseou no Critério de Informação de Akaike de segunda ordem (AICc, indicado para pequeno tamanho de amostras), em que o melhor modelo é o de menor AICc (Burnham et al., 2011), sendo selecionados os submodelos com $\Delta \text{AICc} \leq 2$ (Burnham et al., 2011), para então serem calculadas as médias dos coeficientes e obtidos os valores de significância. Para as duas variáveis resposta foram usadas a família de distribuição de resíduos gaussian com função de ligação identity, atendendo os critérios de normalidade dos resíduos (teste por Shapiro-Wilk) e ausência de autocorrelação espacial nos modelos globais pela função *correlog* do pacote *ncf* (Bjørnstad, 2008).

Com base nos resultados obtidos, avaliamos as diferenças entre espaçamentos com relação ao estoque de Carbono e Ganho de espécies através comparações par-a-par das categorias pela função “*lsmeans*” do pacote “*lsmeans*” nos modelos de melhor ajuste (Lenth 2016). Em seguida, exploramos como o estoque de carbono e o ganho de espécies se relacionam em função da proporção de exótica, para cada um dos espaçamentos estudados. Para isso, escalonamos as duas variáveis com centralização em média zero para tornar os coeficientes comparáveis, plotamos as retas obtidas no resultado do GLMM para cada variável resposta em função do espaçamento e da proporção de exóticas; e identificamos através da função *locator* o possível ponto em que ocorre o cruzamento das retas de estoque de carbono e ganho de espécies. Como as duas variáveis respostas estão escalonadas com média igual a zero, o possível ponto de encontro entre elas representa o ponto crítico para a proporção de exóticas em um determinado espaçamento, em que se tem as duas variáveis maximizadas mutuamente. Para cada ponto crítico, quantificamos ainda a quantidade de CO₂ equivalente através da multiplicação da Biomassa acima do solo daquele ponto por um fator de correção (3,67) (Ninan e Kontoleon, 2016). Com base nesta quantidade de CO₂ equivalente, estimamos o valor de mercado dos potenciais créditos de carbono em cada ponto crítico, utilizando a cotação do carbono no mercado futuro para o mês de março de 2019 (€ 20,64), obtido no portal Investing (Investing, 2018) e o valor de câmbio do euro em 23/03/2019 (€ 1,00 = R\$ 4,42). Todas as análises foram realizadas no programa R v. 3.5.1 (2018).

Resultados

No geral, encontramos uma biomassa acima do solo total de 240.33 ton/ha, referentes a um estoque de carbono de 113.19 ton. C/ha após 17 anos de implantação da floresta, referentes aos indivíduos vivos de 14 espécies arbóreas implantadas (Tab. 1). As espécies variam no potencial para estocagem de carbono, inferido através do estoque de carbono médio por indivíduo implantado (Tab. 1), com *Schizolobium parahyba* var *amazonicum* Huber ex. Ducke apresentando o maior valor, que é cerca de 4 vezes maior que o da segunda espécie (*Tectona grandis* L.f) (Tab. 1; Fig. 2) e expressivamente maior que as demais. A partir da primeira espécie, as demais variaram no potencial de estocagem de carbono, existindo uma diminuição gradativa da *Tectona grandis* L.f. com 0.103 ton. C/ind. para *Spondias mombin* L. com 0.003 ton. C/ind. (Fig. 2). Assim, a espécie nativa *Schizolobium amazonicum* Huber ex. Ducke apresentou potencial superior à exótica *Tectona grandis* L.f., que apresentou potencial de estocagem de carbono maior que demais 12 espécies nativas.

O estoque de carbono e o ganho de espécies geral na restauração florestal foram significativamente influenciados pelas decisões silviculturais de escolha do arranjo e % de exóticas implantadas, não o sendo pelo número de espécies implantadas no povoamento (Tab. 2). Contudo, as duas variáveis de interesse se relacionam de diferentes formas com as variáveis significativas. Enquanto o estoque de carbono aumenta em maiores % de exóticas para todos os arranjos, o ganho de espécies tem o comportamento inverso, diminuindo em maiores % de exótica em todos os arranjos (Tab. 2; Fig. 3; Fig. 4). Em relação aos arranjos, encontrou-se uma similaridade do comportamento dos arranjos 3x2 e 3x3, que não se diferenciaram entre si e foram diferentes do arranjo 5x4 tanto para estoque de carbono quanto para ganho de espécies (Tabela 2; Fig. 3; Fig. 4). Entretanto, enquanto para estoque de carbono os arranjos 3x2 e 3x3 apresentaram maiores valores em relação ao 5x4 (Fig. 3), para o ganho de espécies a relação se inverteu e o arranjo 5x4 apresentou os maiores ganhos de espécies (Fig. 4).

Tabela 1: Lista de valores totais de Biomassa acima do solo (AGB), estoque de carbono (C) e número de indivíduos (N ind.) sobreviventes aos 17 anos de idade; e valores de estoque de carbono médio por indivíduo (C/ind.) para cada uma das 14 espécies implantadas. A lista está organizada de forma decrescente para C/ind.

Espécie	AGB (ton.)	C (ton.)	N ind.	C/ind. (ton.)
<i>Schizolobium amazonicum</i> Huber ex. Ducke	82.47	38.84	96	0.405
<i>Tectona grandis</i> L.f.	207.95	97.94	952	0.103
<i>Aspidosperma</i> sp.	0.17	0.08	1	0.081
<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.)	11.60	5.46	84	0.065
<i>Anacardium giganteum</i> Hancock ex Engler	0.98	0.46	8	0.058
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don.	4.82	2.27	41	0.055
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	0.67	0.32	6	0.053
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.)	78.90	37.16	970	0.038
<i>Cordia alliodora</i> Cham.	12.77	6.01	208	0.029
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.)	30.96	14.58	708	0.021
<i>Cedrela odorata</i> L.	8.48	4.00	194	0.021
<i>Swietenia macrophylla</i> King.	0.57	0.27	17	0.016
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.Grose	1.63	0.77	97	0.008
<i>Spondias mombin</i> L.	0.22	0.10	32	0.003

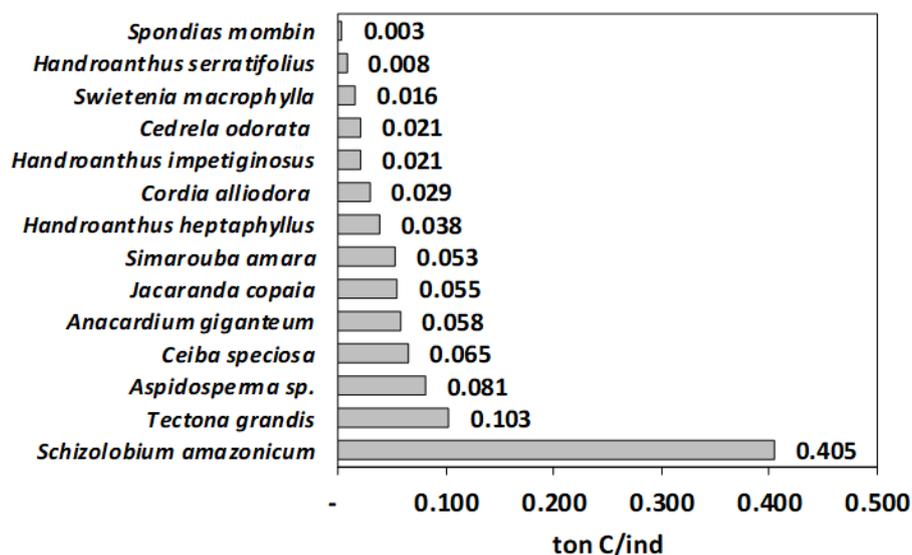


Figura 2: Estocagem de carbono médio por indivíduo vivo (ton.) para as 14 espécies implantadas no compartimento arbóreo após 17 anos de idade.

Tabela 2: Coeficientes (estimates) e valores de significância (Pr (>|z|)) de acordo com o *Multimodel inference* para as variáveis explanatórias nas duas variáveis resposta testadas.

	Estoque de carbono		Ganho de espécies	
	Estimate	Pr (> z)	Estimate	Pr (> z)
Arranjo 3x2 (Intercept)	0.3661	0.01554*	-0.29649	0.0342 *
Arranjo 3x3	-0.1696	0.70035	-0.44099	0.166
Arranjo 5x4	-1.094	0.00031***	1.25766	5e-07 ***
% exóticas	0.7219	0.0000005***	-0.72407	<2e-16 ***
Número de spp.	-0.2841	0.14657	0.09911	0.5894

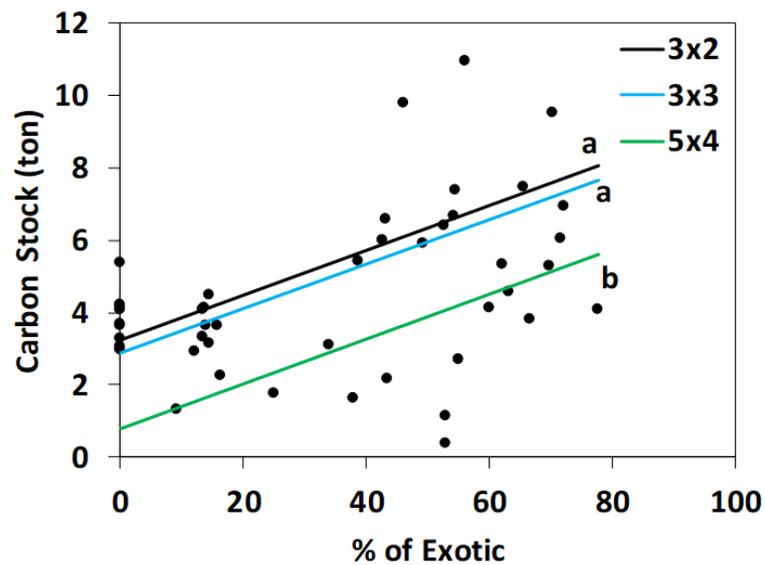


Figura 3: Estoque de carbono (ton.) (pontos pretos) em função do % de exóticas implantadas, com a representação das curvas referentes ao comportamento encontrado no GLMM para cada arranjo. As letras representam o resultado obtido nos contrastes entre espaçamentos pela aplicação de *lsmeans* sob o resultado do GLMM, ao nível de 5% de significância.

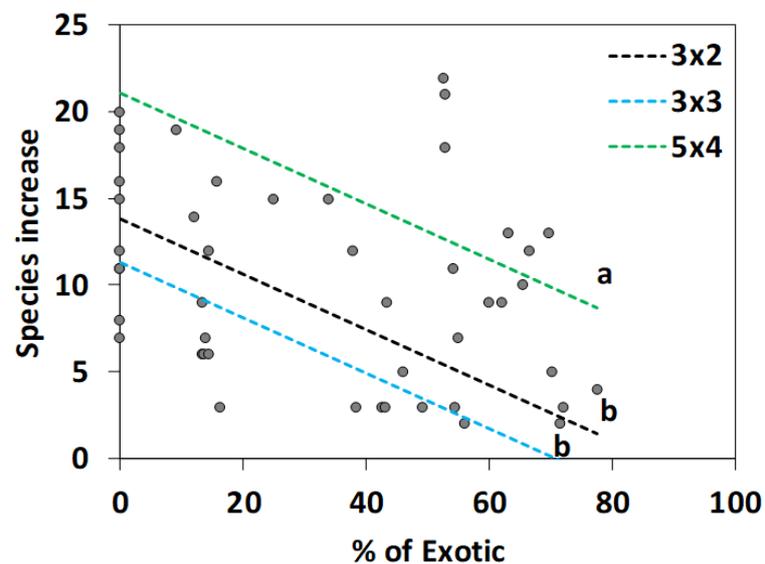


Figura 4: Ganho de espécies (pontos cinza) em função do % de exóticas implantadas, com a representação das curvas referentes ao comportamento encontrado no GLMM para cada arranjo. As letras representam o resultado obtido nos contrastes entre espaçamentos pela aplicação de *lsmeans* sob o resultado do GLMM, ao nível de 5% de significância.

Considerando os efeitos em direções distintas do % de exótica no estoque de carbono e no ganho de espécies, faz-se necessário avaliar em quais pontos de % de exótica tem-se a melhor possibilidade de resultado para cada arranjo. Os pontos ótimos de estoque de carbono-ganho de espécies foram similares entre os arranjos 3x2 e 3x3, com valores de 22% e 16.8%, respectivamente, que se diferenciaram do arranjo 5x4 com 64.2% (Fig. 5; Tab. 3). Contudo, a similaridade no % de exótica nos arranjos 3x2 e 3x3 produzem resultados finais distintos para estoque de carbono e ganho de espécies. Neste caso, os pontos críticos dos arranjos 3x2 e 5x4 produzem resultados parecidos em estoque de carbono, ganho de espécies, CO² equivalente e consequentemente de valor econômico associado ao compartimento arbóreo, e são maiores que o resultado produzido pelo ponto crítico do arranjo 3x3 (Tab. 3). Assim, embora produzam resultados similares para estoque de carbono e ganho de espécies analisadas de forma isolada, os arranjos 3x2 e 3x3 têm potenciais distintos para o alcance das duas variáveis em conjunto. Os pontos apresentaram potencial de ganho de 8 a 10 espécies por unidade amostral de 1000m², de estocagem de 360 a 436 ton. de C por ha e de valor econômico de 32 a 39 mil reais por ha no mercado futuro de créditos de carbono.

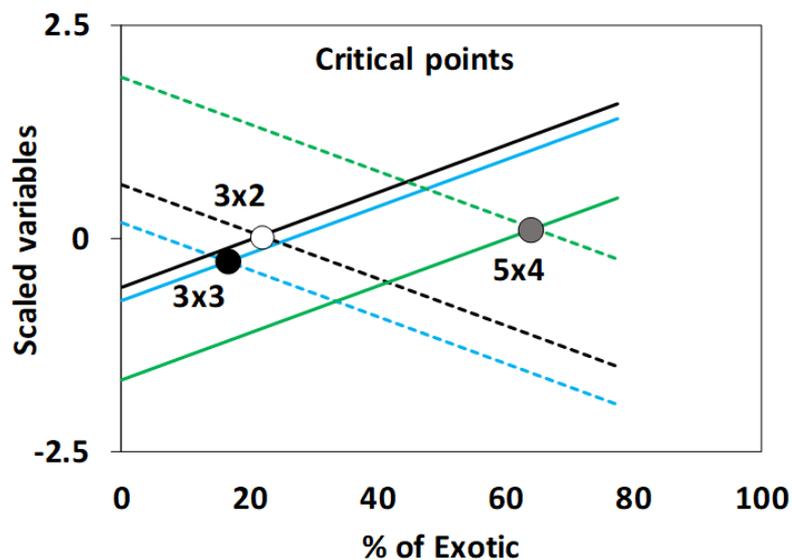


Figura 5: Pontos críticos entre estoque de carbono (linhas inteiras) e ganho de espécies (linhas tracejadas) para cada um dos arranjos. As retas representam a relação entre variáveis encontrada nos GLMM, com a plotagem nesta figura sendo feita em função do escalonamento das variáveis com centralização da média em zero. A identificação dos pontos críticos foi realizada através da função *locator*.

Tabela 3: Características dos povoamentos em cada um dos pontos críticos para cada arranjo (3x2, 3x3 e 5x4).

	3x2	3x3	5x4
% de Exótica por parcela	22	16.8	64.2
Ganho de espécies por parcela	10.30	8.61	10.73
AGB por parcela (ton.)	9.73	8.34	10.09
AGB por ha (ton.)	243.31	208.43	252.23
Estoque de carbono por parcela (ton.)	4.58	3.93	4.75
Estoque de carbono por ha (ton.)	114.60	98.17	118.80
CO ² equivalente (ton./ha)	420.57	360.29	436.00
Valor de Carbono por ha (R\$)	38,368.09	32,868.82	39,775.75

Discussão

A utilização de *Tectona grandis* nos consórcios proporcionou maior estoque de biomassa e conseqüentemente de carbono nas áreas de estudo, e o aumento na proporção de indivíduos da espécie também resultou em incremento no estoque de carbono. Porém, o inverso foi verificado para a riqueza de espécies da regeneração natural, ou seja, quanto maior a proporção de espécie exótica menor foi o recrutamento de espécies. O conhecimento silvicultural sobre a cultura da *T. grandis* tem avançado nos últimos anos, mas ainda há muitos aspectos para aprimoramento (da Rocha et al., 2015). Na espécie já se usa a propagação vegetativa e programas de melhoramento genético que possibilitam destacada sobrevivência, crescimento maior e mais uniforme das árvores e plantações, produtividade e qualidade quando comparadas às espécies nativas (da Rocha et al., 2015; Behling et al., 2018). Assim, o destaque em ganho de biomassa observado para a espécie deve-se: a maior densidade da mesma na composição dos plantios, e ao conhecimento disponível para a espécie. Prescrições claras e assertivas sobre melhores práticas de planejamento, implantação e manutenção como: a seleção de espécies, riqueza e arranjo do plantio, métodos, época e técnicas de plantio, adubação, replantio, controle de formigas e manutenção de gramíneas invasoras poderão garantir o crescimento e produção de madeira com qualidade. A adaptação da espécie à região também contribuiu com os resultados (Behling et al., 2018).

A *T. grandis* é natural das florestas tropicais da Índia, de Mianmar, da Tailândia e do Laos, e apresenta distribuição ampla, a espécie é cultivada em diversas regiões da África, Ásia e das Américas do Sul e Central (Pandey e Brown, 2000; Tanaka et al., 1998). Ela apresenta caráter caducifólio e as plantas ficam completamente sem folhas durante a estação seca (Tanaka et al., 2018). Nas florestas secas de Orchha, Tikamgarh (Madhya Pradesh) o período sem folhas iniciou na última semana de novembro e terminou no final de março (Paul 2018). Já no Brasil ela perde folha na estação seca (Bezerra, 2009), e que nas áreas de estudo coincide com o inverno e a caducifolia se estende de maio a outubro. Possivelmente à intensa deposição de folhas, a

mudança abrupta no regime de luz decorrente da perda das mesmas, e a consequente variação estacional dos fatores condicionantes para o estabelecimento da vegetação como a disponibilidade de água, e intensidade e qualidade de luz sejam, em nível local, os principais responsáveis pelos resultados observados para a riqueza de espécies da regeneração natural nas áreas.

Durante a maior parte da coleta de dados as árvores da espécie estavam completamente sem folhas. Tal situação resultou em variação diurna acentuada nas condições ambientais sob tais plantios, e essa variação é consequente intensificada em plantios puros da espécie, ou com proporção elevada da mesma no consórcio. Assim, essa configuração pode resultar em filtro ecológico para o recrutamento, pois altera sobremaneira as condições e os recursos iniciais básicos para a expressão e crescimento inicial da regeneração natural. Durante período do ano há queda de folhas e a permanência por tempo considerável da planta totalmente desfolhada, bem como, a repetição desse fenômeno ao longo dos anos pode exercer restrição adicional ao estabelecimento da vegetação nativa. Filtros biológicos são barreiras bióticas ou abióticas que interferem na sucessão ecológica da vegetação, e na restauração em função de: i) impedir a chegada de propágulos no local, ii) dificultar ou impossibilitar a germinação e o estabelecimento, resultar em iii) insucesso na ocupação das áreas pelas espécies (Temperson e Hoobs, 2004; Rodrigues et al., 2009, Rodrigues et al., 2011; Hart e Marshall 2013; Caddote e Tucker, 2017; Ponisio et al., 2016; Palmer et al., 2016; Kraft et al., 2015). A utilização de elevadas proporções de *T. grandis* e a caducifolia sincronizada possivelmente afeta o ingresso devido a atuação da densa folhagem como barreira para que as sementes alcancem substrato adequado e até inviabilizar a germinação, bem como, atua como fator de estresse devido a variação da umidade e radiação no sub-bosque das áreas ocupadas pela espécie que pode comprometer o estabelecimento e expansão da regeneração natural.

No mundo, a área plantada com *T. grandis* ultrapassa quatro milhões de hectares, dos quais a maioria na Ásia (83%), já a América tropical apresenta a menor área (6%) (Deb et al., 2017). Sua madeira possui alto valor comercial com excelente aceitação para carpintaria, marcenaria, produção de móveis finos e de peças de uso nobre, especialmente na indústria de construção naval (Mesquita et al., 2017). A espécie foi introduzida comercialmente no Brasil no final da década de 6^o e os primeiros plantios se deram no início da década de 70 (Dresher et al., 2016), no estado de Mato Grosso, e que concentra a maior área plantada da espécie no Brasil (IBÁ, 2017). seu crescimento é considerado moderado (da Rocha et al., 2015) e tem apresentado uma expansão da área plantada nos últimos anos. O aumento da área plantada com a espécie se deve a difusão dessa para plantios puros, e especialmente mistos em estratégias de integração Lavoura Pecuária e Floresta (Behling et al., 2018) Assim, é perceptível o fomento para ampliação do plantio e uso da *T. grandis* nas propriedades rurais, porém, recomendamos que plantios da espécie, se realizados com o propósito de recomposição

e restauração de áreas degradadas considere os efeitos negativos que essa pode representar para conciliar nessas ações, a conservação da diversidade.

Nossos resultados mostraram que espaçamentos mais adensados estão associados a um maior estoque de carbono, enquanto os mais amplos estocam menor quantidade. Em relação a riqueza o comportamento se inverte, com os espaçamentos mais amplos apresentando maior recrutamento em relação aos mais adensados. Espaçamentos mais amplos comumente resultam em menos árvores por unidade de área, e conseqüentemente mais área livre para o crescimento individual das espécies plantadas. São variados os exemplos também em que espaçamentos mais amplos comumente resultam em árvores com estatura menor, maiores diâmetros e menor produção volumétrica por unidade de área. Bem como, são comuns os exemplos em que esses também resultaram em período mais longo para o fechamento do dossel de copas. O rápido crescimento, fechamento de copas e conseqüente sombreamento é uma característica imprescindível em projetos de restauração de floresta tropical, especialmente em áreas de uso prévio por pastagem. O maior recrutamento de espécies observado para os espaçamentos mais amplos possivelmente se deve a combinação entre maior disponibilidade de luminosidade, que tende a ser o principal fator a condicionar padrões ecológicos em florestas tropicais (Chazdon 2012), e maior heterogeneidade ambiental em curta escala condicionada pelos espaços amplos, mesmo sob elevadas proporções de indivíduos da espécie exótica nos consórcios.

Nossos resultados indicam portanto, que os aspectos negativos na promoção da regeneração natural sob os reflorestamentos mais adensados são potencialmente resultantes da intensificação na variação dos fatores condicionantes locais em ambientes com elevada proporção da espécie exótica estudada, e que proporções parecidas da mesma espécie produzem resultados diferentes em espaçamentos mais amplos. O uso de espécies exóticas com função pioneira é permitido em modalidade de área protegida no Brasil, sendo fixado em até 50% dos indivíduos (Brasil 2012). Contudo, nossos resultados indicam que além da proporção de indivíduos da espécie exótica é importante pensar também no arranjo de plantio que será utilizado. Para a *Tectona grandis* nossos resultados mostraram que proporções parecidas à permitida por lei no Brasil deve ser usada em espaçamentos mais amplos. A utilização de proporções elevadas ($\geq 50\%$) de espécies exóticas em projetos de recomposição de reserva legal tem potencial de aumentar as receitas nessas áreas por ocasião do manejo e exploração. Caso o desenho do projeto de restauração vise maximizar a produção e potencial de geração de renda com a utilização de *T. grandis* de acordo com restrições legais, a proposta deve antever intervenções silviculturais que busquem reduzir a densidade de indivíduos dessa espécie exótica, e ao mesmo tempo promova heterogeneidade ambiental.

Também verificamos ausência da influência da riqueza de implantação sobre as variáveis analisadas. Possivelmente isso se deva a matriz predominante florestal e a conseqüente permeabilidade da paisagem. Outro aspecto pode estar relacionado a forma

de arranjo das espécies nos consórcios, pois, na maioria das áreas as espécies as espécies são plantadas em linhas mono-específicas e intercaladas sequencialmente entre as linhas de plantio. Assim, tal arranjo proporciona “monotonia” nas linhas de plantio e que pode intensificar aspectos das árvores na linha de plantio com características que no conjunto possam acabar por inibir o estabelecimento de outras espécies.

Nossos resultados apontaram ainda que os cenários ótimos de potencialização do estoque de carbono e ganho de espécies nos dois espaçamentos limites (menor e maior espaçamento) produzem resultados similares, maiores que os obtidos com espaçamento 3x3. Neste sentido, a efetividade da restauração para os dois aspectos (carbono e ganho de espécies) pode ser atingida em qualquer um dos caminhos, desde que associada a ações de planejamento e manejo que considere os efeitos do espaçamento e da presença e proporção de indivíduos da espécie exótica. Trabalhar os pontos ótimos dentro do planejamento pode ser relevante para que tanto o ganho em carbono, e potencialmente madeira para exploração, quanto o ganho de espécies sejam atingidos e a restauração seja efetiva. Esta obtenção de um estoque de biomassa florestal assume um papel interessante principalmente dentro do contexto de regularização de propriedades rurais, podendo cobrir parcialmente os custos da implantação através da comercialização da madeira de espécies economicamente interessantes, como a Teca, e/ou da comercialização de créditos de carbono, que pode ser feita sob a floresta como um todo ou só com espécies protegidas de corte e/ou que não tenham interesse econômico. Os valores econômicos potenciais de cada ponto ótimo na comercialização de créditos de carbono, que variou entre 32 e 39 mil reais por ha, tem potencial para cobrir totalmente os custos de implantação e manejo da floresta, considerando tratamentos silviculturais básicos, não o alcançando somente em situações em que procedimentos de maior custo sejam realizados para aumentar a qualidade da madeira e conseqüentemente o seu valor agregado. Assim, tem-se o alcance dos objetivos da restauração no que se refere a conservação da biodiversidade e recuperação de serviços ecossistêmicos, bem como a associação da regularização ambiental com geração de renda e produtos, estimulando a criação de toda uma cadeia produtiva que passa pela produção de sementes e mudas, operações de preparo do solo e implantação, práticas de manutenção e obtenção de produtos de valor agregado.

O uso de espécies exóticas como pioneiras, e com a finalidade de geração de renda figura entre as principais alternativas para dar ganho de escala na restauração conforme amplamente divulgado na literatura (Erskine et al., 2006; Lamb et al., 2005; Brancalion et al., 2012; Rodrigues et al., 2009). Nossos resultados mostraram que a utilização e o incremento na proporção de *T. grandis* aumentou o potencial de renda com a comercialização do carbono estocado. Bens e serviços ambientais resultantes do manejo de áreas em restauração podem no mínimo pagar os custos de implantação, e dependendo dos objetivos propostos, e das ações de manejo despendidas há possibilidade de lucro. Assim, nossos resultados indicam que a comercialização do

estoque de carbono nos pontos ótimos deve ser perseguida, pois além de garantir estoques com elevado potencial de geração de renda, também maximizam o incremento e conservação da diversidade nas propriedades rurais. Isso é extremamente importante, pois, independente do estado de desenvolvimento dos países, as florestas estão sendo restauradas pelas comunidades locais, aliadas à programas estaduais e nacionais (Chazdon 2012).

O ganho de escala e a consolidação da restauração como um importante setor da economia tem potencial para gerar renda para os produtores rurais e suas famílias a partir da remuneração de bens e serviços obtidos a partir da atividade, e isso já está acontecendo, especialmente em ações relacionadas com a proteção e manutenção de mananciais (Pereira, 2013; Jardim e Bursztyn, 2015). Nosso estudo apresenta uma das possibilidades de geração de renda dentre as várias possíveis, com destaque para a produção de madeira de qualidade de essências valorizadas no mercado nacional e internacional. O aumento na dimensão da restauração tem ainda potencial significativo para a geração de emprego e renda em todas as etapas do processo, o que pode aquecer e movimentar a economia como um todo (BemDor et al., 2015). O Brasil, importante detentor das florestas tropicais apresenta mais de 21 milhões de hectares de áreas degradadas (Soares-filho et al., 2014), a grande maioria originalmente cobertas por florestas tropicais. A adequação e regulação ambiental de propriedades rurais à legislação vigente no país requer esforço conjunto dos setores da sociedade. A perspectiva é que a restauração florestal, ferramenta importante pra alcançar esse propósito se consolide como uma cadeia produtiva importante (Brancaion et al., 2016; Benini et al., 2017). O país recentemente se comprometeu a restaurar 12 milhões de hectares nos próximos 20 anos como iniciativa de enfrentamento a mudanças climáticas, assim, para alcançar essa meta a previsão é da geração de no mínimo mais de 120.000 novas vagas de empregos (Planaveg 2017).

A Teca foi a espécie que mais contribui para os estoques de carbono nas áreas avaliadas, porém, o Paricá *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex Ducke), espécie de grande porte, crescimento rápido e ocorrência natural em mata primária e secundária de terra-firme e várzea alta na Amazônia (Ducke, 1949; Rizzini, 1971) foi a que apresentou na média o maior estoque de carbono individual. Os indivíduos de Paricá estocam aos 17 anos quatro vezes mais carbono que os de teca, a espécie exótica estudada e caracteriza pelo avançado conhecimento silvicultural.

Espécies nativas podem ser utilizadas com sucesso em estratégias restauração visando a geração de renda, mesmo com o déficit de conhecimento silvicultural e tecnológico. Apesar da indicação pelo uso das exóticas respaldar-se na sólida base silvicultural existente para as mesmas, a produção de algumas espécies nativas pode ser maior e conseqüentemente mais rentável. No nosso estudo *S. parahyba* foi a espécie com maior estocagem de biomassa e carbono. Essa é espécie arbórea nativa madeireira mais plantada no Brasil com pouco mais de 90.000ha (IBÁ 2017), e possivelmente em todo o

domínio amazônico. Apresenta interesse econômico e tem como principais aplicações caixas, forros, pranchetas, palitos, canoas, aeromodelos, brinquedos e papel (Rizzini, 1971).

O Paricá também foi destaque no estoque de biomassa em estudo conduzido por Rondon et al., (2002), os indivíduos da espécie apresentaram maior diâmetro e altura em espaçamentos mais amplos. Foi notada também concentração da produção de biomassa total da parte aérea principalmente no tronco das árvores. Contudo, os autores observaram elevado índice de plantas danificadas pelos ventos, o que mostrou que a espécie é sensível a este fator. Tal comportamento também foi observado em campo no presente estudo, e deve estar relacionado com a dinâmica de crescimento e comportamento pioneiro da espécie. Em nosso estudo o Paricá foi a espécie com os maiores valores de diâmetro e altura aos 17 anos após plantio, e frequentemente foram avaliadas árvores com altura entre 30 e 40m, e diâmetros que ultrapassavam 100cm.

O estoque e dinâmica do carbono foi avaliado em plantios florestais puros, mistos e comparados com florestas conservadas e secundárias por Gama-Rodrigues et al., (2008) na floresta tropical atlântica da costa brasileira. Os autores verificaram que o plantio florestal consorciado foi mais eficiente que a regeneração natural para a recuperação e, ou, melhoria da qualidade do solo e produção sustentável, desde que adequadamente manejado, e que considere a escolha das espécies de acordo com os seus atributos ecofisiológicos. O manejo parece ser o elemento chave para controlar a densidade de indivíduos de teca e potencializar o egresso de outras espécies nas áreas conjuntamente à estocagem de carbono/madeira, caso a mesma seja utilizada como alternativa ecológica, como espécie pioneira e econômica para a produção madeireira em projetos de recomposição de Reserva Legal.

Nossos resultados mostram a importância do uso da exótica como um meio para a efetividade da restauração, com o seu uso tendo benefícios diretos ao ambiente pelo acúmulo de carbono e ainda possíveis benefícios pela obtenção de valores econômicos que podem auxiliar o desenvolvimento do processo, principalmente em países subdesenvolvidos ou em desenvolvimento em que ações de conservação não tem papel de destaque. Porém, o seu uso deve ser sempre avaliado dentro de um planejamento silvicultural, considerando que o ganho de espécies pode ser prejudicado. Contudo, é necessário incluir o planejamento silvicultural dentro de políticas de restauração (Brancalion et al., 2012; Brancalion et al; 2016, Padovezi et al., 2018)), em que decisões podem condicionar o sucesso da ação, existindo a possibilidade de alcance tanto da conservação da biodiversidade quanto obtenção de estoque de carbono com uso de exóticas e em diversos espaçamentos, desde que trabalhados dentro de ações planejadas que considerem as influências e comportamento de cada componente.

Nos contribuímos com a construção de conhecimento sobre restauração dentro do contexto das ameaças das mudanças climáticas, em que a restauração florestal é uma possibilidade de potencialização do sumidouro terrestre de carbono, de forma a auxiliar

na garantia de prestação de serviços ecossistêmicos imprescindíveis para sociedade (Isbell et al., 2017; Isbell et al., 2018; Watson et al., 2018).

Agradecimentos

Agradecemos ao Projeto de Poço de Carbono Florestal da Peugeot-ONF (PCFPO) pelo apoio. A Universidade Federal de Lavras e a Universidade Federal de Mato Grosso, Campus Universitário de Sinop, por oportunidades de qualificação. Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Mato Grosso pela concessão da bolsa.

Referências

Arruda, C.R., Von Ryn, P., Defontaines, S., da Silva, R.P., Lugli, L.F., Silveira, R., Castro, C.K.C., 2010. Fichário dos plantios da Fazenda São Nicolau. Arruda, C.R.(org.). 246p.

Assis, R. L de, Wittmann, F., Bredin, Y. K., Schöngart, J., Quesada, C. A. N., Piedade, M. T. F., Haugaasen, T., 2019. Above-ground woody biomass distribution in Amazonian floodplain forests: Effects of hydroperiod and substrate properties. *Forest Ecology and Management* 432, 365-375. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.09.031>

Barton, K. MuMIn: multi-model inference, 2017. R package version 1. 0. 0. <<http://r-forge.r-project.org/projects/mumin/>>. (accessed 12/11/18)

Behling, M., Felipe, R. T. A., Farias, J. B., Carvalho, G. D., & Neves, J. C. L. 2018. Above-and below-ground relationships in teak stands. *Revista Ceres*, 65(6), 463-473.

BenDor, T., Lester, T.W., Livengood, A., Davis, A., Yonavjak, L., 2015. Estimating the Size and Impact of the Ecological Restoration Economy. *PLoS ONE* 10(0), e0128339. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0128339>

Benini, R. M., Lenti, F.E.B, Tymus J.R.C., Silva A.P.M., Isernhagen I. 2017. Custos de restauração da vegetação nativa no Brasil. In: *Economia da restauração florestal*. São Paulo: The Nature Conservancy, 2017. p 136.

BEZERRA, A.F. Modelagem do Crescimento e da Produção de Povoamentos de *Tectona grandis* Submetidos a Desbaste. Dissertação (Mestrado em ciências florestais) Viçosa, 2009. 73p. UFV.

Bjornstad, O., 2008. The ncf Package: spatial nonparametric covariance functions.

Bonini, I., Marimon-Junior, B. H., Matricardi, E., Phillips, O., Petter, F., Oliveira, B., Marimon, B. S., 2018. Collapse of ecosystem carbon stocks due to forest conversion to soybean plantations at the Amazon-Cerrado transition. *Forest Ecology and Management* 414, 64-73. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.01.038>.

Bonn Challenge. <<http://www.bonnchallenge.org/>> (accessed 05/03/19)

Borges, H. N. B., Silveira, E. A. E., Vendramin, L. N., 2014. Flora arbórea de Mato Grosso: tipologias vegetais e suas espécies. Cuiabá-MT: Entrelinhas. 255p.

Born, R., Picchioni, S., Piva, L., 2007. Mudanças climáticas e o Brasil: contribuições e diretrizes para incorporar questões de mudanças de clima em políticas públicas. Fórum Brasileiro de ONGs e Movimentos Sociais para o Meio Ambiente e o Desenvolvimento–FBOMS.<http://mudancasclimaticas.cptec.inpe.br/~rmclima/pdfs/publicacoes/2007/Mudancas_Clima.pdf> (accessed 02/03/19)

Brancalion, P. H. S., Viani, R. A., Strassburg, B. B., Rodrigues, R. R., 2012. Finding the money for tropical forest restoration. *Unasylva* 63(239), 41–50.

Brancalion, P. H., Garcia, L. C., Loyola, R., Rodrigues, R. R., Pillar, V. D., Lewinsohn, T. M., 2016. A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): Updates and ongoing initiatives. *Natureza e Conservação* 14, 1–15.
<https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.003>

Brasil. Decreto N 8.972, de 23 de janeiro de 2017, 2017. Institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. *Diário Oficial da União*, 7–8.
BRASIL. Decreto nº 8.972, de 23 de janeiro de 2017. Institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. *Diário Oficial da União*, p. 7–8, 2017. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2017/decreto/D8972.htm. Acesso em: 01/2019.

Brasil. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, 2012. Dispõe sobre a lei de proteção da vegetação nativa. *Diário Oficial da União*, 1–32.

Burnham, K. P., Anderson, D. R., Huyvaert, K. P., 2011. AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 65(1), 23-35.
<https://doi.org/10.1007/s00265-010-1029-6>

Cadotte, M. W., Tucker, C. M., 2017. Should environmental filtering be abandoned? *Trends in ecology & evolution* 32(6), 429-437.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.03.004>

Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M.S., Delitti, W.B., Duque, A., Eid, T., Fearnside, P.M., Goodman, R.C., Henry, M., Martínez-Yrizar, A., Mugasha, W.A., Muller-Landau, H.C., Mencuccini, M., Nelson, B.W., Ngomanda, A., Nogueira, E.M., Ortiz-Malavassi, E., Pélissier, R., Ploton, P., Ryan, C.M., Saldarriaga, J.G., Vieilledent, G., 2014. Improved allometric models to estimate

the aboveground biomass of tropical trees. *Glob Change Biology*. 20, 3177-3190.
<https://doi.org/10.1111/gcb.12629>

Chazdon, R. L., 2008. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* 320(5882), 1458-1460. DOI: 10.1126/science.1155365

Chazdon, R.L., 2012. Regeneração de florestas tropicais. *Boletim do Museu Emílio Goeldi. Ciências Naturais* 7(3), 195-218.

da Gama-Rodrigues, A. C., da Gama-Rodrigues, E. F., de Barros, N. F., 2008. Balanço de carbono e nutrientes em plantio puro e misto de espécies florestais nativas no sudeste da Bahia, Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 32(3), 1165-1179.
<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000300025>.

da Rocha, H. F., Leonardo, F. V. S., Oliveira, A. C. 2015. Plantios comerciais de *Tectona grandis* Lf no Brasil. *Multitemas*, (48).

Deb, J. C., Phinn, S., Butt, N., McAlpine, C. A., 2017. Climatic-induced shifts in the distribution of teak (*Tectona grandis*) in tropical Asia: implications for forest management and planning. *Environmental management* 60(3), 422-435.
<https://doi.org/10.1007/s00267-017-0884-6>

dos Santos, H. G., Jacomine, P. K. T., Dos Anjos, L. H. C., De Oliveira, V. A., Lumbreras, J. F., Coelho, M. R., de Almeida, J. A., de Araujo Filho, J. C., Oliveira, J. B., de Cunha, T., 2018. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Brasília, DF: Embrapa.

Drescher, R., Nunes, G. M., Martinez, D. T., & Pelissari, A. L. 2016. Capacidade produtiva do sítio em povoamentos jovens de *Tectona grandis* L. f. de duas regiões do estado de Mato Grosso-Brasil. *Revista Brasileira de Biometria*, 34(2), 233-242.

Ducke, A., 1949. Notas adicionais às Leguminosas da Amazônia Brasileira. *Boletim Técnico do Instituto Agrônômico do Norte*, Belém 36, 45-75.

Erskine, P. D., Lamb, D., Bristow, M., 2006. Tree species diversity and ecosystem function: can tropical multi-species plantations generate greater productivity? *Forest Ecology and Management* 233(2-3), 205-210.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.05.013>

Ferreira, J., Lennox, G. D., Gardner, T. A., Thomson, J. R., Berenguer, E., Lees, A.C., Mac Nally, R., Aragão, L. E. O. C., Ferraz, S. F. B., Louzada, J., Moura, N. G., Oliveira, V. H. F., Pardini, R., Solar, R. R. C., Vieira, I. C. G., Barlow, J., 2018. Carbon-focused conservation may fail to protect the most biodiverse tropical forests. *Nature Climate Change* 8(8), 744. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0225-7>

- Gibbs, H. K., Salmon, J. M., 2015. Mapping the world's degraded lands. *Applied geography* 57, 12-21. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.11.024>
- Hart, S., Marshall, D.J., 2013. Environmental stress, facilitation, competition, and coexistence. *Ecology* 94(12), 2719-2731. <https://doi.org/10.1890/12-0804.1>
- Houghton, R. A., Byers, B., Nassikas, A. A., 2015. A role for tropical forests in stabilizing atmospheric CO₂. *Nature Climate Change* 5(12), 1022. <https://doi.org/10.1038/nclimate2869>
- Hubau, W., De Mil, T., Van den Bulcke, J., Phillips, O. L., Ilondea, B. A., Van Acker, J., Sullivan, M. J. P., Nsenga, L., Toirambe, B., Couralet, C., Banin, L. F., Begne, S. K., Baker, T. R., Bourland, N., Chezeaux, E., Clark, C. J., Collins, M., Comiskey, J. A., Cuni-Sanchez, A., Deklerck, V., Dierickx, S., Doucet, J. L., Ewango, C. E. N., Feldpausch, T.R., Gilpin, M., Gonmadje, C., Hall, J. S., Harris, D. J., Hardy, O. J., Kamdem, M.N.D., KasongoYakusu, E., Lopez-Gonzalez, G., Makana, J.R., Malhi, Y., Mbayu, F. M., Moore, S., Mukinzi, J., Pickavance, G., Poulsen, J. R., Reitsma, J., Rousseau, M., Sonké, B., Sunderland, T., Taedoumg, H., Talbot, J., TshibambaMukendi, J., Umunay, P.M., Vleminckx, J., White, L. J. T., Zemagho, L., Lewis, S. L., Beekman, Hans., 2019. The persistence of carbon in the African forest understory. *Nature Plants* 5, 133–140. <https://doi.org/10.1038/s41477-018-0316-5>
- IBÁ (Indústria Brasileira de Árvores) Poyry Consultoria em Gestão e Negócios Ltda, 2017. Relatório 2017. Indústria Brasileira de Árvores. <https://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA_RelatorioAnual2017.pdf> (accessed: 05/03/19)
- IBGE. Manual técnico da vegetação brasileira. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. Série manuais técnicos em geociências, 1. 92p. <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv63011.pdf>>. (accessed 28/02/2019)
- INVESTING. Crédito Carbono Futuros, 2018. Elaborada por Fusion Media Limited. <<https://br.investing.com/commodities/carbon-emissions>> (accessed 11/07/18).
- Isbell, F., Cowles, J., Dee, L. E., Loreau, M., Reich, P. B., Gonzalez, A., Hector, A., Schmid, B., 2018. Quantifying effects of biodiversity on ecosystem functioning across times and places. *Ecology letters* 21(6), 763-778. <https://doi.org/10.1111/ele.12928>
- Isbell, F., Gonzalez, A., Loreau, M., Cowles, J., Diaz, S., Hector, A., Mace, G. M., Wardle, D. A., O'Connor, M. I., Duffy, J. E., Turnbull, L. A., Thompson, P. L., Larigauderie, A., 2017. Linking the influence and dependence of people on biodiversity across scales. *Nature* 546 (7656), 65. <https://doi.org/10.1038/nature22899>

Jardim, M., H.; Bursztyn, M. A. Pagamento por serviços ambientais na gestão de recursos hídricos: o caso de Extrema (MG). *Engenharia sanitária e ambiental*, v. 20, n. 3, p. 353-360, 2015.

Karl, T. R., Trenberth, K. E., 2003. Modern global climate change. *Science* 302(5651), 1719-1723. <https://doi.org/10.1126/science.1090228>

Keenan, T. F.; Williams, C. A., 2018. The terrestrial carbon sink. *Annual Review of Environment and Resources* 43, 219-243. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102017-030204>

Kraft, N. J., Adler, P. B., Godoy, O., James, E. C., Fuller, S., Levine, J. M., 2015. Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. *Functional Ecology* 29(5), 592-599. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12345>

Lamb, D., Erskine, P. D., Parrotta, J. A., 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310(5754), 1628-1632. DOI: 10.1126/science.1111773

Le Quéré, C., Andrew, R. M., Friedlingstein, P., Sitch, S., Hauck, J., Pongratz, J., Pickers, P. A., Korsbakken, J. I., Peters, G. P., Canadell, J. G., Arneeth, A., Arora, V. K., Barbero, L., Bastos, A., Bopp, L., Chevallier, F., Chini, L. P., Ciais, P., Doney, S. C., Gkritzalis, T., Goll, D. S., Harris, I., Haverd, V., Hoffman, F. M., Hoppema, M., Houghton, R. A., Hurtt, G., Ilyina, T., Jain, A. K., Johannessen, T., Jones, C. D., Kato, E., Keeling, R. F., Goldewijk, K. K., Landschützer, P., Lefèvre, N., Lienert, S., Liu, Z., Lombardozzi, D., Metzl, N., Munro, D. R., Nabel, J. E. M. S., Nakaoka, S.-I., Neill, C., Olsen, A., Ono, T., Patra, P., Peregon, A., Peters, W., Peylin, P., Pfeil, B., Pierrot, D., Poulter, B., Rehder, G., Resplandy, L., Robertson, E., Rocher, M., Rödenbeck, C., Schuster, U., Schwinger, J., Séférian, R., Skjelvan, I., Steinhoff, T., Sutton, A., Tans, P. P., Tian, H., Tilbrook, B., Tubiello, F. N., van der Laan-Luijkx, I. T., van der Werf, G. R., Viovy, N., Walker, A. P., Wiltshire, A. J., Wright, R., Zaehle, S., Zheng, B., 2018. Global carbon budget 2018. *Earth System Science Data* 10, 2141-2194. <https://doi.org/10.5194/essd-10-2141-2018>

Lenth, R.V., 2016. Least-Squares Means: The R Package lsmeans. *Journal of Statistical Software* 69(1), 1-33. doi:10.18637/jss.v069.i01

Mesquita, J. B., Santos, Í. T. B. F. D., Ribeiro, G. T., & Santos, M. J. C. D. 2016. Ocorrência de ferrugem (*Olivea neotectonae*) em plantas de teca no estado de Sergipe. *Summa Phytopathologica*, 42(3), 278-279.

Mitchard, E. T. A., 2018. The tropical forest carbon cycle and climate change. *Nature* 559 (7715), 527. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0300-2>

- Momodu, A. S., Siyanbola, W. O., Pelemo, D. A., Obioh, I. B., Adesina, F. A., 2011. Carbon flow pattern in the forest zones of Nigeria as influenced by land use change. *African Journal of Environmental Science and Technology* 5(9), 700-709.
- Ninan, K. N., Kontoleon, A., 2016. Valuing forest ecosystem services and disservices – Case study of a protected area in India. *Ecosystem Services* 20(1), 1-14. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.05.001>.
- Nobre, A. D., 2014. O futuro climático da Amazônia - relatório de avaliação científica. Articulação Regional Amazônica – ARA. São José dos Campos: CPTEC/INPE <<http://www.socioambiental.org/sites/blog.socioambiental.org/files/futuro-climatico-daamazonia.pdf>>. (accessed 28/02/19)
- Noronha, J.C., Lima M.M., Velasquez C.L., Almeida E.J., Barros A.B., Rodrigues D.J., 2015. Update das espécies de anuros da Fazenda São Nicolau, Mato Grosso, Brasil. *Sci Electron Arch.* 8, 15–25.
- ONU [ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS], 2014. Declaração de Nova York sobre Florestas. <<http://www.greenbeltmovement.org/sites/greenbeltmovement.org/files/Forests%20Declaration%20Text.pdf>> (accessed 05/03/19)
- Padovezi, A., Benini R. M., Corrêa, F. M., Rodrigues, R. R. 2018. A Reserva Legal que queremos na mata atlântica. 1 ed. Quatzo comunicação. Brasília, Distrito Federal. 97p.
- Palmer, M. A., Zedler, J. B., Falk, D. A., 2016. Ecological theory and restoration ecology. In *Foundations of restoration ecology* (pp. 3-26). Island Press, Washington, DC.
- Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P. E., Kurz, W.A., Phillips, O.L., Shvidenko, A., Lewis, S.L., Canadell, J.G., Ciais, P., Jackson, R.B., Pacala, S.W., McGuire, A.D., Piao, S., Rautiainen, A., Sitch, S., Hayes, D., 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333(6045), 988-993. DOI: 10.1126/science.1201609
- Pandey, D., Brown, C., 2000. Teak: a global overview. *Unasylva* 51(201), 3-13.
- Paul, P., 2018. Phenological behaviour of five dominant tree species in a mixed dry deciduous forest of Orchha, Tikamgarh (Madhya Pradesh). *International Journal of Current Research* 10 (05), 68835-68840.
- Pereira, P. H. Projeto conservador das águas - Extrema. In: Pagiola, S.; Von Glehn, H. C.; Taffarello, D. (Orgs.). *Experiências de pagamento por serviços ambientais no Brasil*. São Paulo: SMA - SP/CBRN, 2012. p. 29-40.

- PLANAVEG: The National Vegetation Recovery Plan Federal decree no. 8.972/2017, 2017. Ministério do Meio Ambiente.
- Poniso, L. C., M'gonigle, L. K., Kremen, C., 2016. On-farm habitat restoration counters biotic homogenization in intensively managed agriculture. *Global change biology* 22(2), 704-715. <https://doi.org/10.1111/gcb.13117>
- Popo-ola, F. S., Aiyeloja, A. A., Adedeji, G.A., 2012. Sustaining carbon sink potentials in tropical forest. *Journal of Agriculture and Social Research* 12(1) 64-73.
- Pyles, M. V., Prado-Junior, J. A., Magnago, L. F., de Paula, A., Meira-Neto, J. A., 2018. Loss of biodiversity and shifts in aboveground biomass drivers in tropical rainforests with different disturbance histories. *Biodiversity and Conservation* 27(12), 3215-3231. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1598-7>
- R Core Team, 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. < <https://www.R-project.org/>.>
- Raich, J. W., Russell, A. E., Kitayama, K., Parton, W. J., Vitousek, P. M., 2006. Temperature influences carbon accumulation in moist tropical forests. *Ecology* 87(1), 76-87. <https://doi.org/10.1890/05-0023>
- Rejou-Mechain M., Tanguy A., Piponiot C., Chave J., Hérault B., 2017. biomass: an r package for estimating above-ground biomass and its uncertainty in tropical forests. *Methods in Ecology and Evolution* 8(9), 1163-1167. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12753>
- Rizzini, C. T., 1971. Árvores e madeiras úteis do Brasil. São Paulo: EDUSP. 294 p.
- RODRIGUES, R. R. et al. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management*, v. 261, n. 10, p. 1605–1613, 2011.
- Rodrigues, R. R., Lima, R. A., Gandolfi, S., Nave, A. G., 2009. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological conservation* 142(6), 1242-1251. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.008>
- Rondon Vieira, E., 2002. Produção de biomassa e crescimento de árvores de *Schizolobium amazonicum* (Huber) Ducke sob diferentes espaçamentos na região de mata. *Revista Árvore* 26(5), 573-576.
- Scolforo, J. R. S., Mello, J. M., 1997. Inventário florestal. Lavras: UFLA-FAEPE. 344p.
- Silveira, A.B., Santos, J.P., Rebellato, L., 2017. Guia de boas práticas: Restauração e Áreas de Preservação Permanente Degradadas (APPD's). Experiência da Fazenda São

Nicolau, Cotriguaçu, Mato Grosso. Cuiabá, p 76. <http://petra.eco.br/wp-content/uploads/2017/10/guia_boaspraticas_web.pdf> (accessed: 28/02/2019)

Soares-Filho, B., Rajão, R., Macedo, M., Carneiro, A., Costa, W., Coe, M., Rodrigues, H., Alencar, A., 2014. Cracking Brazil's forest code. *Science* 344 (6182), 363-364. DOI: 10.1126/science.1246663

Souza, A. P., Mota, L. L., Zamadei, T., Martin, C. C., Almeida, F. T., Paulino, J., 2013. Classificação climática e balanço hídrico climatológico no estado de Mato Grosso. *Nativa* 1(1), 34-43. <http://dx.doi.org/10.14583/2318-7670.v01n01a07>

Sullivan, M. J. P., Talbot, J., Lewis, S. L., Phillips, O. L., Qie, L., Begne, S. K., Chave, J., Cuni-Sanchez, A., Hubau, W., Lopez-Gonzalez, G., Miles, L., Monteagudo-Mendoza, A., Sonké, B., Sunderland, T., ter Steege, H., White, L. J. T., Affum-Baffoe, K., Aiba, S., de Almeida, E. C., de Oliveira, E. A., Alvarez-Loayza, P., Dávila, E. A., Andrade, A., Aragão, L. E. O. C., Ashton, P., Aymard, G. A., Baker, T. R., Balinga, M., Banin, L.F., Baraloto, C., Bastin, J. F., Berry, N., Bogaert, J., Bonal, D., Bongers, F., Brienen, R., Camargo, J. L. C., Cerón, C., Moscoso, V. C., Chezeaux, E., Clark, C. J., Pacheco, Á. C., Comiskey, J. A., Valverde, F. C., Coronado, E. N. H., Dargie, G., Davies, S. J., De Canniere, C., Djuikouo K, M. N., Doucet, J. L., Erwin, T. L., Espejo, J. S., Ewango, C. E. N., Fauset, S., Feldpausch, T. R., Herrera, R., Gilpin, M., Gloor, E., Hall, J. S., Harris, D. J., Hart, T. B., Kartawinata, K., Kho, L. K., Kitayama, K., Laurance, S. G. W., Laurance, W. F., Leal, M. E., Lovejoy, T., Lovett, J. C., Lukasu, F. M., Makana, Jean-Remy., Malhi, Y., Maracahipes, L., Marimon, B. S., Junior, B. H. M., Marshall, A. R., Morandi, P. S., Mukendi, J. T., Mukinzi, J., Nilus, R., Vargas, P. N., Camacho, N. C. P., Pardo, G., Peña-Claros, M., Pétronelli, P., Pickavance, G. C., Poulsen, A. D., Poulsen, J. R., Primack, R. B., Priyadi, H., Quesada, C. A., Reitsma, J., Réjou-Méchain, M., Restrepo, Z., Rutishauser, E., Salim, K. A., Salomão, R. P., Samsedin, I., Sheil, D., Sierra, R., Silveira, M., Slik, J. W. F., Steel, L., Taedoumg, H., Tan, S., Terborgh, J. W., Thomas, S. C., Toledo, M., Umunay, P. M., Gamarra, L. V., Vieira, I. C.G., Vos, V. A., Wang, O., Willcock, S., Zemagho, L., 2017. Diversity and carbon storage across the tropical forest biome. *Scientific Reports* 7, 39102. <https://doi.org/10.1038/srep39102>

Tanaka, K., Tanaka, N., Matsuo, N., Tantasirin, C., Suzuki, M., 2017. Impacts of irrigation on the deciduous period of teak (*Tectona grandis*) in a monsoonal climate. *Canadian Journal of Forest Research* 47(9), 1193-1201. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2017-0122>

Tanaka, N., Hamazaki, T., Vacharangkura, T., 1998 Distribution, growth and site requirements of teak. *Japan Agricultural Research Quarterly* 32, 65-77.

Temperton, V. M., Hobbs, R. J., 2004. The search for ecological assembly rules and its relevance to restoration ecology. *Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice*, 34-54.

Thomas, S. C., Martin, A. R., 2012. Carbon Content of Tree Tissues: A Synthesis. *Forests* 3: 332–352. <https://doi.org/10.3390/f3020332>

Van der Sande, M. T., Peña-Claros, M., Ascarrunz, N., Arets, E. J., Licona, J. C., Toledo, M., Poorter, L., 2017. Abiotic and biotic drivers of biomass change in a Neotropical forest. *Journal of Ecology* 105(5), 1223-1234. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12756>

Vourlitis, G.L., Filho, N.P., Hayashi, M.M.S., Nogueira, J.D.S., Caseiro, F.T., Campelo, J.H. Jr., 2002. Seasonal variations in the evapotranspiration of a transitional tropical forest of Mato Grosso, Brazil. *Water Resour Res.* 38:1–11. <https://doi.org/10.1029/2000WR000122>

Watson, J. E. M., Evans, T., Venter, O., Williams, B., Tulloch, A., Stewart, C., Thompson, I., Ray, J. C., Murray, K., Salazar, A., McAlpine, C., Potapov, P., Walston, J., Robinson, J. G., Painter, M., Wilkie, D., Filardi, C., Laurance, W. F., Houghton, R. A., Maxwell, S., Grantham, H., Samper, C., Wang, S., Laestadius, L., Runting, R. K., Silva-Chávez, G. A., Ervin, J., Lindenmayer, D., 2018. The exceptional value of intact forest ecosystems. *Nature ecology & evolution* 2, 599–610. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0490-x>

Wiens, J. A., Hobbs, R. J., 2015. Integrating conservation and restoration in a changing world. *BioScience* 65(3), 302-312. <https://doi.org/10.1093/biosci/biu235>.

WRI Brasil. “Surpresa na COP21: Estados Brasileiros se Comprometem a Restaurar Mais de 3 Milhões de Hectares”. <<http://www.wribrasil.org.br/pt/blog/2016/01/surpresa-na-cop21-estados-brasileiros-se-comprometem-restaurar-mais-de-3-milh%C3%B5es-de>> (accessed 05/03/19)

**MANUSCRITO 2: Silvicultural treatments drive alpha and beta diversity in
Amazon sites under reforestation**

Juliano de P. dos Santos^{1,2,3}, Julia Mara Silva¹, Cléber Rodrigo de Souza⁴, Clarissa Alves da Rosa⁵, Aline Caroline Lima¹, Lucas Amaral de Melo¹, Soraya Alvarenga Botelho¹

¹ Laboratório de Silvicultura e Restauração Florestal (LASERF), Departamento de Ciências Florestais, Universidade Federal de Lavras. Campus Universitário, Caixa Postal 3037, Lavras, MG CEP 37200-000, Brazil

² Address correspondence to J. P. Santos, e-mail juliano_engflorestal@yahoo.com.br

³ Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais, Campus Sinop, Universidade Federal do Mato Grosso. Avenue Alexandre Ferronato, n.º 1.200, Sinop, MT CEP 78557-287, Brazil.

⁴ Laboratório de Fitogeografia e Ecologia Evolutiva, Departamento de Ciências Florestais, Universidade Federal de Lavras. Campus Universitário, Caixa Postal 3037, Lavras, MG CEP 37200-000, Brazil.

Author contributions

JPS and ACL designed the study and collected the data; CRS contributed to the objectives and data analyzes; JPS, ACL and JMS prepare the botanical samples; JPS, CRS, JMS, SAB, CAR and LAM contributed to the preparation of the manuscript

Status da publicação: **preparado e submetido para a revista Restoration ecology
***versão original submetida

Abstract

Combining financial and ecological benefits in tropical forest restoration strategies have been an alternative to reduce costs and provide incomes to rural community, assuming importance to governments in managing their natural resources and in accordance with international commitments. Our study examined how different silvicultural decisions affect the patterns of richness and similarity of natural regeneration of tree species in mixed reforestation in the Amazon. We investigated four restoration areas where we analyzed the response of the regenerating stratum to distinct conditions of spacing, proportion of exotic species and initial planting richness. Our results showed that only the initial planting richness had no significant effect on the richness of regeneration and that the exotic species negatively affected the colonization of new species, when in high proportions. This effect appeared to have been compensated by spacings with larger area. The variables species richness in planting, proportion of exotic species and spacing explained the high dissimilarity between areas, providing evidence that the variety of silvicultural models can help to raise the beta diversity. Silvicultural treatments have distinct effects on alpha diversity (species richness) and beta diversity, with the need to consider these biological diversity components in an isolated way within the ecosystem restoration process. Thus, we verified that it is possible to combine the use of exotic species with conservation, observing certain conditions, making the restoration attractive to the rural owner and increasing their gain in scale.

Key words: forest restoration, exotic species, natural regeneration, species richness, diversity conservation, income, *Tectona grandis*

Implications

The biological diversity in reforestation projects are affected in different ways by different silvicultural treatments.

Species richness does not have significant effects on alpha diversity and confirm that recovery strategies based on plantations with low diversity and natural regeneration are promising in Amazon region.

Exotic species need to be carefully used and linked to a management program with native species, since exotic ones in high proportions negatively affect alpha diversity and the success of the restoration.

Silvicultural interventions in tropical forest restoration associated with productive strategies that improve timber and non-timber quality should be designed with species that promote environmental conditions to improve beta diversity.

Introduction

The ecological restoration of degraded tropical ecosystems is a challenge due to the complexity and diversity of these environments as well as to the need to generate social benefits for local communities. Faced with loss of biodiversity and environmental functions and services, the restoration of degraded areas is one of the main initiatives to reverse the negative impact caused by human activities, with significant consequences in the environmental services provision and in the generation of employment and income (Bullock et al. 2011; BenDor et al. 2015).

Deforestation in the tropics increased by 53% over the period 2001 to 2012 (Austin et al. 2017), reducing biological diversity and negatively affecting climate, carbon storage, soil fertility, natural resource provision, water and many other services provided by forests, greatly impacting the economy and the human populations survival (Laurance 1999; Lamb et al. 2005; Tundisi & Matsumura-Tundisi 2008; Bradshaw et al. 2009). The current estimate is that in Brazil there is a liability of areas to be restored to 21 ± 1 Mha (Soares-Filho et al. 2014), in accordance with the requirements of the Native Vegetation Protection Law (Law 12,651 of May 2012). In addition, the government has introduced the National Policy for the Recovery of Native Vegetation, which, through the National Plan for the Recovery of Native Vegetation, aims to restore 12 million hectares of degraded rural properties until 2030 (MMA 2017). Thus, important tools and mechanisms have been created to provide the detection, quantification, environmental regulation and valuation of vegetation surpluses on properties and are important tools for the conservation and restoration of Brazilian native vegetation (Soares-Filho et al. 2014; Brancalion et al. 2016).

More than 80% of the national territory is private property that encompass more than half of the Brazilian remaining vegetation (Sparovek et al. 2010; Brancalion et al. 2016). Despite the legal determination for environmental protection in private properties, there is a resistance of the population in complying with the legislation due to the economic restrictions of the properties. Thus, for restoration and conservation of those areas, strategies that support the local community, rural owners and the business sector, through financial returns, need to be urgently created (Brancalion et al. 2015).

Among the economic incentives for forest conservation are the production of timber and non-timber forest products and the production and remuneration for environmental services. The credits generated by Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation as (REDD +) are pointed out as essential to assist in the implementation of the Native Vegetation Protection Law of Brazil and allow the reconciliation between environmental conservation and agricultural development of the nation (Soares-Filho et al. 2014).

Another strategy is to use the economic possibility of native or exotic species to restore Permanent Preservation Areas (APP's) and, especially, Legal Reserves (RL's), that are legally protected areas in Brazil, with restrictions on land use and mandatory conservation and restoration. Such strategy should be more valued since this legislation was created to explore forest products and services (e.g. timber, logging) with the maintenance of the standing forest. This model allowed by the current Brazilian law may help in the increase of recomposed areas in the country (Lamb 1998; Brancalion et al. 2012), however, it requires researches that characterize how to reconcile financial and ecological benefits in order to allow the optimum conciliation between economic potential and conservation of biodiversity (Lamb et al. 2005).

The Brazilian Amazon, despite having large conserved areas, is responsible for the Brazilian phytogeographic domain where most of the environmental liabilities related to the APPs and RL's are located, especially due to the legal determination of a larger proportion of RL's area that need to be legally conserved, compared to other Brazilian environments (Soares-Filho et al. 2014). Thus, the perspective is of a significant increase in the restoration of RL's and degraded secondary forests planned to fulfill both environmental, economic and social functions (Brancalion et al. 2012b; Brancalion et al. 2015; Brancalion et al. 2016a; Brancalion et al. 2016b). However, there is little knowledge about species, quantities, natural regeneration under such plantations and management to restoration for productive purposes in tropical forests.

Forest plantations of commercial species can act as biodiversity reefs, catalyzing the recruitment of regenerants by positively changing environmental conditions (Lamb 1998; Engel & Parrota 2003; Viani et al. 2010). However, the effect of planted species on the restoration is variable. Its effect on the community depends on aspects such as the species set, age of planting, crown density, silvicultural practices and management, and characteristics of the area, such as previous use history and proximity to native vegetation (Carnus et al. 2006; Viani et al. 2010).

The restoration ecology is adapting to ongoing environmental and social change. Open debate about alternative approaches provide innovations in the methods and concepts in use, and are essential, because add new practices for restoration allied to the traditional one (Hobbs 2008). In this paper we seek to understand how different strategies of restoration in rain forest environments affect the patterns of richness and similarity of the natural regeneration of tree species in mixed reforestations with the purpose of sequestering carbon. We carried out the study at the southern edge of the Amazon forest, evaluating how different spacing, proportion of exotic species and initial planting richness can help in the proposal of restoration models that combine diversity conservation and economic return to become more feasible and attractive for the restoration and conservation of private properties of tropical forests.

Methods

Our research was conducted at the São Nicolau farm (SNF), located on the left bank of the Juruena river, in the municipality of Cotriguaçu, northwest of Mato Grosso, Brazil (Figure 1). This region is inserted in the Amazonian biogeographic domain, where are common in the landscape vegetation types such as rain forests and seasonal forests (Borges et al. 2014). The SNF has about 10,000 hectares, of which 7,000 are native forest, 1,700 hectares of former reforested pastures, and the rest occupied by the farm headquarters and pastures (Arruda et al. 2010).

The SNF was acquired in 1998 by the French automobile company Peugeot, in partnership with Office National des Forêts-Brasil (ONF-Brasil), a forest management French state-owned company that implemented a project to restore former pastures areas. The project called "Peugeot-ONF (PCFPO) Forest Carbon Sink Project", aims to store atmospheric carbon by the planting of native tree species, according to the proposals for climate change mitigation established by the Kyoto Protocol (Arruda et al. 2010).

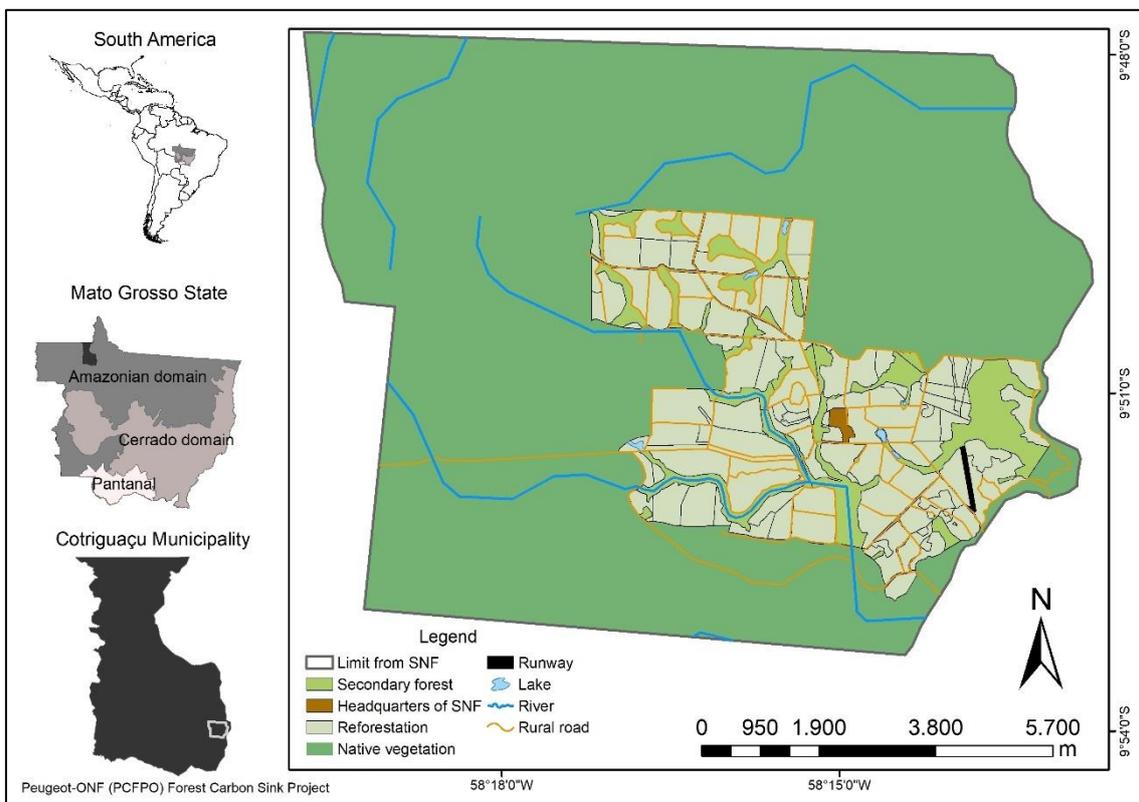


Figure 1. Location of São Nicolau Farm in Cotriguaçu, Mato Grosso, Brazil.

Reforestation in the SNF has begun in 1999 and has been conducted annually in the rainy months (August/July/June) through 2003-2004, with replanting maintenance

every year thereafter. Initially SNF restoration was divided into 112 sites, of different dimensions, comprising approximately 2000 hectares to facilitate the project implementation and management. The plantations occurred from different strategies: a variety of spacing, species consortia, types of plantations (pure or mixed) and silvicultural techniques were used in the different plots (Arruda et al. 2010). With the exception of Teak (*Tectona grandis* L.) and Jambolan (*Syzygium cumini* (L.) Skeels), all species used were native. For the verification of the carbon stock, a Continuous Forest Inventory (CFI) is carried out annually in fixed parcels in all the property plots.

Due to the high heterogeneity of arrangements, composition, richness, survival, growth and development of reforestation, and the large area extension, we selected four specific sites for this study (Table 1). For choose the sites we adopt parameters such as planting arrangement, homogeneity, reforestation survival and accessibility. The only exotic species present in our studied areas is *T. grandis*.

Table 1- Characterization of the four studied sites. s1 = average plantarity; % exotic mean = average proportion of exotic species individuals implanted.

	Sites			
	1	2	3	4
Size (hectare)	8,7	26,4	6,04	6,7
Spacing	5x4 (20m ²)	3x2 (6m ²)	3x2 (6m ²)	3x3 (9m ²)
s1	9 spp	5 spp	8 spp	7 spp
% exotic mean	47.2%	0%	54.3%	14.0%

We evaluated 14 plots in site 1, 10 plots in site 2, 13 plots in site 3 and 9 plots in site 4, totaling 46 plots, each with 1000 m² (C1). We divided each plot in subplots of 100 m² (C2) and 4 m² (C3) totaling 4.6 hectares of area sampled. The plot (C1) corresponds to the arboreal compartment, where the initial planting of the project was carried out (implantation variables). The subplots (C2 and C3) harbor the natural regeneration stratum immediately after C1 (Figure 2), and provided the regeneration variables.

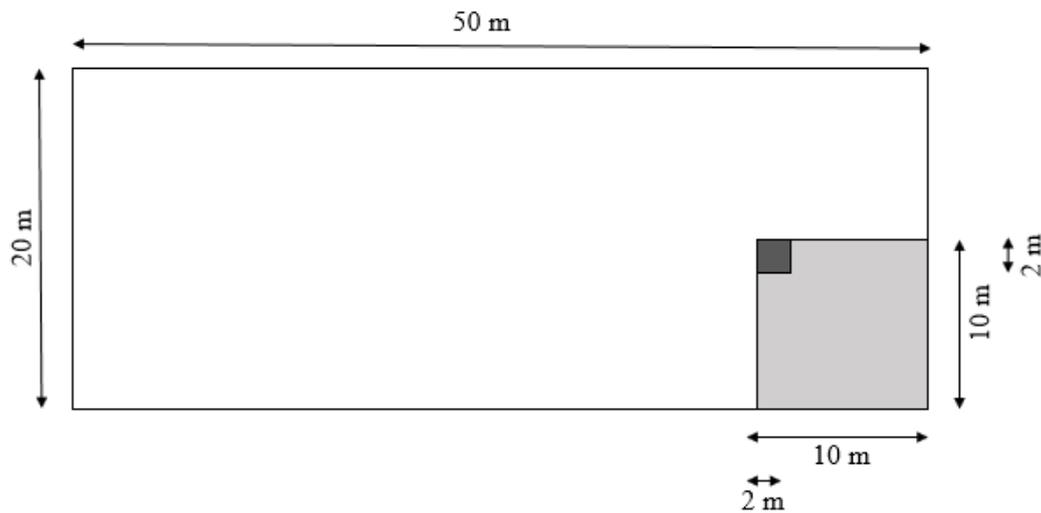


Figure 2. Scheme where the rectangle represents C1 where we sample the arboreal stratum and the squares are equal to the subplots, where we evaluate the regenerating stratum.

For the forest stratum and spacing we used the data of CFI (Circumference at Breast Height, CBH, and total height, Ht, of all planted trees) of each plot obtained in 2017. In addition, between September and November 2017, we complement the inventory with the evaluation of temporary plots to better represent the areas and provide sample sufficiency. From both IFC and data complementation we quantify the initial planting richness (s1) and the average proportion of exotic species individuals implanted (exotic %) for each plot (C1). We sampled the plant individuals of the regenerating stratum in the subplots (C2 and C3), whose data were considered together, with total height (Ht) as the inclusion criterion used in each of the two. In C2, we recorded all plants of Ht greater than or equal to 1.3 m and in C3 those of Ht less than 1.3 m. The individuals were identified at the species level in the field and with the assistance of Federal University of Lavras (UFLA) specialists, according to the botanical classification system proposed by APG IV (Angiosperm Phylogeny Group 2016). We took the plants to the Laboratory of Forestry and Restoration Studies at UFLA, where we prepared exsiccates, the samples was deposited in the ESAL Herbarium, of the Biology Department of UFLA.

Initially, we evaluated the influence of spacing area (m^2), species richness and proportion of exotic species individuals implanted in the arboreal stratum (explanatory variables) on species richness in regeneration (response variable) using generalized linear mixed models (GLMM), with field being used as a random factor to control pseudoreplication effects. Through the general model, we obtained submodels through the dredge function, whose result we submitted to a multi-model inference (Burnham et al. 2011), using the function “model.avg” of the package “MuMIn” (Bartón 2009) to

capture the effects uncertainty of all predictors on the response variables. We ranked the models by their AICc-based model weight and selected the best models by the lowest AICc score and a cut-off of 2 AICc (Burnham et al. 2011) to calculate the coefficients means and obtain the significance values. We used the Poisson residual distribution, with log function, meeting the criteria of absence of both overdispersion and spatial autocorrelation in the global models by the function `correlog` of the package `ncf` (Bjørnstad 2018).

Then we evaluate how patterns of floristic similarity are influenced by variations in silvicultural decisions. For this, we obtained matrices of similarity between plots for floristic, area of spacing, proportion of exotic individuals and number of tree species implanted, using Jaccard as measure of floristic distance and Euclidean distance as measure to the other variables. With this information, we performed an analysis by Generalized Linear Model (GLM), evaluating the influence of variations in area of spacing, proportion of exotic and number of tree species on variations in floristic composition. The process of obtaining and selecting models, obtaining coefficients and evaluating assumptions followed the standards established in the previous analysis, with the exception of the family of residual distribution, which in this case is Gaussian and presents a normal distribution of residues by the Shapiro-Wilk test.

In the sequence, we submitted the floristic dissimilarity matrix to a Similarity Analysis (ANOSIM) to evaluate if the sites explain floristic differences between plots. As the sites present different combinations of silvicultural models, we explore how the species relate to each of the variables. For this, we divided the plots into classes of spacing (3x2, 3x3 and 5x4), classes of proportion of exotic (0-25%, 25-50% and > 50%) and classes of number of species implanted (2-4 and 5-7), for which we explored species sharing and obtained indicator species through the `indval` function of the `labdsv` package (Roberts et al. 2016). We performed all analyzes in the program R v. 3.5.1 (2018).

Results

In the two subplots we found 102 species of the 40 botanical families. The regenerating stratum from the 100 m² subplots presented 98 species, while the one from the 4 m² subplots presented 50 species, with a 46 species shared between them (see Supplementary Material).

The richness of the regenerating stratum was significantly influenced by the spacing and proportion of exotic species, but in different way for each one (Table 2). We found higher values for species richness in regeneration in spacings with larger area (5x4) (Figure 3), while for exotic species the ratio is inversely, with lower richness in sites with higher numbers of exotic species (Figure 4). The number of tree species implanted did not influence species richness (Table 2).

Table 2. Result of the Multimodel Inference for the explanatory variables under the species richness variable in the regeneration. s1 = average plantarity; % exotic mean = average proportion of exotic species individuals implanted.

	Estimate	Std. Error	Adjusted SE	z value	Pr(> z)
(Intercept)	2.19084	0.07501	0.0773	28.338	< 2e-16***
Site	0.44294	0.09084	0.0934	4.739	2.14E-06***
% exotic mean	-0.41745	0.08075	0.0832	5.016	5.30E-07***
s1	-0.1218	0.07125	0.0734	1.658	9.73E-02

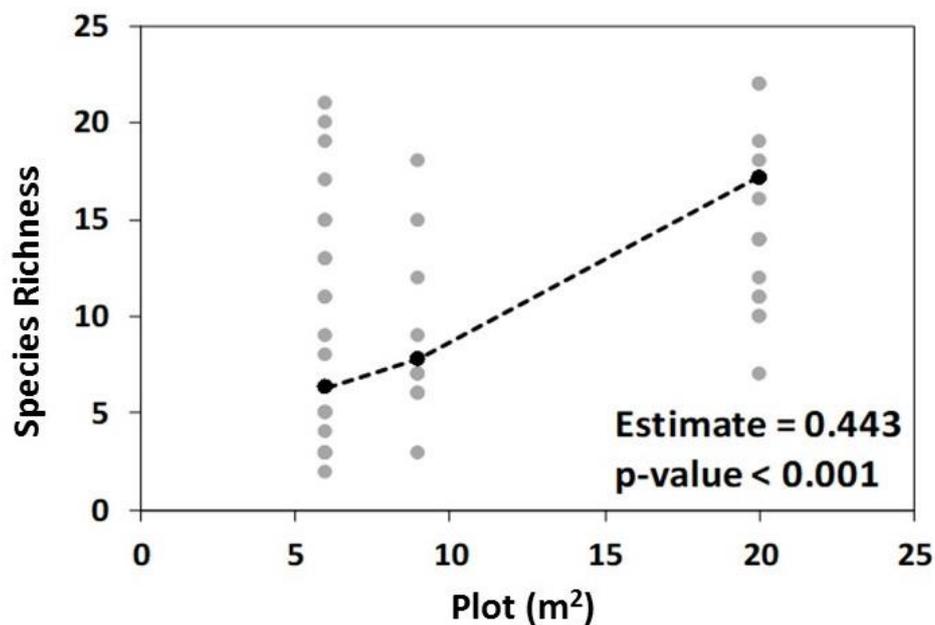


Figure 3. Species richness in natural regeneration per plot as a function of planting spacing area (m²), and curve referring to the behavior found in the General Linear Mixed Models.

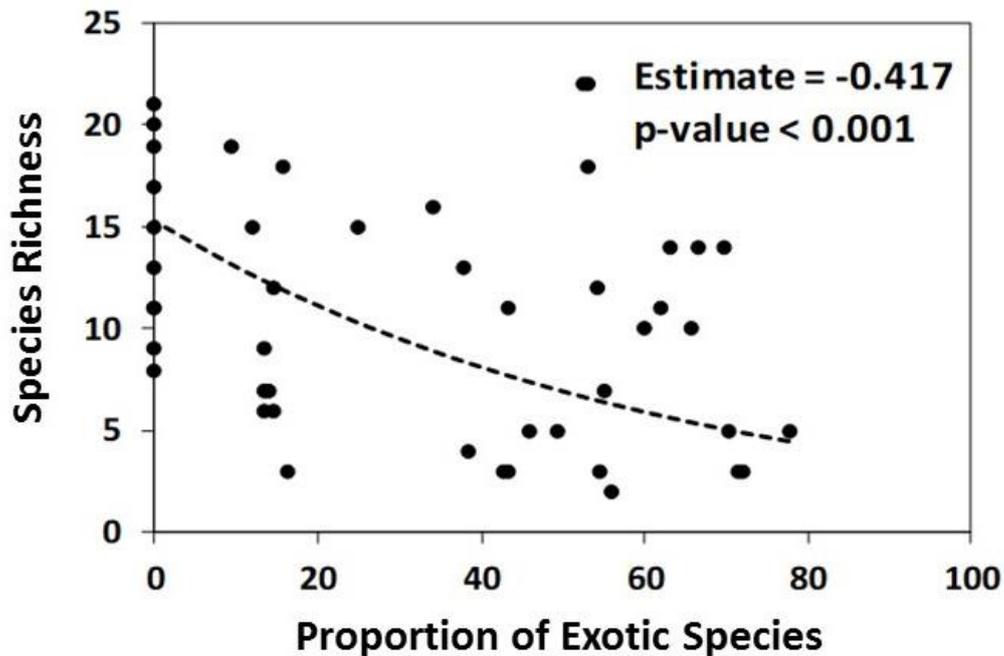


Figure 4. Species richness in the regeneration as a function of the proportion of exotic species and curve referring to the behavior found in the General Linear Mixed Models.

The pattern of floristic dissimilarity between sites was positively influenced by all Euclidean distances for the variables considered (area of spacing, proportion of exotic and richness) (Table 3). That is, the more distinct two points are with respect to each of these variables, and the more distinct they are in relation to their species composition. Thus, if more species are present, if the silvicultural conditions are different between two sites, the tendency is for distinct species to occupy each one. In addition, different combinations of silvicultural models generate distinct patterns of composition, with different shares for each of the silvicultural variables.

Most species (about 47%) occur in only one of the spacings, with only 15 broad occurrence species in the considered conditions (Figure 5). The same pattern can be observed for the proportion of exotic classes, where only 23 species are broad in the three conditions and almost half are specific to some of them (Figure 6); and for the number of species in the classes of species implanted in the arboreal stratum (Figure 7), where half is unique to one of the two conditions.

Table 3. Results of *Multimodel inference* for the explanatory variables under the Jaccard dissimilarity variable in the regeneration.

	Estimate	Std. Error	Adjusted SE	z value	Pr(> z)
(Intercept)	0.527958	0.0101	52.275	< 2e-16	0.527958
Distance (site)	0.00505	0.000788	6.409	1.80E-10	0.00505***
Distance (% exotic)	0.003783	0.000221	17.158	< 2e-16	0.003783***
Distance (Richness)	0.011819	0.003672	3.219	0.00131	0.011819*

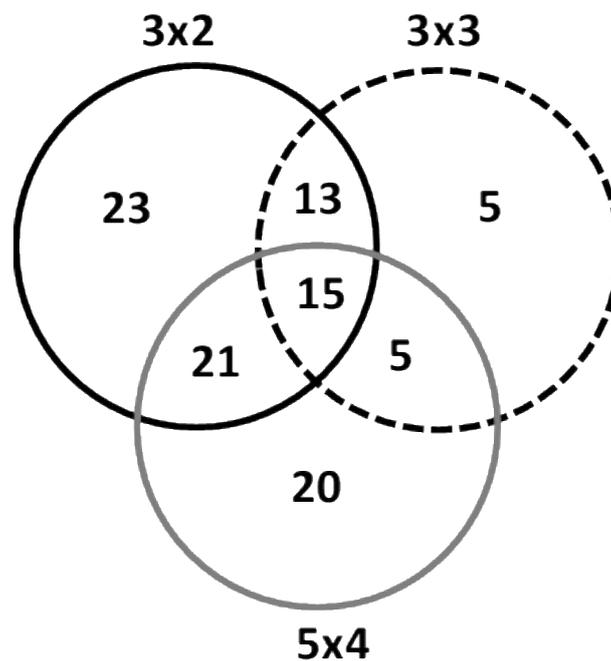


Figure 5. Venn diagram for joint occurrence of regeneration species in the three spacings, after 19 years of forest restoration.

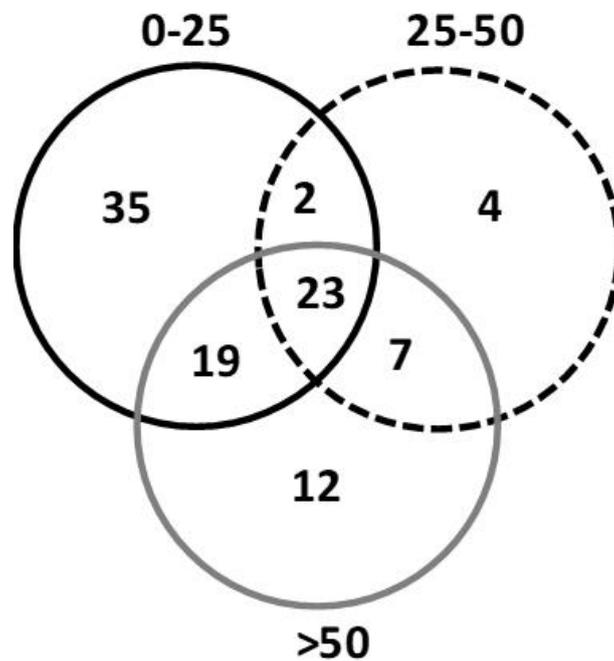


Figure 6. Venn diagram for joint occurrence of regeneration species for the three exotic proportion classes, after 19 years of forest restoration.

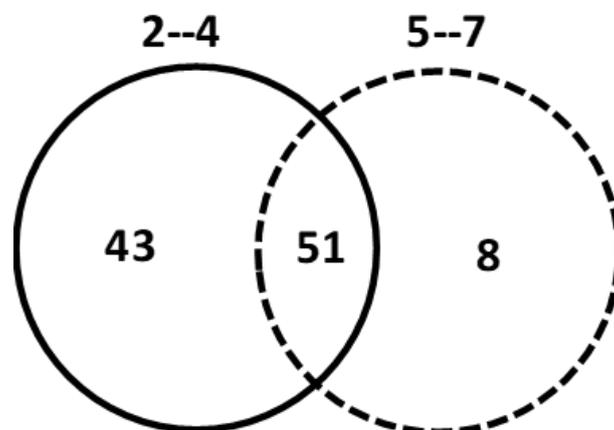


Figure 7. Venn diagram for joint occurrence of regeneration species in the two classes of species quantity implanted, after 19 years of forest restoration.

We observed the same pattern of dissimilarity between classes of each variable, where for each class a distinct set of species is selected, with some classes having more or less indicator species (Table 4, 5 and 6). However, we can observe the interaction between variables, considering that many species are indicators for classes of different variables. The species *Senna tapajozensis* (Duke) H.S. Irwin & Barneby, for example, was the main indicator species at 3x3 spacings, in plantations with exotic proportions of 25-50% and in those whose initial richness ranged from 2-4 species (Tables 3 to 5). The

species *Inga vera* Willd was also recurrent, being the main indicator in 3x2 spacings, and the second and third species, in indication value, for areas with proportions between 25-50% exotic and with initial richness of 2-4 species, respectively. The exotic *Tectona grandis* Linn. F. was considered as an indicator only for the variable spacing, ranking secondly in indication value, in the 5x4 spacing (Table 4). *Bauhinia rufa* (Bong.) Steud. and *Guazuma ulmifolia* Lamarck, which were not registered for any other variable, were indicative in exotic plantations in proportion greater than 50% and in those with richness between 5-7 species, respectively (Table 5 and 6).

Table 4. Species indicating the regeneration of each of the spacings, with indication and probability values, after 19 years of forest restoration.

Species	Cluster	Indicator value	Probability
<i>Inga vera</i> Willd.	3x2	0.3048	0.031
<i>Senna tapajozensis</i> (Ducke) H.S.Irwin & Barneby	3x3	0.6228	0.001
<i>Cecropia</i> sp	3x3	0.4048	0.002
Ni08 sp	3x3	0.3333	0.008
<i>Apuleia leiocarpa</i> . (Vogel) J.F.Macbr.	5x4	0.6733	0.001
<i>Tectona grandis</i> Linn. F.	5x4	0.6021	0.001
<i>Attalea</i> sp	5x4	0.5714	0.001
Ni05 sp	5x4	0.531	0.001
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	5x4	0.4673	0.001
Ni03 sp	5x4	0.4652	0.006
<i>Miconia cuspidata</i> Mart. ex Naudin.	5x4	0.4072	0.011
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	5x4	0.3563	0.005
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	5x4	0.3286	0.016
<i>Byrsonima</i> sp	5x4	0.2143	0.025

Thus, the combination of the effects of silvicultural variables produces a pattern of high floristic dissimilarity, where each combination of conditions represents a set of distinct species. This result is also demonstrated by the ordination of the sample units according to their composition in the NMDS, which presented different composition by the Similarity Analysis (ANOSIM) (Figure 8), in which even plots with similar characteristics for some variables have different species.

Table 5. Species indicating the regeneration of each of the proportion of exotic classes, with indication and probability values, after 19 years of forest restoration.

Species	Cluster	Indicator value	Probability
<i>Senna tapajozensis</i> (Ducke) H.S.Irwin & Barneby	25-50	0.7525	0.001
<i>Inga vera</i> Willd.	25-50	0.5	0.002
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don. ex Steud.	25-50	0.364	0.02
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> . (Vell.) Mattos.	25-50	0.35	0.005
<i>Matayba purgans</i> (Poepp.) Radlk.	25-50	0.3091	0.02
<i>Inga thibaudiana</i> subsp. peltadenia (Harms) T.D. Penn	25-50	0.3	0.021
<i>Bauhinia rufa</i> (Bong.) Steud.	>50	0.3514	0.011

Table 6. Species indicating the regeneration of each of the classes of number of species implanted in the arboreal stratum, with indication and probability values, after 19 years of forest restoration.

Species	Cluster	Indicator value	Probability
<i>Senna tapajozensis</i> . (Ducke) H.S.Irwin & Barneby	2--4	0.7223	0.001
<i>Annona exsucca</i> DC.	2--4	0.4025	0.036
<i>Inga vera</i> Willd.	2--4	0.3846	0.001
<i>Matayba purgans</i> (Poepp.) Radlk.	2--4	0.3846	0.003
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) Don ex Steud.	2--4	0.3793	0.022
<i>Casearia</i> sp	2—4	0.2692	0.014
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> . (Vell.) Mattos.	2—4	0.2692	0.011
<i>Inga thibaudiana</i> subsp. peltadenia (Harms) T.D. Penn	2—4	0.2308	0.031
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lamarck.	5—7	0.2869	0.032

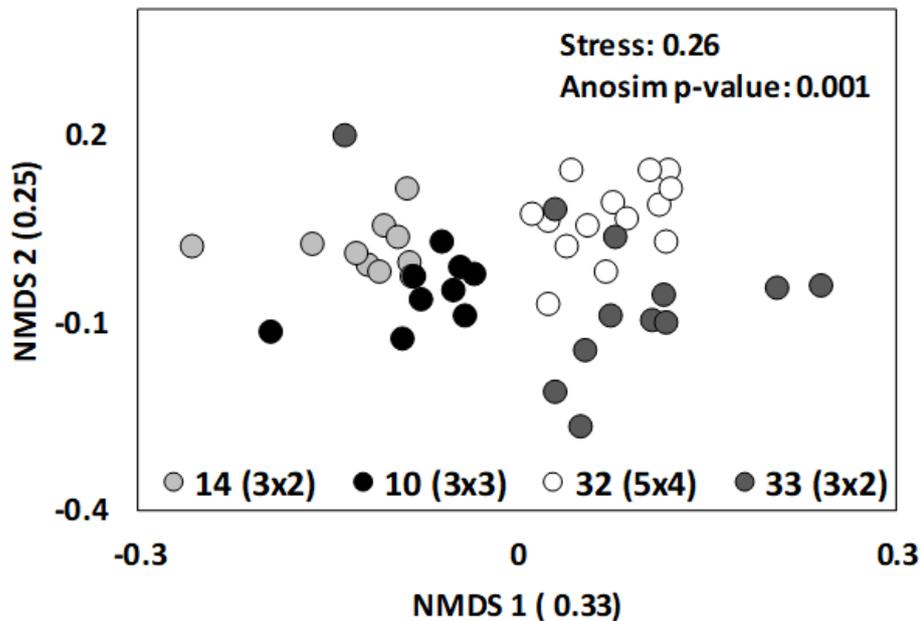


Figure 8. Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS) based on Jaccard for the regenerating stratum of the four areas, after 19 years of forest restoration.

Discussion

The intensity of the changes caused by the plants of the upper strata (canopy trees) over those of lower strata, in diversity and structure, in the forest ecosystems, depends on the species that form the canopy and its interactions with the others (Viani et al. 2010; Spadeto et al. 2017). The effects of these canopy species on the others may be inhibitory, when they limit abundance, survival or spatial or facilitation (nurses' plants), when their presence makes the environment more favorable to other species (Parrota 1995; Magnago et al. 2012).

The inverse relation between the proportion of *T. grandis* and richness may have been motivated by the action of the species as inhibitor, selecting only a few species in the recruitment, whose functional characteristics made them apt to colonize the environment (Chazdon 2014). The *T. grandis*, being a deciduous species, can make the environment inhospitable to shade-dependent species at times of leaf fall, favoring only the pioneer species (Magnago et al. 2012). In a study conducted in Costa Rica, Healey and Gara (2003) obtained similar results, analyzing the diversity of the regenerating stratum on plantations of *T. grandis*. These authors hypothesize that allelopathic compounds present in the leaves of the species may also be responsible for the inhibition of natural regeneration under their crowns, although this idea is not tested yet. These compounds would act as the main ecological filter that partitioned the total pool

in these habitats in function of the specific tolerance, considering that in the scale studied there are no dispersion restrictions (Kraft et al. 2015; Cadote & Tucker 2017).

Monocultures or plantations dominated by few species make environmental conditions uniform, reducing available ecological niches and decreasing biological diversity (Karp et al. 2012; Chazdon & Guariguata 2016). From this it follows that even native species can hinder recruitment when planted at high densities (Aide et al. 2000). For this reason, the negative effect of the *T. grandis* may have been amplified in the conditions with a high number of individuals, which is evidenced by the low species sharing between 0-25% exotic areas and those where the proportion of teak ranged from 25-50% (see Figure 6).

Our results show that these consequences would be minimized from the moderate use of exotic species (up to 25%, according to figures 4 and 6) in reforestation. The observed influence of spacing on regeneration corroborates these assertions, since greater diversity of regeneration was obtained at the larger spacings, probably because of its effect on altering the monotony of habitats afforded by the abundance of *T. grandis*.

Although shading is essential in the initial stages of reforestation, because it inhibits super-dominant grasses and herbaceous plants, the luminosity that reaches lower vegetation strata is important for the recruitment of new species, being one of the most critical forest resources for seedling establishment (Kabakoff & Chazdon 1996). Therefore, the beneficial effect of wide spacings on regeneration may have also been caused by its performance in making the environment more favorable, by ensuring greater entry and variation of light below the canopy (Parrotta 1997; Carnus et al. 2006).

However, ecosystems not characterized by closed canopy, such as those found in the grasslands e arid and semi-arid environments, present environmental characteristics and limitations of resources divergent from those forests (Parr et al. 2014). Thus, these environments may present different interactions between the variables studied and the recruitment of species, with success being associated to different ecological processes due to habitat restrictiveness (Hart & Marshall 2013; Carrion et al. 2017). In addition, the influence of the implanted species on the regeneration will depend on the region where it is found, being positive in some places and negative in others (Viani et al. 2010).

The discussion about the effects of other exotic species of massive use is especially important when we think about the use of exotic allowed by the Brazilian legislation for restoration of private properties (Ferreira et al. 2014). Our results indicate that the proportion of exotic species provided by law may be too high, negatively impacting the diversity of natural regeneration. However, Hobbs et al. (2006, 2009)

recently introduced the concept of novel ecosystems, which are human-managed systems that results in ecosystems with a diversity of both native and exotic species capable of maintaining ecological interactions and functions. Although there are criticisms of this concept (see Murcia et al. 2016), the understanding of the factors that lead to the success or failure of a biological invasion (Zenni et al. 2013) lead to identification of exotic plants that do not behave as invasive (sensu Blackburn et al. 2011). Thus, it is necessary to verify if other exotic species commonly used in Brazil, with no invasive behavior, such as those of the genus *Eucaliptus*, or even native ones of potential logging, have the same effect in the regeneration that we observe for *T. grandis* in the Amazon region. These species can assist in the creation and execution of restoration policies through consortium techniques of native and exotic species in proportions and spacing where the positive effects of the exotic ones overcome their negative effects, favoring the establishment of native species and the recovery of the degraded area.

Adaptive management of areas should also be considered, since practices such as thinning and, in particular, the selective exploitation of exotic species provide density control and consequently result in changes in local environmental conditions. However, studies that envisage the impact of management are necessary, as well as the development of methodologies that ensure the elimination of the species without negative impacts for regeneration (Durigan et al. 2013; Onofre & Engel 2013).

In similarity analyzes, the positive correlation between a variety of silvicultural models and beta diversity (characterized by species differences between sites) may reflect the increased availability of ecological niches from environmental heterogeneity, although such a relationship has been discussed in recent studies (Tamme et al. 2010; Holl et al. 2013) and a more accurate verification is necessary. Thus, when dealing with patterns of species similarity, the observed direct effects of silvicultural treatments on species richness are more complex, since even sites of lower species richness (more exotic species) have unique species. This result of biological specificity along the various combinations of treatments is associated to the different environmental conditions and resources conditioned by them, in which the species would have its success potentiated or not (Cadotte & Tucker 2017). In the absence of dispersion restrictions, all species arrive at all sites, interact with their conditions and resources and have their survival and development conditioned to such a combination (Vleminckx et al. 2015; Krishnadas et al. 2016), occurring a regional pool partitioning (gamma diversity) partitioning in the various microhabitats produced by combinations of treatments (alpha diversity), generating a pattern of high beta diversity (Chesson 2000; Chase 2014; Conradi et al. 2017). This result calls attention to the need to consider integrated systems of adaptive management that seek to go beyond the singular adoption of management or conservation objectives, considering that the adoption of

different practices has positive and negative effects both for negative and positive aspects.

The high number of unique species, plus the difference between the indicator species for each class of the three treatments, may have been motivated by species turnover, where each different grouping of species represents the one selected on different environmental conditions. This finding is interesting, in the sense that it shows the complementarity of the recomposed areas from different techniques, where the conservation of each one of these places can safeguard the biodiversity in general (Baselga 2010; Bergamin et al. 2017).

It is important to consider that the observed effects of silvicultural decisions on natural regeneration are also conditioned by the characteristics of the studied environment. Landscape ecology reveals that the patterns observed in vegetation patches derive from the interaction between them and the matrix, where species dispersion is facilitated when these patches are conserved, connected and inserted into a forest matrix (Martins et al. 2012; Chazdon 2014). In addition, in the rainforest of Atlantic Forest Suganuma et al. (2017) observed that aspects of the landscape, such as size and distance from the remaining forest and environmental aspects, soil fertility, were the main determinants for the colonization of the species instead of the planting richness. Thus, the outstanding recruitment and high richness found in our study for the regenerating stratum can be explained by the location of the areas in a forest matrix and by the consequent permeability of the landscape, due to the proximity of studied sites to areas of native vegetation in different states of conservation.

Thus, Amazonia represents the Brazilian vegetation where there is greater potential for passive or assisted restoration through natural regeneration (Brancalion et al. 2016b), which is significant, since this strategy encourages the active restoration of areas where regeneration is difficult, by releasing unapplied resources in plantations, as well as greatly reducing the costs of restoration (Chazdon 2014; Chazdon & Guariguata 2016). Thus, the use of regeneration as a recomposition technique can also mean a gain in scale for the ecosystems restoration.

We present indications that it is possible to combine the use of exotic tree species with economic potential to achieve biodiversity conservation, as long as the models of planting and the context of the landscape are observed to seek the recovery native biodiversity and ecological functions. Considering that the integration of the economic aspect in the restoration projects is fundamental to progress from the one-time restoration to the large-scale restoration (Brancalion et al. 2016a), our results may help in proposing more attractive restoration models to rural owners. Rural owners hold most of the land characterized as legal degraded reserves in Brazil, especially the medium and large ones (Soares-Filho et al. 2014), so they can be encouraged to recompose their

reserves from the possibility of generating income, contributing to the increase of the recomposed areas in the country. However, it should be noted that the results described here are linked to the conditions of the Amazon region. In highly fragmented and degraded locations (e.g. rain forest of Atlantic Forest and semi-arid formations) the use of exotic species and their implications for natural regeneration should be further investigated, since in these situations the negative effects of exotic species could be accentuated (Lodge 1993; Kinezaki et al. 2003).

Literature Cited

Aide TM, Zimmerman JK, Pascarella JB, Rivera L, Marcano-Vega H (2000) Forest Regeneration in a Chronosequence of Tropical Abandoned Pastures: Implications for Restoration Ecology. *Restoration Ecology* 8:328–338

Angiosperm phylogeny group (2016) An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society* 181:1–20

Arruda CR, Ryn PV, Defontaines S, Silva RP, Lugli LF, Silveira R, Castro CKC (2010) Fichário dos plantios da Fazenda São Nicolau. Arruda CR (eds). 246p

Austin KG, González-Roglich M, Schaffer-Smith D, Schwantes AM, Swenson JJ (2017) Trends in size of tropical deforestation events signal increasing dominance of industrial-scale drivers. *Environmental Research Letters*, 12: 054009

Barton K (2009) MuMIn: multi-model inference. R package version 1. 0. 0. <http://r-forge.r-project.org/projects/mumin/> (accessed 15 October 2018)

Baselga A (2010) Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19:134–143

BenDor T, Lester TW, Livengood A, Davis A, Yonavjak L (2015) Estimating the Size and Impact of the Ecological Restoration Economy. *PLoS ONE* 10:e0128339

Bergamin RS, Bastazini VAG, Vélez-Martin E, Debastiani V, Zanini KJ, Loyola R, Müller SC (2017) Linking beta diversity patterns to protected areas: lessons from the Brazilian Atlantic Rainforest. *Biodiversity and Conservation* 26: 1557–1568

Bjornstad O (2018) The ncf Package: spatial nonparametric covariance functions. <https://cran.r-project.org/web/packages/ncf/ncf.pdf> (accessed 17 October 2018)

Blackburn TM, Pyšek P, Bacher S, Carlton JT, Duncan RP, Jarošík V, Wilson JRU, Richardson DM (2011) A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 26: 333–339

Borges HNB, Silveira EA, Vendramin LN (2014) Flora arbórea de Mato Grosso: tipologias vegetais e suas espécies. Cuiabá-MT: Entrelinhas.

Bradshaw CJA, Sodhi NS, Brook BW (2009) Tropical turmoil: a biodiversity tragedy in progress. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:79–87

Brancalion PHS, Rodrigues RR, Gandolfi S, Nave AG (2012a) A silvicultura de espécies nativas para viabilização econômica da restauração florestal na Mata Atlântica. Pages: 212-239 In: Martins SV (eds). *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*. Editora UFV, Viçosa.

Brancalion PHS, Viani RAG, Rodrigues RR, César RG (2012b) Estratégias para auxiliar na conservação de florestas tropicais secundárias inseridas em paisagens alteradas. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais* 7: 219-234

Brancalion PH, Gandolfi S, Rodrigues RR (2015) *Restauração florestal*. São Paulo. Oficina de textos.

Brancalion PHS, Garcia LC, Loyola R, Rodrigues RR, Pillar VD, Lewinsohn TM (2016a) A critical analysis of the Native Vegetation Protection Law of Brazil (2012): Updates and ongoing initiatives. *Natureza e Conservação* 14:1–15

Brancalion PHS, Schweizer D, Gaudare U, Manguiera JR, Lamonato F, Farah FT, Nave AG, Rodrigues RR (2016b) Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. *Biotropica* 48:856–867

Bullock JM, Aronson J, Newton AC, Pywell RF, Rey-Benayas JM (2011) Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in ecology & evolution* 26:541-549

Burnham KP, Anderson DR, Huyvaert, KP (2011) AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 65:23-35

Chazdon, R.L., Uriarte, M., 2016. Natural regeneration in the context of large-scale forest and landscape restoration in the tropics. *Biotropica* 48, 709–715. <https://doi.org/10.1111/btp.12409>.

Cadotte MW, Tucker CM (2017) Should environmental filtering be abandoned? *Trends in ecology & evolution* 32:429-437

Carnus JM, Parrotta J, Brockerhoff EG, Arbez M, Jactel H, Kremer A, Lamb D, O'Hara K, Walters B (2006) Planted forests and biodiversity. *Journal of Forestry* 104: 65-77

- Carrión JF, Gastauer M, Mota NM, Meira-Neto JAA (2017) Facilitation as a driver of plant assemblages in Caatinga. *Journal of arid environments* 142:50-58
- Chase JM (2014). Spatial scale resolves the niche versus neutral theory debate. *Journal of Vegetation Science* 25:319–322
- Chazdon RL (2014) *Second Growth. The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Chazdon RL, Guariguata MR (2016) Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica* 48:716–730
- Chesson P (2000) Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual review of Ecology and Systematics* 31:343-366.
- Conradi T, Temperton VM, Kollmann J (2017) Resource availability determines the importance of niche-based versus stochastic community assembly in grasslands. *Oikos* 126:1134–1141
- Durigan G, Silveira ER da, Melo ACG (2013) Retirada gradual de árvores exóticas plantadas para facilitar a regeneração da vegetação nativa do Cerrado. Pages: 27-31. In: Durigan G, Ramos VS (eds). *Manejo adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas*. São Paulo: Páginas & Letras Editora e Gráfica.
- Engel VL, Parrota JA (2003) Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. Pages: 1-26. In: PY Kageyama, Oliveira RE de, Moraes LFD de, Engel VL, Gandara FB (eds). *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas Florestais, Botucatu.
- Ferreira J, Aragao, LEOC, Barlow J, Barreto P, Berenguer E, Bustamante M, Gardner TA, Lees AC, Lima A, Louzada J, Pardini R, Parry L, Peres CA, Pompeu P dos S, Tabarelli M, Zuanon J (2014) Brazil's environmental leadership at risk. *Science* 346:706-707
- Hart S, Marshall DJ (2013) Environmental stress, facilitation, competition, and coexistence. *Ecology* 94:2719-2731
- Healey SP, Gara RI (2003) The effect of a teak (*Tectona grandis*) plantation on the establishment of native species in an abandoned pasture in Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 176:497–507
- Hobbs RJ, Arico S, Aronson J, Baron JS, Bridgewater P, Cramer VA, Epstein PR, Ewel JJ, Klink CA, Lugo AE, Norton D, Ojima D, Richardson DM, Sanderson EW, Valladares F, Vilà M, Zamora R, Zobel M. (2006) Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* 15:1-7

- Hobbs RJ, Higgs E, Harris JA (2009) Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution* 24:599–605
- Hobbs, R. J. (2018). Restoration Ecology's silver jubilee: innovation, debate, and creating a future for restoration ecology. *Restoration ecology* 26:801-805
- Holl KD, Stout VM, Reid JL, Zahawi RA (2013) Testing heterogeneity–diversity relationships in tropical forest restoration. *Oecologia* 173:569–578
- Kabakoff RP, Chazdon RL (1996) Effects of canopy species dominance on understorey light availability in low-elevation secondary forest stands in Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 12:779–788
- Karp DS, Rominger AJ, Zook J, Ranganathan J, Ehrlich PR, Daily GC (2012) Intensive agriculture erodes β -diversity at large scales. *Ecology Letters* 15:963–970
- Kinezaki N, Kawasaki K, Takasu F, Shigesada, N (2003) Modeling biological invasions into periodically fragmented environments. *Theoretical Population Biology* 64:291–302
- Kraft NJ, Adler PB, Godoy O, James EC, Fuller S, Levine JM (2015) Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. *Functional Ecology* 29:592-599
- Krishnadas M, Kumar A, Comita LS (2016) Environmental gradients structure tropical tree assemblages at the regional scale. *Journal of Vegetation Science* 27:1117-1128
- Lamb D (1998) Large-scale ecological restoration of degraded tropical forest lands: The potential role of timber plantations. *Restoration Ecology* 6:271-279
- Lamb D, Erskine PD, Parrotta JA (2005) Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310:1628-1632
- Laurance WF (1999) Reflections on the tropical deforestation crisis. *Biological Conservation* 91:109–117
- Lodge DM (1993) Biological invasions: Lessons for ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 8:133–137
- Magnago LFS, Martins SV, Venzke TSL, Ivanauskas NM (2012) Os processos e estágios sucessionais da Mata Atlântica como referência para restauração florestal. Pages:69-100 In: Martins SV (eds). *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*. Editora UFV, Viçosa.
- Martins SV, Neto AM, Ribeiro TM (2012) Uma abordagem sobre diversidade e técnicas de restauração ecológica. Pages:17-40 In: Martins SV (eds). *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*. Editora UFV, Viçosa.

- Ministério do Meio Ambiente (MMA). Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (2017) http://www.florestal.gov.br/snif/images/Publicacoes/planaveg_publicacao.pdf. (accessed 15 October 2018)
- Murcia C, Aronson J, Kattan GH, Moreno-Mateos D, Dixon K, Simberloff D (2014) A critique of the “novel ecosystem” concept. *Trends in Ecology & Evolution* 29:548–553
- Onofre FF, Engel VL (2013) Retirada de árvores de eucalipto para favorecer a regeneração natural da Floresta Ombrófila. Pages 31:34. In: Durigan G, Ramos VS (eds). *Manejo adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas*. São Paulo: Páginas & Letras Editora e Gráfica
- Parr CL, Lehmann CER, Bond WJ, Hoffmann WA, Andersen AN (2014) Tropical grassy biomes: misunderstood, neglected, and under threat. *Trends in Ecology & Evolution* 29:205–213
- Parrotta JA (1995) Influence of overstory composition on understory colonization by native species in plantations on a degraded tropical site. *Journal of Vegetation Science* 6:627–636
- Parrotta JA, Turnbull JW, Jones N (1997) Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Management*, 99:1-7
- R Core Team (2018) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Roberts DW (2016) labdsv: Ordination and multivariate analysis for ecology. R package version, v. 1, n. 1. <https://cran.r-project.org/web/packages/labdsv/labdsv.pdf> (accessed 15 October 2018)
- Soares-Filho B, Rajão R, Macedo M, Carneiro A, Costa W, Coe M, Rodrigues H, Alencar A. (2014) Cracking Brazil’s Forest Code. *Science* 344:363–364
- Spadeto C, Wilson Fernandes G, Negreiros D, Kunz, SH (2017) Facilitative effects of tree species on natural regeneration in an endangered biodiversity hotspot. *Brazilian Journal of Botany* 40:943–950
- Sparovek G, Berndes G, Klug ILF, Barretto AGOP (2010) Brazilian agriculture and environmental legislation: Status and future challenges. *Environmental Science and Technology* 44:6046-6053
- Suganuma MS, Torezan JMD, Durigan G (2017) Environment and landscape rather than planting design are the drivers of success in long-term restoration of riparian Atlantic forest. *Applied Vegetation Science* 21:76–84

Tamme R, Hiiesalu I, Laanisto L, Szava-Kovats R, Pärtel M (2010) Environmental heterogeneity, species diversity and co-existence at different spatial scales. *Journal of Vegetation Science* 21:796–801

Tundisi JG, Matsumura-Tundisi T (2008) Biodiversity in the neotropics: ecological, economic and social values. *Brazilian Journal of Biology* 68:913-915

Viani RAG, Durigan G, Melo ACG de (2010) A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? *Ciência Florestal* 20:533-552

Vleminckx J, Drouet T, Amani C, Lisingo J, Lejoly J, Hardy OJ (2015) Impact of fine-scale edaphic heterogeneity on tree species assembly in a central African rainforest. *Journal of vegetation science* 26:134-144

Zenni RD, Nuñez MA (2013) The elephant in the room: the role of failed invasions in understanding invasion biology. *Oikos*

Acknowledgements

We thank the Peugeot-ONF (PCFPO) Forest Carbon Sink Project for the support. The University Federal of Lavras and University Federal of Mato Grosso, University Campus of Sinop for qualification opportunities. The National Council for the Improvement of Higher Education (CAPES) and the Research Support Foundation of the State of Mato Grosso for granting the scholarship.

Supplementary Material — List of species of natural regeneration inventoried and identified to gender and / or species. z = number of individuals sampled by species.

Family	Species	z
Anacardiaceae	<i>Astronium lecointei</i> Ducke	2
	<i>Spondias mombin</i> L.	2
Annonaceae	<i>Anaxagorea dolichocarpa</i> Sprague & Sandwith	2
	<i>Annona exsucca</i> DC.	41
	<i>Fusaea longifolia</i> (Aubl.) Saff.	1
	<i>Xylopia sericea</i> A.St.-Hil.	1
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana heterophylla</i> Vahl	2
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerm. & Frodin	1
Arecaceae	<i>Astrocaryum aculeatum</i> G.Mey.	2
	<i>Attalea</i> sp	14
Asteraceae	<i>Vernonia</i> sp	3
Bignoniaceae	<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	33
	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	1
	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.O.Grose	7
	<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	2
	<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith	7
Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.) Oken	904
	<i>Cordia bicolor</i> A.DC.	1
Burseraceae	<i>Tetragastris altissima</i> (Aubl.) Swart	1
	<i>Trattinnickia rhoifolia</i> Willd.	3
Chrysobalanaceae	<i>Licania parviflora</i> Benth.	2
Combretaceae	<i>Buchenavia tetraphylla</i> (Aubl.) R.A.Howard	3
Connaraceae	<i>Connarus perrottetii</i> (DC.) Planch.	9
Dichapetalaceae	<i>Tapura amazonica</i> Poepp.	2
Ebenaceae	<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	16
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea floribunda</i> Spruce ex Benth.	3
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum anguifugum</i> Mart.	10
Ebenaceae	<i>Diospyros inconstans</i> Jacq.	16
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea floribunda</i> Spruce ex Benth.	3
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum anguifugum</i> Mart.	10
Euphorbiaceae	<i>Pera coccinea</i> (Benth.) Müll.Arg.	26
Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	1
	<i>Andira surinamensis</i> (Bondt) Pulle	4
	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	17
	<i>Bauhinia rufa</i> (Bong.) Steud.	65

	<i>Bauhinia</i> sp	2
	<i>Enterolobium maximum</i> Ducke	2
	<i>Enterolobium schomburgkii</i> (Benth.) Benth.	6
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	1
	<i>Inga marginata</i> Willd.	5
	<i>Inga panurensis</i> Benth.	9
	<i>Inga thibaudiana</i> DC.	12
	<i>Inga vera</i> Willd.	37
	<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	11
	<i>Samanea tubulosa</i> (Benth.) Barneby & J.W.Grimes	17
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	3
	<i>Senna pendula</i> (Willd.) H.S.Irwin & Barneby	3
	<i>Senna silvestris</i> (Vell.) H.S.Irwin & Barneby	12
	<i>Senna tapajozensis</i> (Ducke) H.S.Irwin & Barneby	83
	<i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> (Willd.) Hochr.	4
	<i>Swartzia costata</i> (Rusby) R.S.Cowan	6
Gentianaceae	<i>Potalia amara</i> Aubl.	4
Hypericaceae	<i>Vismia bemerguii</i> M.E. Berg	3
	<i>Vismia cayennensis</i> (Jacq.) Pers.	9
	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Pers.	31
Lamiaceae	<i>Tectona grandis</i> L.f.	27
Lauraceae	<i>Ocotea guianensis</i> Aubl.	2
	<i>Ocotea longifolia</i> Kunth	5
Lecythidaceae	<i>Couratari</i> sp	4
Lythraceae	<i>Physocalymma scaberrimum</i> Pohl	5
Malpighiaceae	<i>Byrsonima</i> sp	6
Malvaceae	<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	10
	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	5
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	19
Melastomataceae	<i>Bellucia grossularioides</i> (L.) Triana	3
	<i>Miconia cuspidata</i> Mart. ex Naudin	74
Menispermaceae	<i>Abuta grandifolia</i> (Mart.) Sandwith	2
Moraceae	<i>Clarisia ilicifolia</i> (Spreng.) Lanj. & Rossberg	2
	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	27
	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger, Lanj. & de Boer	1
Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	15
	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	14
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i> L.	11
	<i>Randia</i> sp	9

Rutaceae	<i>Citrus limon</i> (L.) Osbeck	1
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	49
	<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	28
Salicaceae	<i>Casearia javitensis</i> Kunth	2
	<i>Casearia</i> sp	10
Sapindaceae	<i>Cupania scrobiculata</i> Rich.	9
	<i>Matayba purgans</i> (Poepp.) Radlk.	34
Sapotaceae	<i>Pouteria</i> sp	2
Simaroubaceae	<i>Simarouba amara</i> Aubl.	6
Urticaceae	<i>Cecropia</i> sp	6
Verbenaceae	<i>Citharexylum poeppigii</i> Walp.	6
Violaceae	<i>Rinoreaocarpus ulei</i> (Melch.) Ducke	2

MANUSCRITO 3: Efetividade de estratégias de restauração em florestas tropicais: como a performance diferencial de espécies e o contexto ecológico influenciam o estabelecimento e ocupação

Juliano de P. dos Santos^{1,2,3}, Cléber Rodrigo de Souza⁴, Michele Aparecida Pereira da Silva¹, Joelma de Paulo Silva¹, Soraya Alvarenga Botelho¹

¹ Laboratório de Silvicultura e Restauração Florestal (LASERF), Departamento de Ciências Florestais, Universidade Federal de Lavras. Campus Universitário, Caixa Postal 3037, Lavras, MG CEP 37200-000, Brazil

²Autor para correspondência: J. P. Santos, e-mail:juliano_engflorestal@yahoo.com.br

³ Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais, Campus Sinop, Universidade Federal de Mato Grosso. Av. Alexandre Ferronato, n.º 1.200, Sinop, MT CEP 78557-287, Brazil

⁴ Laboratório de Fitogeografia e Ecologia Evolutiva, Departamento de Ciências Florestais, Universidade Federal de Lavras. Campus Universitário, Caixa Postal 3037, Lavras, MG CEP 37200-000, Brazil

**preparado para Journal of forestry Research

Abstract

A restauração de florestas tropicais destaca entre as iniciativas de enfrentamento às mudanças climáticas, manutenção dos serviços ecossistêmicos e conservação da diversidade. Assim, nosso objetivo foi avaliar a efetividade no estabelecimento e ocupação em três estratégias de restauração florestal da vegetação associada à cursos d'água, áreas legalmente protegidas no sul da Amazônia, Brasil. Para isso, avaliamos após 2,5 anos da implantação as variáveis número de indivíduos, intensidade de perfilhamento, Biomassa arbórea acima do Solo, Área de Copa, diâmetro e altura médios por indivíduo em 58 unidades amostrais de 10 x 30 m distribuídas entre as estratégias Plantio em Área Total, Ilhas de diversidade e Semeadura direta. Avaliamos ainda as principais espécies em cada estratégia, bem como as suas similaridades. Nossos resultados apontaram a estratégia Semeadura Direta como a de maior efetividade no número de indivíduos, Biomassa e Área de Copa, enquanto a intensidade de perfilhamento foi maior nas Ilhas de Diversidade e não houveram diferenças quanto a média de altura e diâmetro. No geral, cada estratégia apresentou um conjunto particular de espécies de maior sucesso, com as maiores similaridades ocorrendo entre as duas estratégias em que há a implantação por mudas (Plantio em Área Total e Ilhas de Diversidade). Nossos resultados apontam a Semeadura Direta como promissora no contexto do estudo, considerando os aspectos ecológicos e seu baixo custo de implantação e manutenção. As espécies desempenharam um papel importante na diferenciação das estratégias por proporcionarem funções ecológicas distintas que podem influenciar os processos ecológicos em nível de comunidade e indivíduos.

Palavras-chave: Restauração florestal; Nucleação; Semeadura Direta, Plantio de mudas; Floresta Amazônica.

Verificação de bibliografia

Introdução

As florestas tropicais abrigam grande parte da biodiversidade global e sua manutenção está diretamente associada a diversos processos essenciais para o funcionamento dos ecossistemas e para a humanidade (Chazdon e Arroyo, 2013; Isbell et al. 2017; Isbell et al. 2018; Watson et al. 2018). Em geral, tais serviços ecossistêmicos diretamente associados a biodiversidade estão associados a provisão de recursos alimentares, estruturais e genéticos, controle do clima e mitigação de consequências negativas oriundas de atividades antrópicas, tais como a absorção de carbono oriundo de combustíveis fósseis (Houghton et al. 2015; Isbell et al. 2017; Mori et al. 2017; Mitchard 2018; Spracklen et al. 2018).

O cenário de degradação no mundo foi revisado por Gibbs e Salmon (2015) e as estimativas globais indicam que o total de áreas degradadas é de menos de 1 bilhão de

hectare a mais de 6 bilhões de hectares com ampla discordância em sua distribuição espacial. Para as florestas tropicais esta estimativa pode chegar a 500 milhões de ha, podendo, assim, afetar a subsistência de milhões de pessoas, especialmente aquelas alocadas nos trópicos. (Asner et al. 2009). Os impactos negativos da degradação comprometem o funcionamento e serviços ambientais provisionados pelos ecossistemas florestais, pois, alteram os padrões de dinâmica e desempenho funcional desses ambientes (Cardinale et al. 2012; Ghazoul e Chazdon, 2017). Neste sentido, soluções para mitigar estes problemas de degradação devem ser abordadas do ponto de vista viável, deixando de lado o idealismo. Assim, o desenvolvimento de novas políticas de conservação deve ser priorizado e baseado em esforços para restaurar áreas florestais degradadas e criar áreas protegidas para garantir, assim, os benefícios em longo prazo para toda a humanidade (Ghazoul e Chazdon, 2017; Watson et al. 2017).

Atualmente, governos de todo o mundo, bem como empresas e tomadores de decisão têm procurado promover iniciativas globais de restauração florestal, como o "Bonn Challenge", lançado em 2011 com o compromisso de restaurar 150 milhões de hectares até 2020 (Bonn Challenger, 2019); a Declaração de Nova York (ONU, 2019), propondo a restauração de outros 200 milhões de hectares; e a Iniciativa 20 x 20 lançada em 2014 pelos países da América Latina para restaurar 20 milhões de hectares até 2020 (WRI, 2019).

Restaurar ecossistemas florestais tropicais é um dos principais desafios globais, sendo ainda necessário gerar informações sobre as atividades a serem implementadas, buscar práticas efetivas com diferentes estratégias a serem utilizadas dependendo das situações encontradas *in situ*, além de selecionar espécies mais funcionalmente apropriadas para serem utilizadas em cada caso específico (Guariguata e Brancalion 2014; Brancalion e van Melis 2017). A decisão a ser tomada em relação à área a ser restaurada é o primeiro passo para recuperar áreas degradadas em seus aspectos físicos, químicos e biológicos e por consequência restaurar sua capacidade produtiva (HOLL, 2013; Perring et al. 2015; Brancalion e van Melis 2017).

A vegetação nativa próxima a córregos é reconhecida como importante para as sociedades em todo o mundo. Na zona ribeirinha, além do abrigo da biodiversidade com a prestação de serviços ambientais, os solos úmidos e sua vegetação nas zonas de influência dos rios e lagos são ecossistemas de reconhecida importância na mitigação de inundações e vazantes, na redução da erosão superficial, no condicionamento da qualidade da água e na manutenção dos canais, pela proteção dos córregos e pela redução do assoreamento (Tabacchi et al. 2000; Dosskey et al. 2010). Existe um amplo consenso científico de que em função de sua importância na estabilidade e funcionalidade, estes ecossistemas precisam ser preservados ou restaurados, se degradados (Dosskey et al. 2010; Silva et al 2012).

Nesse contexto, estudos que elucidam a base científica do processo de restauração ecológica das florestas tropicais são essenciais, pois, nos permitirão superar

os desafios e projetar a escala necessária para torná-la uma medida inteligente de conservação da diversidade e enfrentar as mudanças climáticas globais. Esse avanço permitirá o desenho de projetos robustos e dinâmicos que possam reverter o processo de degradação sob aspectos funcionais e estruturais, a medida que concomitantemente permite a regulação e a manutenção dos serviços ambientais esperados com a atividade (Brancalion et al. 2013; Durigan e Engel, 2012). Considerando esta necessidade de construção de conhecimento a respeito de medidas de potencialização do sucesso da restauração em florestas tropicais, nosso objetivo foi comparar a eficácia de três estratégias de restauração florestal em áreas degradadas 2,5 anos após implantação em florestas amazônicas em Áreas de Preservação Permanente. Nós avaliamos esta efetividade em diferentes aspectos da vegetação arbórea, analisando variáveis associadas ao estabelecimento, sucesso individual e proteção do solo.

Materiais e métodos

Áreas de estudo

A área de estudo está localizada na Fazenda São Nicolau (FSN), no município de Cotriguaçu, na porção noroeste do Mato Grosso - Brasil. (-9.859354°; -58.250445°). A fazenda está localizada na margem esquerda do rio Juruena, que junto com o rio Teles Pires forma o rio Tapajós, um dos maiores rios da Amazônia (Silveira et al. 2017). O clima da região é tropical quente e úmido (Aw na classificação de Köppen), com temperatura média de 24 ° C e umidade relativa em torno de 80% (Vourlitis et al. 2002, Souza et al. 2013). A precipitação média anual é de 2034 mm, com a estação chuvosa de outubro a março, e a estação seca no inverno, de abril a setembro (Noronha et al. 2015). O relevo na região é plano e a altitude média é de 297 m. A região está inserida no domínio fitogeográfico Amazônico, em proximidade com o limite sudeste com o domínio dos Cerrados, com a paisagem sendo marcada por Florestas de Terra baixa e florestas aluviais nas áreas próximas a cursos d'água. (BRASIL 2012).

A Fazenda São Nicolau consiste em um projeto de Poço de Carbono implantando em 1998 pela empresa construtora de automóveis francesa Peugeot, em parceria com a empresa de gestão florestal ONF-Brasil (Office National des Forêts). O projeto foi implantado com o objetivo de sequestrar e estocar carbono atmosférico através do plantio de árvores na recuperação de áreas degradadas na propriedade. Em 2000 quando foi realizado o licenciamento ambiental foram detectados 455,84 ha de Áreas de Preservação Permanentes Degradadas (APPD), valor que diminuiu para 166,31 ha com as iniciativas do Projeto de Reflorestamento Poço de Carbono Peugeot – ONF e que está atualmente em cerca de 123,94 ha. Esta iniciativa foi firmada juntamente ao órgão ambiental responsável na região (Secretaria de Estado do Meio Ambiente do Mato Grosso – SEMA), com o compromisso de restauração anual de 12 ha previamente utilizados como área de pastagem. Na fazenda o principal fator de degradação foi a derrubada da floresta nativa para a exploração madeireira e

estabelecimento de pastagens, seguido pela compactação do solo causada pela atividade pecuária realizada na área. (Silveira et al. 2017).

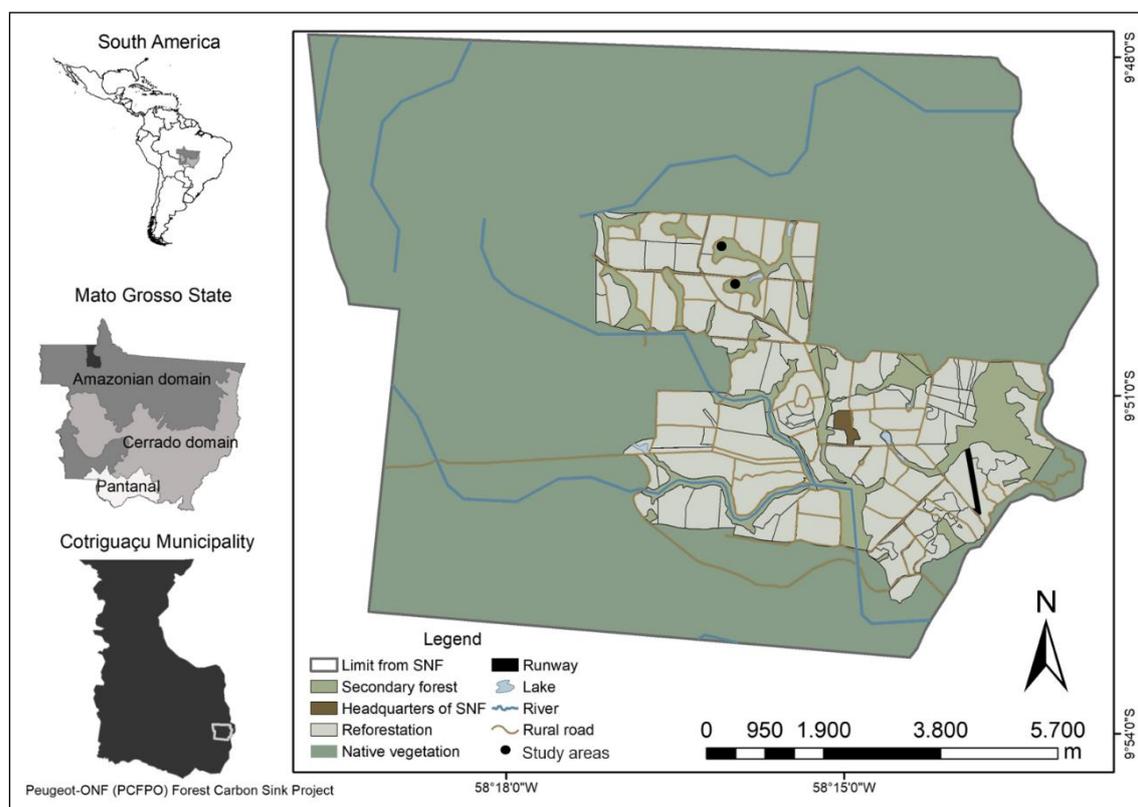


Figure 1: Localização das áreas de estudo, na borda sul da Amazônia.

Seleção de espécies e implantação das estratégias de restauração

O primeiro passo do processo de restauração foi o isolamento da área, que é necessária para evitar a pastagem de gado no local e de outros fatores de degradação que possam afetar o desenvolvimento da restauração.

A preferência na seleção foi dada às espécies nativas das fisionomias florestais da região, especialmente aquelas associadas aos cursos de água. Para isso, inicialmente consultamos as espécies implantadas no Projeto Preenchimento de Carbono Florestal Peugeot-ONF (PCFPO) e espécies já conhecidas por serem atraentes para a vida selvagem em áreas ribeirinhas da fazenda (Silveira et al. (2017), bem como observamos in loco as espécies que se regeneravam com abundância nas áreas ciliares da Fazenda São Nicolau. Também avaliamos aspectos funcionais das espécies como o fornecimento de recurso e atração da fauna, grupo ecológico na sucessão florestal, informação sobre o ritmo de crescimento da espécie, adaptabilidade a áreas úmidas, entre outras características importantes para o estabelecimento e sucesso das espécies. Após análise criteriosa da identificação das informações ecológicas e silviculturais disponíveis e da

ocorrência nas matas ciliares da região foram pré-selecionadas 59 espécies (Tabela 1). A produção de mudas foi realizada na própria fazenda, com sementes oriundas de coletores de sementes da região e de coletas realizadas pelos integrantes da equipe na própria fazenda. Para a realização do preparo da área foi utilizado a roçagem mecânica e adubação em área total.

A preparação da área foi iniciada no meio da estação seca e continuou até o início das chuvas, quando o plantio foi feito. A primeira atividade foi o monitoramento e controle de formigas cortadeiras com o uso de iscas formicidas. Em seguida, a área foi submetida ao sobre pastoreio para redução da biomassa das gramíneas, sendo realizadas até cinco operações de gradagem para controle de gramíneas e incorporação de calcário. A última operação de gradagem foi realizada pelo menos 15 dias antes do plantio. No plantio aplicamos por ponto 150g de fertilizante formulado NPK 05:25:15 e solução de 500ml com hidrogel polimérico. Após 30 dias, avaliamos a sobrevivência e realizamos o replantio. A manutenção das gramíneas ocorreu pela limpeza em torno das mudas (coroamento) e corte semi-mecanizado entre as linhas de plantio e entre plantas. Foi realizada a fertilização de cobertura com formulação NPK 20:05:20. Todas as atividades operacionais necessárias para a restauração são detalhadas em Silveira et al. (2017).

Tabela 1: Espécies utilizadas nas estratégias de implantação na Fazenda São Nicolau, Amazônia, Brasil. Os nomes populares correspondem a forma em língua portuguesa da nomeação utilizada na região.

Família/Espécie	Nome popular
ANACARDIACEAE	
<i>Anacardium giganteum</i> W .Hancock ex Engl	<i>Cajueiro</i>
<i>Anacardium humile</i> A. St. - Hill	<i>Caju</i>
<i>Anacardium occidentale</i> L.	<i>Caju</i>
<i>Astronium lecointei</i> Ducke	<i>Muiracatiara</i>
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	<i>Aroeira</i>
<i>Spondias mombin</i> L.	<i>Cajá</i>
ANONACEAE	
<i>Xilopia</i> sp.	<i>Pindaíba</i>
APOCYNACEAE	
<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.	<i>peroba mica</i>
<i>Rauvolfia paraenses</i> Ducke	<i>peroba da água</i>
ARECACEAE	
<i>Euterpe oleracea</i> Mart.	<i>Açaí</i>
BIGNONIACEAE	
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	<i>ipê-rosa</i>
<i>Handroanthus serratifolius</i> (A.H.Gentry) S.Grose	<i>ipê-amarelo</i>
<i>Tabebuia</i> sp.	<i>Ipê</i>

Família/Espécie	Nome popular
BIXACEAE	
<i>Bixa orellana</i> L.	Colorau
CANNABACEAE	
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Piriquiteira
CARYOCARECAE	
<i>Caryocar glabrum</i> (Aubl.) Pers.	Pequi
CHRYSOBALANACEAE	
<i>Couepia grandiflora</i> (Mart. et Zucc.) Benth. ex. Hook.	guariuba/orticíca
DICHAPETALACEAE	
<i>Tapura amazônica</i> Poepp. &Endl.	Espeteiro
EUPHORBIACEAE	
<i>Hevea brasiliensis</i> (Willd. ex A.Juss.) Müll.Arg.	Mamoninha
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	Seringueira
FABACEAE	
<i>Amburana cearensis</i> (Fr. All.) A. C. Smith	Cerejeira
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	angelim doce
<i>Anadenanthera</i> sp 1	Angiquinho
<i>Anadenanthera</i> sp 2	angico-amarelo
<i>Andira legalis</i> (Vell.) Toledo	angico vermelho
<i>Bauhinia acreana</i> Harms	pata de vaca
<i>Cajanus cajan</i> (L.) Huth	feijão cru
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Copaíba
<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Willd.	Cumarú
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Orelinha
<i>Enterolobium schomburgkii</i> (Benth.) Benth.	Timburi
<i>Erythrina</i> sp.	crista de galo
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jatobá
<i>Hymenaea parvifolia</i> Huber	jatobá-mirim
<i>Ingaedulis</i> Mart.	ingá de metro
<i>Samanea tubulosa</i> (Bent.) Barneby & J. W. Grimes	sete casca
<i>Schizolobium arahyba</i> var. <i>amazonicum</i> (Huber ex Ducke)	pinho cuiabano
<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	angico de pastagem
<i>Stryphnodendron polyphyllum</i> Mart.	angico do brejo
HYPERICACEAE	
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	Lacre
LAMIACEAE	
<i>Vitex</i> sp.	Tarumã
LAURACEAE	
<i>Melizalaurus itauba</i> (Meisn.) Taub. ex Mez	Itaúba

Família/Espécie	Nome popular
LECYTHIDACEAE	
<i>Cariniana</i> sp.	<i>Jequitibá</i>
LYTHRACEAE	
<i>Lafoensia</i> sp.	<i>Mirindiba</i>
MALVACEAE	
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	<i>pente de macaco</i>
<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaerth.	<i>Sumaúma</i>
<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna	<i>Paineira</i>
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	<i>Mutamba</i>
<i>Theobroma speciosum</i> Willd. ex Spreng.	<i>Cacauí</i>
MELIACEAE	
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	<i>Cedro</i>
<i>Cedrela odorata</i> L.	<i>cedro rosa</i>
<i>Swietenia macrophylla</i> King	<i>Mogno</i>
MYRTACEAE	
<i>Myrciaria dubia</i> (Kunth) Mc Vaugh	<i>Camucamu</i>
<i>Psidium guajava</i> L.	<i>Goiaba</i>
RUBIACEAE	
<i>Genipa americana</i> L.	<i>Jenipapo</i>
RUTACEAE	
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	<i>mamica de porca</i>
SAPINDACEAE	
<i>Sapindus saponaria</i> L.	<i>olho de índio</i>
SOLANACEAE	
<i>Solanum cinnamomeum</i> Sendtn	<i>Lobeira</i>
URTICACEAE	
<i>Cecropia</i> sp. Loefl.	<i>Embaúba</i>
<i>Cecropia purpurascens</i> C. C. Berg	<i>Embaúba-roxa</i>

A implantação ocorreu em novembro de 2013 em 12 ha de APPD, na qual utilizamos três estratégias de restauração (Figura 2): i) Plantio em área total (PTA), na qual foi realizada o plantio de mudas em área total no espaçamento 3x2 m; ii) Semeadura direta (DS), no qual foi realizado o plantio de sementes na área total; iii) Ilhas de Diversidade (ID), que consistiu no plantio de mudas de espécies no espaçamento 0,5x0,5m arranjados em módulos adensados e dispostos na área. A implantação ocorreu em espaços delimitados ao longo das APPD, que foram distribuídas de forma aleatória ao longo das áreas a serem restauradas, com 6 ha sendo destinados ao Plantio em Área Total, 3 ha para a Semeadura Direta e 3 ha para as Ilhas de Diversidade.

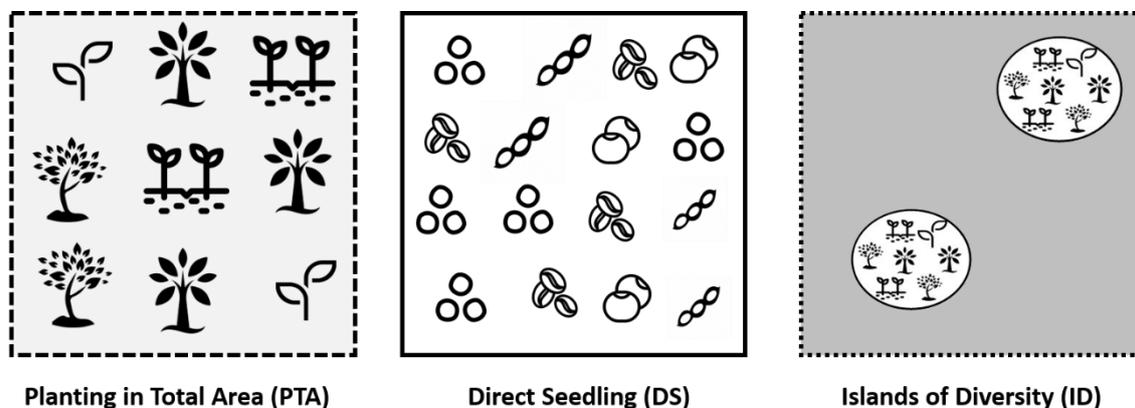


Figura 2: Esquema das 3 estratégias de implantação utilizadas na recuperação das áreas degradadas da Fazenda São Nicolau, Amazônia, Brasil.

Monitoramento e coleta de dados

O monitoramento foi realizado em julho de 2016 (32 meses - 2,5 anos após a implantação), no qual foram delimitadas 24 unidades amostrais de 10 x 30 m no tratamento Plantio em Área Total, 10 unidades amostrais no tratamento de Semeadura Direta e 24 unidades amostrais no tratamento Ilhas de Diversidade, totalizando 58 unidades amostrais (1,74 ha total). Em cada unidade amostral, contabilizamos o número de indivíduos vivos, o número de fustes existentes, bem como sua altura (m), circunferência e área de copa. A altura foi mensurada através de uma régua telescópica com altura limite de 7 metros, sendo considerada a altura entre do nível do solo até a parte vegetativa terminal do indivíduo. Para a mensuração da circunferência adotamos a medida de CAS (circunferência a altura do solo) para indivíduos com altura menor que 1,30, e a medida de Circunferência a Altura do Peito (CAP - Circunferência a 1,30 m do nível do solo) para indivíduos com altura igual ou superior a 1,30 m. A área de copa foi obtida de duas formas em função das condições operacionais encontradas em campo. Para as estratégias Plantio em Área Total a Ilhas de Diversidade, a área de copa (m²) do indivíduo foi obtido através da mensuração com o auxílio da régua telescópica de duas medidas de seu diâmetro, uma paralela a linha de plantio (DC1) e outra perpendicular a esta mesma linha (DC2), paralela assim a entrelinha do plantio. Com estes dois diâmetros, calculamos a área de copa (m²) através da fórmula $AC = \left[\frac{(DC1 + DC2)}{2} \right]^2 * (\pi/4)$. Já para a estratégia de Semeadura Direta foi considerada a área de copa total da parcela como sendo o produto entre a largura e o comprimento da projeção do conjunto de copas em cada linha de semeadura. A adoção deste método para a Semeadura direta ocorreu devido a elevada densidade de indivíduos recrutados nas parcelas, o que gerou uma sobreposição de copas que impossibilitou a mensuração individual de árvores isoladas. Os indivíduos vivos foram ainda identificados em nível de espécie seguindo a APG IV (2016), sendo parte da

identificação realizada em campo e parte mediante coleta de materiais vegetativos e reprodutivos.

Análise de dados

As análises consistiram em avaliar a existência de diferenças entre as três estratégias quanto às seis variáveis resposta: i) número de indivíduos vivos (ind./ha); ii) intensidade de perfilhamento (número de fustes*100/número de indivíduos); iii) Diâmetro médio individual (cm); iv) altura média individual (m); v) Biomassa Arbórea Acima do Solo (Mg) (Above-Ground Woody Biomass-AGWB); vi) área de copa (m²/ha). Para testar a existência de diferenças utilizamos Modelos Lineares Generalizados (GLM) com posterior teste post-hoc *Lsmmeans* (Lenth e Lenth, 2018) ao nível de 5% de significância em caso de existência de diferenças significativas. Todas as variáveis foram trabalhadas dentro da distribuição de resíduos *gaussian* com função de ligação *identity*, atendendo aos critérios de homocedasticidade e normalidade dos resíduos. A AGWB foi obtida através do pacote *biomass* (Rejou-Mechain et al. 2017), utilizando a equação pantropical de Chave et al. (2014), a partir dos dados de diâmetro (obtidos através da circunferência), de altura individual e de dados de densidade da madeira obtidas no banco de dados do pacote (*Global Wood Density data base*). Todas as análises foram realizadas no programa R Studio v. 3.5.2 (2018).

Nós quantificamos ainda o Valor de Cobertura (%) de cada espécie inventariada em cada uma das três estratégias, considerando a sua densidade (ind./ha) e AGWB (ton./ha) absolutos. O valor de cobertura é uma medida obtida em função da importância relativa da espécie quanto a densidade de indivíduos e biomassa (AGWB), oferecendo informações sobre padrões de dominância e importância específicas para a comunidade. Com base nos resultados, exploramos quais as espécies dominantes em cada uma das estratégias, considerando 50 % do Valor de Cobertura como critério de corte, com o objetivo de avaliar suas aptidões às diferentes condições de cada estratégia. Por fim, avaliamos como o Valor de Cobertura apresentado pelos conjuntos de espécies dominantes de cada estratégia se comportou nas demais estratégias. Esta avaliação foi realizada através da quantificação do valor de cobertura total apresentado pelas espécies dominantes de cada condição quando inventariadas nas demais estratégias.

Resultados

Para a variável número de indivíduos vivos, a estratégia Semeadura direta apresentou os valores significativamente maiores ($p < 0.05$), seguido pelo Plantio em Área Total e pelas Ilhas de diversidade, com os menores valores (Figura 3 – esquerda). Tal padrão não ocorreu para a variável Intensidade de Perfilhamento, que foi significativamente maior na estratégia de Ilhas de Diversidade, seguida pela Semeadura Direta e pelo Plantio em Área Total com os menores valores (Figura 3 – direita). Com relação às variáveis morfométricas Diâmetro médio (cm) e Altura média (m) (Figura 4),

as estratégias apresentaram valores similares que não se diferenciaram significativamente entre si ($p>0.05$).

Para as variáveis Biomassa Arbórea Acima do Solo (AGWB) e para Área de copa (AC) (Figura 5), a estratégia por Semeadura direta apresentou valores significativamente maiores que os das outras estratégias ($p<0.05$). Contudo, enquanto para AGWB as estratégias Ilhas de Diversidade e Plantio em Área Total não se diferenciaram significativamente. Para Área de Copa, o Plantio de Área Total apresentou valores significativamente maiores que os apresentados pela estratégia por Ilhas de Diversidade. Assim, a estratégia por Semeadura Direta se destacou como sendo a estratégia com maior densidade, biomassa e ocupação da área, não estando tais resultados associados a indivíduos mais perfilhados.

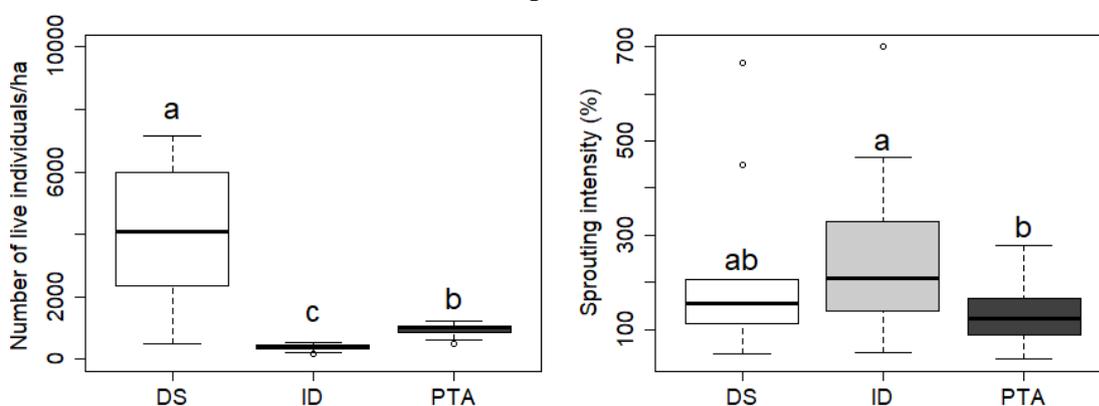


Figura 3: Número de indivíduos vivos por ha (figura a esquerda) e Intensidade de perfilhamento (%) para as três estratégias de implantação de florestas utilizadas na Fazenda São Nicolau, Amazônia, Brasil. Nota: DS: Semeadura direta; ID: Ilhas de Diversidade; PTA: Plantio em Área Total. Tratamentos seguidos pelas mesmas letras não se diferenciam pelo teste *LsMeans* ao nível de 5% de significância.

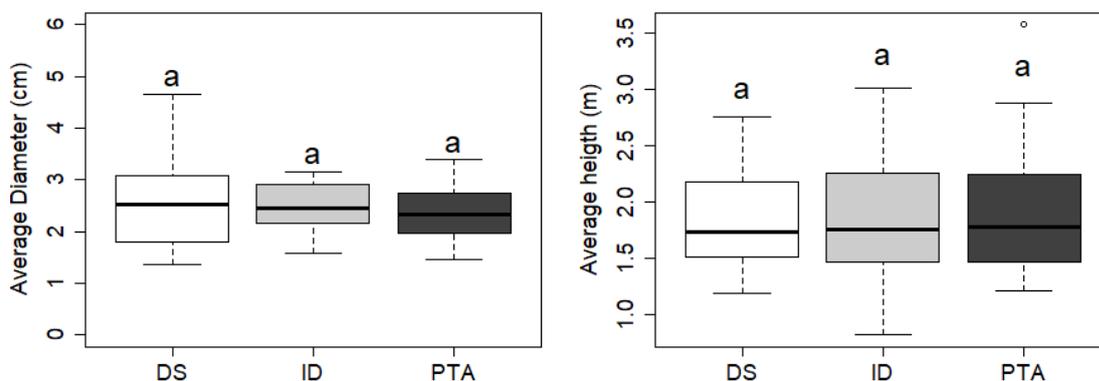


Figura 4: Diâmetro médio (cm) (figura a esquerda) e altura média (m) (figura a direita) de indivíduos para as três estratégias de implantação de florestas utilizadas na Fazenda São Nicolau, Amazônia, Brasil. Nota: DS: Semeadura direta; ID: Ilhas de Diversidade; PTA: Plantio em Área Total. Tratamentos seguidos pelas mesmas letras não se diferenciam pelo teste *LsMeans* ao nível de 5% de significância.

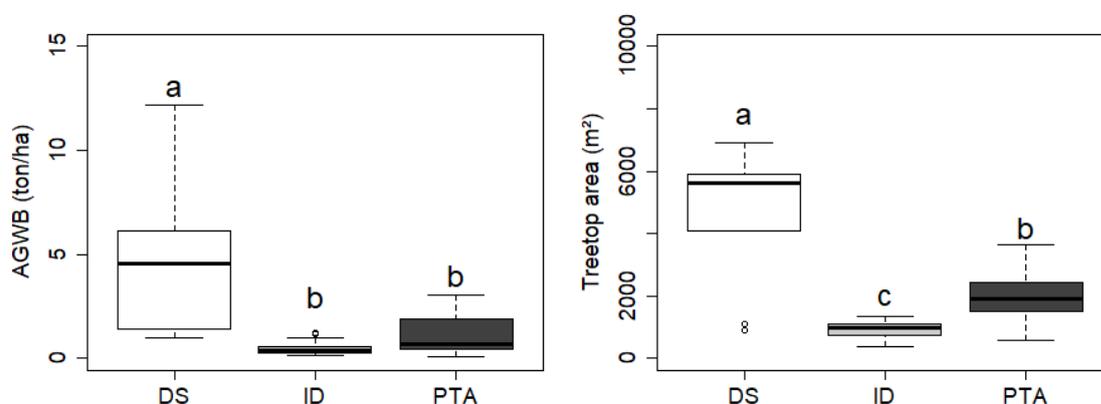


Figura 5: Biomassa do estrato arbóreo acima do solo (AGWB – ton. / ha) (figura a esquerda) e Área de copa (m²) (figura a direita) para as três estratégias de implantação de florestas utilizadas na Fazenda São Nicolau, Amazônia, Brasil. Nota: DS: Semeadura direta; ID: Ilhas de Diversidade; PTA: Plantio em Área Total. Tratamentos seguidos pelas mesmas letras não se diferenciam pelo teste *LsMeans* ao nível de 5% de significância.

A estratégia por Plantio em Área Total apresentou os resultados intermediários, enquanto as Ilhas de Diversidade apresentaram a menor densidade, biomassa e ocupação de área, em associação com maior adoção do perfilhamento como estratégia de ocupação dos indivíduos.

As espécies dominantes de cada estratégia apresentaram desempenhos acentuadamente distintos, com as espécies da estratégia de Semeadura Direta apresentando valores de densidade absoluta e AGWB consideravelmente superiores aos apresentados pelas espécies das estratégias de Ilhas de Diversidade e Plantio em Área Total, mais similares entre si (Tabela 2).

Tabela 2: Densidade Absoluta (DA) e Biomassa Arbórea Acima do Solo (AGWB) das espécies mais representativas em Valor de Cobertura (CV), considerando 50% como critério de corte, para as três estratégias de implantação utilizadas na Fazenda São Nicolau, Amazônia, Brasil.

	Species	DA (ind/ha)	AGWB (ton./ha)	CV (%)
Direct Seedling	<i>Senna alata</i>	850.00	1.01	20.44
	<i>Cajanus cajan</i>	583.33	0.96	16.68
	<i>Bixa orellana</i>	666.67	0.35	11.75
	<i>Bauhinia rufa</i>	350.00	0.75	11.71
Islands of Diversity	<i>Guazuma ulmifolia</i>	61.25	0.07	15.71
	<i>Hymenaea courbaril</i>	47.50	0.03	9.74
	<i>Bauhinia rufa</i>	21.25	0.06	8.79
	<i>Inga vera</i>	25.00	0.04	7.47

	<i>Handroanthus impetiginosus</i>	17.50	0.05	7.41
	<i>Pseudima frutescens</i>	12.50	0.05	6.72
	<i>Guazuma ulmifolia</i>	197.22	0.17	18.45
	<i>Bauhinia rufa</i>	63.89	0.12	8.77
Planting in	<i>Genipa americana</i>	95.83	0.06	7.60
Total Area	<i>Leucaena leucocephala</i>	16.67	0.13	6.77
	<i>Handroanthus serratifolius</i>	52.78	0.07	6.24
	<i>Citharexylum poeppigii</i>	38.89	0.07	5.20

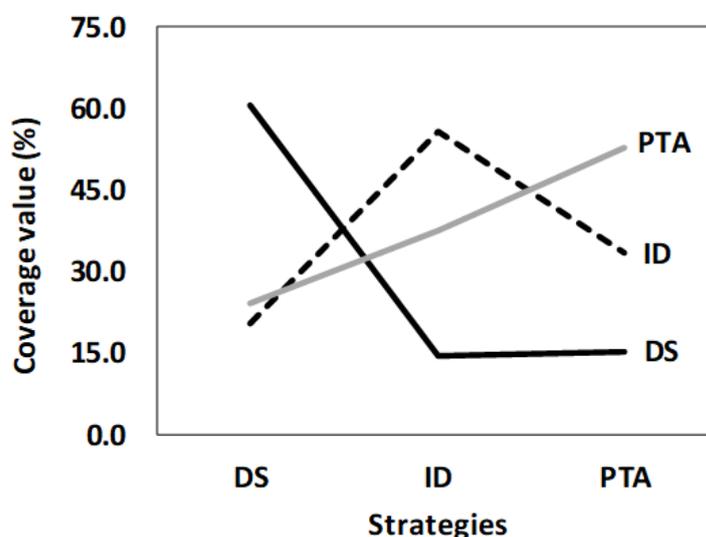


Figura 6: Valor de cobertura (%) apresentado pelas espécies dominantes (50 % do CV) de cada estratégia (DS, ID e PTA) nas demais estratégias utilizadas na Fazenda São Nicolau, Amazônia, Brasil. Como exemplo, os valores da linha preta não contínua correspondem aos CV apresentado pelas espécies dominantes da estratégia DS na estratégia DS, ID e PTA. Nota: DS: Semeadura direta; ID: Ilhas de Diversidade; PTA: Plantio em Área Total.

Discussão

Nossos resultados apontaram que as estratégias se diferenciam quanto a sua efetividade, apresentando diferenças em variáveis associadas a ocupação do espaço e forma de ocupação (Densidade, Biomassa, área de copa e perfilhamento), porém sem diferenças no desempenho específico de indivíduos (Diâmetro e Altura média). Cada uma delas apresentou um conjunto diferenciado de espécies de sucesso, sendo tal diferença uma resposta às diferentes restrições oferecidas por cada estratégia,

O destaque da estratégia Semeadura Direta para a variável densidade de indivíduos provavelmente está associado à densidade de semente utilizada, e aos

fatores ambientais, ecológicos, e de planejamento e execução da técnica. A densidade de indivíduos também foi elevada (média de 4200 plantas por hectare) em áreas de restauração florestal mediante semeadura direta aos 10 anos no estado de Mato Grosso devido a elevada densidade de sementes, riqueza de espécies, diferentes grupos funcionais (Freitas et al 2019). Os autores argumentam que esses aspectos resultaram em uma floresta estratificada com alta densidade de indivíduos, alta relação altura / diâmetro e que não se bifurcam nos primeiros anos e formam rapidamente uma floresta secundária alta, porém, assim como em nosso estudo foi constatado variação substancial nos resultados obtidos. Portanto, a semeadura direta se mostra como uma técnica efetiva na ocupação dessas áreas mediante a conjunção favorável dos fatores mencionados, porém, sua utilização pode resultar em insucesso caso as condições não sejam adequadas.

A elevada densidade de plantas germinadas na semeadura direta deve-se especialmente as espécies utilizadas para atuarem como adubos verdes (*Cajanus cajan* e *Senna alata*). Essas espécies germinaram e se estabeleceram de modo a criarem uma estrutura florestal. Essa estruturação e cobertura pode criar condições específicas de clima em nível local e possibilitar com isso a colonização por facilitação de espécies de grupos florísticos e faunísticos mais exigentes (Lugo 1997; Tucker e Murphy 1997). A cobertura cria um micro-habitat florestal, sendo determinante na continuidade dos processos de sucessão secundária (De Melo et al. 2007). Apesar de não ter sido avaliada, durante a coleta de dados foi constatada a germinação de sementes das outras espécies nas áreas tratadas com a semeadura direta, o que mostra que o recrutamento está ocorrendo. Assim, sugere-se acompanhamento de longo prazo de estudos dessa natureza, e o monitoramento da regeneração natural para inferir sobre a sucessão nessas áreas. O recrutamento de espécies mediante regeneração natural sob o dossel formado por essas espécies também deve ser mais bem avaliado.

A regeneração natural é um aspecto pouco investigado acerca da restauração florestal com o uso da semeadura direta (Freitas et al. 2019). A elevada densidade de plantas pode levar a formação de populações monodominantes com um dossel uniforme, e que por inibição podem levar a uma estagnação ou mesmo retrocesso na estruturação florestal e sucessão ecológica dessas comunidades, e essa situação, em função de cada caso pode ser transitória e formar áreas extremamente sombreadas (Uriarte e Chazdon, 2016). O contexto de paisagem e de mudanças climáticas podem afetar no uso e consolidação da estratégia de restauração, pois, na fazenda São Nicolau a matriz é permeável. Na paisagem o destaque são os maciços de florestas naturais em estágio avançado de conservação, os reflorestamentos do poço de carbono florestal e as florestas secundárias em diferentes estágios de regeneração. Segundo Palma e Laurence (2015) entre o plantio de sementes ou mudas, a semeadura direta pode ser mais vulnerável a extremos climáticos, particularmente em ecossistemas tropicais, e pode ser restrita a locais com vegetação existente.

O destaque da estratégia DS no estoque de biomassa, e conseqüentemente no estoque de carbono, e na cobertura de copa está diretamente associada a elevada densidade de indivíduos que germinaram e conseguiram se estabelecer na área, e que devido a sua maior quantidade proporcionaram os maiores valores observados para essas características. Uma importante e articulada ação de restauração em larga escala de florestas tropicais mediante a semeadura direta é a iniciativa Y Ikatu Xingu que, além da escala, destaca pela organização e engajamento social (Durigan et al. 2013). Áreas em restauração via semeadura direta oriundas desse projeto foram avaliadas com idade de 01 a 10 anos por Freitas et al (2019), e foram comparadas por variáveis estruturais da ecologia da vegetação. A semeadura se mostrou uma excelente técnica para iniciar o processo de restauração, e também se destacou com densidade, cobertura de copa e os maiores estoques de biomassa acima do solo, porém, também foi notado comportamento acentuadamente variado entre os resultados obtidos, assim como observado no presente estudo.

Apesar do destaque da DS na promoção da cobertura de copa, nessas áreas ainda há porções ocupadas por pastagens, tais situações são notadas principalmente em porções das áreas onde a semeadura não teve sucesso na germinação e conseqüentemente ocupação da área. Possivelmente aspectos como encharcamento natural do solo e incidência de capim sejam fatores locais de insucesso e variação nos resultados da técnica. Assim como a qualidade das sementes e condições necessárias à germinação e estabelecimento das plantas (Palma e Laurence 2015; Grossnickle e Ivetić 2017).

Na Mata Atlântica, um domínio altamente ameaçado, a análise de muitos projetos anteriores de restauração florestal mostrou que muitos não resultaram em florestas que se autoperpetuam e, atualmente, com o apoio da comunidade científica, a maioria dos projetos visa a construção de florestas autossustentáveis. As experiências mostraram que a restauração florestal com alta diversidade é viável, mas depende das estratégias aplicadas e da paisagem circundante. Os avanços técnicos são continuamente produzidos e são incorporados em diferentes intensidades. No entanto, os principais desafios para consolidar a atividade são a redução de custos, o planejamento de ações em nível paisagístico e questões sociopolíticas (Rodrigues et al. 2009). Esses temas também são barreiras para a efetivação e ampliação da restauração ecológica nas áreas da Amazônia, Cerrado e Caatinga, entre outros aspectos do domínio analisado.

A semeadura direta é tida como uma técnica de baixo custo (Engel e Parrotta 2001; Campos-Filho et al. 2013; Palma e Laurence 2015; Grossnickle e Ivetić 2017; Freitas et al 2019), o investimento na implantação da técnica pode variar na média de 30 a 38% do custo total com o plantio de mudas de raízes nuas ou em recipientes, respectivamente (Grossnickle e Ivetić 2017). A perspectiva de menor desembolso proporcionaria maior adesão de proprietários rurais na restauração florestal e as variações no custo fortemente dependentes do preço das sementes e taxa de semeadura

(Grossnickle e Ivetić 2017; Palma e Laurence 2015). A metodologia figura como promissora para alancar os esforços em restauração e assim possibilitar os ganhos de escala para a atividade segundo proposto por iniciativas internacionais e nacionais como o Bonn Challenger e o Plano de recuperação da vegetação nativa do governo brasileiro, que buscam usar dos reflorestamentos da restauração para enfrentar às mudanças climáticas e perda da diversidade (Holl e Zahawi 2014; Poorter et al. 2016, Freitas et al. 2019). A técnica foi caracterizada por Freitas et al. (2019) como um método bem-sucedido para a fase inicial de restauração florestal, promovendo uma estrutura mais semelhante aos locais resilientes e em regeneração natural, do que aqueles não resilientes e em regeneração ou aqueles em que foram usados o plantio de mudas.

O plantio em área total (PTA), e as ilhas de diversidade (ID) proporcionaram resultado semelhantes também para o estoque de biomassa calculado a partir dessas características. Possivelmente esse comportamento seja devido ao controle da densidade de plantas em função da utilização de mudas em tais metodologias. O uso de mudas como propágulos, apresenta como benefícios na restauração: a possibilidade de propagação e estabelecimento efetivo de espécies ameaçadas de extinção ou que produzam poucas sementes (Brancaion et al. 2010). O plantio em área total é indicado para locais com pouca vegetação remanescente e baixa capacidade de resiliência porém tendem a apresentar custo elevado (Cava et al. 2016). Em situações marcadas pela existência de árvores isoladas na paisagem e remanescentes próximos as ilhas de diversidade podem ser o método mais atrativo, pois, além de proporcionar resultados parecidos ao plantio em área total, a implantação e manutenção é menos onerosa e apresenta maior rendimento por ser implementadas em porções pontuais das áreas.

A maior intensidade de perfilhamento observada nas Ilhas de Diversidade em relação às demais estratégias, provavelmente se relaciona às características ecológicas associadas a esta estratégia, principalmente atreladas a competição por luz e modificações na configuração estrutural da paisagem. As técnicas de nucleação proporcionam um aumento da biodiversidade local e se apresenta como uma das melhores formas de implementar a sucessão dentro de áreas degradadas (Reis et al. 2010). As Ilhas de Diversidade compreendem núcleos pontuais em que as espécies são implantadas em módulos adensados, logo estes núcleos configuram condições internas distintas às observadas na matriz adjacente quanto: ao sombreamento, interceptação de precipitação e estabilidade do solo. Adicionalmente, esta estratégia necessita após a implantação de práticas de manejo menos intensivas, com fatores importantes como o controle de gramíneas e outras plantas potencialmente danosas às mudas implantadas realizado pontualmente em cada um dos núcleos e não em área total. Estes atributos tornam as Ilhas de Diversidade locais menos restritivos localmente em relação matriz adjacente para o estabelecimento de indivíduos, porém fazem com que o sucesso relativo dos mesmos seja efetivo mediante a superação dos outros indivíduos imediatamente próximos, principalmente no que se refere a

interceptação de luz. Assim, a técnica seria a estratégia com maior restritividade biótica por competição, onde os indivíduos têm o seu estabelecimento atrelado a própria existência do núcleo, e seu sucesso relativo associado ao desempenho na utilização dos recursos. Neste sentido, a maior frequência de adoção do perfilhamento como estratégia de desenvolvimento seria uma resposta a esta maior competição, onde os indivíduos investem recursos na emissão de novos brotos que formarão copas que auxiliarão na assimilação de recursos (Bond e Midgley 2001; Pausas e Keeley 2014).

O perfilhamento consiste na emissão de novos brotos vegetativos mediante alocação de recursos não estruturais acumulados na planta, em ocasião de distúrbios ou agentes que afetem a sobrevivência ou o sucesso de indivíduos (Moreira e Tormo 2012). Estes fatores podem estar associados a escassez hídrica, fogo, inundação, patógenos, vento, toxidez do solo, ações antrópicas e competição de recursos (Bond e Midgley 2001; Bond e Midgley 2003; Zeppel et al. 2015; Pausas et al. 2016). Nestas situações, o indivíduo deixa de investir recursos em reprodução sexuada para aloca-los no desenvolvimento de brotos que podem contribuir para a sobrevivência e para o sucesso no local (Bond e Midgley 2001; Moreira e Tormo 2012). Este processo de investimento diferencial que resulta no perfilhamento está relacionado a um conjunto de traços fisiológicos e anatômicos desenvolvidos pelas espécies e linhagens ao longo dos processos evolutivos, que o compõem o seu “nicho de persistência” (Bond e Midgley 2001; Bond e Midgley 2003; Pausas et al. 2016). Esta estratégia tem sido tratada por diversos autores como um atributo essencial para os padrões ecológicos em florestas tropicais, sendo parte indissociável do desenvolvimento de plantas em ambientes que oferecem restrições ecológicas nas diversas fases sucessionais, sendo consequentemente um processo importante nos processos de restauração e nas respostas da vegetação a modificações ambientais (Zeppel et al. 2015; Pausas et al. 2016).

Outro resultado importante encontrado em nosso estudo foi a ausência de diferenças entre os tratamentos quando ao crescimento em altura e diâmetro. De acordo com Scolforo (2006), o crescimento em altura das árvores sofre influência do genótipo e do sítio. A variação do mesmo foi relativamente similar entre as técnicas, possivelmente por ser um atributo limitado pelos fatores condicionantes locais. Em estudos das ciências florestais, o crescimento em altura é bastante utilizado visto que este descreve o potencial de crescimento e produtividade dos sítios florestais, seja em plantios puros ou mistos (McDill e Amateis 1992; Vanclay 1994; Scolforo 2006; Del Río et al. 2016; Henttonen et al. (2017).

A idade dos plantios e o elevado status competitivo com a população de gramíneas exóticas estabelecidas nas áreas ajudam a explicar o crescimento em altura. Assim, apesar da reconhecida importância de aspectos nutricionais, esses, possivelmente tiveram importância menor no crescimento das mudas. Segundo Campbell et al. (1991), a competição permanece ativa em condições de grave perturbação, porém, os efeitos diretos da fertilidade diminuem em importância na

produção das plantas. As áreas em que as estratégias foram implantadas tratam-se, em sua maioria, de solos pobres com histórico de abertura mediante uso de fogo. Nestas regiões ocorre o avanço do desmatamento sob a floresta amazônica para a prática de pecuária (Bernardes et al. 2017).

Cada técnica de restauração apresentou um conjunto único de espécies dominantes, e foram essas que possivelmente mais contribuíram para o desempenho diferenciado nas características avaliadas para as estratégias estudadas. Isso mostra que as espécies, quando utilizadas em projetos de restauração podem apresentar resultados distintos no estabelecimento e ocupação dessas áreas e ao longo da mesma. Assim, o conhecimento das espécies em função da(s) estratégia(s) que maximiza seu desempenho em se estabelecer e ocupar tais ambientes é imprescindível. Isso significa dizer que toda espécie pode ser utilizada na restauração florestal, porém, há que se conhecer em quais técnicas essas apresentam melhor adaptabilidade e contribuem mais efetivamente para a estruturação da comunidade florestal.

Em função de suas características ecológicas, as espécies podem interagir de forma positiva ou negativa com as condições ambientais e operacionais impostas pela estratégia, de forma a influenciar o sucesso no estabelecimento e ocupação. Por exemplo, a escolha de espécies para estratégias associadas a implantação por mudas deve considerar que filtros ecológicos presentes nas etapas de germinação e desenvolvimento de plântulas já terão sido vencidos, com a muda já apresentando sistema radicular desenvolvido (Pakkad et al. 2003). Já o pool implantado em estratégias como a de Semeadura Direta deve conter espécies que possam se adequar a estes filtros, assim como a competição inicial com outras espécies e com gramíneas (Grossnickle e Ivetić 2017; Palma e Laurence 2015). Assim, a relação entre as condições ambientais de cada estratégia e as espécies implantadas no *pool* ocorrem dentro de uma interação com *feedback* positivo e negativo de influências, em que as condições influenciam o desenvolvimento das espécies e as espécies influenciam a efetividade da estratégia no estabelecimento e ocupação (Elliot et al. 2003).

Na Amazônia algumas poucas espécies nativas são conhecidas o suficiente para serem recomendadas em programas de reabilitação e restauração florestal de áreas degradadas. Várias espécies nativas parecem estar bem adaptadas às condições climáticas extremas, baixa fertilidade do solo e intensa competição por recursos escassos presentes em locais degradados, mas poucos destas foram estudadas (Camargo et al 2002). Apesar do avanço nos estudos da biodiversidade da floresta tropical amazônica, a situação de escassez e deficiência de informações dessas espécies persiste nos dias atuais.

Algumas espécies chamaram atenção pela sobrevivência e desempenho do crescimento em altura e área de copa observado em campo. A espécie *Senna alata* está entre as espécies com melhor desenvolvimento, e representa quase 20% dos indivíduos inventariados. Essa espécie possui crescimento extremamente rápido, reprodução

precoce e é atrativa a fauna especialmente abelhas e mamangavas, bem como, para pecuária é considerada uma planta daninha por prejudicar o desenvolvimento do capim (Rodrigues 2010). A espécie apresenta destacada tendência ao perfilhamento e a formação de indivíduos com múltiplos fustes, destacado crescimento em diâmetro e área de copa. Já *Senna multijuga* figura entre as com maior potencial, pois apresenta rápido crescimento em altura, reprodução “precoce”, excelente formação de copa e atração a fauna. Outras espécies que se destacaram foram *Guazuma ulmifolia* e *Bauhinia rufa* que também apresentaram elevada sobrevivência, ritmo de crescimento inicial elevado e reprodução a partir do primeiro ano, no entanto, o crescimento em altura e área de copa é menor quando comparada com as espécies *Senna*. Bixa orellana e Anacardium ocidental e também se destacaram no crescimento em altura e área de copa, essas espécies apresentaram também reprodução de muitos indivíduos no primeiro e especialmente no segundo ano de monitoramento. Já Solanum, a lobeira apresentou o mesmo padrão, no entanto, foi verificada uma mortalidade de muitos indivíduos já no segundo ano.

Outro ponto importante a ser discutido é a presença da espécie *Leucaena leucocephala* relatada como espécie invasora e com enormes prejuízos a diversidade (Costa e Durigan 2010). A espécie foi utilizada em projetos de restauração no Brasil, e os talhões de leucena melhoram as propriedades do solo, oferecem proteção contra erosão e assoreamento, fixam carbono atmosférico e até oferecem abrigo para a fauna, mas deixam a desejar em termos de recuperar a diversidade de plantas nativas (Souza e Durigan 2013). Assim, é preciso precaução na escolha de espécies, bem como, além da regeneração natural nessas áreas há que se atentar para o potencial invasor das espécies utilizadas. Se necessário, práticas de manejo adaptativo que busquem o controle da população indesejada para o alcance das metas estabelecidas.

A evolução da restauração de florestas tropicais no Brasil foi marcada pela experimentação, e pela avaliação de práticas realizadas com vistas a avançar no processo e assim foram se quebrando paradigmas. A pesquisa aqui relatada também auxiliou no aperfeiçoamento da prática de restauração de matas ciliares na Fazenda São Nicolau e região, e com os aprendizados oriundos da prática 72 hectares estão em processo desde 2013, dos quais mais a maioria mediante o plantio de mudas. A seleção de um grupo diverso de espécies que se destacaram pela sobrevivência e crescimento nas diferentes fases do processo nos anos iniciais proporcionou redução da mortalidade de mudas para aproximadamente 10% aos dois anos após plantio. Tal redução foi acompanhada do adiantamento no tempo requerido para fechamento de copas das árvores e sombreamento da área no final do segundo ano após plantio, e que refletiu na redução dos custos de manutenção com limpezas e roçadas. Os resultados do programa de restauração conduzido e as experiências adquiridas e vivenciadas no processo foram sistematizados por Silveira et al 2017, no formato de um guia de boas práticas de restauração de matas ciliares na região, o material já foi utilizado em práticas de

capacitação em restauração florestal na região, e em ações de educação ambiental. Além da versão impressa o material encontra-se disponível no sítio eletrônico: <http://petra.eco.br/guia-de-boas-praticas-restauracao-de-areas-de-preservacao-permanente-degradadas-appds/>.

Nossos resultados mostraram que as estratégias se diferenciam quanto a efetividade quanto ao estabelecimento e ocupação, com estas diferenças associados ao contexto ecológico, operacional e as espécies implantadas. Neste sentido, a semeadura direta se apresentou como promissora dentro do contexto estudado, com desempenho superior as demais no estabelecimento e ocupação. Contudo, no geral as espécies presentes são parte importante do processo, sendo um fator diretamente associada a efetividade da estratégia e que deve ser analisado como parte essencial para o sucesso da restauração. Estes resultados constroem conhecimento que pode contribuir para o processo de restauração florestal em florestas tropicais, sobretudo no domínio amazônico. Os ecossistemas deste domínio têm sofrido com o avanço da agropecuária e com a exploração madeireira, apresentando montante de reservas legais e áreas de preservação permanente degradadas superior a oito milhões de hectares (Soares-Filho et al. 2014) . Este processo ameaça a conservação destes ambientes, de sua biodiversidade e de todos os serviços ecossistêmicos essenciais por eles prestados (Cardinale et al. 2012; Perring et al. 2015; Mitchard et al. 2018). Assim, são imprescindíveis estudos que possam contribuir para melhorias no processo de restauração no sentido de potencializar sua efetividade mediante construção de conhecimento sobre diferenças entre estratégias de restauração, espécies e sobre a sua interação (Guariguata e Brancalion 2014; Perring et al. 2015; Brancalion e van Melis 2017). A restauração florestal é ainda parte importante dos projetos globais de conservação da biodiversidade e da mitigação de efeitos das mudanças climáticas sobre os ambientes terrestres e a sociedade, com a construção de conhecimento a seu respeito devendo ganhar ainda mais importância em um mundo em transformação.

Conclusões

A semeadura direta se mostrou como mais efetiva estratégia de restauração devido a rápida ocupação, e da promoção da estrutura florestal devido a elevada germinação e estabelecimento das espécies utilizadas, e que resultou no fechamento de dossel e sombreamento da área, com consequente eliminação de gramíneas exóticas agressivas e acúmulo de biomassa destacado. O desempenho das estratégias foi modulado, em grande parte pelo sucesso e atuação diferenciada das espécies, nas técnicas de restauração florestal avaliadas.

Assim, nossos resultados têm potencial de aplicação prática, pois oferece bases para o entendimento do funcionamento e eficiência de técnicas de baixo custo quando comparado ao plantio de mudas, e desse modo, pode auxiliar no ganho de escala da

restauração de florestas tropicais como medida de enfrentamento a mudanças climáticas e conservação da diversidade.

Agradecimentos

Agradecemos ao Projeto de Poço de Carbono Florestal da Peugeot-ONF (PCFPO) pelo apoio. A Universidade Federal de Lavras e a Universidade Federal de Mato Grosso, Campus Universitário de Sinop, por oportunidades de qualificação. Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior(CAPES) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Mato Grosso pela concessão da bolsa.

Referências

1. APG.[Angiosperm Phylogeny Group] IV (2016) An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV, *Botanical Journal of the Linnean Society* 181: 1-20.
<https://doi.org/10.1111/boj.12385>
2. ASNER GP, RUDEL TK, AIDE TM, DEFRIES R, EMERSON R (2009) A contemporary assessment of change in humid tropical forests. *Conservation Biology* 23:1386–1395.
3. BOND WJ, MIDGLEY JJ (2001) Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Trends in ecology & evolution* 16 (1): 45-51. Doi:
[http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)02033-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347(00)02033-4)
4. BOND WJ, MIDGLEY JJ (2003) The evolutionary ecology of sprouting in woody plants. *International Journal of Plant Sciences* 164 (S3): S103-S114. Doi:
<http://www.jstor.org/stable/10.1086/374191>
5. BONN CHALLENGE (2009) Bonn Challenger, USA.
<http://www.bonnchallenge.org/> [accessed 15.03.2019].
6. BRANCALION PHS, MELLO FPL, TABARELLI M, RODRIGUES RR (2013) Restoration reserves as biodiversity safeguards in human-modified landscapes. *Natureza e Conservação* 11(2): 186–190.
7. BRANCALION PHS, RODRIGUES RR, GANDOLFI S, Kageyama PY, Nave A G, GANDARA FB, BARBOSA LM, TABARELLI M (2010) Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. *Revista Árvore*, 34(3): 455-470.
8. BRANCALION PHS, VAN MELIS J (2017) On the Need for Innovation in Ecological Restoration1. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 102(2): 227-237.

9. BRASIL - [INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA IBGE] (2012) Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos, IBGE- Diretoria de Geociências, Rio de Janeiro, 271p.
10. CAMARGO JLC, FERRAZ IDK, IMAKAWA AM (2002) Rehabilitation of degraded areas of central Amazonia using direct sowing of forest tree seeds. *Restoration ecology* 10(4): 636-644.
11. CAMPBELL BD, GRIME JP, MACKEY JML, JALILI A (1991) The quest for a mechanistic understanding of resource competition in plant communities: the role of experiments. *Functional Ecology* 5(2): 241-253.
12. CAMPOS-FILHO EM, DA COSTA JN, DE SOUSA OL, JUNQUEIRA RG (2013) Mechanized direct-seeding of native forests in Xingu, Central Brazil. *Journal of sustainable forestry*, 32(7), 702-727.
13. CARDINALE BJ, DUFFY JE, GONZALEZ A, HOOPER DU, PERRINGS C, VENAIL P, NARWANI A, MACE GEORGINA MM, TILMAN D, WARDLE DA, KINZIG AP, DAILY GC, LOREAU M, GRACE JB, LARIGAUDERIE, SRIVASTAVA DS, NAEEM S (2012) Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486(7401): 59-67.
14. CAVA MGB, ISERNHAGEN I, MENDONÇA AH, DURIGAN G (2016) Comparação de técnicas para restauração da vegetação lenhosa de Cerrado em pastagens abandonadas. *Hoehnea* 43(2): 301-315.
15. CHAVE J, RÉJOU-MÉCHAIN M, BÚRQUEZ A, CHIDUMAYO E, COLGAN MS, DELEITTI WBC, DUQUE A, EID T, FEARNSSIDE PM, GOODMAN RC, HENRY M, MARTÍNEZ-YRÍZAR A, MUGASHA WA, MULLER- LANDAU HC, MENCUCCINI M, NELSON BW, NGOMANDA A, NOGUEIRA EM, ORTIZ-MALAVASSI, PÉLISSIER R, PLONTON P, RYAN CM, SALDARRIAGA JG, VIELLEDENT G. (2014) Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global change biology* 20(10):3177-3190. <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>
16. CHAZDON RL, ARROYO JP. (2013) Tropical forests as complex adaptive systems. In: MESSIER C, PUETTMANN KJ, COATES KD (Eds). *Managing World forests as complex adaptatives systems in the face of global change*. Routledge, New York, pp 35–59.
17. COSTA JNMND, DURIGAN G. (2010) *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit (Fabaceae): invasive or ruderal?. *Revista Árvore* 34(5): 825-833.

18. DE MELO ACG, MIRANDA DLC, DURIGAN, G (2017) Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no médio vale do Paranapanema, SP, Brasil. *Revista Árvore*, 31(2): 321–328.
19. DEL RÍO M, PRETZSCH H, ALBERDI I, BIELAK K, BRAVOS F, BRUNNER A, CONDÉS S, DUCEY MJ, FONSECA R, VON LÜPKE, PACH M, PERIC S, PEROT T, SOUIDI, SPATHELF P, STERBA H, TIJARDOVIC M, TOMÉ M, VALLET P, BRAVO-OVIEDO (2016) Characterization of the structure, dynamics, and productivity of mixed-species stands: review and perspectives. *European journal of forest research*, 135(1): 23-49.
20. DOSSKEY MG, VIDON P, GURWICK NP, ALLAN CJ, DURVAL TP, LOWRANCE R (2010) The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 46(2): 261-277.
21. DURIGAN G, ENGEL VL. (2012) Restauração de ecossistemas no Brasil: onde estamos e para onde podemos ir? In: MARTINS, S. V. (Ed.). . Restauração ecológica de ecossistemas degradados, Editora UFV, Viçosa, pp 41–68.
22. DURIGAN G, GUERIN N, COSTA JNMN (2013) Ecological restoration of Xingu Basin headwaters: motivations, engagement, challenges and perspectives. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1619): 1-9.
23. ELLIOTT S, NAVAKITBUMRUNG P, KURAK C, ZANGKUM S, ANUSARNSUNTHORN V, BLAKESLEY D (2003) Selecting framework tree species for restoring seasonally dry tropical forests in northern Thailand based on field performance. *Forest Ecology and Management* 184(1-3): 177-191.
24. ENGEL VL, PARROTTA JA (2001) An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central Sao Paulo state, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 152(1-3), 169-181.
25. FREITAS MG, RODRIGUES SB, CAMPOS-FILHO EM, CARMO GHP, VEIGA JM, JUNQUEIRA RGP, VIEIRA DLM (2019) Evaluating the sucesso f direct seeding for tropical Forest restoration over tem years. *Forest Ecology and Magnagement* 438: 224-232.
26. GHAZOUL J, CHAZDON R (2017) Degradation and Recovery in Changing Forest Landscapes: A Multiscale Conceptual Framework. *Annual Review of Environment and Resourses* 42:161- 188.

27. GIBBS HK, SALMON JM (2015) Mapping the world's degraded lands, *Applied Geography* 57:12-21.
28. GROSSNICKLE S, IVETIĆ V (2017) Direct seeding in reforestation – A Field Performance Review, *Reforesta* (4): 94-142.
29. GUARIGUATA MR, BRANCALION P (2014) Current challenges and perspectives for governing forest restoration, *FORESTS* 5: 3022-3030.
30. HENTTONEN HM, NÖJD P, MÄKINEN H (2017). Environment-induced growth changes in the Finnish forests during 1971–2010–An analysis based on National Forest Inventory. *Forest Ecology and Management* 386: 22-36.
31. HOLL KD (2013) Restoring Tropical Forest. *Nature Education Knowledge* 4(4): 4.
32. HOLL KD, ZAHAWI RA (2013) Factors explaining variability in wood above-ground biomass accumulation in restored tropical forest. *Forest Ecology and Management* 319(2014): 36-43.
33. HOUGHTON RA, BYERS B, NASSIKAS AA (2015) A role for tropical forests in stabilizing atmospheric CO₂. *Nature Climate Change* 5 (12): 1022-1023.
34. ISBELL F, COWLES J, DEE LE, LOREAU M, REICH PB, GONZALEZ A, HECTOR A, SCHMID B (2018) Quantifying effects of biodiversity on ecosystem functioning across times and places. *Ecology letters* 21 (6): 763-778.
35. ISBELL F, GONZALEZ A, LOREAU M, COWLES J, DÍAZ S, HECTOR A, MACE GM, WARDLE DA, O'CONNOR MI, DUFFY E, TURNBULL LA, THOMPSON PL, LARIGAUDERIE A (2017) Linking the influence and dependence of people on biodiversity across scales. *Nature* 546(7656): 65-72.
36. LENTH R, LENTH, MR (2018) Package 'lsmeans'. *The American Statistician* 34(4): 216-221.
37. LUGO AE (1997) The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. *Forest Ecology and Management* 99: 9–19.
38. MCDILL ME, AMATEIS RL (1992) Measuring forest site quality using the parameters of a dimensionally compatible height growth function. *Forest Science* 38(2): 409-429.
39. MITCHARD ETA (2018) The tropical forest carbon cycle and climate change. *Nature* 559 (7715): 527-534.

40. MOREIRA B, TORMO J, PAUSAS JG (2012) To resprout or not to resprout: factors driving intraspecific variability in resprouting. *Oikos* 121 (10): 1577-1584. Doi: 10.1111/j.1600-0706.2011.20258.x
41. MORI AS, LERTZMAN KP, GUSTAFSSON L (2016) Biodiversity and ecosystem services in Forest ecosystems: a research agenda for applied Forest ecology. *Journal of Applied Ecology* 54(1): 12-27.
42. Noronha JC, Lima MM, Velasquez CL, Almeida EJ, Barros AB, Rodrigues DJ (2015) Update das espécies de anuros da Fazenda São Nicolau, Mato Grosso, Brasil. *Sci Electron Arch.* 8(1):15–25.
43. ONU [ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS] (2014) Declaração de Nova York sobre Florestas, USA.
<http://www.greenbeltmovement.org/sites/greenbeltmovement.org/files/Forests%20Declaration%20Text.pdf> [Accessed 12.03.2019].
44. PAKKAD G, TORRE F, ELLIOTT S, BLAKESLEY D (2003) Selecting seed trees for a forest restoration program: a case study using *Spondias axillars* Roxb. (Anacardiaceae). *Forest Ecology and Management* 182(1-3): 363-370.
45. PALMA AC, LAURANCE SG (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.
46. PAUSAS JG, KEELEY JE (2014) Evolutionary ecology of resprouting and seeding in fire-prone ecosystems. *New Phytologist* 204 (1): 55-65. Doi: 10.1111/nph.12921
47. PAUSAS JG, PRATT RB, KEELEY JE, JACOBSEN AL, RAMIREZ AR, VILAGROSA A, PAULA S, KANEAKUA-PIA IN, DAVIS SD (2016) Towards understanding resprouting at the global scale. *New Phytologist* 209 (3): 945-954. Doi: 10.1111/nph.13644
48. PERRING M P, STANDISH RJ, PRICE JN, CRAIG MD, ERICKSON TE, RUTHOROF KX, WHITELEY AS, VALENTINE LE, HOBBS RJ (2015) Advances in restoration ecology: rising to the challenges of the coming decades. *Ecosphere* 6(8): 1-25.
49. POORTER L, BONGERS F, AIDE TM, ZAMBRANO AMA, BALVANERA P, BECKNELL JM, BOUKILI V, BRACALION PHS, BROADBENT EN, CHADZON RL, CRAVEN D, ALMEIDA-CORTEZ JS, CABRAL GAL, JONG BHJ, DENSLOW JS, DENT DH, DEWALT SJ, DUPUY JM, DURÁN SM, ESPÍRITO-SANTO MM, FANDINO MC, CÉSAR RG, HALL JS, HERNANDEZ- STEFANONI JL, LAKOVAC CC, JUNQUEIRA AB,

- KENNARD D, LETCHER SG, LICONA JC, LOHBECK M, MARÍN-SPIOTTA E, MARTÍNEZ-RAMOS M, MASSOCA P, MEAVE JA, MESQUITA R, MORA F, MUÑOZ R, MUSCARELLA R, NUNES YRF, OCHOA-GAONA S, OLIVEIRA AA, ORIHUELA-BELMONTE E, PEÑA-CLAROS, PÉREZ-GARCÍA EA, PIOTTO D, POWERS JS, RODRÍGUEZ-VELÁSZQUEZ J, ROMERO-PÉREZ E, RUÍZ J, SALDARRIAGA JG, SANCHEZ-AZOFEIFA A, SCHWARTZ NB, STEININGER MK, SWENSON NG, TOLEDO M, URIARTE M, VAN BREUGEL M, WAL HVD, VELOSO MDM, VESTER HFM, VICENTINI A, VIERIA ICG, BENTOS TV, WILLIAMSON GB, ROZENDAAL DMA (2016) Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature* 530(7589): 211.
50. R CORE TEAM (2018) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>. [Accessed 12.02.2019].
51. REIS A, BECHARRA FC, TER DR (2010) Nucleation in tropical ecological restoration. *Scientia Agricola* 67(2): 244-250.
52. RÉJOU-MÉCHAIN M, TANGUY A, PIPONNIOT C, CHAVE J, HÉRAULT B, (2017) Biomass: an r package for estimating above-ground biomass and its uncertainty in tropical forests. *Methods in Ecology and Evolution* 8 (9): 1163-1167. Doi: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12753>
53. RODRIGUES IMC, SOUZA-FILHO APS, FERREIRA FA, DEMUNER AJ (2010) Prospecção química de compostos produzidos por *Senna alata* com atividade alelopática. *Planta Daninha, Viçosa* 28(1): 1-12.
54. RODRIGUES RR, LIMA RAF, GANDOLFI S, NAVE AG (2009) On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological conservation* 142(6): 1242-1251.
55. SCOLFORO JRS (2006) *Biometria florestal: modelos de crescimento e produção florestal*. Editora UFLA/FAEPE, Lavras, p 393.
56. SILVA JAA, NOBRE AD, JOLY CA, NOBRE CA, MANZATTO CV, RECH-FILHO EL, SKORUPA LA, CUNHA MMLC, MAY PH, RODRIGUES RR, AHRENS S (2012) *The Brazilian Forest Code and Science: Contributions to the Dialogue*. São Paulo: Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência - SBPC, São Paulo, p 294.
57. SILVEIRA AB, SANTOS JP, REBELLATO L. (2017) *Guia de boas práticas: Restauração e Áreas de Preservação Permanente Degradadas (APPD's). Experiência da Fazenda São Nicolau, Cotriguaçu, Mato Grosso*. Cuiabá, p 76.

Disponível em: http://petra.eco.br/wp-content/uploads/2017/10/guia_boaspraticas_web.pdf. [Accessed 28.02.2019].

58. SOARES-FILHO B, RAJÃO R, MACEDO M, CARNEIRO A, COSTA W, COE M, RODRIGUES H, ALENCAR A (2014) Crackin Brazil's Forest Code, *Science* 344(6182): 363-364.
59. SOUZA AP, MOTA LL, ZAMADEI T, MARTIN CC, ALMEIDA FT, PAULINO J (2013) Classificação climática e balanço hídrico climatológico no estado de Mato Grosso. *Nativa* 1(1): 34-43.
60. SOUZA FM, DURIGAN G.2013. Enriquecimento de talhões puros de leucena com espécies nativas. In: DURIGAN G, RAMOS VS *Manejo Adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas*. Páginas & Letras Editora e Gráfica, São Paulo – SP, p 49.
61. SPRACKLEN DV, BAKER JCA, GARCIA-CARRERAS L, MARSHAM JH (2018) The effects of tropical vegetation on rainfall. *Annual Review of Environment and Resources* 43: 193-218.
62. TABACCHI E, LAMBS L, GUILLOY H, PANTY-TABACCHI AM, MULLER E, DÉCAMPS H (2000) Impacts of riparian vegetation on hydrological processes. *Hydrological processes* 14(16-17): 2959-2976.
63. TUCKER NI, MURPHY TM (1997) The effects of ecological rehabilitation on vegetation recruitment: some observations from the Wet Tropics of North Queensland. *Forest Ecology and Management* 99(1-2): 133-152.
64. URIARTE M, CHAZDON RL (2016) Incorporating natural regeneration in forest landscape restoration in tropical regions: synthesis and key research gaps. *Biotropica*, 48(6), 915-924.
65. VANCLAY JK. (1994). Modelling forest growth and yield: applications to mixed tropical forests. *School of Environmental Science and Management Papers*, p 537.
66. VOURLITIS GL, FILHO NP, HAYASHI MMS, NOGUEIRA JDS, CASEIRO FT, CAMPELO-JR JH (2002) Seasonal variations in the evapotranspiration of a transitional tropical forest of Mato Grosso, Brazil. *Water Resour Res*, 38:1-11.
67. WATSON JEM, EVANS T, VENTER O, WILLIAMS B, TULLOCH A, STEWART C, THOPSON I, RAY JC, MURRAY K, SALAZAR A, MCALPINE C, POTAV P, WALTSON J, ROBINSON JG, PAINTER M, WILKIE D, FILARDI C, LAURANEC WF, HOUGHTON RA, MAXWELL S, GRANTHAM H, SAMPER C, WANG S, LAESTADIUS L, RUNTING RK,

- SILVA-CHÁVEZ GA, ERVIN J, LINDEM, AYER (2018) The exceptional value of intact forest ecosystems. *Nature ecology & evolution* 2(4): 599-610.
68. WRI Brasil (2019) “Surpresa na COP21: Estados Brasileiros se Comprometem a Restaurar Mais de 3 Milhões de Hectares”. <http://www.wribrasil.org.br/pt/blog/2016/01/surpresa-na-cop21-estados-brasileiros-se-comprometem-restaurar-mais-de-3-milh%C3%B5es-de> acessado em março 2019.
69. ZEPPEL MJB, HARRISON SP, ADAMS HD, KELLEY DI, LI G, TISSUE DT, DAWSON TE, FENSHAM R, MEDLYN BE, PALMER A, WEST AG, MCDOWELL NG (2015) Drought and resprouting plants. *New Phytologist* 206 (2): 583-589. Doi: 10.1111/nph.13205