

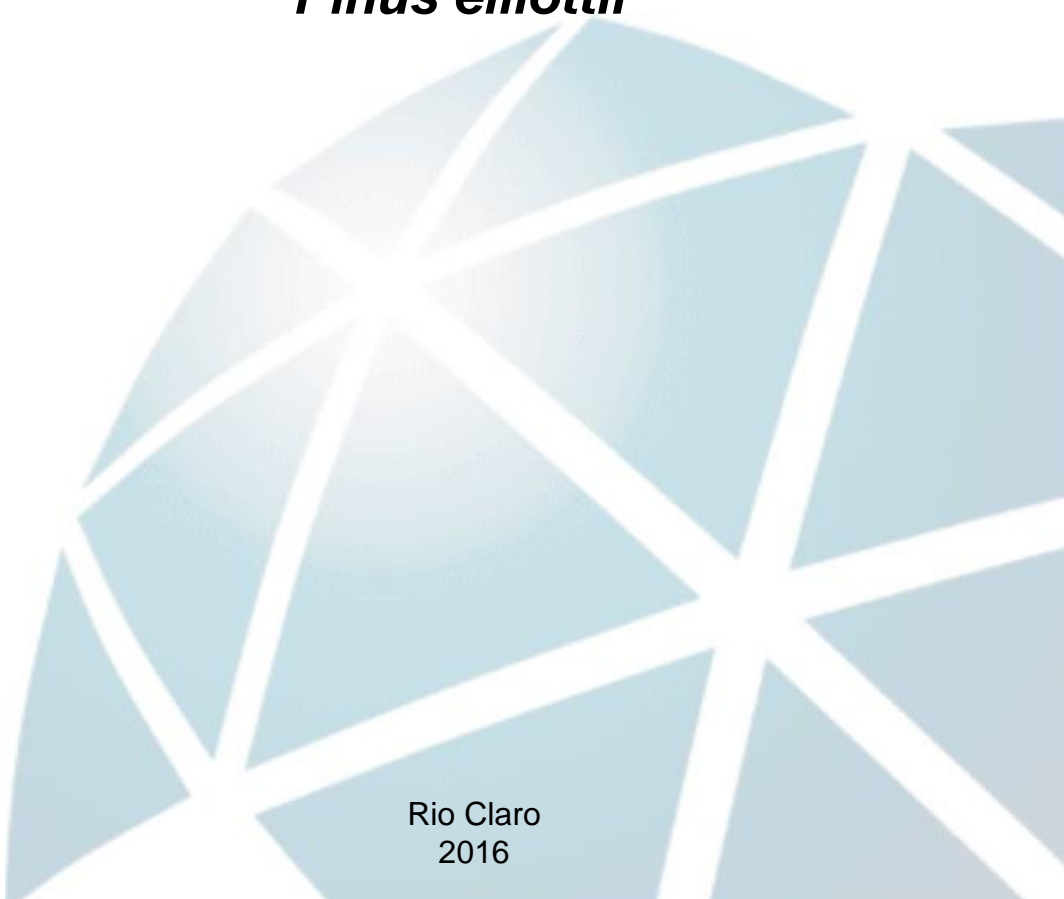
---

CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

---

**JONATHAN GALDI ROSA**

**REGENERAÇÃO NATURAL DE CERRADO  
APÓS A RETIRADA DE PLANTAÇÕES DE  
*Pinus elliottii***



Rio Claro  
2016

JONATHAN GALDI ROSA

REGENERAÇÃO NATURAL DE CERRADO APÓS A RETIRADA DE  
PLANTAÇÕES DE *Pinus elliottii*

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> ALESSANDRA FIDELIS

Co-orientadora: Dr<sup>a</sup> ELIZABETH GORGONE BARBOSA

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado  
ao Instituto de Biociências da Universidade  
Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” -  
Campus de Rio Claro, para obtenção do grau de  
bacharel e licenciado em Ciências Biológicas.

Rio Claro  
2016

581.5264 Rosa, Jonathan Galdi

R788r        Regeneração natural de cerrado após a retirada de  
plantações de *Pinus elliottii* / Jonathan Galdi Rosa. - Rio  
Claro, 2016

36 f. : il., gráfs., tabs., fots.

Trabalho de conclusão de curso (licenciatura e  
bacharelado - Ciências biológicas) - Universidade Estadual  
Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro

Orientadora: Alessandra Fidelis

Coorientadora: Elizabeth Gorgone Barbosa

1. Cerrados. 2. Regeneração. 3. Plantas invasoras. I.  
Título.

## **Agradecimentos**

Venho agradecer às águas que me compõe. As águas de Mãe *Oxum* que me acolheram, que me deram calma e me guiaram pelos desafios encontrados no percurso deste trabalho e da minha permanência, encarada por mim como resistência, na Universidade.

*Saravá!*

Venho agradecer a Valéria Galdi Rosa – mulher guerreira e justa, que me aceitou e que me deu a possibilidade de viver. Minha mãe, agradecido.

*Saravá!*

Venho agradecer a minha avó Julia Galdi de Souza por ser de essencial importância no meu processo de alfabetização. Agradecer por me mostrar, não com palavras, mas com práticas, o bonito significado do olhar e da dedicação no aprender-ensinar.

*Saravá!*

Venho agradecer a minha avó Maria Isabel e irmã Fabíola Rosa pelo acolhimento físico e emocional nos momentos de turbulência, horas que mais precisei.

*Saravá!*

Venho agradecer ao Edson Ribeiro Victor que aceitou a função, junto de minha mãe, de cuidar de nós, eu e minha irmã Juliana, além de auxiliar na concepção do Nathan e da Evelyn, amado e amada irmão/ã.

*Saravá!*

Venho agradecer à minha irmã Juliana Galdi Rosa por nos presentear com a doçura, com a simplicidade e com os sorrisos: o nascimento da Lavínia.

*Saravá!*

Venho agradecer ao meu pai Washington Bolivar Rosa que se fez presente mesmo sendo pó e memória.

*Saravá!*

Agradeço as colegas de laboratório Talita Zupo e Mariana Rissi pela disponibilidade do precioso tempo para me levar à campo.

*Saravá!*

Agradeço aos dias alegres de campo em Itirapina com Karen Castillioni e Vagner Zanzarini, sem contar nas diversas trocas de saberes que aqueles momentos nos proporcionaram.

Agradeço a amiga Ana Carolina Ferreira da Conceição por acompanhar desde o início o nascimento deste trabalho, pelo apoio na escrita, no campo e no dia a dia.

*Saravá!*

Agradeço a Heloiza Zironi e Gabriella Damasceno por (re)construir meus valores no que diz respeito à amizade.

*Saravá!*

Aos funcionários da Estação Ecológica e Experimental de Itirapina, deixo meu agradecimento pela força no estabelecimento do experimento, pela ajuda geral e disposição quando precisamos pousar pela Unidade. Agradeço a Denise Zanchetta, antiga gestora da EEI, pelo profissionalismo e por confiar em nosso trabalho.

*Saravá!*

Agradeço à FAPESP (Processo N° 2012/21045-0) e à COTEC (Processo SMA N° 260108-013.051/2012) pela permissão do desenvolvimento da Iniciação Científica na Estação Experimental de Itirapina.

*Saravá!*

Venho agradecer a amiga Elizabeth Gorgone pela co-orientação, competência e afeto por minha pequenez.

*Saravá!*

Venho abraçar e agradecer a Alessandra Fidelis – orientadora e amiga – que de tudo que fez mim, o mais tocante fazer que levo é a confiança no meu trabalho e na minha pessoa. Agradecido por confiar em mim.

*Saravá!*

No mais, agradeço e abraço as águas que me compõe, que me acolhe, que me dão calma e que me guiam. *Ora iê iê ô*

‘Mestre não é quem sempre ensina, mas quem de repente aprende’– J. Guimarães Rosa

## Resumo

O Cerrado é um *hotspot* de biodiversidade e vem sendo ameaçado devido ao avanço de monoculturas, como a soja, o milho e a cana de açúcar. Além disso, o Cerrado vem sofrendo constantes ameaças, devido ao efeito de borda e atividades antrópicas. No estado de São Paulo, este complexo de formações vegetais encontra-se na forma de fragmentos, cobria cerca de 18% da área total do estado e hoje cobre menos que 1%. A introdução para comércio, seguida de invasão de espécies exóticas, como *Pinus* spp. também contribuiu para a diminuição da área de Cerrado no estado. Neste estudo foram verificados os primeiros estágios de regeneração natural da vegetação de Cerrado após a retirada de *Pinus elliottii*, plantado em 1966, da Estação Experimental de Itirapina. Tem-se como pergunta principal se a presença da camada de acículas no solo dificultará a regeneração natural de espécies vegetais de Cerrado e, portanto, um experimento de remoção da camada de acículas foi realizado. Finalmente, o estabelecimento de plântulas de *Pinus* na área foi monitorado e seu efeito no estabelecimento das espécies nativas do Cerrado foi avaliado. Podemos concluir que a remoção de acículas favoreceu em curto prazo, apenas o grupo funcional graminóides, enquanto que para os outros grupos funcionais (herbáceas, arbustos e palmeiras) o aumento na cobertura provavelmente foi um resultado direto da remoção das árvores de *Pinus*, mais do que a aplicação dos tratamentos.

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	09
2. OBJETIVOS.....	13
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	14
3.1. Área de estudo.....	14
3.2. Procedimento.....	15
3.3. Análise de dados.....	19
4. RESULTADOS.....	20
4.1. Estrato lenhoso.....	20
4.2. Estrato herbáceo – subarbustivo.....	22
4.2.1. Solo nu e biomassa morta.....	22
4.2.2. Graminóides.....	23
4.2.3. Herbáceas.....	23
4.2.4. Arbustos e palmeiras.....	24
4.2.5. Altura da vegetação.....	26
4.3. Estabelecimento de plântulas de <i>Pinus</i> .....	26
5. DISCUSSÃO.....	28
6. CONCLUSÕES.....	32
7. REFERÊNCIAS.....	33

## 1. Introdução

Muitos países ao redor do mundo enfrentam problemas causados por espécies de plantas invasoras (CRONK; FULLER, 1995; WILLIAMSON, 1996; PIMENTEL et al., 2001). Estas espécies são capazes de modificar a composição do solo, a ciclagem de nutrientes, a produtividade, o microclima, o regime de distúrbios, assim como, recursos alimentares para a fauna nativa e as relações interespecíficas na comunidade, causando grande impacto e ameaçando a biodiversidade (D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992; HUGHES; VITOUSEK, 1993; MACK et al., 2000). Como consequência, as invasões biológicas podem causar a extinção de espécies nativas (CASSEY et al., 2005).

O gênero *Pinus*, devido sua importância econômica, é plantado amplamente para silvicultura e introduzido em áreas distantes de sua distribuição natural (RICHARDSON et al., 1994; REJMÁNEK & RICHARDSON, 1996). Por este motivo se tornou um exemplo de invasora que ocupa grandes áreas de vários países como Austrália, África do Sul, Nova Zelândia, Argentina, Chile e Brasil (SIMBERLOFF et al., 2009). A maioria das pesquisas sobre invasões de coníferas tem ocorrido na África do Sul, Austrália e Nova Zelândia, onde plantações de *Pinus* são mais antigas. Mais recentemente, estas plantações foram estabelecidas também na América do Sul, também causando problemas de invasão (RICHARDSON; VanWILGEN; NUÑEZ, 2008).

Na África do Sul, as espécies *Pinus pinaster* e *Pinus pinea* foram introduzidas em 1685 e em 1810 já estavam bem difundidas pelo país (SHAUGHNESSY, 1986). Na Austrália, a introdução de pinheiros (*Pinus radiata*, *Pinus pinaster* e *Pinus pinea*) iniciou-se por volta de 1850 (RICHARDSON; HIGGINS, 1998), sendo que as primeiras plantações comerciais ocorreram no sul do país em 1875 (Le MAITRE, 1998). Na Nova Zelândia, o rápido aumento da invasão de *Pinus* aconteceu nas décadas de 1910, 1920 e principalmente após 1940, sendo que o tempo entre o estabelecimento da espécie e a invasão variou de 20 a 65 anos (RICHARDSON; HIGGINS, 1998).

As primeiras plantações de coníferas introduzidas, na América Latina, ocorreram na Argentina (*Pinus ponderosa*, COZZO, 1987). No Chile, as coníferas



foram introduzidas no século XVII, pelos espanhóis, como plantas ornamentais e, posteriormente, para controlar a erosão e estabilizar dunas (LARA; VELEN, 1993).

O primeiro registro de introdução de coníferas no Brasil foi em 1880, com a espécie *Pinus canarienses*, plantada com objetivo ornamental, no Rio Grande do Sul (SHIMIZU, 2006). No estado de São Paulo, o Instituto Florestal iniciou estudos com as espécies subtropicais *Pinus elliottii* e *Pinus taeda* ainda na década de 1930 (KRONKA et al., 2005). Já na década de 60 o *Pinus elliottii* foi plantado em grande escala, com a finalidade de extração de resina para a indústria química e uso para reflorestamento (KRONKA; BERTOLANI; PONCE, 2005). Posteriormente, a espécie *Pinus elliottii* tornou-se uma invasora de áreas de Mata Atlântica e Cerrado (SIMBERLOFF et al., 2009).

Espécies de *Pinus* possuem sementes pequenas, período juvenil curto e grande produção de sementes entre curtos intervalos de tempo que são características principais de espécies invasoras bem sucedidas (REJMÁNEK; RICHARDSON, 1996). Desta forma, a pressão de propágulos a partir das plantações de silvicultura é uma das principais razões para a sucessão de invasão de espécies de *Pinus* (RICHARDSON, 1999; SIMBERLOFF et al., 2010). Além disso, as espécies *Pinus elliottii* e *Pinus taeda* mostram adaptações ao fogo e boa tolerância ao sombreamento em comparação com a maioria das outras espécies de *Pinus* (RICHARDSON, 2000), invadindo e se estabelecendo com facilidade em áreas abertas de Cerrado (ABREU; DURIGAN, 2011).

Estudos sobre as consequências de invasão de *Pinus elliottii*, a longo prazo, no Cerrado mostram também que esta espécie provoca mudanças visíveis na composição, estrutura, perda de espécies e características funcionais da vegetação nativa. A fisionomia desaparece em menos de uma década, sendo substituída por uma floresta densa de *Pinus*, onde a competição por luz se transforma no principal filtro ecológico de condução da comunidade, além de diminuir a diversidade no local invadido (ABREU; DURIGAN, 2011). De acordo com Wilcke e Lilienfein (2002) a introdução de árvores de *Pinus* interfere na capacidade de captura de nutrientes pelas espécies nativas de Cerrado. O armazenamento de nutrientes na camada orgânica do solo sob *Pinus* é substancialmente maior do que sob a vegetação de Cerrado, permitindo assim a manutenção da maior quantidade de biomassa em florestas de *Pinus*, levando, conseqüentemente, a mudanças na produtividade e severidade do fogo nestas áreas (WILCKE; LILIENFEIN, 2002).

O Cerrado é a denominação dada a um complexo de formações vegetais que apresentam fisionomias e flora variáveis, compostas por formações campestres (campo limpo), savânicas (campo sujo, campo cerrado, cerrado *sensu stricto*) e formações florestais (cerradão, COUTINHO, 1978). Segundo Furley (1999), os fatores condicionantes da estrutura vegetal do Cerrado podem ser o fogo, a topografia, a drenagem, a umidade e a disponibilidade de nutrientes do solo.

O Cerrado cobria originalmente cerca de dois milhões de km<sup>2</sup> do território brasileiro (FELFILI; SILVA, 1993). Abrange grandes áreas contínuas dos estados de Goiás, Bahia, Minas Gerais e Mato Grosso do Sul, com algumas extensões e áreas disjuntas em alguns estados (EITEN, 1972).

Nas últimas décadas, o Cerrado vem sofrendo com a expansão agrícola no país, cedendo grande parte do seu espaço para produção de monoculturas de soja, cana-de-açúcar além da pecuária e plantações de exóticas para reflorestamento (DURIGAN, 2008). A Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas (ABRAF, 2013) mostrou que em 2012 no estado de São Paulo a área total de plantações de *Pinus* reduziu-se cerca 8,2%

No estado de São Paulo, os remanescentes de Cerrado encontram-se distribuídos em formas de fragmentos (CAVASSAN, 1990) que sofrem constantes ameaças, devido ao efeito de borda e atividades antrópicas (DURIGAN; SIQUEIRA; FRANCO, 2007). No início do século XIX o cerrado paulista cobria cerca de 18% da área do Estado (VICTOR, 1975) e hoje cobre menos que 1% de sua área total, sendo que apenas metade encontra-se protegido na forma de unidades de conservação (KRONKA et al., 1998). Durigan et al. (2007) apontaram as principais ameaças destes remanescentes como sendo: as gramíneas invasoras (35%), o gado (32%), os desmatamentos (21%) e o fogo não controlado (21%), além da crescente invasão por espécies de *Pinus* (MIASHIKE, 2015).

O Cerrado é considerado como sendo um dos *hotspots* de biodiversidade, ou seja, áreas prioritárias para conservação da diversidade biológica no mundo (MYERS et al., 2000). Apesar disso, ele não é considerado na Constituição de 1988 como um Patrimônio Nacional como a Floresta Amazônica, Mata Atlântica, Pantanal, e apenas 1,47% da sua área original encontram-se protegida na forma de unidades de conservação (BRASIL, 1998), evidenciando dessa forma, a necessidade de um olhar mais sensível, científico e urgente para o Cerrado. Desta maneira, estudos que

visem avaliar a regeneração natural do Cerrado em áreas de antigos plantios e pastos abandonados, assim como de restauração de áreas degradadas são de extrema importância para a sua conservação, principalmente no Estado de São Paulo, onde sua área foi extremamente reduzida.

Devido aos impactos ocasionados pela introdução e posterior invasão de *Pinus*, descritos acima, se faz necessário o desenvolvimento de estudos que visem à recuperação de áreas ocupadas, atualmente, pela espécie exótica. Desta forma este trabalho verificou, durante um ano, se a presença da camada de acículas em antiga plantação de *Pinus elliottii* da Estação Experimental de Itirapina (São Paulo) afetou a regeneração natural de espécies de Cerrado após a retirada da plantação do pinheiro, além de monitorar o estabelecimento de plântulas de *Pinus* provenientes tanto de chuva de sementes das plantações ao redor, assim como do banco de sementes.

## 2. Objetivos

O objetivo principal deste trabalho foi avaliar os primeiros estágios da regeneração natural da vegetação do cerrado após a retirada de árvores *Pinus elliottii* de uma área de aproximadamente de 18 hectares da Estação Ecológica e Experimental de Itirapina, São Paulo. As principais perguntas do trabalho foram:

1. A presença da camada de acículas dificulta a regeneração da vegetação do cerrado?
2. Há estabelecimento de novos indivíduos de *P. elliottii* na área depois da retirada das árvores? E estas plântulas de *P. elliottii* influenciam o estabelecimento de espécies nativas do cerrado?

Assim, tem-se como hipótese principal que ocorrerá a regeneração natural da vegetação de cerrado, principalmente nas parcelas onde a camada de acículas foi removida, uma vez que ela atuaria inicialmente como barreira física para o estabelecimento e crescimento da vegetação. Finalmente, mesmo após a retirada da plantação de *Pinus*, ainda seria possível observar o estabelecimento de plântulas da espécie, tanto via banco como chuva de sementes, devido à proximidade de outros talhões de *P. elliottii* plantado.

### 3. Material e Métodos

#### 3.1 Área de estudo

A Estação Ecológica e Experimental de Itirapina (EEI) localizam-se nos municípios de Itirapina e Brotas. São unidades de pequeno porte e sua Zona de Amortecimento possui uma área de 19.602 hectares (ZANCHETTA et al., 2006). Segundo o sistema Köppen o clima é mesotérmico com inverno seco, considerando-se que a precipitação e a temperatura média anual das unidades de Itirapina são de 1459 mm e 21,9°C, respectivamente (ZANCHETTA et al., 2006).

As Unidades de Itirapina situam-se na Bacia sedimentar do Paraná, sendo drenadas pela bacia hidrográfica do rio Jacaré-Guaçu. As principais formações fisionômicas de cerrado encontradas na EEI são campestres (campo limpo) e savânicas (cerrado *sensu stricto*, campo cerrado e campo sujo), sendo que as áreas de cerradão são encontradas com menor frequência em fragmentos relacionados a solos mais férteis (ZANCHETTA et al., 2006).

A partir de 1950, o Governo do Estado de São Paulo criou um novo modelo de desenvolvimento florestal onde vigoraram incentivos fiscais para plantio de florestas, entre as décadas de 60 e 70. A Estação Experimental de Itirapina surge neste contexto e a partir de sua criação, em 1957, teve papel importante na silvicultura do país, juntamente com outras unidades de conservação do estado de São Paulo. A EEI passou a dedicar-se ao reflorestamento com espécies exóticas de *Pinus*, com o objetivo de estimular a pinocultura no país (ZANCHETTA; PINHEIRO, 2007) e a extração de resina para a indústria química, principalmente no estado de São Paulo (KRONKA; BERTOLANI; PONCE, 2005).

A área onde o estudo foi realizado é um talhão de aproximadamente 18 hectares, onde a espécie *Pinus elliottii* foi plantada em 1966 e, posteriormente, removida entre junho e agosto de 2012. Foi realizado corte raso no talhão da espécie, com posterior retirada da madeira e da camada de acículas das parcelas experimentais do tratamento RA (remoção de acículas – descrita abaixo em 3.2), restando apenas troncos remanescentes de *Pinus* (Figura 1). Não se tem informação do tipo de fisionomia de cerrado que ocorria na área antes do plantio da invasora.

**Figura 1.** Imagem mostrando os remanescentes de troncos de *Pinus elliottii* após a remoção da plantação.



### **3.2 Procedimento**

Durante os meses de julho e agosto de 2012 foram estabelecidas, de maneira aleatória, 40 parcelas de 10x10m, distribuídas na área de estudo da EEI (Itirapina, São Paulo), logo após a retirada dos pinheiros. As parcelas foram estabelecidas em locais onde não havia distúrbio visível causado pelas máquinas durante a retirada dos pinheiros da área e receberam os seguintes tratamentos:

1. Controle (C): sem remoção da camada de acículas - total de 20 parcelas (Fig. 2A).

2. Remoção das acículas (RA): remoção de toda camada de acículas - total de 20 parcelas (Fig. 2B).

A camada de acículas foi retirada manualmente com o auxílio de rastelos pelos funcionários da Unidade de Conservação, deixando o solo exposto, sem a retirada da vegetação nativa já existente.

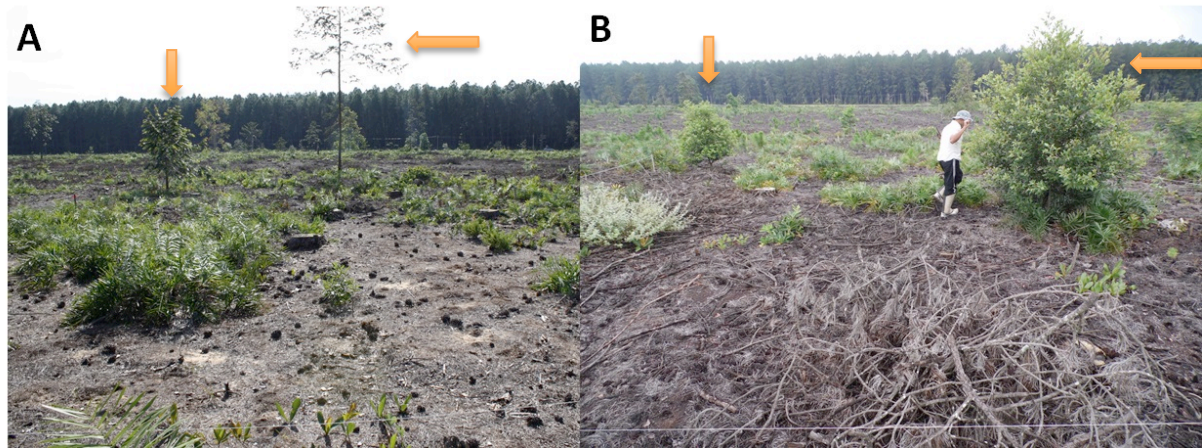
Os levantamentos foram feitos antes da aplicação dos tratamentos (janeiro/2013 - T0) e depois, a cada quatro meses, durante um ano – maio (T1), setembro (T2) e janeiro/2014 (T3).

**Figura 2.** **A** - Parcela experimental do tratamento Controle (C) e **B** - Remoção de Acículas (RA) em uma área de antigo plantio de *Pinus elliottii* na Estação Experimental de Itirapina, SP.



Em cada parcela (10x10m) foram amostrados todos os indivíduos de espécies lenhosas  $\geq 1$ m de altura, medido suas alturas, assim como seus perímetros a 15 cm do solo. Quando um indivíduo tinha mais de um ramo saindo de sua base e não era possível identificar o ramo principal, foi feita a média dos perímetros de todos os ramos do indivíduo. Todo indivíduo lenhoso  $\geq 1$ m foi coletado e posteriormente identificado para realização de lista de espécies arbóreas da EEI, assim foi possível verificar também a riqueza da vegetação lenhosa da área de estudo. Após a retirada da plantação de *Pinus*, notou-se poucas espécies lenhosas nativas  $\geq 1$ m espalhadas pela área (Figura 3).

**Figura 3. A** - Vista da área de estudo após a remoção do talhão de *Pinus elliottii*. **B**- Parcela experimental com espécies lenhosas  $\geq 1\text{m}$ . As flechas mostram as espécies lenhosas nativas.



Já para o estrato herbáceo-subarbustivo foram estabelecidas cinco subparcelas de 1x1m (Figura 4), dentro de cada unidade amostral (20 RA e 20 C). Para a seleção das subparcelas, a parcela experimental foi dividida em um grid de 1x1m, totalizando 100 subparcelas, e as cinco subparcelas foram sorteadas. Dentro de cada subparcela, foi estimado visualmente a porcentagem da cobertura espacial dos grupos funcionais graminóides, herbáceas, arbustos e palmeiras, assim como a porcentagem do solo nu (solo exposto) e da biomassa morta (vegetação morta sobre o solo, incluindo as acículas). Também foi amostrada a altura média da vegetação em cada parcela. Lembrando que os levantamentos foram realizados nas mesmas subparcelas durante o ano.



**Figura 4.** Subparcela de 1x1m, onde foi realizado o levantamento da cobertura dos grupos funcionais e contagem de plântulas de *Pinus*.



Finalmente, para avaliação do estabelecimento de plântulas de *Pinus* foram selecionadas 10 parcelas de cada tratamento (C e RA) e todas as plântulas de *Pinus* estabelecidas foram amostradas dentro de cada subparcela fixa acima descrita, de acordo os seguintes tratamentos:

1. Contagem e retirada de plântulas de *Pinus* (CR) – 10 parcelas, sendo 5 parcelas do tratamento RA e 5 do tratamento C.
2. Contagem e não retirada de plântulas de *Pinus* (NR) – 10 parcelas, sendo 5 parcelas do tratamento RA e 5 do tratamento C.

Desta forma, foi acompanhado o crescimento, estabelecimento e mortalidade das plântulas ao longo de um ano.

### **3.3 Análises de dados**

Para testar a diferença entre as variáveis analisadas (área basal, altura das lenhosas, altura média da vegetação, cobertura dos grupos funcionais, solo nu e biomassa morta), foram realizadas análises de variância (ANOVA) de medidas repetidas, levando em consideração que as parcelas não são independentes temporalmente e que os fatores testados foram: tratamento (C X RA) e tempo (T0, T1, T2, T3).

Finalmente, devido ao baixo número de plântulas amostradas não foi possível realizar as análises estatísticas de correlação, a fim de avaliar a relação entre o estabelecimento de novas plântulas de *Pinus* e a regeneração da vegetação.

As análises foram realizadas nos softwares *STATISTICA 8* e *SPSS Statistics*.

## 4. Resultados

### 4.1 Estrato Lenhoso:

No primeiro ano de avaliação, pode-se observar o aumento no número de famílias de espécies lenhosas (Tabela 1) para o tratamento controle (C). Antes da aplicação do tratamento havia duas famílias presentes, após a remoção das árvores de *Pinus*, aplicação do tratamento e um ano de observação, seis famílias foram identificadas (entre T0 e T3). O mesmo foi observado para o tratamento retirada de acículas (RA): o número de famílias aumentou de duas para seis famílias, após um ano (T0-T3, Tabela 1).

**Tabela 1:** Lista das espécies lenhosas ( $\geq 1$  m) amostradas nas parcelas experimentais (10x10 m) antes (T0), quatro (T1), oitos (T2) e doze meses (T3) após a aplicação dos tratamentos: C – controle e RA – retirada de acículas em uma área após a remoção de *Pinus elliottii* na Estação Experimental de Itirapina, SP. N.I. – famílias não identificadas.

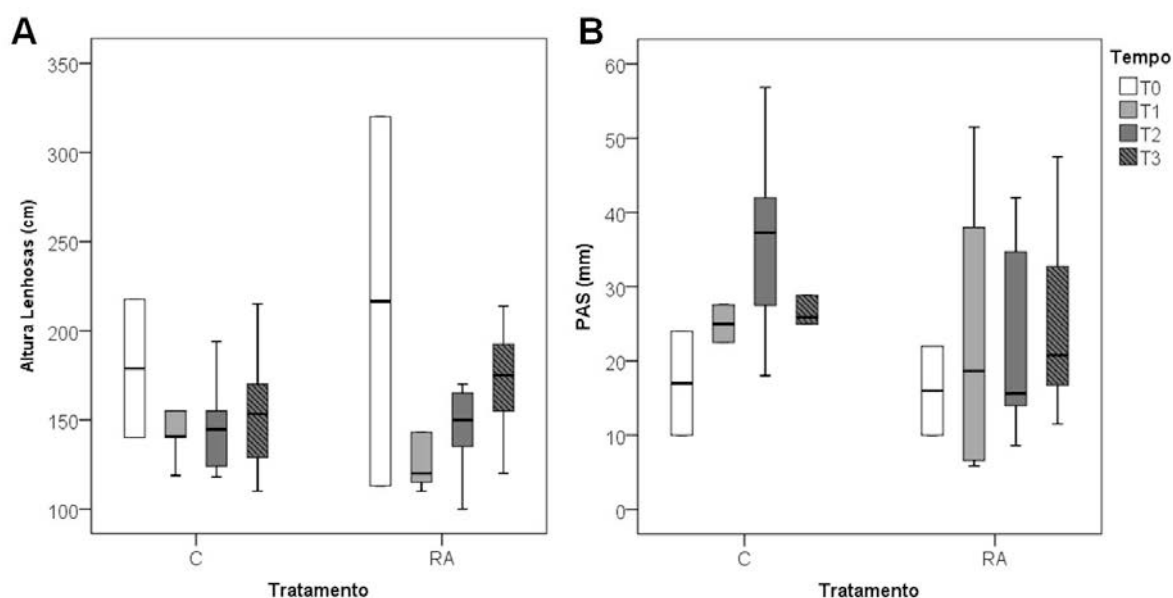
Família	Espécie	Controle	RA
Annonaceae	<i>Annona coriacea</i> Mart.	T0, T1, T2, T3	T3
	<i>Annona crassiflora</i> Mart.	T1, T2, T3	
	<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	T0, T1, T2, T3	T2, T3
Asteraceae	<i>Gochnatia pulchra</i> (Spreng.) Cabrera	T1, T2, T3	
Fabaceae	<i>Acosmium subelegans</i> (Mohlenbr.) Yakovlev	T1, T2, T3	
	<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel		T0, T1, T2, T3
Lauraceae	<i>Ocotea pulchella</i> (Ness) Mez	T0, T1, T2, T3	T0, T1, T2, T3
Malvaceae	<i>Eriotheca gracilipes</i> (K.Schum.) A.Robyns	T1, T2, T3	
Melastomataceae	<i>Miconia rubiginosa</i> (Bonpl.) DC.	T1	T1, T2, T3
Myrtaceae	<i>Eugenia klotzschiana</i> O. Berg		T3
Sapotaceae	<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	T2, T3	
Solanaceae	<i>Solanum lycocarpum</i> A. St.-Hil.	T1, T2	
N.I.	sp.1	T1, T2	
N.I.	sp.2	T2	
N.I.	sp.3		T2
N.I.	sp.4		T3

Algumas espécies lenhosas amostradas estavam presentes em ambos os tratamentos ao longo de todo o tempo de estudo (T0-T3), como por exemplo a espécie *Ocotea pulchella*. Enquanto outras espécies estavam presentes apenas em um dos tratamentos, por exemplo: *Gochnatia pulchra* esteve presente apenas no tratamento Controle, entre T1-T3; já a espécie *Machaerium acutifolium* esteve presente desde o primeiro levantamento (T0 - T3) apenas no tratamento Remoção de Acículas (Tabela 1).

A altura dos indivíduos de espécies lenhosas não diferiu entre os tratamentos ( $F=0,9$ ;  $p = 0,4$ ), nem em relação ao tempo ( $F=0,97$ ;  $p = 0,4$ , Fig. 5A), além de não apresentar nenhuma interação entre os fatores ( $F=0,2$ ;  $p=0,9$ ). A figura 5A nos mostra uma tendência à diminuição da altura das lenhosas para ambos os tratamentos nos primeiros quatro meses de levantamento (T0 -T1) e uma tendência a aumento entre T1 – T3.

Para o diâmetro da base de indivíduos de espécies lenhosas também não houve diferença significativa entre tratamentos ( $F=0,6$ ;  $p=0,4$ ), e ao longo do tempo ( $F=1,14$ ;  $p=0,3$ ), não ocorrendo interação entre os fatores ( $F=0,1$ ;  $p=0,9$ , Fig. 5B).

**Figura 5. A** - Altura de indivíduos de espécies lenhosas (cm) e **B** - diâmetro da base (mm) de indivíduos de espécies lenhosas  $\geq 1$ m (média  $\pm$ DP) B) nas parcelas experimentais antes da aplicação dos tratamentos (T0), quatro (T1), oito (T2) e doze meses (T3) após a aplicação dos tratamentos: C – controle e RA – retirada de acículas em uma área após a remoção de *Pinus elliotii* na Estação Experimental de Itirapina, SP.

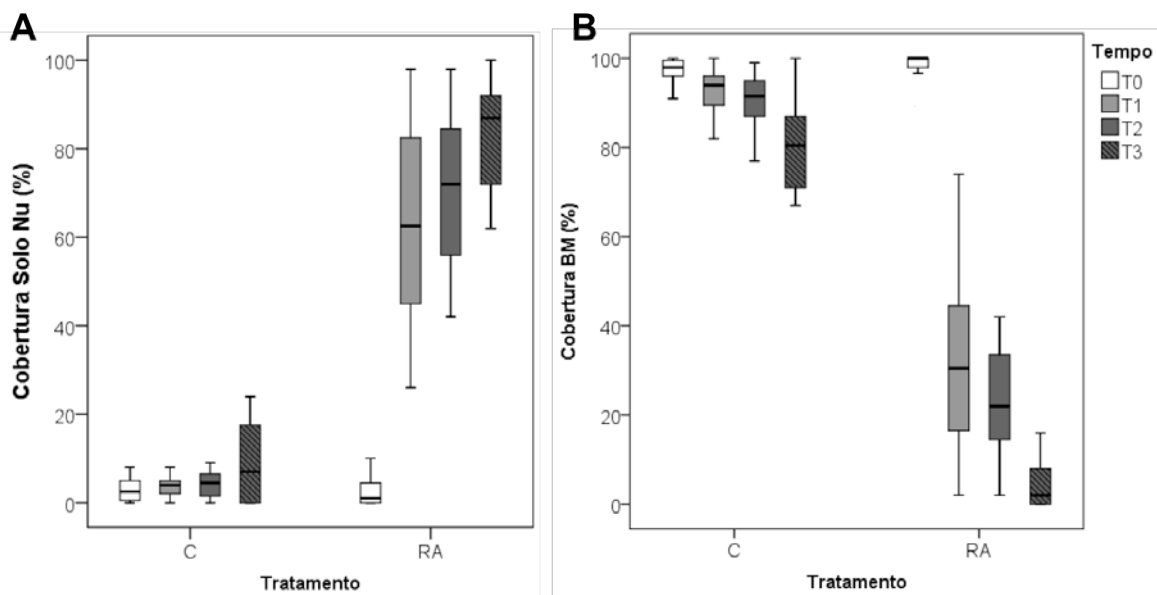


## 4.2 Estrato herbáceo-subarbusitivo:

### 4.2.1 Solo nu e Biomassa morta

Após a aplicação dos tratamentos (T0) pode-se observar um aumento significativo na cobertura de solo nu no tratamento RA ao longo do tempo, sendo T0 diferente dos demais tempos (Fig. 6A,  $F=56,3$ ;  $p\leq 0,001$ ). A cobertura de solo nu foi maior em RA, em relação as parcelas do tratamento C (Fig. 6A,  $F= 342,8$ ;  $p\leq 0,001$ ). Além disso, é possível observar interações entre os fatores tratamento e tempo ( $F= 38,3$ ;  $p\leq 0,001$ ). Por outro lado, observou-se um padrão contrário na cobertura de biomassa morta (Fig. 6B): as parcelas do tratamento RA apresentaram menores valores de cobertura, a partir de T0, ao longo do tempo (Fig. 6B,  $F=92,5$ ;  $p\leq 0,001$ ), em relação às parcelas do tratamento C (Fig. 6B,  $F=368,9$ ;  $p\leq 0,001$ ). Novamente a interação entre tratamento e tempo foi observada para cobertura de biomassa morta ( $F=42,9$ ,  $p\leq 0,001$ ).

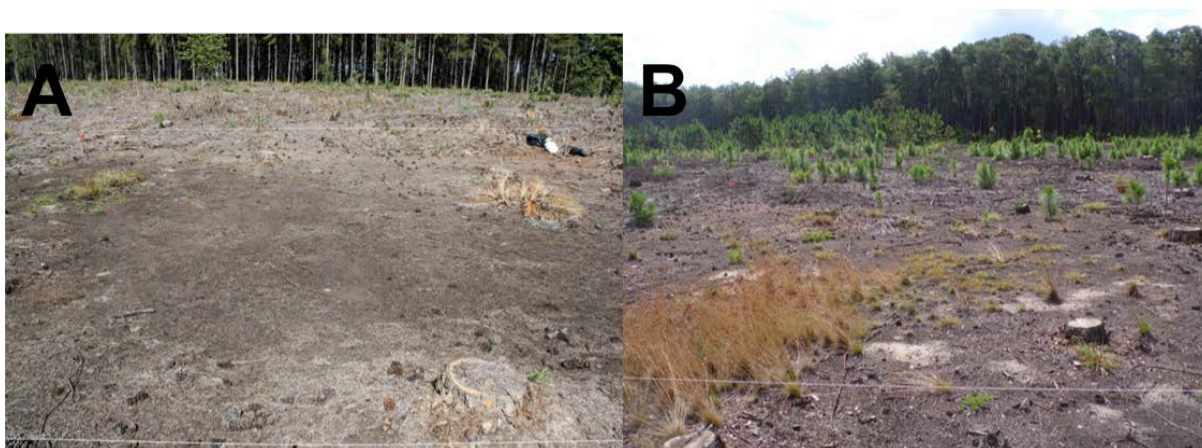
**Figura 6. A** - Cobertura de solo nu (%) e **B** - cobertura de biomassa morta (%,) nas parcelas experimentais antes da aplicação dos tratamentos (T0), quatro (T1), oito (T2) e doze meses (T3) após a aplicação dos tratamentos: C – controle e RA – retirada de acículas em uma área após a remoção de *Pinus elliottii* na Estação Experimental de Itirapina, SP.



#### 4.2.2 Graminóides:

As parcelas do tratamento RA apresentaram maior cobertura de graminóides do que as parcelas do tratamento C ( $F=4,8$ ;  $p=0,03$ ). No entanto, a cobertura de graminóides não variou ao longo do tempo ( $F=2,1$ ;  $p=0,1$ ), além de não haver interação dos fatores ( $F=1,4$ ;  $p=0,25$ ). Houve um aumento de  $0,05\pm 0,49\%$  (T0) para  $0,2\pm 1,65\%$  (T3) no tratamento C, enquanto que nas parcelas do tratamento RA, foi observado um aumento de  $1,65\pm 6,55\%$  na cobertura, durante o período T0 – T3. Na figura 7 é possível ver a diferença na cobertura de graminóides numa parcela do tratamento RA quatro meses após a aplicação do tratamento (T1, Fig. 7A) e após um ano da aplicação do tratamento (T3, Fig. 7B).

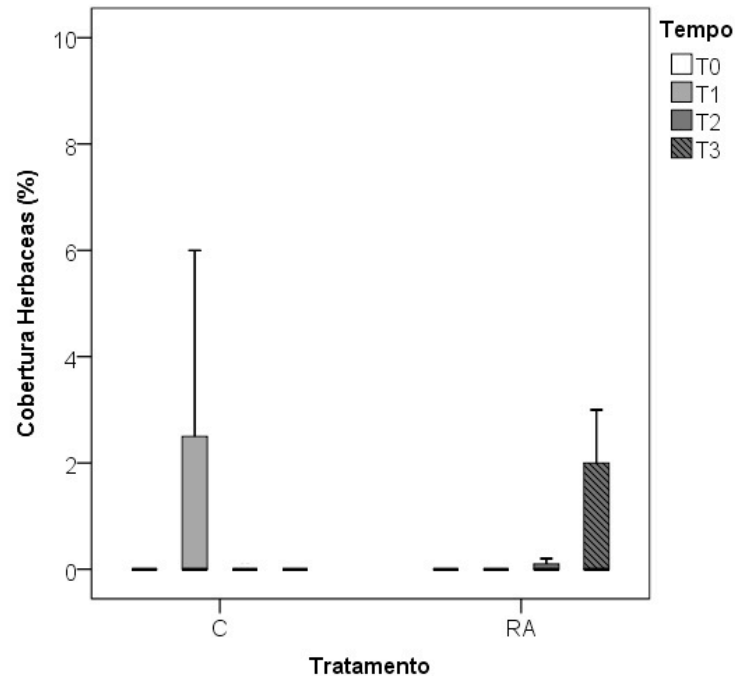
**Figura 7.** Parcela experimental (10x10m) do tratamento remoção de acículas (RA). **A** – quatro meses (T1) e **B** – doze meses (T3) após a aplicação dos tratamentos na Estação Experimental de Itirapina, SP, mostrando a diferença de cobertura de graminóides.



#### 4.2.3 Herbáceas:

Não houve interação entre tempo e tratamento para herbáceas ( $F=1,82$ ;  $p=0,15$ ). Apesar disso, houve um aumento na cobertura de herbáceas ao longo do tempo, independentemente do tratamento (Fig 8,  $F=3,5$ ;  $p=0,02$ ). No tratamento RA, houve crescimento de  $1,2\pm 5,5\%$  na cobertura de herbáceas, durante o período T0-T3. Já para o tratamento C observou-se uma tendência a aumento entre T0 ( $0,35\pm 2,13\%$ ) e T3 ( $0,9\pm 4,23\%$ ), mostrando que não houve diferença significativa para o fator tratamento ( $F=2,42$ ;  $p=0,12$ ).

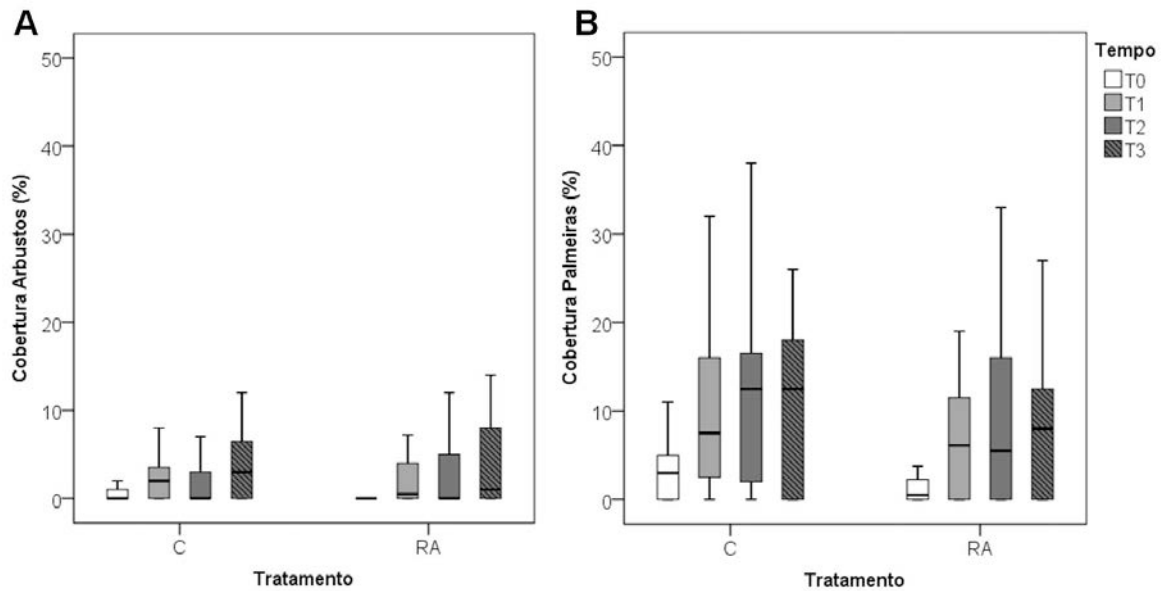
**Figura 8.** Cobertura de herbáceas (média  $\pm$ DP) nas parcelas experimentais antes da aplicação dos tratamentos (T0), quatro (T1), oito (T2) e doze meses (T3) após a aplicação dos tratamentos: C – controle e RA – retirada de acículas em uma área após a remoção de *Pinus elliottii* na Estação Experimental de Itirapina, SP.



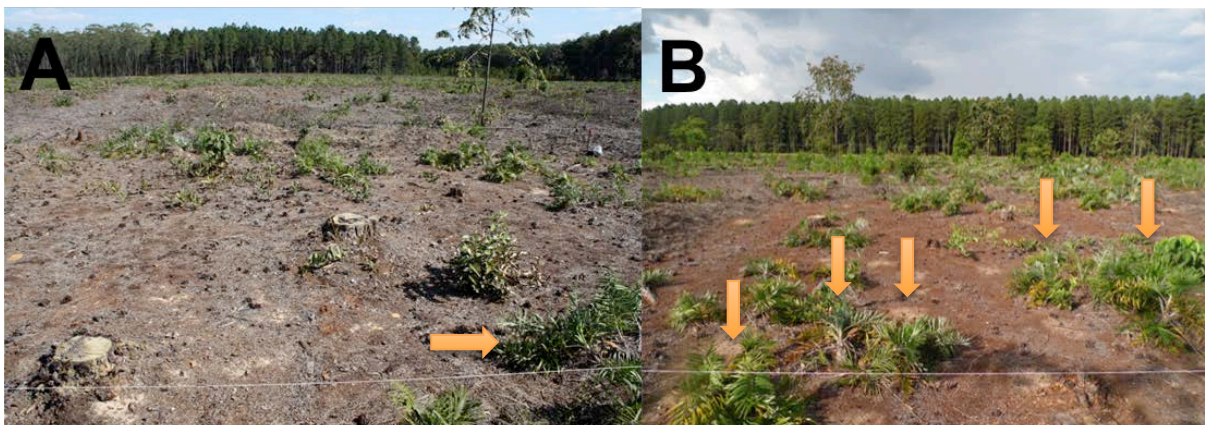
#### 4.2.4 Arbustos e Palmeiras:

A média da cobertura de arbustos aumentou significativamente ao longo do tempo em ambos os tratamentos (Fig.9A,  $F=7,01$ ;  $p=0,0002$ ). Em um ano, houve aumento de  $0,7\pm 3\%$ (T0) para  $4,15\pm 9,7\%$  (T3) no tratamento C. Já o tratamento RA apresentou aumento de  $0,32\pm 1,85\%$  (T0) para  $3,85\pm 10,1\%$  (T3). Não houve interação dos fatores tempo e tratamento para este grupo ( $F=0,009$ ;  $p=0,99$ ) e palmeiras ( $F=0,24$ ;  $p=0,86$ ). A cobertura das palmeiras aumentou  $8,5\%\pm 20,65\%$  no tratamento C e  $7\%\pm 20,4\%$  no tratamento RA (Fig.9B) durante um ano, mostrando que houve diferença significativa para o fator tempo ( $F=10,3$ ;  $p\leq 0,001$ ), assim como o fator tratamento exerceu influência no aumento da cobertura ( $F=8,1$ ,  $p=0,005$ ). A figura 10 apresenta a diferença da cobertura de palmeiras de uma parcela do tratamento RA quatro meses (T1) após a aplicação do tratamento e um ano após a aplicação do tratamento (T3).

**Figura 9. A.** Cobertura de arbustos (média  $\pm$ DP) e **B** cobertura de palmeiras (média  $\pm$ DP) nas parcelas experimentais antes da aplicação dos tratamentos (T0), quatro (T1), oito (T2) e doze meses (T3) após a aplicação dos tratamentos: C – controle e RA – retirada de acículas em uma área após a remoção de *Pinus elliottii* na Estação Experimental de Itirapina, SP.



**Figura 10.** Parcela experimental (10x10m) do tratamento remoção de acículas (RA). A – quatro meses (T1) e B – doze meses (T3) após a aplicação dos tratamentos Estação Experimental de Itirapina, SP. É possível ver o aumento da cobertura do grupo funcional palmeiras em B.





#### 4.2.5 Altura da vegetação

Observou-se diferenças significativas na altura da vegetação do estrato herbáceo-subarbustivo ao longo do tempo ( $F=40,5$ ;  $p\leq 0,05$ ), assim como para o fator tratamento ( $F=11,8$ ;  $p<0,05$ ). No tratamento C houve aumento de  $9,8\pm 14,43$ cm para  $31,6\pm 15,04$ cm, durante um ano (T0-T3). Já o tratamento RA apresentou altura média de  $5,76\pm 14,7$ cm em T0 e um ano, depois a altura média da vegetação aumentou para  $30,17\pm 17,2$ cm (T3).

#### 4.3 Estabelecimentos de plântulas de *Pinus*:

Durante o primeiro ano após a remoção das árvores de *Pinus* e aplicação dos tratamentos, pode-se observar que nas parcelas controle (C) houve um baixo estabelecimento de plântulas (Tabela 3). Tal padrão também foi encontrado nas parcelas RA, com o estabelecimento de apenas 2 plântulas em T1, que por sua vez não sobreviveram no término de um ano de levantamento. Nas parcelas onde as plântulas não foram retiradas (NR), houve o estabelecimento de apenas um indivíduo ao longo do tempo (T0 – T3). Apesar do baixo número de estabelecimentos de muitas plântulas de *Pinus* nas subparcelas, pode-se observar o estabelecimento de indivíduos de *Pinus* na unidade amostral como um todo e em toda área ao redor (Figura 11).

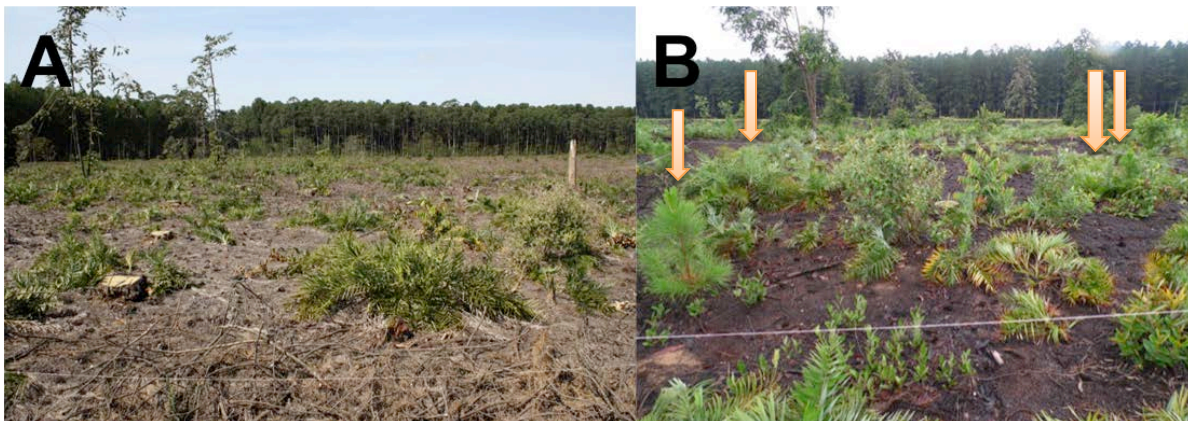
**Tabela 3:** Tabela Contagem de plântulas de *Pinus* amostradas nas parcelas experimentais antes (T0), quatro meses (T1), oito meses (T2) e doze meses (T3) após a aplicação dos tratamentos: C – controle e RA – retirada de acículas em uma área após a remoção de *Pinus elliotii* na Estação Experimental de Itirapina, SP. Tratamento de contagem de plântulas de *Pinus*: CR - Tratamento contagem e retirada das plântulas de *Pinus* e NR - Tratamento contagem e não retirada de plântulas.

Tratamento	T0	T1	T2	T3
<b>Controle</b>				
CR	2	2	0	0
NR	1	0	0	0
<b>Retirada de acículas</b>				
CR	10	2	1	0

NR	0	1	1	1
----	---	---	---	---

---

**Figura 11.** Parcela experimental 12 (10x10m) do tratamento Controle. **A** – quatro meses (T1) e **B** – doze meses (T3) após da retirada de plantações de *Pinus*. As setas mostram os indivíduos jovens de *Pinus* estabelecidos na parcela da figura B.



## 5. Discussão

O controle de espécies exóticas tem sido uma importante ferramenta para preservação da diversidade (WILCOVE; CHEN, 1998). No entanto, o problema é geralmente detectado somente quando as populações invasoras já se tornaram dominantes e de difícil erradicação (WITTENBERG; COCK, 2001). Mesmo quando as alternativas de controle são viáveis, o potencial de regeneração natural ou restauração de áreas invadidas são desconhecidos (ABREU; DURIGAN, 2011). Neste estudo, observou-se a regeneração natural da vegetação de cerrado após a remoção de antiga plantação de *Pinus elliottii*, seguida da retirada da espessa camada de acículas, mostrando o crescimento de indivíduos de espécies lenhosas nativas e da cobertura do estrato herbáceo-subarbustivo, além de verificar o estabelecimento e crescimento de plântulas de *Pinus*.

Um estudo sobre ecologia e controle da invasão por *Pinus elliottii* em campo cerrado no Estado de São Paulo mostrou que os principais efeitos da invasão desta espécie foram verificados sob a vegetação herbáceo-arbustiva menor que 50 cm de altura. Desta forma, a formação da espessa camada de acículas sobre o solo e o sombreamento feito pelas lenhosas invasoras, podem funcionar como filtros ecológicos e estão relacionados com o desaparecimento de espécies de gramíneas, herbáceas e arbustos nestas áreas invadidas (ABREU, 2013). No presente estudo, ainda é cedo para afirmar que a camada de acículas atuou como filtro ecológico, pois um ano após a implementação dos experimentos, não houve aumento significativo da cobertura dos grupos funcionais comparando os tratamentos controle com o de remoção de acícula, isto se deve provavelmente ao lento crescimento da cobertura de tais grupos (herbáceas e arbustos) ou mesmo, devido a falta de propágulos de espécies nativas na área depois de mais de 50 anos de plantio de *Pinus elliottii*. No entanto, a retirada de acículas favoreceu um pequeno crescimento na cobertura de graminóides, evidenciando que a retirada das acículas pode favorecer o reestabelecimento desse grupo funcional. De maneira geral, independente do tratamento, ao longo do tempo houve um aumento na riqueza de espécies lenhosas e na cobertura de herbáceas e arbustos, devido provavelmente à retirada das árvores adultas de *P. elliottii*. A maior entrada de luz deve ter influenciado numa primeira etapa este aumento de cobertura e riqueza de espécies.

Em um estudo similar com *Pinus halepensis* na Argentina, Cuevas e Zalba (2013) também observaram um aumento inicial da cobertura da vegetação nativa ao

longo do tempo, em áreas onde foi aplicado o tratamento de corte total dos pinheiros adultos e remoção de acículas. No entanto, em tratamentos com corte parcial de *P. halepensis*, o aumento inicial da vegetação nativa também foi observado e, posteriormente (após 14 e 16 meses) houve uma redução na cobertura da vegetação, em que coincidiu com o aumento da camada de acículas na área de estudo, evidenciado a importância da remoção das mesmas. Neste estudo, apenas um ano de observações não foi suficiente para verificarmos a eficácia do tratamento remoção de acículas (RA) na cobertura vegetal dos grupos funcionais herbáceas, palmeiras e arbustos, no entanto, mais observações a longo prazo são necessárias. De acordo com Abreu (2013), a espessa camada de acículas de *Pinus elliottii* é o principal fator que explica a perda de espécies nativas de cerrado, principalmente as herbáceas.

À medida que os processos de invasão biológica avançam, as possibilidades de intervenção de maneira eficaz para o controle das espécies se reduzem de maneira significativa (WITTENBERG; COCK, 2001). Por isso é necessário que as decisões de manejo sejam tomadas rapidamente, muitas vezes com pouca evidência experimental (ZALBA, 2005). Assim, a continuidade deste estudo é de extrema importância para melhor avaliar se a camada de acículas age como filtro ecológico e para avaliar se a remoção da camada de acículas é uma técnica de manejo eficaz para a regeneração da vegetação de cerrado em antiga plantação de *Pinus*.

Em ambiente onde o *Pinus elliottii* é nativo (savana úmida no Mississippi, EUA), a formação da camada de acículas favoreceu a substituição de grupos funcionais como herbáceas e pequenos arbustos por espécies lenhosas (BREWER, 1998), o mesmo foi observado em um Cerrado invadido no estudo de Abreu e Durigan (2011). No entanto, no Cerrado, *P. elliottii* reduziu também espécies de graminóides (Abreu e Durigan 2011), enquanto em seu habitat nativo esse padrão não é observado (BREWER, 1998). Em áreas invadidas por *P. elliottii* há a diminuição de diversidade e riqueza de espécies nativas, além de espécies intolerantes à sombra e plantas não lenhosas serem suprimidas e substituídas por plantas tolerantes à sombra, lenhosas e em sua maioria dispersas pela fauna (ABREU; DURIGAN, 2011). Na área do estudo aqui apresentado, espécies nativas de lenhosas  $\geq 1\text{m}$  já estavam presentes antes da retirada da plantação de *P. elliottii*, provavelmente porque as espécies arbóreas heliófilas podem ter sido substituídas

por espécies ombrófilas (ABREU, 2013). Após a retirada dos pinheiros, houve um aumento no número de indivíduos e espécies de lenhosas  $\geq 1\text{m}$ . Este acréscimo no número de indivíduos de espécies lenhosas no decorrer de um ano ocorreu provavelmente a maior exposição destas ao sol, já que antes tais espécies se encontravam sob a sombra da plantação de *P. elliottii*.

A interferência de luz solar tem sido frequentemente relatada como principal causa das mudanças nas comunidades de vegetações associadas a plantas (WOODS, 1993; GOULD; GORCHOV, 2000) e a maior incidência de luz solar após a remoção da plantação de *Pinus elliottii* promoveu uma tendência ao aumento da cobertura dos grupos funcionais. O aumento da cobertura de herbáceas, de arbustos, de palmeiras e altura da vegetação do estrato herbáceo-subarbustivo ocorreu, em curto prazo (período de um ano, T0 -T3), com a retirada da plantação de *Pinus elliottii*.

Amiotti et al. (2000, 2007) mostraram que plantações antigas de *Pinus* produzem mudanças significativas nas características do solo, incluindo a diminuição no pH e saturação por bases e assim, se presente ao longo do tempo na área, as alterações ambientais que controlam a capacidade de recuperação podem ser interrompidas. O pequeno aumento da cobertura dos grupos funcionais, principalmente as graminóides, pode ser ocasionado por modificações físico-químicas ou biológicas do solo, além da interferência da camada de acículas, já que ela contribui para a diminuição de entrada de luz, afetando diretamente a rebrota ou germinação de espécies nativas de cerrado (ABREU, 2013). Portanto, acreditamos que, em curto prazo, a regeneração das espécies foi afetada principalmente pela mudança do ambiente com a maior entrada de luz. Porém, em longo prazo, técnicas de manejo seriam necessárias em tais áreas, principalmente para a regeneração do estrato herbáceo-subarbustivo.

A invasão de *Pinus elliottii* causa mudanças na estrutura, composição e proporção de grupos funcionais da comunidade nativa (ABREU; DURIGAN, 2011), além de perdas de diversidade e riqueza (ABREU, 2013). Os impactos da invasão de *Pinus* no cerrado ainda são desconhecidos em relação às propriedades do solo e processos hidrológicos, mas é possível que cause alterações irreversíveis para a comunidade nativa, mesmo após a erradicação da invasora (ABREU, 2013). A maioria das áreas invadidas por espécies de *Pinus* no Estado de São Paulo estão em campos úmidos e são lugares de difíceis acessos, fazendo impraticável a

exploração e tornando o controle caro (ABREU; DURIGAN, 2011). Os efeitos negativos que espécies invasoras, como o *Pinus* causam em áreas invadidas são grandes e preocupantes. Todas as pesquisas aqui mostradas e a falta de conhecimento dos impactos ocasionados por *Pinus* verifica-se a necessidade do desenvolvimento e continuidade de estudos que envolvam o controle de espécies invasoras e as consequências que estas exóticas trazem para a comunidade nativa.

Os resultados obtidos durante um ano de estudo aqui apresentados e os fatos acima citados mostram a necessidade de pesquisas que visem o controle de plantas invasoras e restauração/recuperação de áreas de cerrado. O monitoramento da vegetação nos anos seguintes após a remoção dos pinheiros invasores é essencial para diagnosticar a necessidade de implementar medidas de controle de outras espécies invasoras que podem colonizar a área aberta (CUEVAS; ZALBA, 2010), como as gramíneas africanas. Estudos de longo prazo são importantes para verificarmos se, após o primeiro ano da retirada as árvores de *Pinus*, haverá efeito direto dos tratamentos aqui propostos.

## 6. Conclusões

A partir dos dados apresentados, conclui-se que a remoção de acículas favoreceu em curto prazo, apenas as graminóides. Enquanto que para os outros grupos funcionais (herbáceas, arbustos e palmeiras) o aumento na cobertura provavelmente foi um resultado direto da remoção das árvores de *Pinus*, mais do que a aplicação dos tratamentos. Porém, o monitoramento da regeneração da vegetação de cerrado deve ser em longo prazo, para termos mais dados dos efeitos dos tratamentos e, assim gerarmos mais conhecimentos sólidos, a partir de experimentos. Poucas plântulas de *Pinus* se estabeleceram nas parcelas amostradas, mas muitas plântulas puderam ser observadas ao longo da área de estudo e, portanto, a área amostral deve ser ampliada para melhor avaliação do estabelecimento e crescimento das plântulas. Ações concretas que visem o manejo e controle de espécies exóticas se faz necessário para a restauração de áreas invadidas e a continuidade deste estudo é de essencial importância para obtermos resultados da influência da camada de acículas sobre a regeneração da vegetação nativa de cerrado, para que assim, técnicas de manejo economicamente viáveis sejam aplicadas para maior eficácia no controle de plantas invasoras, regeneração e restauração de áreas de cerrado.

## 7. Referências

ABRAF. Anuário Estatístico ABRAF 2013 ano base 2012/ABRAF. – Brasília: 2013.

ABREU, R.C.R. **Ecologia e controle da invasão por *Pinus elliottii* no campo Cerrado**. 2013. 95f. Tese apresentada para obtenção do título de Doutorado – Escola de Engenharia de São Carlos, USP, 2013.

ABREU, R.C.R.; DURIGAN, G. Changes in the plant community of a Brazilian grassland savannah after 22 years of invasion by *Pinus elliottii* Engelm. Plant Ecology & Diversity, p.1-10, 2011.

AMIOTTI, N. M. et al. The impact of single trees on properties of loess-derived grassland soils in Argentina. Ecology, v.81, p.3283-3290, 2000.

AMIOTTI, N. M. et al. Effect of landscape position on the acidification of loess-derived soils under *Pinus radiata*. Austral Ecology, v.32, p.534-540, 2007.

BRASIL. Primeiro relatório nacional para a Convenção sobre Diversidade Biológica. Brasil. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Brasília, 1998.

BREWER, J.S. Patterns of Plant Species Richness in a Wet Slash-Pine (*Pinus elliottii*) Savanna. Journal of the Torrey Botanical Society, p.216-224, 1998.

CASSEY, P. et al. Concerning invasive species: reply to Brown and Sax. Austral Ecology, n.30. p. 475–480, 2005.

CAVASSAN, O. **Florística e Fitossociologia da Vegetação Lenhosa em Um Hectare de Cerrado no Parque Ecológico Municipal de Bauru (SP)**. Tese de Doutorado. Campinas: IB/UNICAMP, 1990.

COUTINHO, L.M. O conceito de cerrado. Revista Brasileira de Botânica, p.17-23 1978.

COZZO, D. Evolución de la silvicultura de plantaciones forestales en Argentina. La postulación de mayores espacios de mejoramiento silvicultura - Centro de Investigaciones y Experiencias Forestales. Simposio sobre Silvicultura y Mejoramiento Genético de Especies Forestales, n. 1, p. 81–95, 1987.

CRONK, Q.C.B.; FULLER, J.L. Plant invaders. London: Chapman & Hall, 1995. 241p.



CUEVAS, Y.A.; S.M. ZALBA. Recovery of native grasslands after removing invasive pines. Restor. Ecol., n.18, p.711-719, 2010.

CUEVAS, Y.A.; S.M. ZALBA. Efecto del tipo de corte y de tratamientos em el mantillo para la restauración de pastizales naturales invadidos por *Pinus halepensis*. Bol. Soc. Argent. Bot. n.48, p.315-329, 2013.

D'ANTONIO, C. M.; VITOUSEK, P. M. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. Annual Review of Ecology and Systematics, v.23, p.63-87, 1992.

DURIGAN, G. 2008. Bases e diretrizes para a restauração da vegetação de Cerrado. In: SANO, KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L. & GANDARA, F.B. Restauração ecológica de ecossistemas naturais. Botucatu: FEPAF, 1ª edição revisada, 2008.

DURIGAN, G.; SIQUEIRA, M.F.; FRANCO, G.A.D.C. Threats to the cerrado remnants of the state of São Paulo, Brazil. Sci.Agric.(Piracicaba, Braz.), v.64, n.4, p.355-363, 2007.

EITEN, G. The cerrado vegetation of Brazil. Botanical Reviews, n.38, p.201-341, 1972.

FELFILI, J.; SILVA Jr., M.C. A comparative study of cerrado (sensu stricto) vegetation in Central Brazil. Journal of Tropical Ecology, n.9, p.277-289, 1993.

FURLEY, P. A. The nature and diversity of neotropical savanna vegetation with particular reference to the Brazilian Cerrados. Global Ecology & Biogeography, v.8, p.223-241, 1999.

GOULD, A. M. A.; D. L. GORCHOV. Effects of the exotic invasive shrub *Lonicera maackii* on the survival and fecundity of three species of native annuals. American Midland Naturalist, p.36-50, 2000.

HUGHES, R.F.; VITOUSEK, P.M. Barriers to shrub reestablishment following fire in the seasonal submontane zone of Hawai'i. Oecologia, p.557-563, 1993.

LARA, A.; VEBLEN, T. T. Forest plantations in Chile: a successful model? In: Afforestation: Policies, Planning and Progress (ed. A. Mather), Belhaven Press, London, p.118–139, 1993.

Le MAITRE, D. C. Pines in cultivation: a global view. In: Ecology and Biogeography of *Pinus* (ed. D. M. Richardson), Cambridge University Press, p.407–431, 1998.

KRONKA, F.J.N. et al. Áreas de domínio do cerrado no Estado de São Paulo. São Paulo: Secretaria de estado do Meio Ambiente, Instituto Florestal, 1998, 84 p.

KRONKA, F.J.N.; BERTOLANI, F.; PONCE, R.H. A cultura do *Pinus* no Brasil. São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura, 2005.

MACK, R.N. et al. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. Ecological Applications, v.10, p.689-710, 2000.

MIASHIKE, R.L. **Invasão por *Pinus spp.* em fisionomia campestres do Cerrado, no estado de São Paulo.** 2015. 101f. Dissertação apresentada para obtenção do título de Mestre – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, Departamento de Ecologia, 2015.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature, v.403, p.853-858, 2000.

PIMENTEL, D. et al. Economic and environmental threats of alien plant, and microbe invasions. Agriculture, Ecosystems & Environment, n.84, p.1–20, 2001.

REJMÁNEK, M.; RICHARDSON, D. What attributes make some plant species more invasive? Ecology, v. 77, n.6, p.1655-1661, 1996.

RICHARDSON, D. M.; HIGGINS, S. L. *Pines* as invaders in the southern hemisphere. In: Ecology and Biogeography of *Pinus* (ed. D. M. Richardson), Cambridge University Press, Cambridge, p.450 –73, 1998.

RICHARDSON, D.M.; WILLIAMS, P.A.; HOBBS, R.J. Pine Invasions in the Southern Hemisphere: Determinants of Spread and Invasibility. Journal of Biogeography, v.21, n.5, p.511-527, 1994.

RICHARDSON, D.M. Commercial forestry and agroforestry as sources of invasive alien trees and shrubs. In: SANDLUND, O.T.; SCHEI, P.J.; VIKEN, A. Invasive species and biodiversity management. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, p.237-257, 1999.

RICHARDSON, D.R. Ecology and biogeography of *Pinus*. Cambridge University Press. Cambridge, 2000. 519 p.

RICHARDSON, D. R.; VanWILGEN .W.; NUÑEZ M.A. Alien conifer invasions in South America: short fuse burning? Biol. Invasions, n.10, p.573–577, 2008.

SHAUGHNESSY, G. A case study of some woody plant introductions to the Cape Town area. In: The Ecology and Management of Biological Invasions in Southern Africa (ed.I. A.W. Macdonald, F. J. Kruger; A. A. Ferrar). Oxford University Press, Cape Town, p.37-43, 1986.

SHIMIZU, J. Y. *Pinus* na silvicultura brasileira. Revista da Madeira, v.16, n.99, p.4-14, 2006.

SIMBERLOFF, D. et al. Spread and impact of introduced conifers in South America: lessons from other southern hemisphere regions. Austral Ecology, v. 35, n. 5, p. 489-504, 2010.

VICTOR, M.A.M. A devastação florestal. São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura, 47p., 1975.

ZALBA, S.M. El manejo científico. Un terreno común para la pesquisa, la gestión de áreas protegidas e el conocimiento local. Revista de la Administración de Parques Nacionales, v.2, p.41-43, 2005.

ZANCHETTA et al. Plano de Manejo Integrado – Estação Ecológica e Experimental de Itirapina – 1ª Revisão, 2006. 247 p.

ZANCHETTA, D.; PINHEIRO, L.S. Análise biofísica dos processos envolvidos na invasão biológica de sementes de *Pinus elliottii* na Estação Ecológica e Itirapina – SP e alternativa de manejo. Climatologia e Estudo da Paisagem. Rio Claro, v.2, n.1, p.72- 90, 2007.

WILCKEN, W.; LILIENFEIN, J. Biogeochemical consequences of the transformation of native Cerrado into *Pinus caribaea* plantations in Brazil. Plant and Soil, n.238, p.175–189, 2002.

WILCOVE D.S., CHEN, L.Y. Management costs for endangered species. Conservation Biology, v.12, p.1405-1407, 1998.

WILLIAMSON, M. Biological invasions. London: Chapman & Hall, 1996. 224p.

WITTENBERG, R.; COCK, M.J.W. Invasive Alien Species: A Toolkit for Best Prevention and Management Practices. Wallingford, Oxon: CAB International, Reino Unido, 2001. 228p.

WOODS, K. Effects of invasion by *Lonicera tatarica* L. on herbs and tree seedlings in four New England forests. American Midland Naturalist, v.130, n.1, p.62-74, 1993.