

**UERR  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGROECOLOGIA  
MESTRADO ACADEMICO EM ASSOCIAÇÃO COM EMBRAPA E  
IFRR**

**DISSERTAÇÃO**

**EFEITO DO PLANTIO DE *Acacia mangium* WILLD.  
SOBRE A COLONIZAÇÃO DE ESPÉCIES  
SEMIDECIDUAIS EM ÁREAS ORIGINALMENTE  
OCUPADAS POR SAVANAS EM RORAIMA**

**Jessica Soares Cravo  
2016**



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE RORAIMA  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGROECOLOGIA  
MESTRADO ACADEMICO EM ASSOCIAÇÃO COM EMBRAPA E  
IFRR**

**EFEITO DO PLANTIO DE *Acacia mangium* WILLD. SOBRE A COLONIZAÇÃO DE  
ESPÉCIES SEMIDECIDUAIS EM ÁREAS ORIGINALMENTE OCUPADAS POR  
SAVANAS EM RORAIMA**

**JESSICA SOARES CRAVO**

*Sob a Orientação do Professor*

**Dr. JOSE JULIO TOLEDO**

*e Co-orientação da Professora*

**Dra. CAROLINA VOLKMER DE CASTILHO**

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Agroecologia**. Área de concentração em Agroecologia.

Boa Vista, RR  
Março de 2016

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Desenho esquemático das parcelas permanentes instaladas nos módulos Serra da Lua no município de Bonfim, Roraima, Brasil. 20
- Figura 2. Localização dos módulos e parcelas permanentes RAPELD estabelecidos em um mosaico de plantios de *A. mangium* Willd. de diferentes idades, remanescentes de savana, floresta semidecidual e matas de galeria no município de Bonfim, Roraima, Brasil. 22
- Figura 3. Descrição do tipo de vegetação encontrado nos módulos e parcelas na região da Serra da Lua. 23
- Figura 4. Curva de acumulação de espécies utilizando método de rarefação para todos os habitats, somente floresta (10 parcelas), plantios de *Acacia mangium* (17) e savana (8). Polígonos cinza representam intervalos de confiança de 95%. 26
- Figura 5. Percentagem das estimativas de espécies (jackknife) nativas únicas (barras horizontais) e percentagem de espécies de floresta presentes nos plantios (pontos cinza) e nas savanas (pontos pretos) considerando todas as espécies, não pioneiras e pioneiras por habitat (10 parcelas em floresta, 17 em plantios de *Acacia mangium* e 8 em savana). \*1 28
- Figura 6. Percentagem das estimativas de espécies (jackknife) nativas únicas (barras horizontais) e percentagem de espécies de floresta presentes nos plantios (pontos cinza) e nas savanas (pontos pretos) considerando todas as espécies, não pioneiras e pioneiras por habitat (10 parcelas em floresta, 17 em plantios de *Acacia mangium* e 8 em savana). \*2 28
- Figura 8. Partição de variâncias da estimativa da riqueza de espécies (Índice de Chao) de acordo com a área basal de *Acacia mangium*, idade do plantio, distância e tamanho do fragmento de floresta mais próximo e resíduo. As estimativas de riqueza foram realizadas para espécies nativas únicas e comuns (todas, não pioneiras e pioneiras) entre plantios de *A. mangium* (17 parcelas) e áreas de floresta adjacentes (10 parcelas). As variâncias foram retiradas de modelos de regressão múltipla (riqueza = área basal + Idade do plantio + distancia do fragmento mais próximo + tamanho do fragmento mais próximo). \*:  $P < 0.05$ ; \*\*:  $P < 0.01$ . 31
- Figura 9. Partição de variâncias da composição de espécies de acordo com a área basal de *Acacia mangium*, idade do plantio, distância e tamanho do fragmento de floresta mais próximo e resíduo. A composição foi analisada para espécies nativas únicas e comuns (todas, não pioneiras e pioneiras) entre plantios de *A. mangium* (número de parcelas variável) e áreas de floresta adjacentes (10 parcelas). As variâncias foram retiradas de modelos de Análise de Variância Multivariada Não-Paramétrica - PERMANOVA (Espécies = área basal + Idade do plantio + distancia do fragmento mais próximo + tamanho do fragmento mais próximo). \*:  $P < 0.05$ . 33
- Figura A1. Ocorrência das espécies (padronizada pela abundância máxima) ao longo do gradiente do tamanho do fragmento de floresta mais próximo. Barras pretas representam espécies únicas dos plantios e barras cinza espécies em comum entre plantio e floresta nativa. 46

- Figura A2. Ocorrência das espécies (padronizada pela abundância máxima) ao longo do gradiente de tamanho do fragmento de floresta mais próximo. Barras pretas representam espécies pioneiras e barras cinza espécies não pioneiras presentes nos plantios. 47
- Figura A3. Ocorrência das espécies (padronizada pela abundância máxima) ao longo do gradiente de idade dos plantios. Barras pretas representam espécies únicas dos plantios e barras cinza espécies em comum entre plantio e floresta nativa. 48
- Figura A4. Ocorrência das espécies (padronizada pela abundância máxima) ao longo do gradiente de idade dos plantios. Barras pretas representam espécies pioneiras e barras cinza espécies não pioneiras presentes nos plantios. 49
- Figura A5. Relações parciais das estimativas de riqueza (Índice de Chao) de espécies únicas não pioneiras nos plantios com (A) área basal de *Acacia mangium* e (B) idade do plantio, e riqueza de espécies comuns (entre plantios e floresta) (C) não pioneiras e (D) pioneiras com a idade do plantio. As linhas denotam regressões parciais ( $P= 0,1, 0,03, 0,003$  e  $0,03$  para as relações em A, B, C e D, respectivamente) extraídas de regressões múltiplas. 50

## ÍNDICE DE TABELAS

Tabela A1. Resultados dos modelos de regressão múltipla relacionando a estimativa de riqueza de espécies (Índice de Chao) nos plantios com área basal de <i>Acacia mangium</i> , idade do plantio, distância e tamanho do fragmento de floresta mais próximo.	51
Tabela A2. Espécies férteis depositadas no herbário da Universidade Federal de Roraima	52
Tabela A3. Espécies coletadas nos módulos RAPELD em trabalho anterior e depositadas no herbário da Universidade Federal de Roraima	53
Tabela A4. Lista de espécies florestais presentes em parcelas de floresta.	54
Tabela A5. Lista de espécies florestais presentes em parcelas de plantios de <i>Acacia mangium</i>	60
Tabela A6. Espécies florestais arbóreas e arbustivas encontradas nos plantios de <i>A. mangium</i> classificadas por grupos ecológicos, tipo de vegetação e dispersão	62
Tabela A7. Data das expedições de campo das parcelas de plantio de <i>A. mangium</i> , savana e floresta	64

## SUMÁRIO

RESUMO	7
ABSTRACT	8
1. INTRODUÇÃO	9
2. REVISÃO DE LITERATURA	11
2.1. Efeitos dos plantios florestais na biodiversidade	11
2.2. Impactos dos plantios de acácias (SL) no brasil e no mundo	14
2.3. Pesquisas sobre os impactos dos plantios de <i>A. mangium</i> em Roraima	17
3. MATERIAL E MÉTODOS	19
3.1. Área de estudo	19
3.2. Delineamento amostral	19
3.3. Procedimentos amostrais	21
3.3.1. Inventário das espécies arbóreas e arbustivos nos plantios de <i>A. mangium</i> , savanas e em áreas de floresta	21
3.3.2. Variáveis preditoras	24
3.3.3. Classificação das espécies arbóreas	24
3.4. Análise de dados	25
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	26
4.1. Biodiversidade arbórea nos diferentes habitats	26
4.2. Efeito dos plantios e dos fragmentos florestais sobre a riqueza e composição de espécies nativas	29
5. CONCLUSÃO	35
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	36
APÊNDICE	45

## RESUMO

Este estudo teve como objetivo determinar os efeitos dos plantios de *A. mangium Willd.* sobre a colonização de espécies de formações florestais em áreas ocupadas originalmente por savanas (lavrado) em Roraima. Todas as plantas com diâmetro de base maior ou igual a 2 cm foram medidas em 35 parcelas (250m x 2m) de 0,05 hectares distribuídas em uma área de 190 km<sup>2</sup>, sendo 8 parcelas em áreas de savana e 17 em plantios (até 14 anos) e 10 em áreas de floresta. Foram amostrados 3537 indivíduos de espécies arbóreas e arbustivas, sendo 1164 indivíduos nas parcelas de *A. mangium*, 1809 indivíduos de em áreas de floresta e 564 indivíduos em áreas de savana. A riqueza de espécies nativas nos plantios apresentou relação positiva com a idade dos plantios indicando que o período de tempo após o estabelecimento dos plantios tem forte efeito sobre a colonização das espécies florestais. Os efeitos da relação da riqueza com área basal de *A. mangium* foram positivos (embora não tenham sido significativos) principalmente sobre a riqueza de espécies únicas não pioneiras e pioneiras mostrando que a riqueza tende a aumentar com a área basal. As variáveis preditoras explicaram até 62% da variação total da composição de espécies, mas efeito significativo foi observado somente para a distância do fragmento mais próximo sobre a composição das espécies comuns entre plantio e floresta. O tamanho do fragmento de floresta mais próximo também explicou um pouco da variação para espécies únicas (embora o efeito não tenha sido significativo) mostrando que a riqueza tende a aumentar com a quantidade de floresta ao redor. As espécies encontradas unicamente nos plantios e as pioneiras se substituem fortemente ao longo do gradiente de idade do plantio e tamanho do fragmento adjacente ao plantio podendo ocorrer por fatores ambientais ou físicos. Os plantios de *A. mangium* causaram modificações ambientais nas áreas de savana a ponto de propiciar a colonização de algumas espécies alóctones florestais, entretanto, a biodiversidade encontrada nos sub-bosque dos mesmos é extremamente baixa (~5% das espécies que existem na floresta adjacentes), demonstrando a incapacidade dos mesmos de reter grande parte da biodiversidade arbórea florestal encontrada na região.

Palavras chave: Espécies arbóreas nativas, composição florística, plantações florestais, Levantamento fitossociológico.

## ABSTRACT

This study aimed to determine the effects of plantations of *A. mangium* Willd. on the colonization of species of forest formations in areas originally occupied by savannas (Lavrado) in Roraima. All plants with larger base diameter or equal to 2 cm were measured in 35 plots (250m x 2m) 0.05 hectares distributed in an area of 190 km<sup>2</sup>, 8 plots in savanna areas and 17 in plantations (up to 14 years) and 10 in forest areas. We sampled 3537 individuals of tree and shrub species, and 1164 individuals in the *A. mangium* plots 1809 individuals in forest areas and 564 individuals in savannah areas. The richness of native species in plantations showed a positive relationship with the age of plantations indicating that the period of time after the establishment of plantations has a strong effect on the colonization of forest species. The effects of relative richness with basal area of *A. mangium* were positive (although not significant) mainly on the richness of unique species not pioneers and pioneering showing that richness tends to increase with the basal area. The predictor variables explained up to 62% of the total variation in species composition, but significant effect was observed only for the distance of the nearest fragment on the composition of common species between planting and forest. The size of the nearest forest fragment also explained a little variation for single species (although the effect was not significant) showing the richness tends to increase with the amount of forest around. The species found only in plantations and pioneers are replaced strongly over the age gradient of planting and size of the fragment adjacent to planting may occur by environmental or physical factors. The plantations of *A. mangium* have caused environmental changes in the areas of savannah the bridge to provide the colonization of some forest alien species, however, the biodiversity found in the understory of them is extremely low (~ 5% of the species that exist in the adjacent forest), demonstrating the inability thereof to retain much of the forest tree biodiversity found in the region.

Keywords: Native arboreal species, floristic composition, forests plantations, phytosociological survey.



## 1 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas florestais abrigam 80% de todas as espécies terrestres, aproximadamente 12% das florestas do mundo estão em áreas protegidas e a área total de florestas no mundo é de 4 bilhões de hectares (FAO 2001, 2005). No entanto, as florestas tropicais são cada vez mais ameaçadas pelas taxas de conversão e degradação das florestas (BRANDON et al., 2005). Segundo a FAO (2010) a conversão de florestas primária para agricultura, é de aproximadamente 13 milhões de hectares por ano, sendo a América do Sul, atualmente, a região que sofre as maiores perdas em área florestal, cerca de 4,3 milhões de hectare por ano. Até o ano 2000, o desflorestamento na Amazônia foi de 59 milhões de hectares, o que corresponde à cerca de 15% da área total. Dessa área, cerca de 18 milhões de hectares foram transformados em pastagens, existindo estimativas de que pelo menos a metade dessa área estaria atualmente degradada ou em estado de degradação (GEO BRAZIL, 2002). Se as atuais formas de manejo não sustentáveis em áreas não protegidas forem mantidas, as unidades de conservação existentes não serão suficientemente capazes de conservar a biodiversidade mundial (BROOKS et al., 2006; BUTCHART et al., 2010; MYERS et al., 2000). Lugo (1992) sugere que as plantações florestais devam ser consideradas como um meio de restaurar a produtividade da terra. A importância da preservação da biodiversidade em ecossistemas florestais tem sido enfatizada na última década a nível político através de convenções e acordos internacionais que promovam o manejo florestal sustentável (SFM) e em níveis comerciais como parte da certificação de sistemas florestais (CARNUS, 2006). A área total de florestas plantadas (187 milhões de ha) representou em 2010 aproximadamente 5% da cobertura florestal do planeta (FAO, 2010).

O Brasil, até 2010, representava entre 15 e 20% de toda a biodiversidade do planeta, contendo a maior floresta tropical (Amazônia), com o maior número de espécies endêmicas (GANEM, 2010), com cinco biomas, o maior sistema fluvial do mundo (BRANDON et al., 2005) e é o país com maior floresta primária (35%) (FAO, 2010). A área ocupada por plantios florestais de Eucalyptus, Pinus e Acacia (SL) no Brasil em 2012 totalizou 6.813.123 ha, sendo 5.102.030 ha correspondente à área de plantios de Eucalyptus, 1.562.782 ha aos plantios de Pinus e 148.311 ha aos plantios de Acacia (*Acacia mearnsii* e de *Acacia mangium*). Sendo que quase 10% (623.420 ha) da área de plantios florestais do Brasil estão na Amazônia, principalmente nos estados do Pará e do Amapá com espécies do gênero Eucalyptus em aproximadamente 91 mil de hectares (ABRAF, 2013). Os plantios comerciais de *A. mangium* estão concentrados na região norte do Brasil, e apenas em Roraima estão em cerca de 30 mil

hectares, introduzidos a partir de 1999, em savanas, ou “lavrados” como são regionalmente conhecidos, apresentando uma condição única na Amazônia (TONINI et al., 2010).

No Brasil há uma expectativa de aumento da área plantada na Amazônia. No entanto os efeitos da introdução de plantios homogêneos em ambientes de savana amazônica são pontuais, e desconhecidos em relação aos impactos na riqueza e diversidade de espécies arbóreas e arbustivas florestais. Neste contexto, é de extrema importância pesquisas que possam contribuir com base científica sobre os impactos na biodiversidade florestal atual nas áreas de plantios e seus entornos visando reduzir os impactos negativos e maximizar a conservação das espécies florestais nativas.

Esta pesquisa teve como objetivo geral *determinar os efeitos dos plantios de A. mangium Willd. sobre a colonização de espécies de formações florestais em áreas ocupadas originalmente por savanas (lavrado) em Roraima*. Os objetivos específicos foram: (I) *Determinar a riqueza de espécies arbóreas originárias de floresta nos plantios de A. mangium*; (II) *Verificar a capacidade dos plantios de abarcar a colonização de espécies presentes nas florestas adjacentes*; (III) *Identificar se há relação do estágio sucessional da espécie sobre a colonização dos plantios*; e (III) *Avaliar se fatores como área basal dos plantios, idade, distância e tamanho do fragmento florestal mais próximo afetam a riqueza e a composição das espécies colonizadoras*

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1. Efeitos dos plantios florestais na biodiversidade

Apesar de alguns estudos apontarem que a sucessão de florestas tropicais em terras baixas possa ser relativamente rápida (BROWN e LUGO, 1990; LUGO, 1992), há situações em que a sucessão possa vir a ser extremamente lenta, ou que não ocorra, principalmente se o clima da região for muito seco e se os solos forem muito pobres em nutrientes (EWEL, 1980). O reflorestamento pode ser também inibido pelo crescimento extensivo de herbáceas (FITZGERALD e SELDEN, 1975), pela ocorrência do fogo (XAUD et al., 2013; HOFFMANN, 2000; BARBOSA e FEARNSTIDE, 1999; LOUMETO e HUTTEL, 1997; NEPSTAD et al., 1991; UHL et al., 1988; UHL e KAUFFMAN, 1990) e pelos danos da erosão desencadeados pela compactação causada por maquinários (UHL et al., 1982). Alguns trabalhos sugerem que plantios de espécies de crescimento rápido possam ser usados como catalisadores na regeneração natural de espécies florestais (MATHEUS et al., 1996; VIANI et al., 2010) e podem ser usados, também, para aumentar a biodiversidade e a manutenção da sustentabilidade biológica (KEENAN et al., 1997; OTSAMO, 2000).

Florestas plantadas podem promover a regeneração no sub-bosque pelo sombreamento (com exceção de gramíneas), aumentando os nutrientes do solo (através da absorção pelas raízes profundas e serrapilheira), melhorando o microclima, e aumentar em geral a oportunidade para a germinação de sementes e de estabelecimento, o que é difícil em locais muito degradados (KUUSIPALO et al., 1995; PARROTTA et al., 1992, 1997). Pequenas plantações não gerenciadas de espécies exóticas podem suportar uma elevada riqueza de espécies de plantas, muito embora riqueza seja consistentemente menor do que em florestas secundárias (LUGO, 1992). Em outro estudo mostrou que as plantações de *Araucaria angustifolia* eram o lar de muitas espécies de plantas nativas (BARBOSA et al., 2009). Em pesquisa realizada em áreas cultivadas com Eucalyptus, no Pará, anteriormente ocupadas por floresta úmida, percebeu-se que os plantios podem ser complementares na conservação da biodiversidade (BARLOW et al., 2007). Florestas plantadas podem promover a regeneração no sub-bosque (KUUSIPALO et al., 1995; PARROTTA, 1992, 1997). Existem estudos que mostram efeitos diversos como aumento da diversidade devido à ocupação por espécies exóticas e colonização por espécies exclusivas de floresta em áreas ocupadas originalmente por savanas (LOUMETO e HUTTEL, 1997; PELTZER e MACLEOD, 2014).

Este papel facilitador de florestas plantadas é devido a sua influência também na complexidade estrutural da vegetação, e desenvolvimento de camadas de húmus durante os primeiros anos de crescimento da plantação. Pesquisas mostram que florestas plantadas com "efeito catalisador" ajudam a acelerar a regeneração da floresta natural em áreas degradadas onde barreiras ecológicas impedem a recolonização por espécies florestais nativas em vários países tropicais, subtropicais e temperados (CARNUS et al., 2006). Também foram sugeridos para promover a regeneração do sub-bosque, e, conseqüentemente, aumentar a biodiversidade (CUSACK e MONTAGNINI, 2004; HAGGAR et al., 1997; LUGO, 1997; OTSAMO, 2000; POWERS et al., 1997). Neste cenário, também é crescente o número de estudos indicando que as plantações podem ser fornecedoras eficazes de vários serviços ambientais, tais como a redução da erosão, retenção de água, nutrientes e carbono (CAWSEY e FREUDENBERGER, 2008; WINJUM e SCHROEDER, 1997).

Algumas pesquisas detectaram que florestas plantadas, incluindo monoculturas, e agroflorestas podem manter parte da biodiversidade do ecossistema original (BARLOW et al., 2007; CHAPMAM e CHAPMAM, 1996; GARDNER et al., 2009; LOUMETO e HUTTEL, 1997; LUCK et al., 2014; PELTZER e MACLEOD, 2014), podendo favorecer parte da conservação das espécies nesses habitats. Particularmente, isso ocorre quando há proximidade com as florestas primárias. A proximidade da fonte de sementes e os mecanismos de dispersão de diásporos das diferentes espécies são fatores importantes na determinação de quais espécies irão colonizar a área. (HARNET e KROFTA, 1989; HARTSHORN, 1978; KELLMAN, 1970; MATHEUS et al., 1996; McCLANAHAM, 1986; PICKETT, 1983; WHITMORE, 1982). A regeneração natural de espécies nativas em plantios florestais pode aumentar a disponibilidade de recursos alimentares e poleiros propiciando a entrada de propágulos de sementes através de aves, morcegos e mamíferos (KEENAN et al., 1997; LEMENIH e TEKETAY, 2005; PARROTTA et al., 1997; YIRDAW e LUUKKANEN, 2003). Muitos desses animais são atraídos por plantas frutíferas acelerando a dispersão de sementes e contribuem para o enriquecimento das áreas plantadas (WUNDERLE JR., 1997). Como por exemplos, plantações de amêndoa (*Prunus amygdalus*) na Austrália mantêm parte da população de papagaios que usam as plantações para alimentação e como corredores (LUCK et al., 2014) e plantações de *Acacia erioloba* podem aumentar a biodiversidade, por elas estruturarem o habitat verticalmente e horizontalmente, e gerarem ilhas ricas em recursos em uma área anteriormente empobrecida (DEAN et al., 1999).

Estudos mostram a importância da dispersão e de fatores ambientais, tais como, tipos de solo, topografia, altitude e clima na variação de riqueza e composição de espécies em florestas tropicais (MATOS et al., 2013; TUOMISTO e POULSEN, 1996). A biodiversidade mantida nos plantios florestais varia bastante, também, dependendo dos grupos ecológicos envolvidos, do tipo de manejo empregado, da espécie silvicultural (PEÑA-CLAROS et. al, 2008; PUTZ et. al, 2008; LOUMETO e HUTTEL, 1997; MATHEUS et al., 1996; POWERS et al., 1997) e dos estudos da sucessão secundária (FINEGAN, 1984). Entender a influências desses fatores na riqueza e composição das comunidades de plantas é extremamente importante na aplicação de medidas para a conservação da biodiversidade (PEARMAN e WEBER, 2007).

Entretanto a expansão das florestas plantadas e a intensificação da produtividade têm causado discussões sobre as implicações dessas tendências de produção em relação a conservação da diversidade biológica florestal, pois em geral, a biodiversidade de espécies vegetais e animais nas florestas plantadas são muito inferiores aos das florestas primárias ou secundárias na Amazônia (BARLOW et al., 2007; PARROTTA et al., 1997). Corroborando com este pensamento existem estudos que sugerem que florestas plantadas não devem ser usadas para reflorestar (ZHUANG, 1997).

O termo "espécie exótica" é usado para designar toda espécie que se encontra fora de sua área de distribuição natural. Por sua vez, quando se acrescenta a palavra "invasora", o termo se refere a espécie que, além de conseguir reproduzir-se consistentemente e manter uma população viável autonomamente, também conseguem dispersar-se para áreas distantes do local original da introdução e lá estabelecer-se, invadindo a nova região geográfica para onde foram levadas (Moro et. al, 2012). Espécies exóticas possuem uma complexa relação com os humanos e os ecossistemas naturais. A utilização de espécies exóticas pelo homem pode gerar diversos benefícios ambientais e econômicos. No entanto, ao se tornarem invasoras, estas podem alterar propriedades dos ecossistemas locais, gerando prejuízos nestes mesmos âmbitos (RICHARDSON et al., 2011). No Brasil, estima-se que 21% das espécies de plantas conhecidas sejam exóticas (PIMENTEL et al., 2001). Os problemas mais graves relacionados à invasão são causados geralmente por espécies amplamente cultivadas por longos períodos de tempo (RICHARDSON, 1998).

As espécies exóticas utilizadas em plantios florestais podem ter impactos negativos sobre as espécies nativas (MACK et al., 2000). Por exemplo, espécies de crescimento rápido podem substituir espécies florestais nativas devido ao seu potencial invasivo natural, como tem sido observado com *Eucalyptus* no noroeste da Espanha e de Portugal (CARNUS et al.,

2006). A introdução de espécies exóticas, apesar de muito utilizada no passado, tem sido limitada em muitos países devido a uma maior preocupação com os seus riscos associados. No caso de espécies exóticas agressivas os efeitos podem ser negativamente severos, como, por exemplo, espécies de Acácia (SL), que geram uma camada espessa de serrapilheira impedindo o estabelecimento das espécies nativas (BARBOSA et al., 2009; HARRINGTON & EWEL, 1997; LEMENIH et al., 2004; LOUMETO & HUTTEL, 1997; POWERS et al., 1997). Há uma preocupação entre os cientistas em relação aos plantios de espécies exóticas com as consequências da perda de biodiversidade, o funcionamento dos ecossistemas e a manutenção dos seus serviços (BALVANERA et al., 2006; BRANDON et al., 2005). As florestas plantadas estão intimamente associadas com esses problemas, por substituírem extensas áreas naturais, sendo também conhecidas por "desertos biológicos" (e.g., STEPHENS e WAGNER, 2007).

## **2.2. Impactos dos plantios de Acácias (SL) no Brasil e no mundo**

O gênero Acácia (SL) contém aproximadamente 1350 espécies e sua distribuição é cosmopolita (MASLIN et al., 2003). Espécies deste gênero ocorrem e são cultivadas nas regiões tropicais e subtropicais da América do Sul, África, Ásia e Austrália, porém não são encontradas ocorrências naturais nas floras da Europa, Nova Zelândia e Antártica (BARICHELO, 2003). Na Austrália, ocupam grande variedade de ambientes, mas são particularmente prevalentes em regiões áridas, semiáridas e subtropicais secas (FAO, 2006). Attias et al. (2013) estimou que no ano 2000, a área ocupada por plantios de árvores do gênero Acácia (SL) no mundo aproximava-se de oito milhões de hectares e Griffin et al. (2011) estimou que 1,4 milhões de hectares seria a área total ocupada por plantios de *A. mangium* no mundo. As acácias e eucaliptos se tornaram as espécies de maior destaque devido à sua grande capacidade de adaptação em regiões de clima tropical (KULL e RANGAN, 2008). Atualmente, as acácias (SL) (*Acacia* Willd), junto aos eucaliptos (*Eucalyptus* L'Her) e aos pinheiros (*Pinus* L.), representam uma grande porção dos gêneros de árvores plantados fora de sua distribuição natural (RICHARDSON e REJMÁNEK, 2011) e a maior parte do fornecimento de madeira, chegando em 90% em países como o Chile ou Nova Zelândia (PARK e WILSON, 2007).

O interesse inicial em acácias de clima tropical ocorreu após a introdução da *A. mangium* em Sabah, Malásia, em 1966 (KENDLER e ROBINETTE, 1983). Sendo então introduzida em diversas regiões tropicais úmidas (VOZZO, 2001). No Brasil, os primeiros

plantios experimentais foram realizados em 1979 pela Embrapa Florestas em Minas Gerais (SCHNEIDER et al., 1991). Em diversos países as Acácias (SL) possuem um histórico consistente de introdução e invasão (e.g. África do Sul e Havaí) (RICHARDSON e REJMÁNEK, 2011) (e.g. RICHARDSON e VAN WILGEN, 2004). No Brasil, recentemente estas espécies começaram a ser registradas em áreas adjacentes aos seus locais de introdução (AGUIAR et al., 2013; MOCHIUTTI et al., 2007). Diversas espécies do gênero *Acacia* (SL) possuem comprovado potencial invasor em diversas regiões do mundo (como por exemplo BARET et al., 2006; BARUA et al., 2001; FROHLICH e LAU, 2008; HENDERSON, 2007; KRITICOS et al., 2003; LORENZO et al., 2010; MARCHANTE, 2001). De acordo com o banco de dados *Global Invasive Species Database* a espécie *A. mangium* é considerada uma espécie exótica no Brasil e causa impacto em floras nativas pelo mundo. As acácias, apesar de estarem também incluídas em diversas listas regionais de espécies exóticas invasoras, ainda têm seu potencial invasor pouco estudado (e.g. AGUIAR et al., 2013; MOCHIUTTI et al., 2007). Delnatte & Meyer (2012 e Aguiar et al., (2013) consideram a *A. mangium* uma espécie com características altamente invasoras em áreas de savanas.

No Brasil temos plantios de espécies de Acácias (SL) para múltiplos fins. Em nosso país são plantadas as seguintes espécies: *Acacia auriculiformis*, *A. longifolia*, *A. mangium*, *A. mearnsii*, *A. podalyriifolia* A. Cunn. ex G. Don, *A. dealbata*, *A. decurrens* (Wendl.) Willd., *A. melanoxylon*, *A. richii* A. Gray, *A. seyal* Delile e *A. xanthophloea* Benth. (LORENZI et al., 2003). Sendo no Brasil as cinco primeiras espécies citadas acima apontadas como potencialmente invasoras pelo Instituto Hórus, organização não governamental dedicada ao estudo de espécies exóticas no Brasil (ZENNI e ZILLER, 2011). Estas espécies de acácia (SL) também podem ser encontradas em listas estaduais e regionais de espécies exóticas invasoras, sendo *A. mangium* e *A. mearnsii* as observadas com maior frequência. Segundo (HEGDE, 2013) *A. mangium* e *A. mearnsii* possuem características que favorecem o seu estabelecimento como a quantidade reduzida de patógenos em potencial, a habilidade de sombrear competidores rapidamente, a capacidade de captar grandes quantidades de água da chuva associada a nutrientes essenciais em direção ao tronco, e alta tolerância a solos compactados, muito ácidos (pH 4.2 a 6.5), com baixa concentração de nutrientes (BALIEIRO et al., 2007; FARIA et al., 1998; LORENZI et al., 2003; MIDGLEY e TURNBULL, 2003; NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1983) e a alta produção anual de sementes e possuem capacidade de se manter viáveis durante longos períodos (ABRS, 2001). Estas características são consideradas vantajosas nas fases de estabelecimento, dispersão e crescimento da

população (CASTRO-DÍEZ et al., 2011; PYSEK e RICHARDSON, 2008; REJMÁNEK, 1996; REJMÁNEK e RICHARDSON, 1996). Além disso, essas espécies ocupam uma extensa área geográfica em sua distribuição nativa na Oceania, sendo adaptadas a um amplo espectro de condições climáticas. Esta característica favorece o estabelecimento destas espécies nas regiões de introdução, possivelmente pelo fato destas espécies possuírem maior capacidade de superar filtros abióticos (CASTRO-DÍEZ et al., 2011).

Em experimento realizado em monoculturas de *Acacia* (SL) de 18 anos na China, a remoção da serrapilheira foi responsável por um aumento significativo do pH do solo. Este estudo indicou que a deposição da serrapilheira pode ser considerada como um dos fatores responsáveis pela acidificação do solo desses plantios (XIONG et al., 2008). Pellens e Garay, (1999) observaram produção de serrapilheira até duas vezes maior em plantios de *A. mangium* no Espírito Santo, em comparação a áreas de mata nativa e plantios de *Eucalyptus grandis* adjacentes. O acúmulo de serrapilheira sob indivíduos de *A. mangium* beneficia a recuperação de áreas degradadas, por proteger o solo contra erosão, oscilação de temperatura do solo e aumentar a reserva de nutrientes (BALIEIRO et al., 2004). A *A. mangium* foi usada em programas de recuperação de áreas degradadas (FORTES, 2000; MACEDO et al., 2008), de áreas com solos pobres, de áreas de encostas, de mineração (SCHIAVO e MARTINS, 2003), em programas de reflorestamento (TONINI et al., 2010), em sistemas agroflorestais (FRANCO et al., 2003), na Amazônia (VIANA, 1996;) e em florestas comerciais consorciadas com o gênero *Eucalyptus* (LACLAU et al., 2008; VALE et al., 2015).

A silvicultura de *A. mangium* frequentemente é responsável por alterações em diversas características edáficas. Estudos realizados na Tailândia indicaram que a umidade do solo dentro de um plantio de acácia é inferior à umidade de áreas abertas adjacentes, indicando um alto índice de consumo hídrico e competição entre os indivíduos por este recurso (KAMO et al., 2009). A concentração de nutrientes nestes ambientes também pode ser alterada. Plantações em fase de pico de crescimento são capazes de absorver rapidamente grandes quantidades de nutrientes, podendo exaurir o solo e limitar o crescimento dos indivíduos em idades avançadas (NYKVIST e SIM, 2009; TONG e NG, 2008). A acidificação do solo pode ser considerada um processo comum em plantios desta espécie. Em plantios de reflorestamento feitos na Malásia o pH do solo foi modificado ao longo dos anos. Inicialmente, aos quatro anos do plantio, foram observados valores de pH elevados em comparação ao observado antes do estabelecimento do plantio. Posteriormente, aos dez anos



deste mesmo plantio, foi observada diminuição no valor do pH em relação aos valores iniciais, estando estes valores entre 4 e 4,5 (NYKVIST e SIM, 2009).

As modificações observadas no solo podem ter influência não só sobre a vegetação local, mas também sobre a fauna edáfica. (TSUKAMOTO e SABANG, 2005) relataram a simplificação da estrutura da comunidade de macroinvertebrados do solo em um plantio de 14 anos na Malásia. Comparado à área de mata nativa adjacente, a plantação de acácia possuía uma biomassa total quatro vezes maior, porém com diferente composição taxonômica e menor diversidade. É interessante ressaltar que, uma das espécies dominantes desta comunidade é uma espécie de minhoca exótica para a região, que deve ter sido introduzida durante o plantio (TSUKAMOTO e SABANG, 2005). No entanto, em estudo realizado em plantios de sete anos de idade no Espírito Santo, não foi observada diferença significativa na abundância da fauna de macro-artrópodes entre plantios de *A. mangium* e áreas de mata nativa adjacentes (PELLENS e GARAY, 1999).

### **2.3. Pesquisas sobre os impactos dos plantios de *A. mangium* em Roraima**

Em Roraima mil mudas de *A. mangium* foram introduzidas experimentalmente em 1998 pela Embrapa. O projeto original era fornecer matérias-primas para a produção e exportação de pasta de celulose pela empresa Brancocel Indústria e Comércio de Celulose Ltda., mas a empresa não foi instalada pela deficiência energética no estado de Roraima conforme informado por Idálio Sinch\*. A partir de 1999, com aproximadamente 1.000 mudas, iniciaram-se plantios comerciais visando suprir a demanda de matéria-prima para indústria de produtos serrados e celulose pela empresa Ouro Verde Agrosilvipastoril Ltda (OVA) (TONINI et al., 2010). Em outubro de 2008 foi fundada a F.I.T. Manejo Florestal do Brasil Ltda. como empresa substituinte de parte do projeto florestal antes desenvolvido pela empresa Ouro Verde Agrosilvipastoril Ltda (OVA), passando a gerenciar os 30 mil hectares de plantios de *A. mangium* (FSC, 2002; TONINI et al., 2010). Atualmente os plantios de Acácia estão sendo usado para reposição florestal e há uma proposta para que no futuro sejam usados para venda de biomassa conforme informado por Idálio Sinch\*.

Em um estudo com dois plantios de *A. mangium*, com cerca de cinco anos de idade, verificou-se que os mesmos não proporcionaram aumentos significativos do carbono orgânico do solo em comparação às áreas de referência (cerrado). Entretanto, na média geral, esses plantios proporcionaram aumento do carbono da biomassa microbiana do solo e redução do

quociente metabólico, indicando a possibilidade de acúmulo de carbono orgânico no solo em longo prazo, e que a estrutura de plantio exerceu influência sobre a biomassa microbiana do solo (SIMÕES et al., 2010). Em um estudo com plantios de três e cinco anos observou-se que em plantios com maior idade e na superfície se encontrou maior atividade microbiana que as áreas de referência (savanas) principalmente em plantios sob argissolo amarelo distrófico, e que maiores valores de C-CO<sub>2</sub> evoluídos pela atividade microbiana correlacionaram-se com os teores de carbono orgânico e matéria orgânica do solo, assim como a pobreza química e elevada saturação por alumínio (%m) influenciaram significativamente nos menores valores de CO<sub>2</sub> evoluído pela atividade microbiana (VALE Jr, 2011).

Em um estudo sobre a perda de solo e água por erosão, realizado durante 12 meses, em plantios de *A. mangium* em Roraima, foi identificado que o pico de perdas de solo ocorreu nos meses de abril a agosto, sendo o tipo de cobertura vegetal um fator determinante para redução das perdas de solo e de água por erosão, e as práticas de plantio no sentido do declive causando provavelmente um agravamento das perdas de solo nesses plantios (BARROS et al., 2009). Em estudo sobre a suscetibilidade a erosão do solo verificou-se que os plantios de *A. mangium* na região da Serra da Lua estão posicionados em relevo suave ondulado a ondulado, com declives entre 3 a 13%, tornando-os mais vulneráveis a erosão (VALE Jr, 2011).

Em um estudo sobre plantios de três e quatro anos de *A. mangium* identificou-se que os mesmos foram responsáveis pelo desaparecimento da vegetação herbácea nativa através de seu sombreamento (ATTIAS et. al, 2013). Em uma pesquisa sobre os impactos dos plantios de *A. mangium* em áreas originalmente de savana (Lavrado) em Roraima mostrou que os mesmos não são capazes de reter a biodiversidade arbórea e arbustiva de espécies provenientes da savana (SOUZA, 2014). Nesta mesma região, foi observado grande aumento na densidade de abelhas exóticas do gênero *Apis* (BARBOSA, 2002). Em Roraima a dispersão e nucleação de *A. mangium* ocorre em uma distância de quase 1km dos plantios, demonstrando um potencial invasivo cujas consequências sobre a biodiversidade não foram previstas (AGUIAR et al., 2013).

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

O presente trabalho está vinculado ao Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio) e faz parte do projeto de pesquisa intitulado “Biodiversidade e serviços ambientais em plantações florestais de Eucalyptus e Acacia na Amazônia”. É o primeiro estudo a investigar os efeitos da conversão de uma savana amazônica em um monocultivo florestal sob a riqueza e a diversidade arbórea florestal utilizando a metodologia RAPELD.

#### 3.1. Área de estudo

O trabalho foi realizado na região da Serra da Lua localizada no município de Bonfim que fica situado no leste do estado de Roraima (60° 24' 0"W e 2° 46' 0"N; Figura 2). A área dista 39 km da capital Boa Vista, pelo acesso através da rodovia estadual RR - 207. De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Am (ALVARES et al., 2013). A temperatura média anual é de 24-26°C e precipitação média anual é entre 1.700-2000 mm/ano (BARBOSA, 1997).

A área de estudo compreende seis fazendas (Acácia Magnífica, Nova Cintra III, Garimpeira, T.D. Araçá, Castelão e Castelão Norte) pertencentes à empresa F.I.T. Manejo Florestal do Brasil Ltda, totalizando uma área de de 14.868 hectares. Os plantios de *A. mangium* variam entre 9 a 15 anos, e foram estabelecidos em áreas originalmente ocupadas por savanas que foram utilizadas para a criação de gado sob sistema extensivo (BARROS et al., 2009). Na área também existem remanescentes de savana e de floresta entre os plantios de *A. mangium*.

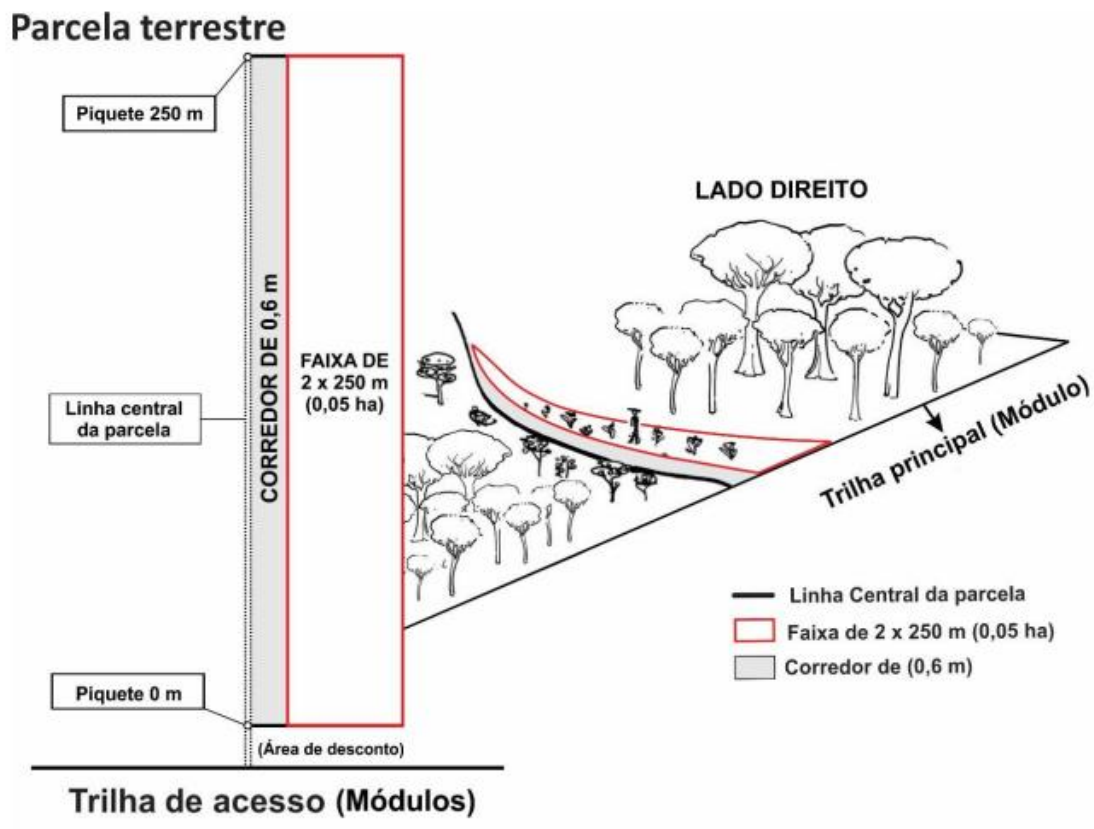
#### 3.2. Delineamento amostral

O delinamento desta pesquisa utiliza o método RAPELD que é uma modificação do método de parcelas de 0,1 ha de Gentry que foi adaptado para pesquisas de longa duração (componente PELD) na Amazônia brasileira permitindo a realização de inventários rápidos para avaliação da complementaridade biótica, e também para o planejamento do uso da terra na Amazônia (componente RAP) (MAGNUSSON, 2005). Este método é recomendado para o monitoramento da biodiversidade e degradação ambiental a nível da paisagem a um custo razoável sendo a distribuição sistemática de parcelas na paisagem permitindo aferir estimativas não tendenciosas da distribuição, da abundância e de biomassa das espécies em cada área, e comparações biogeográficas entre os sítios (COSTA e MAGNUSSON, 2010;

MAGNUSSON et. al, 2014) sendo usado por vários estudos ecológicos (AGUIAR-SILVA et. al, 2015; BALIEIRO et. al, 2015; VAZ-SILVA et. al, 2015; SOUZA, 2014; CASTILHO et. al, 2006).

Para a instalação da parcela foi utilizado o clinômetro para nivelar a altura do solo, sem discriminação inicial para o lado direito ou esquerdo, e foram marcadas com piquetes a cada 10 m interligados por uma linha de barbante. Para a coletadas de dados são utilizados 2 m do lado direito da parcela respeitado o primeiro meio metro a partir da linha central (que é utilizado para a passagem dos pesquisadores) (**Figura 1**).

**Figura 1.** Desenho esquemático das parcelas permanentes instaladas nos módulos Serra da Lua no município de Bonfim, Roraima, Brasil.



Adaptado de PPBio (2012)

A pesquisa foi realizada em parcelas permanentes estabelecidas em quatro módulos de trilhas distribuídos no mosaico dos plantios de *A. mangium*, remanescentes de savana e remanescente de floresta. Cada módulo é composto por duas trilhas paralelas de 5 km distantes entre si por 1 km, e em cada trilha são encontradas 5 parcelas de 2m x 250m (**Figura 2**). Para este estudo foram utilizadas 35 parcelas distribuídas em quatro módulos, sendo oito parcelas instaladas em áreas de savana, 17 instaladas em plantios de *A. mangium*

estabelecidos nos anos 2000 (duas parcelas), 2003 (duas), 2004 (três), 2005 (seis) e 2006 (quatro) e 10 parcelas distribuídas em áreas de floresta (**Figura 2**).

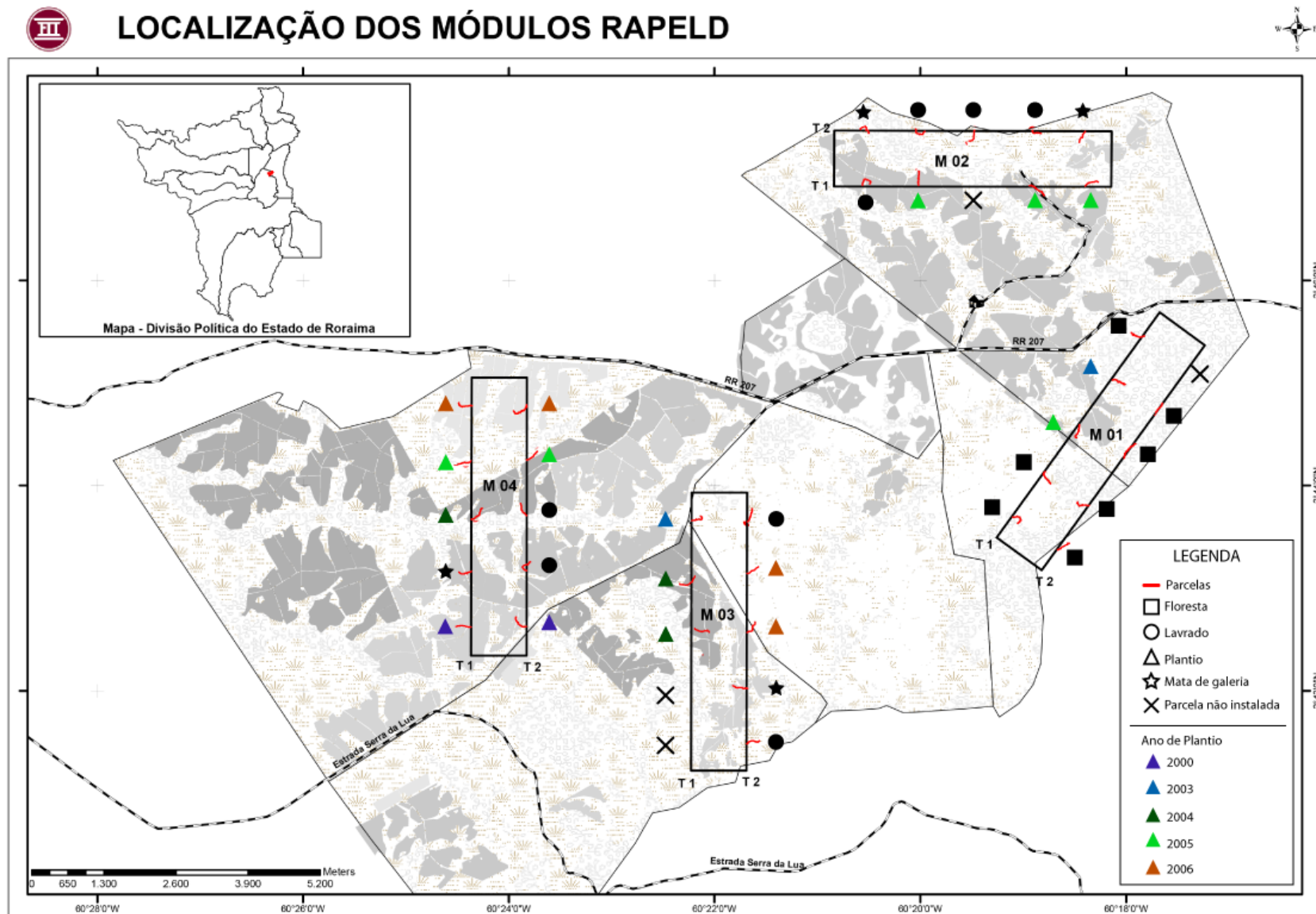
Segundo o Resumo Público (2013) a empresa utiliza defensivos agrícolas, combate as plantas daninhas através da capina química e relata que o momento ideal para desbaste é definido a partir da área basal e correlação com o raio da copa da árvore (de 9 a 12m<sup>2</sup>) que seria alcançada em torno de 2 a 4 anos de idade do plantio, entretanto, a empresa nos informou que nas áreas de plantio de *A. mangium* abarcadas pelos módulos deste estudo não foram aplicados herbicidas, não houve desbastes e não houve aplicação de técnicas de manejo para a retirada de outras espécies vegetais. Apesar do uso de técnicas de controle em relação ao fogo algumas parcelas foram afetadas por incêndios em três parcelas localizadas em área de floresta, oito das parcelas em área de plantio e quatro parcelas em áreas de savana posteriormente as datas de coletas de dados deste estudo não interferindo na análise dos dados do mesmo.

### 3.3. Procedimentos amostrais

#### 3.3.1. Inventário das espécies arbóreas e arbustivos nos plantios de *A. mangium*, savanas e em áreas de floresta

A realização do inventário das espécies arbóreas ocorreu entre dezembro de 2013 e maio de 2015 (Tabela A7). Para cada parcela foi descontado o primeiro metro para o corredor, e cada integrante da equipe de campo teve uma função e permaneceu nela para evitar diferenças de medições durante o processo. Todas as plantas arbóreas e arbustivas com diâmetro de base (Db)  $\geq 2$  cm foram marcadas por placas de alumínio de 2x5 cm e 0.3 mm de espessura, marcadas com números e letras de 8 mm que foram colocar a 1.60 cm da base da árvore fixadas sempre voltadas para a linha central. Para as plantas com DAP entre 1 e 10 cm com as placas foram fixadas com arames recobertos por plástico (fio de telefone) e para as plantas com DAP  $\geq 10$  cm as placas foram fixadas com pregos galvanizados. Foram, também, mensuradas ao diâmetro de base (1 cm), ao diâmetro a 30 cm e ao diâmetro a altura do peito (1 m e 30 cm). Nos indivíduos com diâmetro inferior a 6 cm o diâmetro é medido com um paquímetro, e para os indivíduos com diâmetros maiores que 6 cm foram medidos com uma fita diamétrica (Forestry Suppliers, modelo 283 D) com precisão de  $\pm 1$  mm. Quando o tronco da árvore teve alguma irregularidade foi necessário redirecionar a medida do diâmetro (POM) de acordo com o guia supracitado.

**Figura 2-** Localização dos módulos e parcelas permanentes RAPELD estabelecidos em um mosaico de plantios de *A. mangium* Willd. de diferentes idades, remanescentes de savana, floresta estacional decidual e matas de galeria no município de Bonfim, Roraima, Brasil.



Adaptado de F.I.T Manejo Florestal do Brasil Ltda.

Figura 3. Descrição do tipo de vegetação encontrado nos módulos e parcelas na região da Serra da Lua.

Módulo	Trilha	Parcela	Vegetação	Símbolo
M1	T1	M1-T1-0500	Floresta estacional decidual	■
		M1-T1-1500	Floresta estacional decidual	■
		M1-T1-2500	Savana/Plantio de acácia (2005)	▲
		M1-T1-3500	Plantio de acácia (2003)	▲
		M1-T1-4500	Floresta estacional decidual	■
	T2	M1-T2-0500	Floresta estacional decidual	■
		M1-T2-1450	Floresta estacional decidual	■
		M1-T2-2500	Floresta estacional decidual (Não finalizada)	■
		M1-T2-3500	Floresta estacional decidual	■
		M1-T2-4500	Parcela não instalada	X
M2	T1	M2-T1-0500	Savana	●
		M2-T1-1500	Plantio de acácia (2005)	▲
		M2-T1-2500	Parcela não instalada	X
		M2-T1-3500	Plantio de acácia (2005)	▲
		M2-T1-4500	Plantio de acácia (2005)	▲
	T2	M2-T2-0500	Mata de galeria	★
		M2-T2-1450	Savana	●
		M2-T2-2500	Savana	●
		M2-T2-3500	Savana	●
		M2-T2-4500	Mata de galeria	★
M3	T1	M3-T1-0500	Parcela não instalada	X
		M3-T1-1550	Parcela não instalada	X
		M3-T1-2500	Plantio de acácia (2004)	▲
		M3-T1-3500	Plantio de acácia (2004)	▲
		M3-T1-4500	Plantio de acácia (2003)	▲
	T2	M3-T2-0500	Savana	●
		M3-T2-1500	Mata de galeria	★
		M3-T2-2550	Plantio de acácia (2006)	▲
		M3-T2-3500	Plantio de acácia (2006)	▲
		M3-T2-4500	Savana	●
M4	T1	M4-T1-0500	Plantio de acácia (2000)	▲
		M4-T1-1500	Mata de galeria	★
		M4-T1-2550	Plantio de acácia (2004)	▲
		M4-T1-3500	Plantio de acácia (2005)	▲
		M4-T1-4500	Plantio de acácia (2006)	▲
	T2	M4-T2-0500	Plantio de acácia (2000)	▲
		M4-T2-1500	Savana	●
		M4-T2-2500	Savana	●
		M4-T2-3500	Plantio de acácia (2005)	▲
		M4-T2-4500	Plantio de acácia (2006)	▲

Adaptado de Souza (2014)

Para todos os indivíduos arbóreos e arbustivos encontrados nas parcelas, também, foram coletadas amostras botânicas com podão e terousa de poda, e realizadas anotações em campo dos caracteres dos mesmos, que não são preservados nas exsiccatas (como a coloração das flores, o aroma específico, o tipo de ritidoma, o tipo de base e os exsudados), para auxiliar na identificação taxonômica. Os materiais botânicos coletados foram prensados, secos em estufa de campo, foram triados e discriminados em famílias e morfo-espécies, e posteriormente comparados com os acervos dos herbários da Universidade Federal de Roraima (UFRR) e do Museu Integrado de Roraima (MIRR). O material também foi identificado com o auxílio de bibliografia especializada e com consulta ao herbário virtual Lista de Espécies da Flora do Brasil. Posteriormente o material triado e identificado foi encaminhado para especialistas Ricardo Pediz, Carolina Castilho e Henrique Nascimento para confirmações e demais indentificações. Para a consulta das correções e atualizações de nomenclatura botânica foi utilizado o banco de dados Taxonomic Name Resolution Service v4.0 (TNRS). As amostras férteis foram depositadas no Herbário da Universidade Federal de Roraima (UFRR) (Apêndice: Tabela 3), e as amostras inférteis estão armazenadas nas dependências da UFRR.

### 3.3.2. Variáveis preditoras

A área basal de *A. mangium* foi calculada para todas as parcelas de plantios ( $m^2 \cdot ha^{-1}$ ). A distância e a área do fragmento de floresta mais próximo foi estimada por consulta ao sistema de informação geográfica disponível para a área de estudo e gerenciado pela F.I.T. Manejo Florestal do Brasil Ltda. Foi utilizada a distância linear mais próxima do centro da parcela (piquete 120m) até as áreas nativas mais próximas utilizando o software R 3.2.2 (R CORE TEAM 2014) para identificar o fragmento de parcela mais próximo de cada parcela.

### 3.3.3. Classificação das espécies arbóreas

As espécies foram classificadas em grupos ecológicos segundo Budowski (1965) sendo estes: (1) pioneiras (espécies de crescimento geralmente rápido, encontradas principalmente em clareiras); (2) e não pioneiras abarcando as espécies secundárias (espécies de crescimento geralmente moderado, encontradas em florestas em fase de regeneração) e clímax (espécies de crescimento geralmente lento, encontradas em florestas maduras (LAURANCE et al., 2004; LORENZI, 2009).



### 3.4. Análise de dados

A riqueza de espécies foi estimada através do estimador não paramétrico Jackknife de 1ª ordem ( $S_{Jack1}$ ), pois este possibilita estimar o número total de espécies utilizando o número de espécies que ocorrem em apenas uma amostra (SLIK, 2015), ou seja, estima a riqueza total somando a riqueza observada ( $S_{obs}$ ), que é o número de espécies coletado a um parâmetro calculado a partir do número de espécies raras ( $L$ ), que são aquelas que ocorreram em apenas uma amostra e do número de amostras ( $a$ ) (SANTOS, 2003) sendo representado pela seguinte equação:  $S_{jack1} = S_{obs} + L(a-1/a)$ . A riqueza foi estimada para todos os habitats (floresta, plantio e savana) considerando todas as espécies nativas, espécies únicas e espécies comuns entre floresta e os outros habitats (plantio e savana) separadamente.

A riqueza de espécies para cada uma das parcelas nos plantios foi estimada através do estimador não paramétrico Chao 1 ( $S_{Chao1}$ ), que utiliza como informação principal a abundância ou frequência das espécies:  $S_{Chao1} = S_{obs} + (a^2/2b)$ . Onde  $S_{obs}$  é o número de espécies observadas na amostra;  $a$  é número de espécies observadas apenas com um indivíduo na amostra (*singletons*); e  $b$  é o número de espécies observadas com exatamente 2 indivíduos na amostra (*doubletons*). A riqueza foi estimada para espécies únicas e comuns (entre plantio e floresta) e também para espécies pioneiras e não pioneiras.

A idade dos plantios, área basal de *A. mangium*, distância e tamanho do fragmento de floresta mais próximo foram utilizados como variáveis independentes em modelos de regressão múltipla para analisar a variação da riqueza (Estimativas de Chao 1). Para evitar multicolinearidade foi calculada a tolerância, e todas as variáveis apresentaram valores inferiores a 0,6, sendo incluídas todas no mesmo modelo. A premissa de normalidade dos resíduos foi avaliada através do teste de Kolmogorov-Smirnov e a de homogeneidade de variâncias através da inspeção dos gráficos de resíduos em função dos valores estimados. Nenhuma das variáveis violou fortemente as premissas.

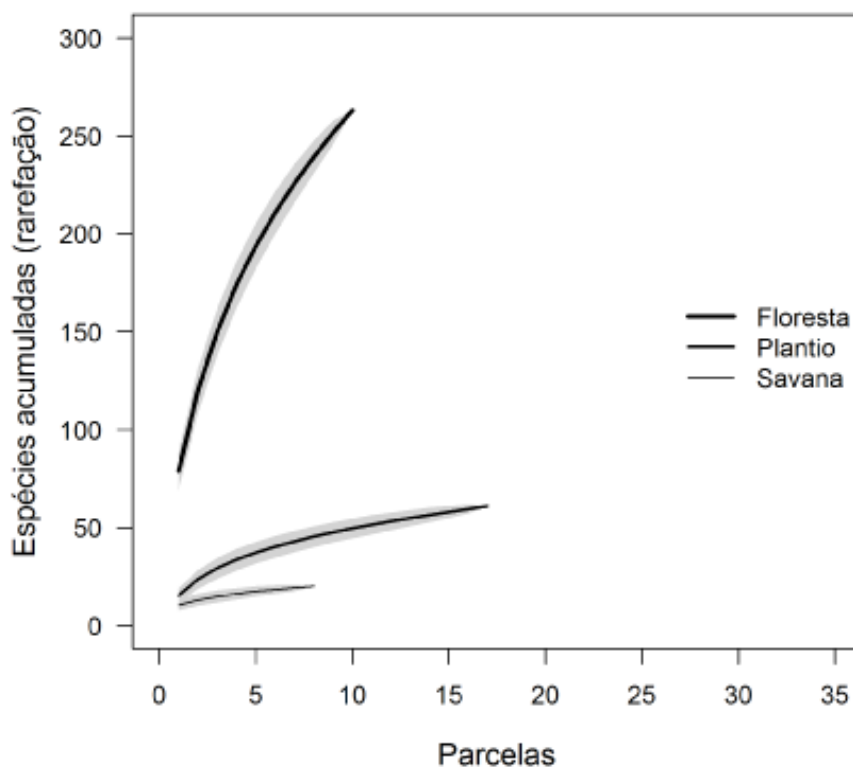
Matrizes de dissimilaridade (Bray-Curtis) entre as parcelas dos plantios para espécies únicas e comuns e para pioneiras e não pioneiras foram utilizadas em modelos de Análise de Variância Multivariada não Paramétrica (PERMANOVA) para testar os efeitos da área basal de *A. mangium*, idade do plantio, distância e tamanho do fragmento mais próximo sobre a composição de espécies arbóreas.

Para as análises da área basal de *A. mangium* foram utilizados dos diâmetros de base (2 cm), quando este não foi possível utilizou-se o diâmetro à 30 cm e quanto este não foi possível utilizou-se do diâmetro a altura do peito (1,3 m). Todas as análises descritas foram realizadas com indivíduos identificados no mínimo ao nível de gênero, utilizando o software R 3.2.2 (R CORE TEAM 2016).

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1. Biodiversidade arbórea nos diferentes habitats

Neste trabalho foram encontrados 3537 indivíduos (incluindo indivíduos não identificados) distribuídos em 372 espécies e 55 famílias. Nas parcelas de floresta foram encontrados 1809 indivíduos classificados em 286 espécies distribuídos em 51 famílias, enquanto nas parcelas de plantio de *A. mangium* foram encontrados 1164 indivíduos classificados em 48 espécies distribuídos em 29 famílias. Nas parcelas de lavrado foi encontrado metade do número encontrado nos plantios (564 indivíduos) classificados em 29 espécies distribuídas em 19 famílias (Apêndice: Tabela 2).



**Figura 4.** Curva de acumulação de espécies utilizando método de rarefação para todos os habitats, somente floresta (10 parcelas), plantios de *Acacia mangium* (17) e savana (8). Polígonos cinza representam intervalos de confiança de 95%.

Ao todo foram estimadas (Jackknife)  $463,4 \pm 44,8$  (média  $\pm$  erro padrão) espécies,  $396,2 \pm 46,2$  espécies para a floresta,  $90,2 \pm 10,3$  para os plantios e  $30,5 \pm 7$  para a savana. O número de espécies estimado parece estar próximo de se estabilizar na savana e no plantio, mas está completamente ascendente na floresta (**Figura 4**).

Nas áreas de floresta foram estimadas (em relação ao total de espécies de todos os habitats), 78,2% das espécies nativas únicas, enquanto apenas 10,7% foram estimadas para os plantios de *A. mangium* e 1,6% para a savana (**Figura 5**). Na floresta as espécies únicas não-pioneiras (57,6%) dominaram sobre as pioneiras (20,2%), ao passo que nos plantios de *A. mangium* a percentagem de não-pioneiras (4,6%) foi similar à de pioneiras (6%). Nas savanas as espécies únicas não-pioneiras e pioneiras foram muito pouco representativas (0,2% e 1,4%, respectivamente). Embora em pequena quantidade, os plantios de *A. mangium* retiveram uma maior proporção de espécies ocorrentes na floresta (5,1%; 11 espécies pioneiras e 13 não pioneiras estimadas) do que as savanas (**Figura 6**). Nas parcelas de savana, foram encontradas apenas duas espécies não pioneiras (*Garcinia macrophylla* e *Humiria balsamifera*; 4 espécies estimadas, 0,8%) e nenhuma espécie pioneira em comum com as parcelas de floresta (**Figura 6**), evidenciando a incapacidade da maioria das espécies (inclusive pioneiras) florestais alóctones de colonizar as savanas.

Assim como no trabalho de Barlow et al. (2007) com plantios de *Eucalyptus urograndis*, o nosso estudo observou que a floresta retém a maioria esmagadora das espécies nativas e únicas, e que apenas uma pequena porção das espécies (5,1%) da floresta local foram encontradas nos plantios. Metade dessas espécies são as pioneiras *Casearia sylvestris*, *Cordia sp.*, *Erythroxylum macrophyllum*, *Goupia glabra*, *Maprounea guianensis*, *Ouratea castaneifolia*, *Schefflera morototonii*, *Tapirira guianensis* e *Xylopia aromatica*. Possivelmente, com a formação do dossel pelas espécies exóticas, ocorrem mudanças nas condições ambientais, passando de um ambiente não florestal para um ambiente com características mais próximas as áreas florestais, com menor insolação, menor incidência de ventos e também um aumento da percentagem de umidade (SOUZA et al., 2010; VENZKE et al., 2012). Assim como no trabalho de Barlow et al. (2007) com plantios de *Eucalyptus urograndis*, o nosso estudo observou que a floresta retém a maioria esmagadora das espécies nativas e únicas, e que apenas uma pequena porção das espécies (5,1%) da floresta local foram encontradas nos plantios. Metade dessas espécies são as pioneiras *Casearia sylvestris*, *Cordia sp.*, *Erythroxylum macrophyllum*, *Goupia glabra*, *Maprounea guianensis*, *Ouratea castaneifolia*, *Schefflera morototonii*, *Tapirira guianensis* e *Xylopia aromatica*.

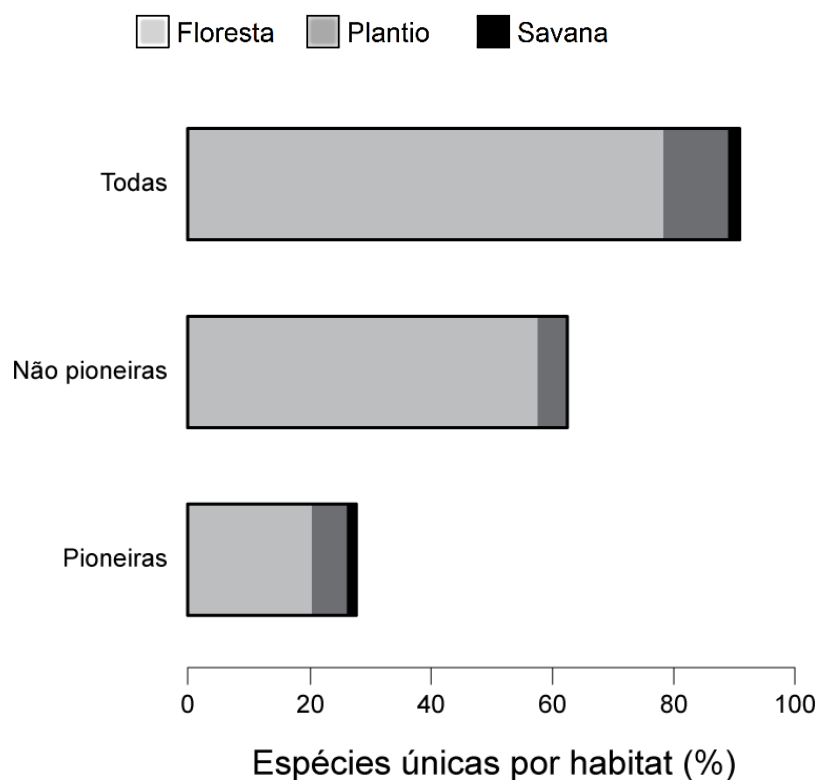


Figura 5. Percentagem das estimativas de espécies (jackknife) nativas únicas (barras horizontais) e percentagem de espécies de floresta presentes nos plantios (pontos cinza) e nas savanas (pontos pretos) considerando todas as espécies, não pioneiras e pioneiras por habitat (10 parcelas em floresta, 17 em plantios de *Acacia mangium* e 8 em savana).

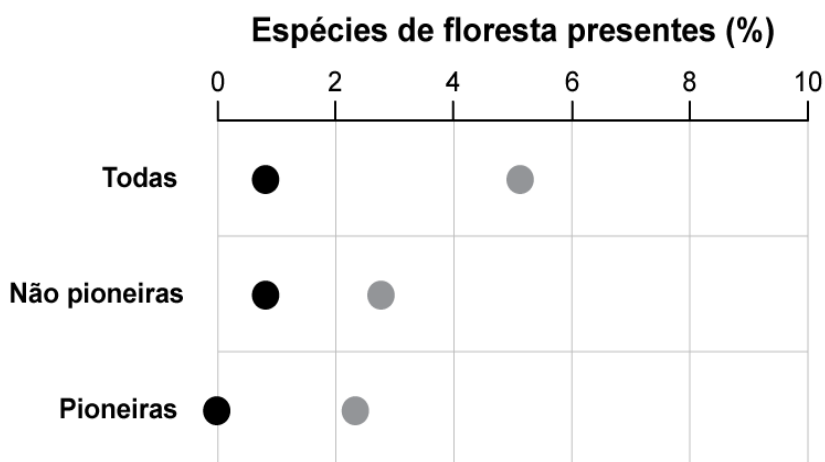


Figura 6. Percentagem das estimativas de espécies (jackknife) nativas únicas (barras horizontais) e percentagem de espécies de floresta presentes nos plantios (pontos cinza) e nas savanas (pontos pretos) considerando todas as espécies, não pioneiras e pioneiras por habitat (10 parcelas em floresta, 17 em plantios de *Acacia mangium* e 8 em savana).

Possivelmente, com a formação do dossel pelas espécies exóticas, ocorrem mudanças nas condições ambientais, passando de um ambiente não florestal para um ambiente com características mais próximas as áreas florestais, com menor insolação, menor incidência de ventos e também um aumento da percentagem de umidade (SOUZA et al., 2010; VENZKE et

al., 2012). Simões et al. (2010) relata haver também um aumento de atividade microbiana em plantios de *A. mangium* que tende a crescer com a idade dos plantios (VALE JÚNIOR et al., 2011). Assim como os plantios podem ter atraído algumas espécies de animais para essas áreas que podem ter dispersado os propágulos florestais circundantes e proporcionando condições adequadas para o estabelecimento de espécies esciófilas (plantas tolerantes à sombra) (BUDOWSKI, 1965; LUGO, 1997) e zoocóricas (plantas com sementes dispersas por animais) encontradas neste trabalho (como *Buchenavia tetraphylla*, *Calophyllum brasiliense*, *Chrysophyllum argenteum*, *Peltogyne paniculata*, *Posoqueria latifolia*, *Protium sagotianum*, *Trattinnickia rhoifolia*, *Trattinnickia sp.* e *Virola sp2.*) (Apêndice: Tabela 4).

Apesar das modificações no ambiente propiciarem a colonização de espécies alóctones florestais nos sub-bosques dos plantios, a biodiversidade encontrada é muito baixa. Os resultados sobre as colonizações de espécies florestais presentes em reflorestamentos de 12 a 43 anos por *Araucaria angustifolia* no Paraná (BARBOSA et al., 2009) e em plantios de 30 anos de *Eucalyptus sp.* em Minas Gerais (NERI et al., 2005) são similares aos encontrados em nosso trabalho no tocante que a biodiversidade, apesar de presente nos plantios, é muito inferior se comparados as florestas naturais circundantes.

#### **4.2. Efeito dos plantios e dos fragmentos florestais sobre a riqueza e composição de espécies nativas**

Houve um efeito positivo da idade do plantio ( $t = 2,43$ ,  $P = 0,03$ ) na riqueza de espécies únicas não pioneiras nos plantios (60% da variação total explicada,  $P = 0,02$ ; **Tabela 1**), indicando que a riqueza de espécies únicas não pioneiras aumentou com o período de tempo após estabelecimento dos plantios (**Figura A5-B**). A idade do plantio também afetou positivamente a riqueza de espécies comuns não pioneiras ( $t = 3,71$ ,  $P = 0,003$ ; 58% da variação total explicada,  $P = 0,03$ ) e pioneiras ( $t = 2,45$ ,  $P = 0,03$ ; 36%, modelo geral não significativo,  $P = 0,21$ ), indicando que as espécies comuns também aumentam com o tempo após o plantio (**Figura A5-C; A5-D**).

A média para a área basal de savanas é de 7,9, de floresta é 4,8 e para os plantios é de 4,6. Embora as relações da riqueza com área basal de *A. mangium* e com o tamanho do fragmento de floresta mais próximo não tenham sido significativas ( $P > 0,05$ ; **Tabela 1**), os efeitos dessas variáveis foram positivos principalmente sobre a riqueza de espécies únicas não pioneiras e pioneiras (veja **Figura A5-A**). As variáveis preditoras não explicaram muita

variação das espécies únicas pioneiras ( $R^2 = 0,15$ ,  $P = 0,73$ ), ou quando todas as espécies únicas ( $R^2 = 0,05$ ,  $P = 0,96$ ) e todas as comuns ( $R^2 = 0,15$ ,  $P = 0,72$ ) foram analisadas (**Tabela 1**).

A capacidade preditiva dos modelos variou fortemente dependendo do grupo de espécies analisado nos plantios (**Figura 8**). A riqueza de espécies únicas pioneiras foi explicada em maior porção pela idade do plantio (31,1%) seguida pela área basal de *A. mangium* (19,2%). A idade do plantio também explicou grande parte da variação da riqueza de espécies comuns não pioneiras (51,1%) e comuns pioneiras (34,1%). As demais variáveis (distância e tamanho do fragmento mais próximo) explicaram menos de 10% da variação das contrapondo estudos em que a distância da fonte de propágulos influencia, diretamente, na quantidade de material vegetativo que pode chegar ao novo ambiente (MCCLANAHAN, 1986; SILVA et al., 1996).

As relações entre a idade dos plantios de *A. mangium* e a riqueza foram positivas indicando que o período de tempo após o estabelecimento dos plantios tem um efeito pungente sobre a riqueza de espécies como defende Viani et al. (2010). Resultado similar foi encontrado por Otuoma et al. (2014) com relação positiva entre a riqueza e a idade de plantios tanto de espécies nativas quanto de exóticas com até 80 anos de idade. No presente trabalho a idade do plantio *A. mangium* explicou maior variação das espécies únicas não pioneiras e espécies comuns não pioneiras nos plantios. Possivelmente, o maior sombreamento no sub-bosque causado pela copa das árvores plantadas favoreceu o estabelecimento das espécies florestais (CARNEIRO e RODRIGUES, 2007; CARNEVALE e MONTAGNINI, 2002). Ainda, conforme o plantio se torna mais antigo, pode haver maior facilitação do trânsito de animais dispersores como aves e morcegos (POWERS et al., 1997) corroborando com os estudos de Carnus et al. (2006) e Brockerhoff et al. (2001) que relatam que plantios mais velhos podem fornecer habitat para espécies nativas tolerantes à sombra. Além disso, a exclusão do fogo pode ter influenciado pungentemente sobre a colonização das espécies (BRANDON et. al, 2012). Entretanto, as áreas de savana estudadas foram protegidas durante o período, demonstrando que modificações microclimáticas e edáficas podem propiciar a entrada de espécies nativas nos plantios.

A área basal da *A. mangium* explicou um pouco da variação para espécies únicas (embora o efeito não tenha sido significativo) mostrando que a riqueza tende a aumentar com a área basal. Possivelmente essa relação ocorre indiretamente por que, segundo Finegan

(1996), a área basal tende a crescer com o aumento da idade da floresta como foi apontado no presente trabalho. Entretanto a relação entre área basal e a idade do plantio não é forte na área (Correlação de Pearson = 0,31) indicando que fatores como solo e a exclusão do fogo podem ter um efeito pungente sobre a riqueza de espécies no sub-bosque dos plantios.

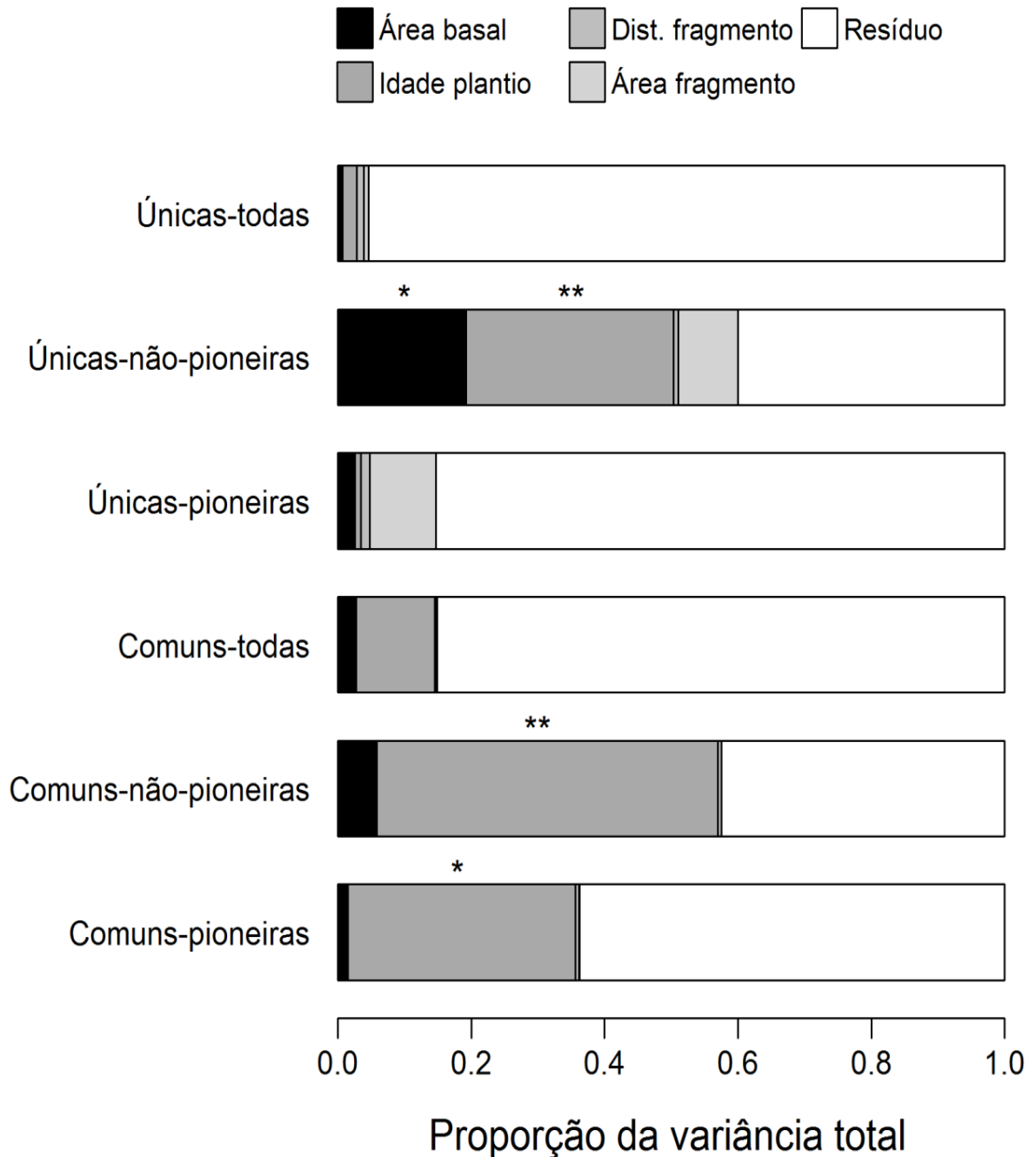


Figura 8. Partição de variâncias da estimativa da riqueza de espécies (Índice de Chao) de acordo com a área basal de *Acacia mangium*, idade do plantio, distância e tamanho do fragmento de floresta mais próximo e resíduo. As estimativas de riqueza foram realizadas para espécies nativas únicas e comuns (todas, não pioneiras e pioneiras) entre plantios de *A. mangium* (17 parcelas) e áreas de floresta adjacentes (10 parcelas). As variâncias foram retiradas de modelos de regressão múltipla (riqueza = área basal + Idade do plantio + distancia do fragmento mais próximo + tamanho do fragmento mais próximo). \*:  $P < 0.05$ ; \*\*:  $P < 0.01$ .

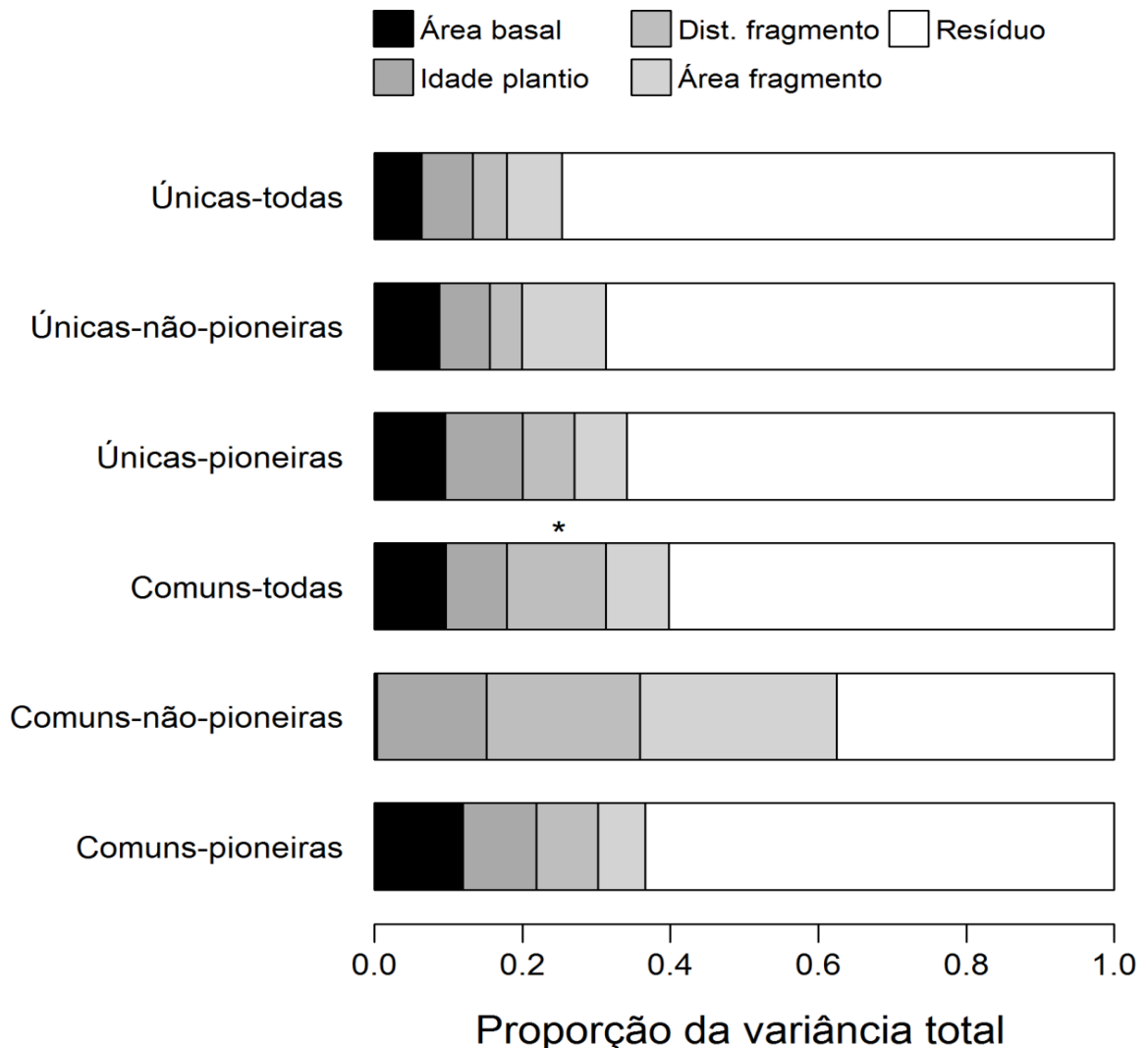
O tamanho do fragmento pode influenciar na determinação das espécies arbóreas, e explicar grande parte da variação da riqueza nas bordas de fragmentos florestais (HERRMANN et al., 2005), pois fragmentos maiores tendem a possuir maior riqueza de espécies animais (LAURANCE et al., 2002). Isso pode influenciar a dispersão de sementes de espécies zoocóricas, e fragmentos menores estão mais sujeitos a efeitos negativos na biodiversidade (FAHRIG, 2003). Neste trabalho o tamanho do fragmento de floresta mais próximo também explicou um pouco da variação para espécies únicas (embora o efeito não tenha sido significativo) mostrando que a riqueza tende a aumentar com a quantidade de floresta ao redor. Entretanto, de acordo com Rambaldi e Oliveira (2005), outros fatores (não estudados nesta pesquisa) como a qualidade do fragmento (medida através da estrutura da vegetação) a heterogeneidade de habitats, o grau de isolamento, relações interespecíficas e intraespecíficas, e interferências antrópicas (extração seletiva de madeira e regime artificial de queimada) podem ter maior importância para a riqueza de espécies do que apenas o tamanho de um fragmento.

As variáveis preditoras explicaram entre 25% a 62% da variação total da composição de espécies (**Figura 9**). No entanto, separadamente as variáveis explicaram menos de 15% da variação total da composição, exceto para a composição de espécies comuns não pioneiras, cujas 20,8% e 26,5% da variação total foram explicadas pela distância e área do fragmento de floresta mais próximo, respectivamente (**Figura 9**). Efeito significativo ( $P=0.045$ ) foi observado somente para a distância do fragmento mais próximo sobre a composição das espécies comuns entre plantio e floresta.

Segundo Ricklefs (2010) no conceito continuum as espécies se substituem umas às outras continuamente ao longo de um gradiente ambiental assim como as espécies encontradas unicamente nos plantios se substituem fortemente ao longo do gradiente de idade do plantio (**Figuras A3-4**), e de tamanho do fragmento adjacente ao plantio (**Figuras A1-A2**), com exceção para este último de quatro espécies que estão presentes tanto em plantios adjacentes a fragmentos menores quanto maiores: *Ocotea longifolia*, *Thyrsodium spruceanum*, *Parinari campestris* e *Ormosia sp* (**Figura A4**). Segundo Ricklefs (2010) no conceito continuum as espécies se substituem umas às outras continuamente ao longo de um gradiente ambiental assim como as espécies encontradas unicamente nos plantios se substituem fortemente ao longo do gradiente de idade do plantio (**Figuras A3-4**), e de tamanho do fragmento adjacente ao plantio (**Figuras A1-A2**), com exceção para este último de quatro espécies que estão presentes tanto em plantios adjacentes a fragmentos menores



quanto maiores: *Ocotea longifolia*, *Thyrsodium spruceanum*, *Parinari campestris* e *Ormosia sp* (**Figura A4**).



**Figura 9.** Partição de variâncias da composição de espécies de acordo com a área basal de *Acacia mangium*, idade do plantio, distância e tamanho do fragmento de floresta mais próximo e resíduo. A composição foi analisada para espécies nativas únicas e comuns (todas, não pioneiras e pioneiras) entre plantios de *A. mangium* (número de parcelas variável) e áreas de floresta adjacentes (10 parcelas). As variâncias foram retiradas de modelos de Análise de Variância Multivariada Não-Paramétrica - PERMANOVA (Espécies = área basal + Idade do plantio + distancia do fragmento mais próximo + tamanho do fragmento mais próximo). \*:  $P < 0.05$ .

Ao passo que as espécies comuns entre plantios e floresta parecem estar distribuídas de forma mais aleatória tanto para o gradiente de idade quanto para o tamanho do fragmento. Mesmo padrão é observado em relação às espécies pioneiras, que se substituem ao longo dos gradientes, com exceção de cinco espécies que estão presentes tanto em plantios adjacentes a fragmentos menores quanto maiores: *Casearia Sylvestris*, *Virola sp1*, *Tapirira guianensis*, *Thyrsodium spruceanum* e *Erythroxylum macrophyllum*, enquanto as espécies não pioneiras não estão relacionadas com ambos os gradientes (**Figura A4**).

A substituição de espécies pode ocorrer seja por seleção de espécies pelo ambiente, por restrições históricas e espaciais ou até mesmo por interações interespecíficas (BASELGA, 2010). As espécies que ocorreram nos plantios são em geral espécies de ampla distribuição (como *Tapirira guianensis* e *Goupia glabra*), demonstrando que a conservação de espécies de menor capacidade de dispersão nos plantios é limitada. Baixa diversidade de espécies arbóreas também foi detectado em plantios de *Eucalyptus* no Pará (BARLOW et al., 2007), porém as características de manejo foram decisivas para manter baixa a biodiversidade desses grupos. Os plantios de *Eucalyptus* para produção de celulose têm uma rotatividade muito alta (4-7 anos) restringindo a colonização por espécies nativas. Entretanto, os plantios de *A. mangium* não estão sendo colhidos com alta rotatividade, propiciando que mais espécies nativas alóctones se estabeleçam.

As espécies pioneiras sofrem uma substituição ao longo do gradiente de idade dos plantios. Por exemplo, nos plantios mais jovens, 7 espécies de pioneiras (*Solanum subinerme*, *Xilopia parviflora*, *Vismia latifolia*, *Genipa americana*, *Cecropia peltata*, *Bellucia dichotoma* e *Goupia glabra*) estão presentes, mas nos plantios mais antigos, outras 6 diferentes espécies às substituem (*Trattinnickia burserifolia*, *Ocotea bracteosa*, *Endlicheria sp.*, *Cupania americana*, *Casearia mariquitensis* e *Brosimum sp.*). Esse resultado demonstra que modificações nas condições microclimáticas podem favorecer algumas espécies em detrimento de outros. *Cecropia peltata* é uma espécie que necessita de alta luminosidade e provavelmente com a diminuição da luminosidade tenha menor probabilidade de ocorrer em plantios mais antigos. Por outro lado, *Goupia glabra*, é frequentemente encontrada em áreas perturbadas, mas também em clareiras dentro da floresta primária.

A presença dessa espécie unicamente em plantios mais jovens pode estar ligada ao tamanho do fragmento de floresta mais próximo, pois esta espécie foi encontrada em parcelas de *A. mangium* próximas de fragmentos florestais de médio porte, que provavelmente fornecem mais propágulos e contém mais dispersores.

## 5. CONCLUSÕES

Este estudo faz parte da primeira linha de pesquisa a investigar o efeito na riqueza e diversidade arbórea e arbustiva da conversão de uma savana amazônica em um monocultivo florestal utilizando a metodologia RAPELD.

O sub-bosque dos plantios de *A. mangium* abarcaram 29 espécies arbóreas e arbustivas e praticamente em sua totalidade (24) também foram encontradas nas florestas adjacentes. A biodiversidade arbórea e arbustiva de espécies florestais encontrada nos sub-bosques dos plantios de *A. mangium* com até 15 anos de idade, onde originalmente era savana (lavrado), é muito baixa, apesar de ter favorecido a colonização destas espécies em detrimento da área original (savana). Logo os plantios *A. mangium* estudados não foram capazes de reter a maior parte da biodiversidade florestal encontrada nas florestas adjacentes. A quantidade de espécies pioneiras e não-pioneiras foi similar demonstrando que as alterações ambientais que os plantios causaram sob o ambiente foram capazes de suportar espécies esciófilas incapazes de colonizar savanas. Com o aumento das variáveis preditoras área basal dos plantios de *A. mangium*, idade dos plantios de *A. mangium*, distância do fragmento de floresta mais próximo e tamanho do do fragmento de floresta mais próximo houve acréscimo na riqueza dos plantios. As variáveis preditoras explicaram mais da metade da variação total da composição (até 62%) de espécies, mas separadamente, explicaram menos de 15%. A capacidade preditiva dos modelos variou fortemente dependendo do grupo de espécies analisado nos plantios. Em função dos resultados deste estudo e do potencial invasor de *A. mangium* não recomendamos a utilização dos mesmos como florestas plantadas com intuito de conservar a biodiversidade arbórea e arbustiva florestal.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRAF - Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas. **Anuário Estatístico da ABRAF 2013: ano base 2012**. Disponível em: <(http://www.abraflor.org.br/) > Acesso em: 19 de janeiro de 2015.
- ABRS. **Flora of Australia**. CSIRO. vol. 11, p. 673, 2001.
- AGUIAR Jr, A., BARBOSA R. I, BARBOSA J B.F. MOURÃO JR, M. **Invasion of *Acacia mangium* in Amazonian savannas following planting for forestry**, Plant Ecology & Diversity, 2013.
- AGUIAR-SILVA, F. H. et al. **Resource availability and diet in Harpy Eagle breeding territories on the Xingu River, Brazilian Amazon**. Brazilian Journal of Biology, v. 75, n. 3, p. 181-189, 2015.
- ATTIAS, N., SIQUEIRA, M. F., BERGALLO, H. G. **Acácias Australianas no Brasil: Histórico, Formas de Uso e Potencial de Invasão**. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade p74-96 2013.
- BALIEIRO, F.C.; DIAS, L.E.; FRANCO, A.A.; CAMPELLO, E.F.C. FARIA, S.M. **Acúmulo de nutrientes na parte aérea, na serrapilheira acumulada sobre o solo e decomposição de filódios de *Acacia mangium* Willd.** Ciência Florestal, 14(1): p.59-65. 2004.
- BALIEIRO, F.D.C.; FRANCO, A.A.; FONTES, R.L.F.; DIAS, L.E.; CAMPELLO, E.F.C. FARIA, S. M. D. **Evaluation of the throughfall and stemflow nutrient contents in mixed and pure plantations of *Acacia mangium*, *Pseudosamanea guachapele* and *Eucalyptus grandis***. Revista Árvore, 31(2): p. 339-346. 2007.
- BALIEIRO, Pedro et al. **Riqueza de pequenos mamíferos não voadores em florestas de restinga do sul do Brasil**. Mastozoología Neotropical, v. 22, n. 2, p. 367-373, 2015.
- BALVANERA P., PFISTERER A. B., BUCHMANN N., et al. **Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services**. Ecol Letters, v. 9: p. 1146–56, out. 2006.
- BARBOSA, C. E. A.; BENATO, T.; CAVALHEIRO, A. L.; TOREZAN, J. M. D. **Diversity of regenerating plants in reforestations with *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze of 12, 22, 35, and 43 years of age in Paraná State, Brazil**. Restoration Ecology, Malden, Mass, v. 17, n. 1, p. 60-67, jan. 2009.
- BARBOSA, R. I.; FEARNSIDE, P. M. **Incêndios na Amazônia brasileira: estimativa da emissão de gases do efeito estufa pela queima de diferentes ecossistemas de Roraima na passagem do evento “El Niño”(1997/98)**. Acta Amazonica, v. 29, n. 4, p. 513-534, 1999.
- BARBOSA, R.I. **Florestamentos dos sistemas de vegetação aberta (Savanas/Cerrados) de Roraima por espécies exóticas (*Acacia mangium* Willd)**. Temas de Discussão, Reflexão e Informação. Conselho Estadual de Meio Ambiente, Ciência e Tecnologia de Roraima. p. 9, 2002.
- BARET, S.; ROUGET, M.; RICHARDSON, D.M.; LAVERGNE, C.; EGOH, B.; DUPONT, J. & STRASBERG, D. **Current distribution and potential extent of the most invasive alien plant species on La Reunion (Indian Ocean, Mascarene islands)**. Austral Ecology, v. 31, n. 6, p. 747-758, 2006.
- BARICHELLO, L. R. **Quantificação da biomassa e dos nutrientes em floresta de *Acacia mearnsii* De. Wild. na região sul do Brasil**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal). Universidade Federal de Santa Maria. 2003.
- BARLOW, J. et al. **Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests**. PNAS, Stanford, v. 104, n. 47, p. 18555-18560, 2007.
- BARROS, L. S.; VALE JR., J. F.; SCHAEFER, C. E. G R; JÚNIOR, M. M. **PERDAS DE SOLO E ÁGUA EM PLANTIO DE *Acacia mangium* WILD E SAVANA EM**

- RORAIMA, NORTE DA AMAZÔNIA.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 33, n. 2, p. 447-454, 2009.
- BARUA, S.P.; KHAN, M.M.H. & REZA, A.H.M.A. The Status of Alien Invasive Species in Bangladesh and their Impact on the Ecosystems.** In: Report of the workshop on alien invasive species, GBF-SSEA, Colombo, Sri Lanka. IUCN Biodiversity Programme, p. 1-8, 2001.
- BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity.** Global Ecology and Biogeography, v. 19, n. 1, p. 134-143, 2010.
- BRANDON, K; FONSECA, G. A. B; RYLANDS, A. B; SILVA, J. M. C. Conservação brasileira, desafios e oportunidades.** Megadiversidade, v. 1, n. 1, p. 7-13, 2005.
- RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas.** Brasília, 2005.
- BRASIL, G. E. O.** Environmental outlooks in Brazil. **Brasília: IBAMA, 2002.**
- BROCKERHOFF, E. G., C. E. ECROYD; E. R. LANGER. Biodiversity in New Zealand plantation forests: Policy trends, incentives, and the state of our knowledge.** N. Z. J. For. 46:31–37. 2001.
- BROOKS, T. M. et al. Global biodiversity conservation priorities.** Science, v. 313, n. 5783, p. 58-61, 2006.
- BROWN, S.; LUGO, A. E. Tropical secondary forests.** Journal of Tropical Ecology., v. 6, n. 1, p. 1-32, 1990.
- BUDOWSKY, G. Distribution of tropical american rain forest species in the light of successional processes.** Turrialba, v.15. n. 1, p. 40-42, 1965.
- BUTCHART, S. H. M. et al. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines.** Science, v. 328, n. 5982, p. 1164-68, 2010.
- CAIRNS, J. Increasing diversity by restoring damaged ecosystems.** In Biodiversity, ed. E. O. Wilson & F. M. Peters. National Academy Press, Washington, DC, p. 333-43, 1988.
- CARNEVALE, N.J., MONTAGNINI, F., Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species.** Forest ecology and management, v. 163, n. 1, p. 217-227, 2002.
- CARNUS, J. M, PARROTTA, J, BROCKERHOFF, E, et al. Planted forests and biodiversity.** Journal of Forest. v. 104, n.2, p. 65–77, 2006.
- CASTILHO, Carolina V. et al. Variation in aboveground tree live biomass in a central Amazonian Forest: Effects of soil and topography.** Forest ecology and management, v. 234, n. 1, p. 85-96, 2006.
- CASTRO-DÍEZ, P.; LANGENDOEN, T.; POORTER, L.; LÓPEZ, A.S. Predicting Acacia invasive success in South Africa on the basis of functional traits, native climatic niche and human use.** Biodiversity and Conservation, v. 20, n. 12, p. 2729-2743, 2011.
- CAWSEY, E. M.; FREUDENBERGER, D. Assessing the biodiversity benefits of plantations: the plantation biodiversity benefits score.** Ecological Management & Restoration. v. 9, n.1 p. 42–52, 2008.
- CHAPMAN, C. A., CHAPMAN, L. J. Exotic tree plantations and the regeneration of natural forests in Kibale National Park, Uganda.** Biological Conservation, v. 76, n. 3, p. 253-257, 1996.
- COSTA, F. R. C.; W. E. MAGNUSSON. The need for large-scale, integrated studies of biodiversity - the experience of the program for biodiversity research in brazilian amazonia.** Natureza & Conservação, v. 8, n. 1, p. 3-12, 2010.
- CUSACK, D. F. MONTAGNINI. The role of native species plantations in recovery of understory woody diversity in degraded pasturelands of Costa Rica.** Forest Ecology and Management, v. 188, n. 1, p. 1-15, 2004.

- DEAN, R. J., MILTON, S. J., JELTSCH, F. **Large trees, fertile islands, and birds in arid Savanna.** *Journal of Arid Environments*, v. 41, p.61-78, jan. 1999.
- DELNATTE, C.; MEYER, J. **Plant introduction, naturalization, and invasion in French Guiana (South America).** *Biological Invasions*, v. 14, n. 5, p. 915-927, 2012.
- DUNN, R. R. **Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration.** *Conservation Biology*, v. 18, n. 2, p. 302–309, 2004.
- EWEL, John. Tropical succession: manifold routes to maturity. *Biotropica*, p. 2-7, 1980.
- FAHRIG, L. **Effects of habitat fragmentation on biodiversity.** *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, p. 487-515, 2003.
- FARIA, SM de et al. Recuperação de solos degradados com leguminosas noduladas e micorrizadas. **EMBRAPA-CNPAB. Documentos**, 1998.
- FINEGAN, B. **Forest succession.** *Nature*, v. 312, p. 109-115. 1984
- FINEGAN, B. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 11, n. 3, p. 119-124, 1996.
- FISHER, R. A.; CORBET, A. S; WILLIAMS, C. B. **The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population.** *The Journal of Animal Ecology*, v. 12, n. 1, p. 42-58, 1943.
- FITZGERALD, C. H.; SELDEN, I. I. I.; CHARLES, W. **Herbaceous weed control accelerates growth in a young yellow poplar plantation.** *Journal of Forestry*, v. 73, n. 1, p. 21-22, 1975.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO). **Global forest resources assessment 2010 main report.** Relatório Técnico. p. 163. 2010.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO). **Global forest resources assessment 2005: progress towards sustainable forest management.** Relatório Técnico. p. 350, 2006.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO). **State of the World's forests, 2001.** Relatório Técnico. p.181, 2001.
- FORTES, J. L. O. **Reabilitação de depósito de rejeito do refino de bauxita com o uso de resíduos industriais e leguminosas arbóreas.** Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica – RJ, p. 185, 2000.
- FRANCO, A. A.; RESENDE, A. S. de; CAMPELLO, E. F. C. Importância das leguminosas arbóreas na recuperação de áreas degradadas e na sustentabilidade de sistemas agroflorestais. **Palestra apresentada no Seminário Sistemas Agloflorestais e Desenvolvimento Sustentável. Campo Grande, MS, 2003.**
- FROHLICH, D.; LAU, A.; LAU, A. New plant records from O ‘ahu for 2008. **Bishop Museum Occasional Papers**, v. 107, p. 3-18, 2010.
- GANEM, R. S., **Conservação da biodiversidade: legislação e políticas públicas. Câmara dos Deputados**, Edições Câmara. n.2, p. 437, 2010.
- GARDNER, T. A. et al. Predicting the uncertain future of tropical forest species in a data vacuum. *Biotropica*, v. 39, n. 1, p. 25-30, 2007.
- GARDNER, Toby A. et al. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology letters*, v. 12, n. 6, p. 561-582, 2009.
- Global Invasive Species Database disponível em < <http://www.iucngisd.org/gisd/>> acessado em 02/05/2016.
- GRIFFIN, A. R. et al. Global uses of Australian acacias—recent trends and future prospects. *Diversity and Distributions*, v. 17, n. 5, p. 837-847, 2011.
- HAGGAR, J.; WIGHTMAN, K.; FISHER, R. The potential of plantations to foster woody regeneration within a deforested landscape in lowland Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, v. 99, n. 1-2, p. 55-64, 1997.

- HARRINGTON, R. A.; EWEL, J. J. **Invasibility of tree plantations by native and non-indigenous plant species in Hawaii.** *Forest Ecology and Management*, Amsterdam, v. 99, n. 1-2, p. 153-162, 1997.
- HARTLEY, M. J. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *Forest Ecology and Management*, v. 155, n. 1, p. 81-95, 2002.
- HARTNETT, D. C.; KROFTA, D. M. Fifty-five years of post-fire succession in a southern mixed hardwood forest. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, p. 107-113, 1989.
- HARTSHORN, G. S. Tree falls and tropical forest dynamics. *Tropical trees as living systems.* Cambridge University Press, Cambridge, p. 617-638, 1978.
- HEGDE, M.; PALANISAMY, K.; YI, J. S. Acacia mangium Willd. - A Fast Growing Tree for Tropical Plantation. *Journal of Forest and Environmental Science*, v. 29, n. 1, p. 1-14, 2013.
- HENDERSON, L. Invasive, naturalized and casual alien plants in southern Africa: a summary based on the Southern African Plant Invaders Atlas (SAPIA). *Bothalia*, v. 37, n. 2, p. 215-248, 2007.
- HERRMANN, S. M.; ANYAMBA, A.; TUCKER, C. J. **Recent trends in vegetation dynamics in the African Sahel and their relationship to climate.** *Global Environmental Change*, v. 15, n. 4, p. 394-404, 2005.
- HOFFMANN, W. A. Post-Establishment Seedling Success in the Brazilian Cerrado: A Comparison of Savanna and Forest Species1. *Biotropica*, v. 32, n. 1, p. 62-69, 2000.
- KAMO, K. et al. Response of unmanaged Acacia mangium plantations to delayed thinning in north-east Thailand. *Journal of Tropical Forest Science*, p. 223-234, 2009.
- KEENAN, R. et al. Restoration of plant biodiversity beneath tropical tree plantations in Northern Australia. *Forest Ecology and Management*, v. 99, n. 1-2, p. 117-131, 1997.
- KELLMAN, M. C. **Secondary plant succession in tropical Montane Mindanao.** Department of Biogeography and Geomorphology. p.174. 1970.
- KENDLER, K. S.; ROBINETTE, C. D. **Schizophrenia in the National Academy of Sciences-National Research Council Twin Registry: a 16-year update.** *The American journal of psychiatry*, 1983.
- KRITICOS, D. J.; SUTHERST, R.W.; BROWN, J. R.; ADKINS, S. W.; MAYWALD, G. F. **Climate change and the potential distribution of an invasive alien plant: Acacia nilotica ssp. indica in Australia.** *Journal of Applied Ecology*, v. 40, n. 1, p. 111-124, 2003.
- KULL, C.A. & RANGAN, H. **Acacia exchanges: Wattles, thorn trees, and the study of plant movements.** *Geoforum*, v. 39, n. 3, p. 1258-1272, 2008.
- KUUSIPALO, J. ET AL. **Restoration of natural vegetation in degraded Imperata cylindrica grassland; under- story development in forest plantations.** *Journal of Vegetation Science*, v. 6, n. 2, p. 205-210, 1995.
- LACLAU, J. P. et al. **Mixed species plantations of Acacia mangium and Eucalyptus grandis in Brazil: Growth dynamics and aboveground net primary production.** *Forest Ecology and Management*, v. 255, n. 12, p. 3905-17, 2008.
- LAURANCE, W. F. et al. **Inferred longevity of Amazonian rainforest trees based on a long-term demographic study.** *Forest Ecology and Management*, v. 190, n. 1-2, p. 131-143, 2004.
- LEMENIH, M.; GIDYELEW, T.; TEKETAY, D. **Effects of canopy cover and understory environment of tree plantations on richness, density and size of colonizing woody species in southern Ethiopia.** *Forest Ecology and Management*, v.194, n. 1-3, p. 1-10, 2004.
- LEMENIH, M.; TEKETAY, D. **Effect of prior land use on the recolonization of native woody species under plantation forests in the highlands of Ethiopia.** *Forest Ecology and Management*, v. 218, n. 1-3, p. 60-73, 2005.

- LINDENMAYER, D. B.; HOBBS, R. J. **Fauna conservation in Australian plantation forests – a review**. *Biological Conservation*, v. 119, p. 151–68, 2004.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo das plantas arbóreas nativas do Brasil**. Instituto Plantarum. v. 3, 2009.
- LORENZI, H.; SOUZA, H.M.; TORRES, M.A.V. & BACHER, L. **Árvores Exóticas no Brasil: Madeireiras, ornamentais e aromáticas**. Instituto Plantarum. v. 1, p. 352, 2003.
- LORENZO, P.; GONZÁLEZ, L. & REIGOSA, M.J. **The genus *Acacia* as invader: the characteristic case of *Acacia dealbata* Link in Europe**. *Annals of Forest Science*, v. 67, n. 1, p. 101, 2010
- LOUMETO, J. J.; HUTTEL, C. **Understory vegetation in fast-growing tree plantations on savanna soils in Congo**. *Forest Ecology and Management*, v. 99, n.1-2, p. 65-81, 1997.
- LUCK, G. W. et al. **Interactions between almond plantations and native ecosystems: Lessons learned from north-western Victoria**. *Ecological Management & Restoration*, v.15, n. 1, p. 4 -15, 2014.
- LUGO, A. E. Tree plantations for rehabilitating damaged forest lands in the tropics. In **Ecosystem rehabilitation**, ed. M. K. Wali. Academic Press, The Hague, p. 247-55. 1992.
- LUGO, A. E. **The apparent paradox of re-establishing species richness on degraded lands with tree monocultures**. *Forest ecology and management*, v. 99, n. 1-2, p. 9-19, 1997.
- MACEDO, M. O. et al. **Changes in soil C and N stocks and nutrient dynamics 13 years after recovery of degraded land using leguminous nitrogen-fixing trees**. *For Ecology and Management*, v. 255, n. 5, p. 1516-24, 2008.
- MACK, R. N., et al. **Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control**. *Ecological Applications*. v. 10, n. 3, p. 689-710, 2000.
- MAGNUSSON, W. E. et al. **RAPELD: a modification of the Gentry method for biodiversity surveys in long-term ecological research sites**. *Biota Neotropica*, v. 5, n. 2, p. 19-24, jul. 2005.
- MAGNUSSON, William E. et al. Multi-taxa surveys: integrating ecosystem processes and user demands. In: **Applied Ecology and Human Dimensions in Biological Conservation**. Springer Berlin Heidelbergp. 177-187, 2014.
- MARCHANTE, H. S. D. C. **Invasão dos ecossistemas dunares portugueses por *Acacia*: uma ameaça para a biodiversidade nativa**. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Coimbra, 2001.
- MASLIN, B. R.; MILLER, J.T.; SEIGLER, D. S. **Overview of the generic status of *Acacia* (Leguminosae: Mimosoideae)**. *Australian Systematic Botany*, v. 16, n. 1, p. 1-18, 2003.
- MATOS, D. C. L.; FERREIRA, L. V.; SALOMAO, R. P. **Influência da distância geográfica na riqueza e composição de espécies arbóreas em uma Floresta Ombrófila Densa na Amazônia Oriental**. *Rodriguésia*, Rio de Janeiro, v. 64, n. 2, p. 357-367, 2013. Disponível em <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S2175-78602013000200012&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2175-78602013000200012&lng=en&nrm=iso)>. Acessado em 11/11/2015.
- McCLANAHAN, T. R. **The effect of a seed source on primary succession in a forest ecosystem**. *Vegetatio*, v. 65, n. 3, p. 175-178, 1986.
- MIDGLEY, S. J., TURNBULL J.W. **Domestication and use of Australian acacias: case studies of five important species**. *Australian Systematic Botany*, v. 16, n. 1, p. 89-102, 2003.
- MOCHIUTTI, S.; HIGA, A. R.; SIMON, A. **A Susceptibilidade de ambientes campestres à invasão de acácia-negra (*Acacia mearnsii* Willd.) no Rio Grande do Sul**. *Floresta*, v. 37, n. 2, p. 239–253, 2007.
- MORO, M. F. et al. **Alienígenas na sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia**. *Acta Botanica Brasilica*, v. 26, n. 4, p. 991-999, 2012.



- MYERS, N. et al. **Biodiversity hotspots for conservation priorities.** Nature, v. 403, n. 6772, p. 853-58, fev. 2000.
- NEPSTAD D., UHL, C., SERRÃO, E. A. S. **Recuperation of a degraded Amazonian Landscape: Forest recovery and agricultural restoration.** Ambio, v. 20, n. 6, p. 248-55, 1991.
- NERI, A. V.; CAMPOS, E. P.; DUARTE, T. G.; MEIRA NETO, J. A. A.; SILVA, A. F.; VALENTE, G. E. **Regeneração de espécies nativas lenhosas sob plantio de *Eucalyptus* em área de Cerrado na Floresta Nacional de Paraopeba, MG, Brasil.** Acta Botânica Brasílica, v. 19, n. 2, p. 369-376, 2005.
- NYKVIST, N.; SIM, B. L. **Changes in carbon and inorganic nutrients after clear felling a rainforest in Malaysia and planting with *Acacia mangium*.** Journal of Tropical Forest Science, v.21, n. 2, p. 98-112, 2009.
- OTSAMO, R. **Secondary forest regeneration under fast-growing forest plantation on degraded *Imperata cylindrica* grasslands.** New Forests, v. 19, n. 1, p. 69-93, 2000.
- OTUOMA, J.; OUMA, G; OKEYO, D; ANYANGO, B. **Species composition and stand structure of secondary and plantation forest in a Kenyan Rainforest** Journal of Horticulture and Forestry, v. 6, n. 4, p. 38-49, 2014.
- PARK, A.; WILSON, E. R. **Beautiful plantations: can intensive silviculture help Canada to fulfill ecological and timber production objectives?** The Forestry Chronicle, v. 83, n. 6, p. 825–39, 2007.
- PARROTTA, J. A., **The role of plantation forests in rehabilitating degraded tropical ecosystems.** Agriculture, Ecosystems & Environment, v. 41, n. 2, p. 115-133, 1992.
- PARROTTA, J. A.; KNOWLES, O. H.; WUNDERLE JR., J. M. **Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia.** Forest Ecology and Management, v. 99, n. 1-2, p. 21-42, 1997.
- PARROTTA, J. A.; TURNBULL, J. W.; JONES, N.; **Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands.** Forest Ecology and Management. v. 99, n. 1-2, p. 1–7. 1997.
- PEARMAN, P. B.; WEBER, D. **Common species determine richness patterns in biodiversity indicator taxa.** Biological Conservation, v. 138, n. 1, p. 109-119, 2007.
- PELLENS, R.; GARAY, I. **Edaphic macroarthropod communities in fast-growing plantations of *Eucalyptus grandis* Hill ex Maid (Myrtaceae) and *Acacia mangium* (Leguminosae) in Brazil.** European Journal of Soil Biology, v. 35, n. 2, p. 77-89, 1999.
- PELTZER, D. A.; MACLEOD, C. J. **Weeds and native plant species are negatively associated along grassland and kiwifruit land management intensity gradients.** Austral Ecology, v. 39, n. 1, p. 39-49, 2014.
- PEÑA-CLAROS, M. et al. **Regeneration of commercial tree species following silvicultural treatments in a moist tropical forest.** Forest Ecology and Management, v. 255, n. 3, p. 1283-1293, 2008.
- PICKETT, S. T. A. **Differential adaptation of tropical tree species to canopy gaps and its role in community dynamic.** Tropical Ecology, v. 24, n. 1, p. 68-84, 1983.
- PIMENTEL, D.; MCNAIR, S.; JANECKA, J.; WIGHTMAN, J.; SIMMONDS, C.; O'CONNELL, C.; WONG, E.; RUSSEL, L.; ZERN, J.; AQUINO, T.; TSOMONDO, T. **Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions.** Agriculture, Ecosystems and Environment, v. 84, n. 1, p. 1-20, 2001.
- POWERS, S.; HAGGAR, J. P.; FISHER, R. F. **The effect of overstory composition on understory woody regeneration and species richness in seven-year-old plantations in Costa Rica.** Forest Ecology and Management, v. 99, n. 1-2 p. 43-54, 1997.
- PYŠEK, P.; RICHARDSON, D. M. **Traits associated with invasiveness in alien plants: where do we stand?** In: Biological invasions. Springer Berlin Heidelberg. p. 97-125, 2008.

- R Development Core Team (2011). **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- RACHWAL, M. F. G.; CURCIO, G. R.; DEDECEK, R. A. **A influência das características pedológicas na produtividade de acácia-negra (*Acacia mearnsii*)**, Butiá, RS. Pesquisa Florestal Brasileira, v. 56, p. 53-62, 2008.
- REJMÁNEK, M. & RICHARDSON, D.M. **What attributes make some plant species more invasive?** Ecology, v. 77, n. 6, p. 1655-1661, 1996.
- REJMÁNEK, M. **A Theory of seed plant invasiveness: The first sketch**. Biological Conservation, v. 78, n. 1, p. -181, 1996.
- RICHARDSON D. M.; REJMÁNEK M. **Trees and shrubs as invasive alien species – a global review**. Diversity and Distributions, v. 17, n. 5, p. 788-809, 2011.
- RICHARDSON, D. M. **Forestry trees as invasive aliens**. Conservation biology, v. 12, n. 1, p. 18-26, 1998.
- RICHARDSON, D. M.; PYSEK, P.; CARLTON, J. T. A Compendium of Essential Concepts and Terminology in Invasion Ecology. In: **Richardson, D. M. (ed.) Fifty Years of Invasion Ecology: The Legacy of Charles Elton**. p. 409-420, 2011.
- RICHARDSON, D. M.; VAN WILGEN, B. W. **Invasive alien plants in South Africa: how well do we understand the ecological impacts?** South African Journal of Science, v. 100, p. 45-52. 2004.
- RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. 6ª ed. Editora Guanabara Koogan, Rio de Janeiro. 2010.
- SANTOS, A. J. Estimativas de riqueza em espécies. In **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre** (L. Cullen Jr., R. Rudran & C. Valladares-Pádua, orgs.). UFPR, p.19-41, 2003.
- SCHIAVO, J. A.; MARTINS, M. A. **Produção de mudas de acácia colonizadas com micorrizas e rizóbio em diferentes recipientes**. PAB., Brasília, v. 38, n. 2, p. 173-78, 2003.
- SCHNEIDER, P. R.; OESTEN, G.; BRILL, A.; MAINARDI, G. L. **Determinação da produção de casca em acácia- negra, *Acacia mearnsii* De Wild**. Ciência Florestal, v. 1, n. 1, p. 64-75, 1991.
- SILVA, J. M. C. da; UHL, C.; MURRAY, G. **Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned Amazonian pastures**. Conservation Biology, v. 10, n. 2, p. 491-503, 1996.
- SIMÕES, S. M. O., ZILLI, J. E., COSTA, M. C. G., TONINI, H., BALIEIRO, F. C. **Carbono orgânico e biomassa microbiana do solo em plantios de *Acacia mangium* no Cerrado de Roraima**. Acta Amazonica. v. 40, p 23-30, 2010.
- SLIK, J.W. F. et al. **An estimate of the number of tropical tree species**. Proceedings of the National Academy of Sciences, v. 112, n. 24, p. 7472-7477, 2015.
- SOUZA, M. I. L.; VALE JUNIOR, J. F. **Características físicas, químicas e conteúdo de água em solos convertidos de savana para plantio de *Acacia mangium*** Revista Agroambiente On-line. v. 4, n. 1, p. 20-26. 2010.
- SOUZA, S. A. **Efeito do plantio de *Acacia mangium* Willd. (FABACEAE) sobre a riqueza e diversidade arbórea em áreas de savana na amazônia setentrional** (Dissertação). UFRR, 2014.
- STEPHENS, S. S.; WAGNER, M. R. **Forest plantations and biodiversity: a fresh perspective**. Journal of Forestry, v. 105, n. 6, p. 307–13, 2007.
- TONG, P.S. & NG, F.S.P. **Effect of light intensity on growth, leaf production, leaf lifespan and leaf nutrient budgets of *Acacia mangium*, *Cinnamomum iners*, *Dyera costulata*, *Eusideroxylon zwageri* and *Shorea roxburghii***. Journal of Tropical Forest Science, v. 20, n. 3, p. 218-234, 2008.

- TONINI, H.; HALFELD-VIERA, B. A.; SILVA, S. J. R. ***Acacia mangium*: características e seu cultivo em Roraima**. Embrapa Informação Tecnológica (Brasília, DF) e Embrapa Roraima. Boa Vista, p. 145, 2010.
- TSUKAMOTO, J.; SABANG, J. **Soil macro-fauna in an *Acacia mangium* plantation in comparison to that in a primary mixed dipterocarp forest in the lowlands of Sarawak, Malaysia**. *Pedobiologia*, v. 49, n. 1, p. 69-80. 2005.
- TUOMISTO, H.; POULSEN, A. D. **Influence of edaphic specialization on pteridophyte distribution in Neotropical Rain Forests**. *Journal of biogeography*, v.23, n. 3, p. 283-293, 1996.
- UHL, C.; CLARK, K.; DEZZEO, N.; MAQUIRINO, P. **Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps**. *Ecology*, v. 69, p. 751-63, 1988.
- UHL, C.; JORDAN, C.; CLARK, K.; CLARK, H.; HERRERA, R. **Ecosystem recovery in Amazon catinga forest after cutting and burning, and bulldozer clearing treatments**. *Oikos*, v. 38, p. 313-20, 1982.
- UHL, C.; KAUFFMAN, J. B. **Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the Eastern Amazon**. *Ecology*, v. 71, n. 2, p. 437-49, 1990.
- VALE JÚNIOR, J. F.; Freitas, R. M. S.; UCHOA, S. C. P.; SOUSA, M. I. L; CRUZ, D. L. S. **Atributos químicos e atividade microbiana em solos convertidos de savana para plantios de *Acacia mangium* Willd em Roraima**. *Revista Agroambiente On-line*, v. 5, n. 1, p.1-11. 2011.
- VALE, A. T.; BRASIL, M. A.; CARVALHO, C. M.; VEIGA, R. A. A. **Energy production of stem of *Eucalyptus grandis* Hill ex Maiden and *Acacia mangium* Willd in different levels of fertilization**. *Cerne*, 2015.
- VAZ-SILVA, W. et al. **Contributions to the knowledge of amphibians and reptiles from Volta Grande do Xingu, northern Brazil**. *Brazilian Journal of Biology*, v. 75, n. 3, p. 205-218, 2015.
- VENZKE, T. S., NERI, A. V., CUNHA, J. F., MARTINS, S. V. **Regeneração natural do estrato arbóreo-arbustivo sob talhão de *Pinus caribaea* var. *hondurensis*, VIÇOSA, MG, Brasil**. *Global Science and Technology*, v. 5, n. 3, p. 74–86. 2012.
- VIANA, M. V. et al. **Manual agroflorestral para a Amazônia**. Rio de Janeiro: REBRAF, 1996.
- VIANI, R. A. G.; DURIGAN, G.; MELO, A. C. G. **A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade?** *Ciência Florestal*, v. 20, n. 3, p. 533-52, 2010.
- VOZZO, J. A. **Tropical tree seed manual**. Forest Service, 2001.
- WHITMORE, T. E. On pattern and process in forests. In: **NEWMAN, E.I. The plant community as a working mechanism**. Blackwell Scientific Publications, p. 45-59. 1982.
- WINJUM, J.K.; SCHROEDER, P.E. **Forest plantations of the world: their extent, ecological attributes, and carbon storage**. *Agricultural Forest Meteorology*, v. 84, n. 1, p. 153-167, 1997.
- WUNDERLE JR., J. M. **The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands**. *Forest Ecology and Management*, v. 99, n. 1-2, p. 223-235, 1997.
- XAUD, H. A. M.; MARTINS, F. S. R. V.; DOS SANTOS, J. R. **Tropical forest degradation by mega-fires in the northern Brazilian Amazon**. *Forest Ecology and Management*, v. 294, p. 97-106, 2013.
- XIONG, Y.; XIA, H.; LI, Z.; CAI, X. FU, S. **Impacts of litter and understory removal on soil properties in a subtropical *Acacia mangium* plantation in China**. *Plant Soil*, v. 304, n. 1-2, p. 179-188, 2008.

YIRDAW, E.; LUUKKANEN, O. **Indigenous woody species diversity in Eucalyptus globulus Labill. ssp. globulus plantations in the Ethiopian highlands.** Biodiversity & Conservation, v. 12, n. 3, p. 567-582, 2003.

ZENNI, R. D.; ZILLER, S. R. **An overview of invasive plants in Brazil.** Brazilian Journal of Botany, v. 34, n. 3, p. 431-446, 2011.

ZHUANG, X. **Rehabilitation and development of forest on degraded hills of Hong Kong.** Forest Ecology and Management, v. 99, n. 1-2, p. 197-201, 1997.

# APÊNDICE

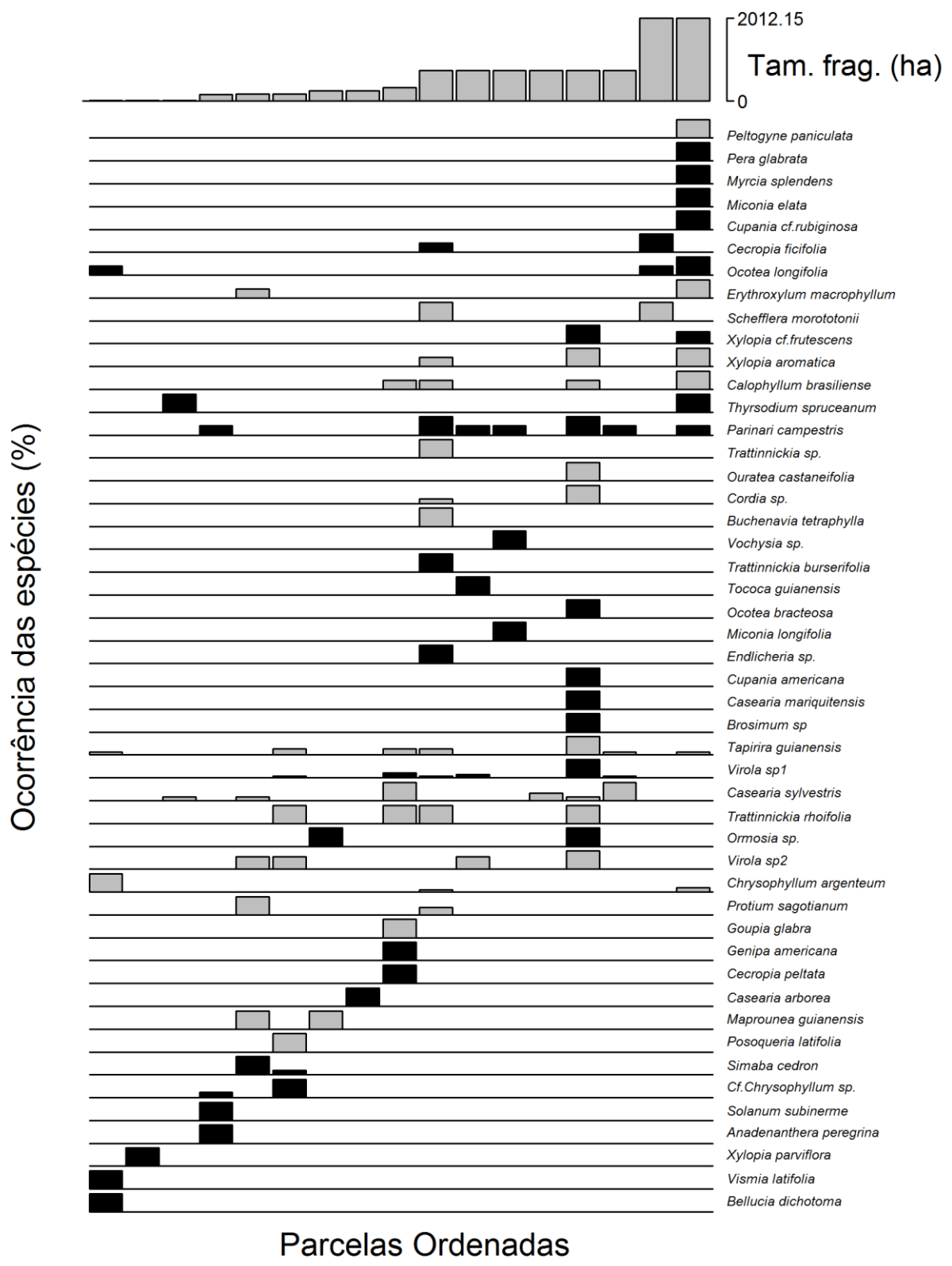


Figura A1. Ocorrência das espécies (padronizada pela abundância máxima) ao longo do gradiente do tamanho do fragmento de floresta mais próximo. Barras pretas representam espécies únicas dos plantios e barras cinza espécies em comum entre plantio e floresta nativa.

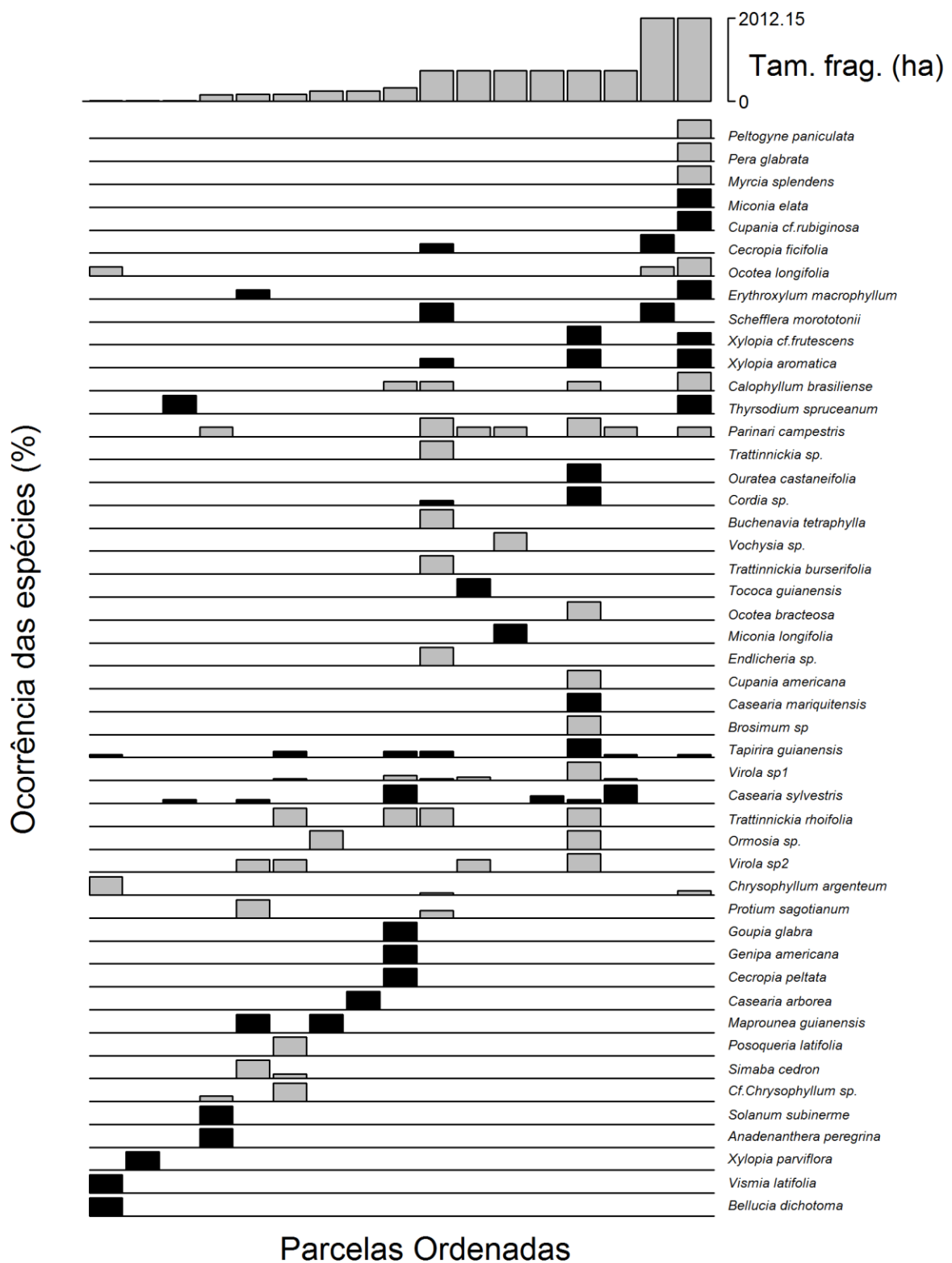


Figura A2. Ocorrência das espécies (padronizada pela abundância máxima) ao longo do gradiente de tamanho do fragmento de floresta mais próximo. Barras pretas representam espécies pioneiras e barras cinza espécies não pioneiras presentes nos plantios.

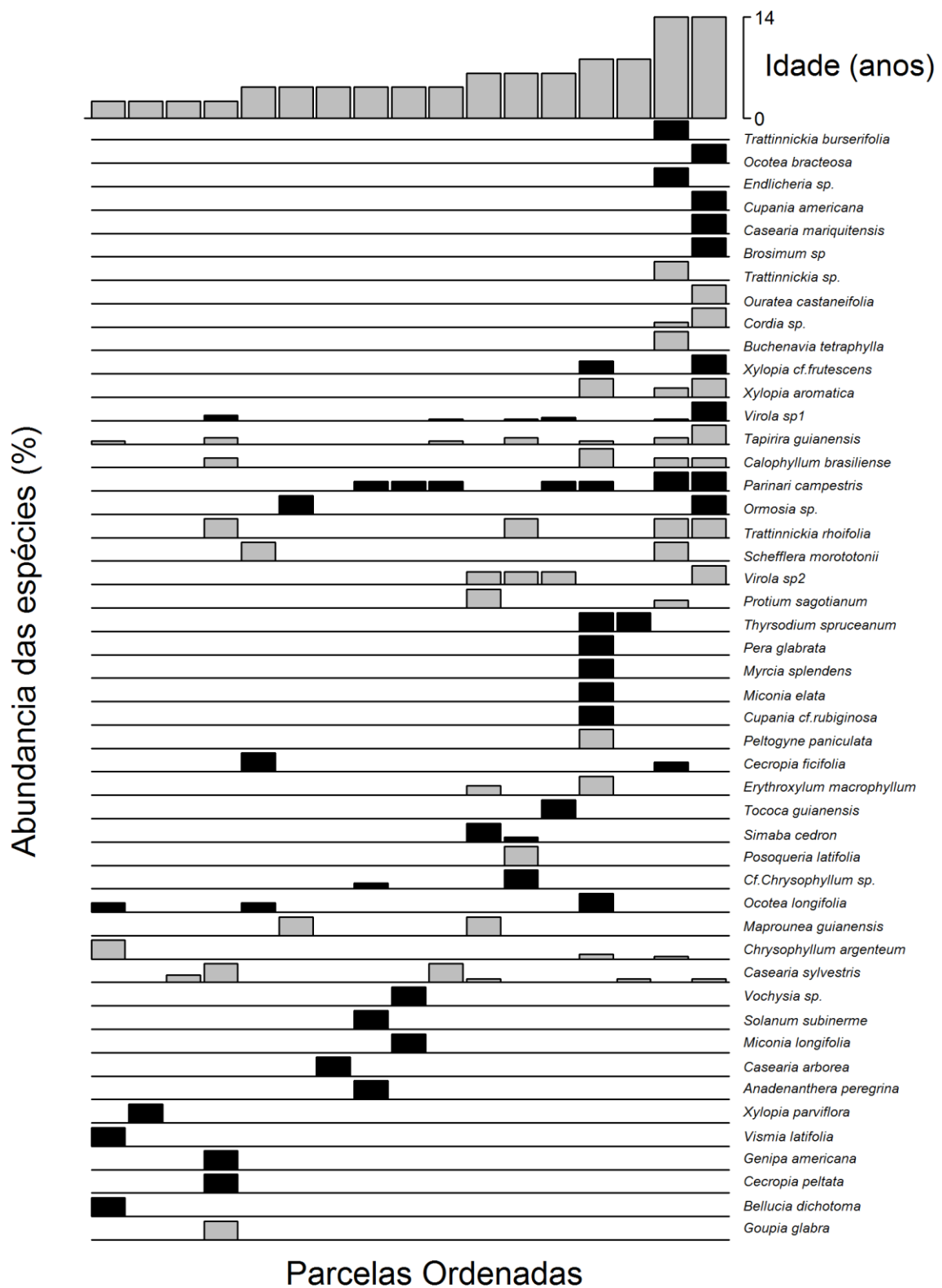


Figura A3. Ocorrência das espécies (padronizada pela abundância máxima) ao longo do gradiente de idade dos plantios. Barras pretas representam espécies únicas dos plantios e barras cinza espécies em comum entre plantio e floresta nativa.



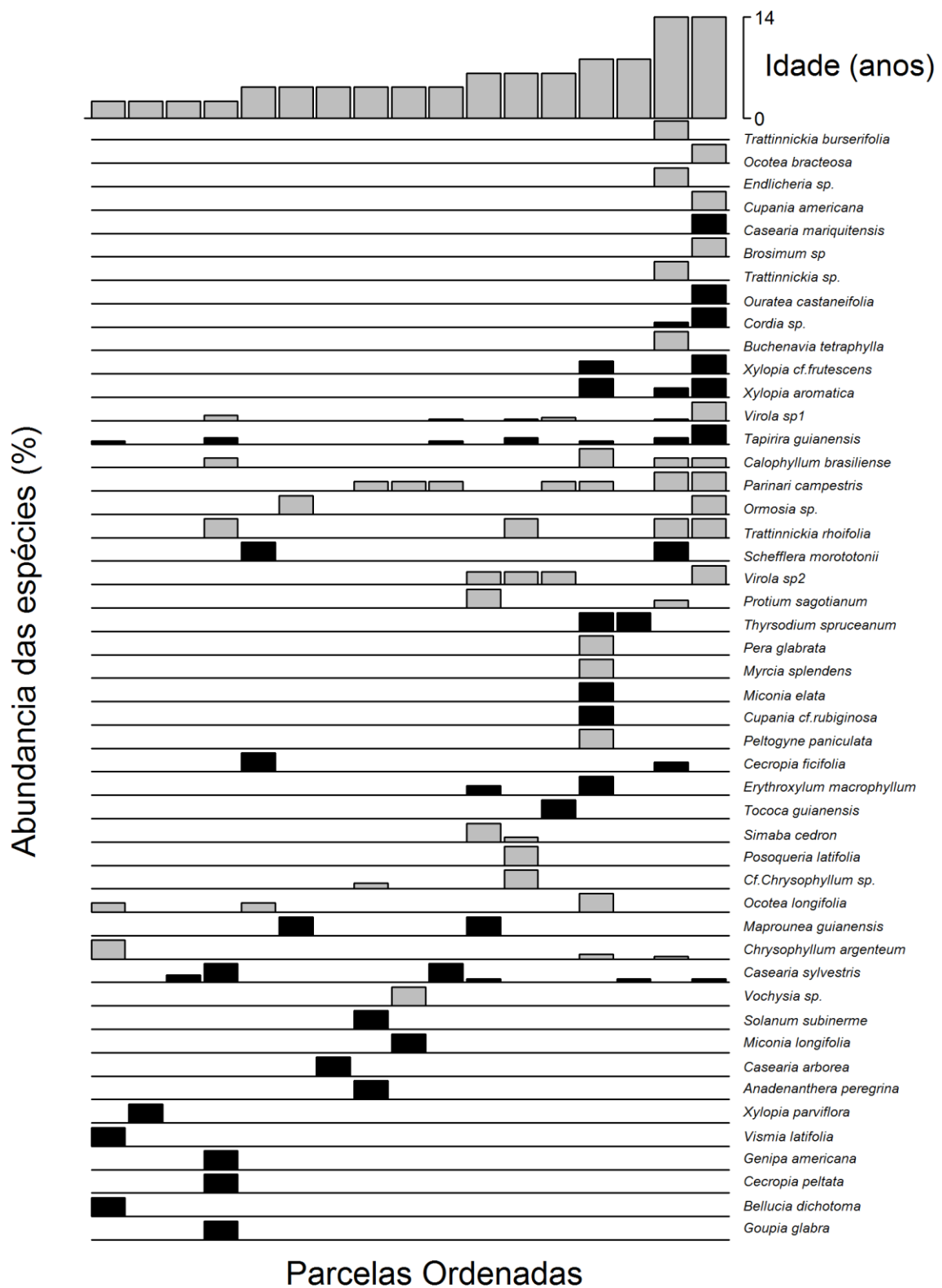


Figura A4. Ocorrência das espécies (padronizada pela abundância máxima) ao longo do gradiente de idade dos plantios. Barras pretas representam espécies pioneiras e barras cinza espécies não pioneiras presentes nos plantios.

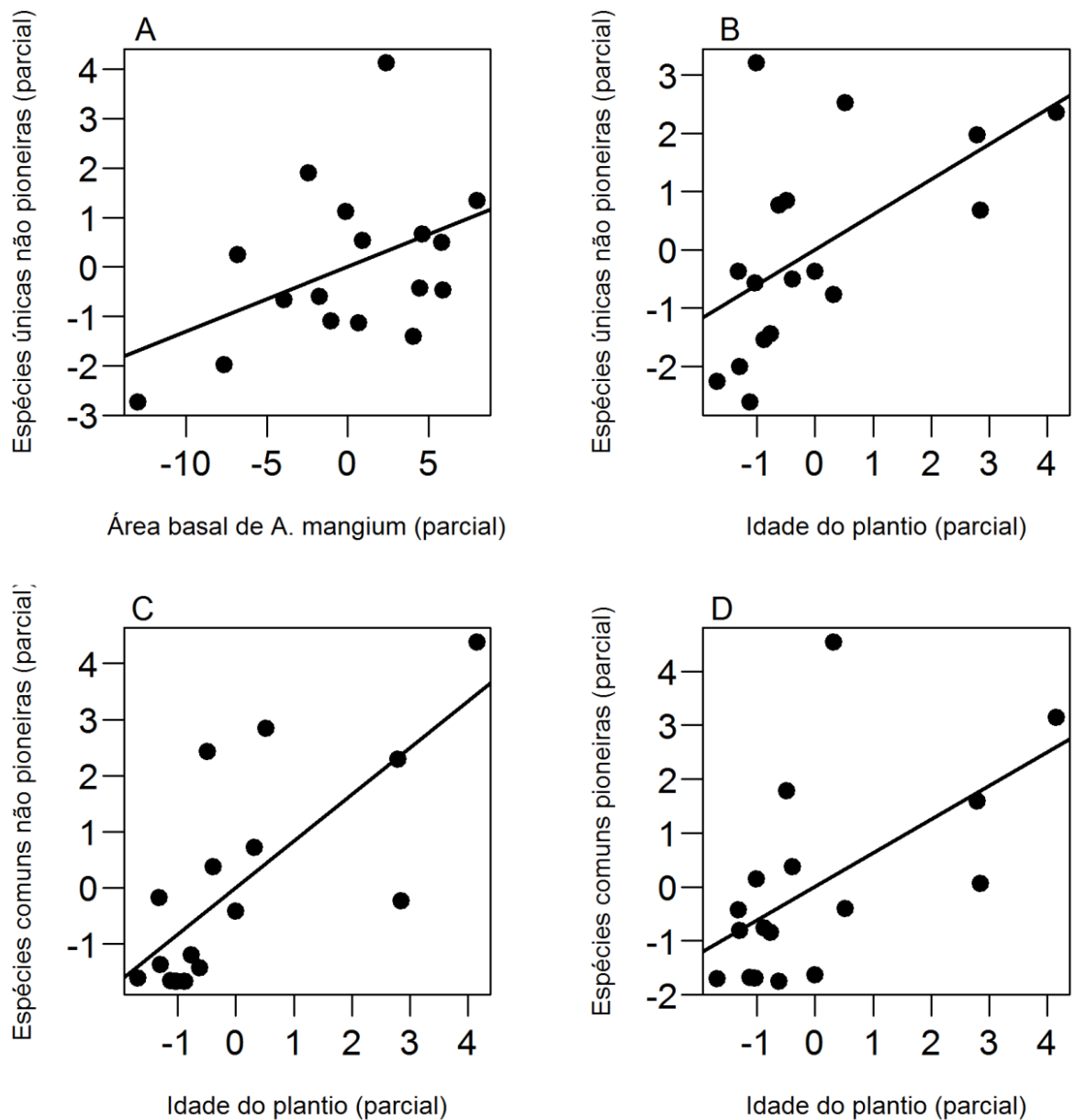


Figura A5. Relações parciais das estimativas de riqueza (Índice de Chao) de espécies únicas não pioneiras nos plantios com (A) área basal de *Acacia mangium* e (B) idade do plantio, e riqueza de espécies comuns (entre plantios e floresta) (C) não pioneiras e (D) pioneiras com a idade do plantio. As linhas denotam regressões parciais ( $P= 0,1, 0,03, 0,003$  e  $0,03$  para as relações em A, B, C e D, respectivamente) extraídas de regressões múltiplas (veja Tabela 1).

Tabela A1. Resultados dos modelos de regressão múltipla relacionando a estimativa de riqueza de espécies (Índice de Chao) nos plantios com área basal de *Acacia mangium*, idade do plantio, distância e tamanho do fragmento de floresta mais próximo.

Riqueza de espécies	Coeficientes <i>b</i> padronizados				$F_{4; 12}$	<i>P</i>	$R^2$
	Área basal	Idade do plantio	Distância do fragmento	Tamanho do fragmento			
Únicas todas	-0,154	0,155	-0,137	-0,097	0,14	0,96	0,05
Únicas não pioneiras	0,349	0,49*	0,029	0,340	4,5	0,02	0,60
Únicas pioneiras	0,228	-0,008	0,001	0,356	0,52	0,73	0,15
Comuns todas	0,066	0,342	-0,037	0,04	0,53	0,72	0,15
Comuns não pioneiras	0,004	0,770**	0,073	-0,013	4,07	0,03	0,58
Comuns pioneiras	-0,062	0,622*	0,085	0,029	1,71	0,21	0,36

\*:  $P < 0.05$ ; \*\*:  $P < 0.01$ .

Tabela A2. Espécies férteis depositadas no herbário da Universidade Federal de Roraima

Nº Col.	Voucher	Data Col.	Família	Espécie	Det.	Localidade	Detalhamento da área	Habitat	lat	ns	long	ew
3355	UFRR 7737	08/05/15	Burseraceae	<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) Kuntze	Perdiz, R.O.	Serra da Lua, Bonfim, Roraima, Brasil.	Módulo 1; Trilha 2; Parcela 4500; Segmento 60-70.	Floresta	2,73517772	S	-60,30214262	w
3364	UFRR 7822	09/05/15	Chrysobalanaceae	<i>Hirtella racemosa</i> var. <i>hexandra</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) Prance	Perdiz, R.O.	Serra da Lua, Bonfim, Roraima, Brasil.	Módulo 1; Trilha 2; Parcela 4500; Segmento 70-80.	Floresta	2,73517772	S	-60,30214262	w

Tabela A3. Espécies coletadas nos módulos RAPELD em trabalho anterior e depositadas no herbário da Universidade Federal de Roraima

Família	Espécie	Habitat	Estágio Sucessional	Síndrome de Dispersão	VOUCHER
<b>Annonaceae</b>	<i>Guatteria cf. schomburgkiana</i> Mart.	Sav/Flor	CL	Zoo	UFRR 4778
<b>Dilleniaceae</b>	<i>Curatella americana</i> L.	Sav	PI	Zoo	UFRR 4800
<b>Erythroxylaceae</b>	<i>Erythroxylum suberosum</i> A. St.-Hil.	Sav	PI	Zoo	UFRR 4782
<b>Euphorbiaceae</b>	<i>Alchornea discolor</i> Poepp.	Sav	PI	Zoo	UFRR 4817
<b>Hypericaceae</b>	<i>Vismia cayennensis</i> (Jacq.) Pers.	Sav/Flor	PI	Zoo	UFRR 4812
<b>Hypericaceae</b>	<i>Vismia latifolia</i> (Aubl.) Choisy	Flor	PI	Zoo	UFRR 4819
<b>Malpighiaceae</b>	<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	Sav	PI	Zoo	UFRR 4779
<b>Melastomataceae</b>	<i>Bellucia dichotoma</i> Cogn.	Flor	PI	Zoo	UFRR 4818
<b>Melastomataceae</b>	<i>Tococa guianensis</i> Aubl.	Flor	PI	Zoo	UFRR 4789
<b>Myrtaceae</b>	<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	Sav	PI	Zoo	UFRR 4814
<b>Myrtaceae</b>	<i>Psidium guyanense</i> Pers.	Sav	SE	Zoo	UFRR 4810
<b>Rubiaceae</b>	<i>Genipa americana</i> L.	Sav/Flor	PI	Zoo	UFRR 4777
<b>Salicaceae</b>	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Sav/Flor	PI	Zoo	UFRR 4783

PI = Pioneira; SE = Secundária; CL = Clímax; Zoo = Zoocórica; Sav = Savana; Flor = Floresta.

Tabela A4. Lista de espécies florestais presentes em parcelas de floresta.

Família	Espécie	Placa de Referência	Grupo Ecológico
Anacardiaceae	<i>Anacardium giganteum</i> Hancock ex Engl.	1799	Não Pioneira
Anacardiaceae	<i>Anacardium humile</i> A.St.-Hil.	3520	Não Pioneira
Anacardiaceae	<i>Astronium sp.</i> Jacq.	1639	Não Pioneira
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	1396	Pioneira
Anacardiaceae	<i>Tapirira sp.</i> Aubl.	2209	Pioneira
Anacardiaceae	<i>Thyrsodium rondonianum</i> J.D. Mitch. & D.C. Daly	3500	Pioneira
Annonaceae	<i>Anaxagorea acuminata</i> (Dunal) A.St.-Hil. ex A.DC	2996	Não Pioneira
Annonaceae	<i>Anaxagorea brevipes</i> Benth.	2211	Não Pioneira
Annonaceae	<i>Annona sp1.</i> L.	3092	Pioneira
Annonaceae	<i>Annona cf. foetida</i> Mart.	3043	Não Pioneira
Annonaceae	<i>Annona sp.L.</i>	1950	Pioneira
Annonaceae	<i>Annona sp2.</i> L.	1948	Pioneira
Annonaceae	<i>Crematosperma monospermo</i> (Rusby) R.E.Fr.	3390	Pioneira
Annonaceae	<i>Diclinanona calycina</i> (Diels) R.E.Fr.	3541	Pioneira
Annonaceae	<i>Guatteria cf. citriodora</i> Ducke	2907	Não Pioneira
Annonaceae	<i>Guatteria sp.</i> Ruiz & Pav.	2137	Não Pioneira
Annonaceae	<i>Guatteria cf. foliosa</i> Benth.	1333	Pioneira
Annonaceae	<i>Guatteria schomburgkiana</i> Mart.	1152	Pioneira
Annonaceae	<i>Guatteria cf. scytophylla</i> Diels	3028	Pioneira
Annonaceae	<i>Malmea manausensis</i> Maas & Miralha	1490	Não Pioneira
Annonaceae	<i>sp</i> Juss.	1392	Indeterminada
Annonaceae	<i>sp 1</i> Juss.	3270	Indeterminada
Annonaceae	<i>sp 2</i> Juss.	3537	Indeterminada
Annonaceae	<i>Xylopi aromatica</i> (Lam.) Mart.	1393	Pioneira
Annonaceae	<i>Xylopi cayennensis</i> Maas	1376	Pioneira
Annonaceae	<i>Xylopi discreta</i> (L.f.) Sprague & Hutch.	3258	Pioneira
Apocynaceae	<i>Aspidosperma aracanga</i> Marc.-Ferr	1671	Não Pioneira
Apocynaceae	<i>Aspidosperma excelsum</i> Benth.	2961	Não Pioneira
Apocynaceae	<i>Aspidosperma nitidum</i> Benth. ex Müll.Arg.	2098	Não Pioneira
Apocynaceae	<i>Aspidosperma schultesii</i> Woodson	2202	Não Pioneira
Apocynaceae	<i>Himathanthus articulatus</i> (Vahl) Woodson	1322	Não Pioneira
Apocynaceae	<i>Himathanthus sucuuba</i> (Spruce ex Müll.Arg.) Woodson	1869	Não Pioneira
Araliaceae	<i>Schefflera morototonii</i> (Aubl.) Maguire, Steyerm. & Frodin	3102	Pioneira
Arecaceae	<i>Maximiliana maripa</i> (Aubl.) Drude	1966	Pioneira
Arecaceae	<i>Oenocarpus bacaba</i> Mart.	1587	Pioneira
Arecaceae	<i>sp</i> Bercht. & J. Presl	1558	Pioneira
Bignoniaceae	<i>Arrabidaea fanshawei</i> Sandwith	3300	Pioneira
Bignoniaceae	<i>Jacaranda obtusifolia</i> Bonpl.	2920	Pioneira
Bignoniaceae	<i>Lundia corymbifera</i> (Vahl) Sandwith	3123	Não Pioneira
Bignoniaceae	<i>sp 3</i> Juss.	1168	Indeterminada
Bignoniaceae	<i>sp 4</i> Juss.	1283	Indeterminada
Bignoniaceae	<i>Tabebuia chrysantha</i> (Jacq.) G. Nicholson	3059	Pioneira
Boraginaceae	<i>Cordia bicolor</i> A.DC.	1793	Pioneira
Boraginaceae	<i>Cordia naidophylla</i> I.M.Johnst.	1855	Pioneira
Boraginaceae	<i>Cordia sp.L.</i>	1302	Pioneira
Burseraceae	<i>Crepidospermum goudotianum</i> (Tul.) Triana & Planch.	1574	Não Pioneira
Burseraceae	<i>Protium crassipetalum</i> Cuatrec.	3062	Não Pioneira
Burseraceae	<i>Protium elegans</i> Engl.	3521	Não Pioneira
Burseraceae	<i>Protium gallosum</i> D.C. Daly	1859	Não Pioneira
Burseraceae	<i>Protium laxiflorum</i> Engl.	2908	Não Pioneira
Burseraceae	<i>Protium peruvianum</i> Swart	3505	Não Pioneira

Burseraceae	<i>Protium polybotryum</i> (Turcz.) Engl.	2995	Não Pioneira
Burseraceae	<i>Protium robustum</i> (Swart) D.M.Porter	1746	Não Pioneira
Burseraceae	<i>Protium sagotianum</i> Marchand	1728	Não Pioneira
Burseraceae	<i>Protium sp3</i> Burm. f.	3497	Não Pioneira
Burseraceae	<i>Protium subserratum</i> (Engl.) Engl.	3365	Não Pioneira
Burseraceae	<i>Protium tenuifolium</i> (Engl.) Engl.	3119	Não Pioneira
Burseraceae	<i>Protium trifoliolatum</i> (Engl.)	1348	Não Pioneira
Burseraceae	<i>Protium unifoliolatum</i> Engl.	1301	Não Pioneira
Burseraceae	<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) Kuntze	1399	Não Pioneira
Burseraceae	<i>Tetragastris hostmannii</i> (Engl.) Kuntze	1827	Não Pioneira
Burseraceae	<i>Tetragastris panamensis</i> (Engl.) Kuntze	1926	Não Pioneira
Burseraceae	<i>Trattinnickia rhoifolia</i> Willd.	1635	Não Pioneira
Burseraceae	<i>Trattinnickia sp.</i> Willd.	1809	Não Pioneira
Calophylaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	2894	Não Pioneira
Caryocaraceae	<i>Caryocar microcarpum</i> Ducke	1217	Não Pioneira
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella hispidula</i> Miq.	1307	Não Pioneira
Chrysobalanaceae	<i>Licania gracilipes</i> Taub.	3486	Não Pioneira
Chrysobalanaceae	<i>Licania hypoleuca</i> Benth.	3515	Não Pioneira
Chrysobalanaceae	<i>Licania kunthiana</i> Hook.f.	1476	Não Pioneira
Chrysobalanaceae	<i>Licania lata</i> J.F.Macbr.	3445	Não Pioneira
Chrysobalanaceae	<i>Licania leptostachya</i> Benth.	3447	Não Pioneira
Chrysobalanaceae	<i>Licania sp1</i> Aubl.	2006	Não Pioneira
Chrysobalanaceae	<i>Licania sprucei</i> (Hook.f.) Fritsch.	1691	Não Pioneira
Chrysobalanaceae	<i>Parinari montana</i> Aubl.	2162	Não Pioneira
Chrysobalanaceae	<i>Parinari sp.</i> Aubl.	1198	Não Pioneira
Chrysobalanaceae	<i>Parinari occidentalis</i> Prance	2891	Não Pioneira
Chrysobalanaceae	<i>Parinari parvifolia</i> Sandwith	3020	Pioneira
Chrysobalanaceae	<i>sp 1</i> R. Br.	3315	Não Pioneira
Chrysobalanaceae	<i>sp 2</i> R. Br.	1391	Não Pioneira
Chrysobalanaceae	<i>sp 3</i> R. Br.	1647	Não Pioneira
Chrysobalanaceae	<i>sp 8</i> R. Br.	1430	Não Pioneira
Clusiaceae	<i>Clusia nemerosa</i> G.Mey	1661	Não Pioneira
Clusiaceae	<i>Garcinia macrophylla</i> Mart.	3139	Não Pioneira
Clusiaceae	<i>Garcinia madruno</i> (Kunth) Hammel	1199	Não Pioneira
Clusiaceae	<i>Rheedea macrophylla</i> (Mart.) Planch. & Triana	2147	Não Pioneira
Clusiaceae	<i>Tovomita cephalostigma</i> Vesque	1684	Não Pioneira
Clusiaceae	<i>Tovomita umbellata</i> Benth.	1590	Não Pioneira
Clusiaceae	<i>Vismia sp.</i> Vand.	1317	Pioneira
Combretaceae	<i>Buchenavia tetraphylla</i> (Aubl.) R.A.Howard	2928	Não Pioneira
Combretaceae	<i>Terminalia argentea</i> Mart.	1140	Não Pioneira
Connaraceae	<i>Connarus paraensis</i> Griseb.	1295	Não Pioneira
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea eichleri</i> K.Schum.	2194	Não Pioneira
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea garckeana</i> K.Schum.	2900	Não Pioneira
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea pubescens</i> Benth.	1457	Não Pioneira
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum citrifolium</i> A.St.-Hil.	3086	Não Pioneira
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum citrifolium</i> A.St.-Hil.	3130	Não Pioneira
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum macrophyllum</i> Cav.	3107	Pioneira
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum macrophyllum</i> Cav.	3191	Pioneira
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum suberosum</i> A.St.-Hil.	22	Pioneira
Euphorbiaceae	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	2948	Pioneira
Fabaceae	<i>Abarema jupunba</i> (Willd.) Britton & Killip	1159	Pioneira
Fabaceae	<i>Acosmium nitens</i> (Vogel)Yakovlev	1499	Não Pioneira
Fabaceae	<i>Andira sp.</i> Lam.	3289	Não Pioneira
Fabaceae	<i>Bauhinia forficata</i> Link	1701	Pioneira
Fabaceae	<i>Cassia moschata</i> Kunth	1930	Pioneira

Fabaceae	<i>Dioclea sp.</i> Kunth	1725	Pioneira
Fabaceae	<i>Hymenea courbaril</i> L.	1750	Não Pioneira
Fabaceae	<i>Hymenolobium sp.</i> Benth.	3281	Não Pioneira
Fabaceae	<i>Inga alba</i> (Sw.)Willd.	2271	Pioneira
Fabaceae	<i>Inga cordatoalata</i> Ducke	2989	Pioneira
Fabaceae	<i>Inga gracilifolia</i> Ducke	1281	Pioneira
Fabaceae	<i>Inga longiflora</i> Benth.	1147	Pioneira
Fabaceae	<i>Inga obidensis</i> Ducke	3490	Pioneira
Fabaceae	<i>Inga rubiginosa</i> (Rich.)DC.	3478	Pioneira
Fabaceae	<i>Inga sp1</i> Mill.	1486	Pioneira
Fabaceae	<i>Inga sp2</i> Mill.	1991	Pioneira
Fabaceae	<i>Inga splendens</i> Willd.	2936	Pioneira
Fabaceae	<i>Inga thibaudiana</i> DC.	1610	Pioneira
Fabaceae	<i>Inga umbelifera</i> (Vahl)DC.	3000	Pioneira
Fabaceae	<i>Inga umbratica</i> Poepp. & Endl.	1304	Pioneira
Fabaceae	<i>Ormosia paraensis</i> Ducke	3378	Não Pioneira
Fabaceae	<i>Parkia igneiflora</i> Ducke	3024	Não Pioneira
Fabaceae	<i>Parkia pendula</i> (Willd.)Walp.	1819	Não Pioneira
Fabaceae	<i>Peltogyne paniculata</i> Benth.	3366	Não Pioneira
Fabaceae	<i>Platymiscium sp.</i> Vogel	1712	Não Pioneira
Fabaceae	<i>Poecilanthe sp.</i> Benth.	1962	Não Pioneira
Fabaceae	<i>Pterocarpus amazonicum</i> Huber	1213	Não Pioneira
Fabaceae	<i>sp 19</i> Lindl.	1386	Indeterminada
Fabaceae	<i>sp 6</i> Lindl.	3335	Indeterminada
Fabaceae	<i>sp 7</i> Lindl.	3249	Indeterminada
Fabaceae	<i>Swartzia acreana</i> Cowan	1739	Não Pioneira
Fabaceae	<i>Swartzia arborescens</i> (Aubl.)Pittier	1417	Não Pioneira
Fabaceae	<i>Swartzia grandiflora</i> (Sw.) J.F.Gmel.	1722	Pioneira
Fabaceae	<i>Swartzia microstylis</i> Benth.	1447	Não Pioneira
Fabaceae	<i>Swartzia obscura</i> Huber	3301	Não Pioneira
Fabaceae	<i>Tachigali guianensis</i> (Benth.) Zarucchi & Herend.	2035	Não Pioneira
Fabaceae	<i>Zygia cataractae</i> (Kunth)L.Rico	3204	Não Pioneira
Fabaceae	<i>zygia coccinea</i> (G.Don)L.Rico	1224	Não Pioneira
Fabaceae	<i>zygia ramiflora</i> (F. Muell.) Kosterm.	1127	Não Pioneira
Fabaceae	<i>zygia sp2</i> P. Browne	3208	Não Pioneira
Goupiaceae	<i>Goupia glabra</i> Aubl.	1316	Pioneira
Humiriaceae	<i>Humiria balsamifera</i> Aubl.	1160	Não Pioneira
Lacistemataceae	<i>Lacistema polystachyum</i> Schnizl.	1148	Pioneira
Lauraceae	<i>Aniba megaphylla</i> Mez	2135	Não Pioneira
Lauraceae	<i>Endlicheria arunciflora</i> (Meisn.) Mez	1161	Não Pioneira
Lauraceae	<i>Endlicheria bracteata</i> Mez	2089	Não Pioneira
Lauraceae	<i>Endlicheria verticillata</i> Mez	1422	Não Pioneira
Lauraceae	<i>Licaria martiniana</i> Kosterm.	2278	Não Pioneira
Lauraceae	<i>Licaria rigida</i> (Kosterm.) Kosterm.	1415	Não Pioneira
Lauraceae	<i>Mezilaurus crassiramea</i> (Meisn.) Taub. ex Mez	1445	Não Pioneira
Lauraceae	<i>Ocotea argyrophylla</i> Ducke	1227	Não Pioneira
Lauraceae	<i>Ocotea minor</i> Vicent.	2956	Não Pioneira
Lauraceae	<i>Ocotea sp.</i> Aubl.	1585	Não Pioneira
Lauraceae	<i>sp 11</i> Juss.	1543	Não Pioneira
Lauraceae	<i>sp 13</i> Juss.	3362	Não Pioneira
Lauraceae	<i>sp 2</i> Juss.	3295	Não Pioneira
Lauraceae	<i>sp 4</i> Juss.	1956	Não Pioneira
Lauraceae	<i>sp 9</i> Juss.	1841	Não Pioneira
Lecythidaceae	<i>Corythophora alta</i> R.Knuth	1673	Pioneira
Lecythidaceae	<i>Couratari oblongifolia</i> Ducke & R.Knuth	1803	Não Pioneira



Lecythidaceae	<i>Eschweilera parviflora</i> (Aubl.) Miers	1960	Não Pioneira
Lecythidaceae	<i>Eschweilera pedicellata</i> (Rich.) S.A.Mori	1210	Não Pioneira
Lecythidaceae	<i>Eschweilera pseudodecolerans</i> S.A.Mori	1972	Não Pioneira
Lecythidaceae	<i>Eschweilera truncata</i> A.C.Sm	3014	Não Pioneira
Lecythidaceae	<i>Gustavia hexapetala</i> (Aubl.) Sm.	1308	Não Pioneira
Lecythidaceae	<i>Lecythis corrugata</i> Poit.	1133	Não Pioneira
Lecythidaceae	<i>Lecythis graciena</i> S.A.Mori	2176	Não Pioneira
Lecythidaceae	<i>sp 1</i> A. Rich.	3013	Não Pioneira
Lecythidaceae	<i>sp 6</i> A. Rich.	2037	Não Pioneira
Loganiaceae	<i>Strychnos froesii</i> Ducke	3419	Não Pioneira
Loganiaceae	<i>Strychnos glabra</i> Sagot ex Progel	1412	Não Pioneira
Loganiaceae	<i>Strychnos sp</i> L.	1402	Não Pioneira
Malpighiaceae	<i>Bunchosia cestrifolia</i> Cuatrec.	1817	Não Pioneira
Malpighiaceae	<i>Byrsonima chrysophylla</i> Kunth	1377	Pioneira
Malpighiaceae	<i>Byrsonima schomburgkiana</i> Benth.	3482	Pioneira
Malvaceae	<i>Guazuma crinita</i> Mart.	1925	Pioneira
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	1638	Pioneira
Malvaceae	<i>Luehea paniculata</i> Mart.	2042	Não Pioneira
Malvaceae	<i>Luehea speciosa</i> Willd.	1937	Não Pioneira
Melastomataceae	<i>Leandra sp.</i> Raddi	1343	Não Pioneira
Melastomataceae	<i>Miconia holosericea</i> (L.) DC.	2188	Pioneira
Melastomataceae	<i>Miconia lepidota</i> Schrank & Mart. ex DC.	2888	Pioneira
Melastomataceae	<i>Miconia minutiflora</i> (Bonpl.) DC.	1375	Pioneira
Melastomataceae	<i>Miconia pittieri</i> Cogn.	2889	Pioneira
Melastomataceae	<i>Miconia sp.</i> Ruiz & Pav.	1339	Pioneira
Melastomataceae	<i>Miconia tetraspermoides</i> Wurdack	2212	Pioneira
Melastomataceae	<i>Mouriri sp</i> Aubl.	3394	Pioneira
Melastomataceae	<i>sp</i> Juss.	1326	Pioneira
Melastomataceae	<i>sp 4</i> Juss.	2210	Pioneira
Melastomataceae	<i>sp 6</i> Juss.	1299	Pioneira
Meliaceae	<i>Guarea sp.</i> F. Allam. ex L	3489	Não Pioneira
Meliaceae	<i>sp 4</i> Juss.	1745	Indeterminada
Meliaceae	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	1773	Não Pioneira
Meliaceae	<i>Trichilia pleeana</i> (A.Juss.) C.DC.	1706	Não Pioneira
Meliaceae	<i>Trichilia poepigiana</i> C. DC.	1699	Não Pioneira
Meliaceae	<i>Trichilia sp</i> P. Browne	1675	Não Pioneira
Moraceae	<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber ex Ducke	1125	Não Pioneira
Moraceae	<i>Brosimum sp1</i> Sw.	1513	Não Pioneira
Moraceae	<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav.	3134	Não Pioneira
Moraceae	<i>Pseudolmedia laevis</i> (Ruiz & Pav.) J.F.Macbr.	1875	Não Pioneira
Moraceae	<i>Sorocea duckei</i> W.C. Burger	1398	Não Pioneira
Moraceae	<i>Sorocea muriculata</i> Miq.	1546	Pioneira
Moraceae	<i>Sorocea steinbachii</i> C.C. Berg	1572	Não Pioneira
Moraceae	<i>sp 1</i> Gaudich.	1536	Indeterminada
Myristicaceae	<i>Iryanthera juruensis</i> Warb.	1244	Não Pioneira
Myristicaceae	<i>Viola calophylla</i> (Spruce) Warb.	1332	Não Pioneira
Myristicaceae	<i>Viola divergens</i> Ducke	1600	Não Pioneira
Myristicaceae	<i>Viola pavonis</i> (A.DC.) A.C.Sm.	1394	Não Pioneira
Myristicaceae	<i>Viola sebifera</i> Aubl.	1178	Não Pioneira
Myristicaceae	<i>Viola sp2</i> Aubl.	1341	Não Pioneira
Myrtaceae	<i>Blepharocalyx eggersii</i> (Kiaersk.) Landrum	1167	Não Pioneira
Myrtaceae	<i>Calyptranthes sp.</i> Sw.	3058	Não Pioneira
Myrtaceae	<i>Campomanesia lineatifolia</i> Ruiz & Pav.	2266	Não Pioneira
Myrtaceae	<i>Eugenia chartacea</i> McVaugh	1973	Não Pioneira
Myrtaceae	<i>Eugenia citrifolia</i> Poir.	3230	Não Pioneira

Myrtaceae	<i>Eugenia cuspidifolia</i> DC.	3282	Não Pioneira
Myrtaceae	<i>Eugenia feijoi</i> O. Berg	1442	Não Pioneira
Myrtaceae	<i>Eugenia florida</i> DC.	1266	Não Pioneira
Myrtaceae	<i>Eugenia omissa</i> McVaugh	2933	Pioneira
Myrtaceae	<i>Eugenia sp.</i> L.	1481	Não Pioneira
Myrtaceae	<i>Eugenia stylaris</i> McVaugh	1511	Não Pioneira
Myrtaceae	<i>Marlierea sp.</i> Cambess.	1609	Não Pioneira
Myrtaceae	<i>Myrcia aliena</i> McVaugh	2068	Não Pioneira
Myrtaceae	<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	2108	Não Pioneira
Myrtaceae	<i>Myrcia magnoliifolia</i> DC.	1630	Não Pioneira
Myrtaceae	<i>Myrcia servata</i> McVaugh	3448	Não Pioneira
Myrtaceae	<i>Myrcia sp.</i> DC.	1222	Não Pioneira
Myrtaceae	<i>Myrciaria sp.</i> O. Berg	3241	Não Pioneira
Myrtaceae	<i>sp 12</i> Juss.	2939	Indeterminada
Myrtaceae	<i>sp 7</i> Juss.	3527	Indeterminada
Myrtaceae	<i>sp</i> Juss.	3312	Indeterminada
Ochnaceae	<i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) Engl.	1778	Pioneira
Ochnaceae	<i>Ouratea odora</i> Poepp. ex Engl.	1274	Não Pioneira
Olacaceae	<i>Aptandra tubicina</i> (Poepp.) Benth. ex Miers	1366	Não Pioneira
Olacaceae	<i>Heisteria laxiflora</i> Engl.	1449	Não Pioneira
Olacaceae	<i>Heisteria microcalyx</i> Sagot	1193	Não Pioneira
Peraceae	<i>Pera distichophylla</i> (Mart.) Baill.	1156	Não Pioneira
Phyllanthaceae	<i>Amanoa grandiflora</i> (Müll.Arg.) Müll.Arg	1321	Não Pioneira
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus manausensis</i> W.A.Rodrigues	1951	Não Pioneira
Polygonaceae	<i>Coccoloba densifrons</i> Mart. ex Meisn.	3466	Não Pioneira
Polygonaceae	<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	3373	Não Pioneira
Primulaceae	<i>Stylogyne orinocensis</i> (Kunth) Mez	3349	Não Pioneira
Proteaceae	<i>Panopsis sp.</i> Salisb. ex Knight	3460	Não Pioneira
Putranjivaceae	<i>Drypetes variabilis</i> Uittien	1444	Não Pioneira
Quiinaceae	<i>Quiina florida</i> Tul.	1137	Não Pioneira
Rubiaceae	<i>Choumelia tenuiflora</i> Benth	3305	Pioneira
Rubiaceae	<i>Duroia eriopila</i> L.f.	1565	Não Pioneira
Rubiaceae	<i>Duroia hirsuta</i> (Poepp.) K.Schum.	2283	Não Pioneira
Rubiaceae	<i>Duroia petiolaris</i> Spruce ex K.Schum.	1290	Não Pioneira
Rubiaceae	<i>Faramea bracteata</i> Benth.	1837	Não Pioneira
Rubiaceae	<i>Faramea multiflora</i> A.Rich.	1898	Não Pioneira
Rubiaceae	<i>Faramea platyneura</i> Müll.Arg.	3508	Não Pioneira
Rubiaceae	<i>Guettarda macrantha</i> Benth.	1648	Pioneira
Rubiaceae	<i>Isertia parviflora</i> Vahl	1801	Pioneira
Rubiaceae	<i>Koutchubea sp.</i>	3256	Indeterminada
Rubiaceae	<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Schult.	3252	Não Pioneira
Rubiaceae	<i>sp 1</i> Juss.	3534	Indeterminada
Rubiaceae	<i>sp 4</i> Juss.	1188	Indeterminada
Rubiaceae	<i>sp 5</i> Juss.	1204	Indeterminada
Rubiaceae	<i>sp 6</i> Juss.	3517	Indeterminada
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	1905	Pioneira
Salicaceae	<i>Casearia grandiflora</i> Cambess.	3064	Pioneira
Salicaceae	<i>Casearia javitensis</i> Kunth	1541	Pioneira
Salicaceae	<i>Casearia pitumba</i> Sleumer	1526	Pioneira
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	2034	Pioneira
Salicaceae	<i>Casearia ulmifolia</i> Vahl ex Vent.	2038	Pioneira
Sapindaceae	<i>Allophylus racemosus</i> Sw.	1856	Não Pioneira
Sapindaceae	<i>Cupania hispida</i> Radlk.	2157	Não Pioneira
Sapindaceae	<i>Cupania scrobiculata</i> Rich.	2063	Não Pioneira
Sapindaceae	<i>Matayba sp1</i> Aubl.	2100	Não Pioneira

Sapindaceae	<i>Matayba sp2</i> Aubl.	2177	Não Pioneira
Sapindaceae	sp 12 Juss.	1762	Indeterminada
Sapindaceae	sp 14 Juss.	2096	Indeterminada
Sapindaceae	sp 18 Juss.	1947	Indeterminada
Sapindaceae	sp 2 Juss.	1335	Indeterminada
Sapindaceae	sp 28 Juss.	2181	Indeterminada
Sapindaceae	sp 7 Juss.	1681	Indeterminada
Sapindaceae	sp 8 Juss.	1688	Indeterminada
Sapindaceae	sp 9 Juss.	2095	Indeterminada
Sapindaceae	<i>Talisia acutifolia</i> Radlk.	2277	Não Pioneira
Sapindaceae	<i>Talisia allenii</i> Croat	2925	Não Pioneira
Sapindaceae	<i>Talisia cerasina</i> Radlk.	2922	Não Pioneira
Sapindaceae	<i>Talisia macrophylla</i> (Mart.) Radlk.	2275	Não Pioneira
Sapindaceae	<i>Talisia sp1</i> Aubl.	2219	Não Pioneira
Sapindaceae	<i>Toulicia guianensis</i> Aubl.	3095	Não Pioneira
Sapindaceae	<i>Toulicia purvinata</i> Radlk.	2924	Não Pioneira
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum argenteum</i> Jacq.	1663	Não Pioneira
Sapotaceae	<i>Manilkara sp</i> Adans.	1665	Não Pioneira
Sapotaceae	<i>Marga sp</i>	1624	Não Pioneira
Sapotaceae	<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	1877	Não Pioneira
Sapotaceae	<i>Pouteria cladantha</i> Sandwith	1500	Não Pioneira
Sapotaceae	<i>Pouteria hispida</i> Eyma	3340	Não Pioneira
Sapotaceae	<i>Pouteria macrophylla</i> (Lam.) Eyma	3054	Não Pioneira
Sapotaceae	<i>Pouteria sp.</i> Aubl.	1494	Não Pioneira
Sapotaceae	<i>Pouteria surumuensis</i> Baehni	1400	Não Pioneira
Sapotaceae	<i>Pouteria venosa</i> (Mart.) Baehni	2125	Não Pioneira
Sapotaceae	sp 12 Juss.	1561	Indeterminada
Sapotaceae	sp 13Juss.	1454	Indeterminada
Sapotaceae	sp 14 Juss.	1732	Indeterminada
Sapotaceae	sp 15 Juss.	1503	Indeterminada
Sapotaceae	sp 16 Juss.	1687	Indeterminada
Sapotaceae	sp 17 Juss.	1291	Indeterminada
Sapotaceae	sp 18 Juss.	1289	Indeterminada
Sapotaceae	sp 2 Juss.	1451	Indeterminada
Sapotaceae	sp 21Juss.	1477	Indeterminada
Sapotaceae	sp 23 Juss.	1823	Indeterminada
Sapotaceae	sp 24 Juss.	1429	Indeterminada
Sapotaceae	sp 25 Juss.	1463	Indeterminada
Sapotaceae	sp 26 Juss.	1650	Indeterminada
Sapotaceae	sp 27 Juss.	2170	Indeterminada
Sapotaceae	sp 28 Juss.	1467	Indeterminada
Sapotaceae	sp 3 Juss.	1498	Indeterminada
Sapotaceae	sp 32 Juss.	1540	Indeterminada
Sapotaceae	sp 4 Juss.	1580	Indeterminada
Sapotaceae	sp 5 Juss.	1556	Indeterminada
Sapotaceae	sp 6 Juss.	1557	Indeterminada
Sapotaceae	sp 7 Juss.	1432	Indeterminada
Sapotaceae	sp 8 Juss.	1595	Indeterminada
Sapotaceae	sp 9 Juss.	1853	Indeterminada
Sapotaceae	sp 1 Juss.	3342	Indeterminada
Simaroubaceae	<i>Simaba polyphylla</i> (Cavalcante) W.W. Thomas	1818	Não Pioneira
Siparunaceae	<i>Siparuna amazonica</i> Mart. ex A. DC.	1575	Pioneira
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	1128	Pioneira
Siparunaceae	<i>Siparuna sarmentosa</i> Perkins	2269	Não Pioneira
Siparunaceae	sp 4 (A. DC.) Schodde	2267	Indeterminada

Theophrastaceae	<i>Clavija lancifolia</i> Desf.	1401	Não Pioneira
Violaceae	<i>Rinorea flavescens</i> (Aubl.) Kuntze	1703	Não Pioneira
Violaceae	<i>sp 1</i> Batsch	3081	Indeterminada
Vochysiaceae	<i>Vochysia sp1.</i> Aubl.	3545	Não Pioneira

Tabela \_A5. Lista de espécies florestais presentes em parcelas de plantios de *Acacia mangium*

Família	Espécie	Placa de Referência	Grupo Ecológico
Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i> L.	407	Não pioneira
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	31	Pioneira
Anacardiaceae	<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	1096	Pioneira
Annonaceae	<i>Guatteria cf. schomburgkiana</i> Mart.	33	Pioneira
Annonaceae	<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	1036	Pioneira
Annonaceae	<i>Xylopia cf. frutescens</i> Aubl.	1108	Pioneira
Annonaceae	<i>Xylopia discreta</i> (L.f.) Sprague & Hutch.	1119	Pioneira
Annonaceae	<i>Xylopia cf. neglecta</i> R.E.Fr.	2294	Pioneira
Apocynaceae	<i>Himathanthus articulatus</i> (Vahl) Woodson	442	Não pioneira
Araliaceae	<i>Schefflera morototonii</i> (Aubl.) Maguire, Steyerm. & Frodin	1016	Pioneira
Boraginaceae	<i>Cordia sp.</i> L.	175	Pioneira
Burseraceae	<i>Protium sagotianum</i> Marchand	99	Não pioneira
Burseraceae	<i>Trattinnickia burserifolia</i> Mart.	97	Não pioneira
Burseraceae	<i>Trattinnickia rhoifolia</i> Willd.	123	Não pioneira
Burseraceae	<i>Trattinnickia sp.</i> Willd.	162	Não pioneira
Chrysobalanaceae	<i>Parinari campestris</i> Aubl.	81	Não pioneira
Clusiaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	37	Não pioneira
Clusiaceae	<i>Vismia cayennensis</i> (Jacq.) Pers.	1028	Pioneira
Combretaceae	<i>Buchenavia tetraphylla</i> (Aubl.) R.A.Howard	127	Não pioneira
Dilleniaceae	<i>Curatella americana</i> L.	198	Pioneira
Euphorbiaceae	<i>Alchornea discolor</i> Poepp.	395	Pioneira
Euphorbiaceae	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	647	Pioneira
Euphorbiaceae	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	1048	Não pioneira
Fabaceae	<i>Acacia mangium</i> Willd.	30	Pioneira
Fabaceae	<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	971	Pioneira
Fabaceae	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth.	663	Não pioneira
Fabaceae	<i>Ormosia sp.</i> Jacks.	788	Não pioneira
Fabaceae	<i>Peltogyne paniculata</i> Benth.	1110	Não pioneira
Lauraceae	<i>Endlicheria sp.</i> Nees	87	Não pioneira
Lauraceae	<i>Ocotea bracteosa</i> (Meisn.) Mez	457	Não pioneira
Lauraceae	<i>Ocotea longifolia</i> Kunth	999	Não pioneira
Malpighiaceae	<i>Byrsonima crassifolia</i> Kunth.	58	Pioneira
Melastomataceae	<i>Bellucia dichotoma</i> Cogn.	2715	Pioneira
Melastomataceae	<i>Clidemia rubra</i> (Aubl.) Mart.	417,1	Não pioneira
Melastomataceae	<i>Miconia elata</i> (Sw.) DC.	1017	Pioneira
Melastomataceae	<i>Miconia longifolia</i> (Aubl.) DC.	280	Pioneira
Melastomataceae	<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	519	Pioneira
Melastomataceae	<i>Miconia stenostachya</i> DC.	2563	Pioneira

Melastomataceae	<i>Tococa guianensis</i> Aubl.	206	Pioneira
Moraceae	<i>Brosimum sp</i> Sw.	520	Não pioneira
Myristicaceae	<i>Virola sp1</i> Aubl.	227	Não pioneira
Myristicaceae	<i>Virola sp2</i> Aubl.	250	Não pioneira
Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	1111	Não pioneira
Myrtaceae	<i>Psidium guyanense</i> Pers.	835	Não pioneira
Ochnaceae	<i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) Engl.	546	Pioneira
Rubiaceae	<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Schult.	752	Não pioneira
Salicaceae	<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	912	Pioneira
Salicaceae	<i>Casearia mariquitensis</i> Kunth.	482	Pioneira
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	397	Pioneira
Sapindaceae	<i>Cupania cf. rubiginosa</i> (Poir.) Radlk.	1085	Pioneira
Sapindaceae	<i>Cupania americana</i> L.	486	Não pioneira
Sapotaceae	<i>Cf. Chrysophyllum sp.</i> L.	734	Não pioneira
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum argenteum</i> Jacq.	174	Não pioneira
Simaroubaceae	<i>Simaba cedron</i> Planch.	629	Não pioneira
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	75	Pioneira
Solanaceae	<i>Solanum subinerme</i> Jacq.	952	Pioneira
Urticaceae	<i>Cecropia ficifolia</i> Warb. ex Sneathl.	1015	Pioneira
Urticaceae	<i>Cecropia peltata</i> L.	40	Pioneira
Vochysiaceae	<i>Vochysia sp.</i> Aubl.	263	Não pioneira

Tabela A6. Espécies florestais arbóreas e arbustivas encontradas nos plantios de *A. mangium* classificadas por grupos ecológicos, tipo de vegetação e dispersão.

<b>Família</b>	<b>Espécies</b>	<b>Grupo ecológico</b>	<b>Tipo de vegetação</b>	<b>Tipo de dispersão</b>	<b>Referência para dispersão</b>
Fabaceae	<i>Anadenanthera peregrina</i>	PI	PLA.	AUTO	Costa et al., 2003
Melastomataceae	<i>Bellucia dichotoma</i>	PI	PLA.	ZOO	Renner, 1986
Moraceae	<i>Brosimum sp.</i>	NPI	PLA.	ZOO	Faria et al., 2015
Combretaceae	<i>Buchenavia tetraphylla</i>	NPI	PLA.	ZOO	Fernandes et al., 2013
Calophylaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i>	NPI	FLO./PLA.	ZOO	Fernandes et al., 2013
Salicaceae	<i>Casearia arborea</i>	PI	PLA.	ZOO	Amaral et al., 2009
Salicaceae	<i>Casearia mariquitensis</i>	PI	PLA.	ZOO	Amaral et al., 2009
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i>	PI	FLO./PLA.	ZOO	Deus et al., 2014
Salicaceae	<i>Cecropia ficifolia</i>	PI	PLA.	ZOO	Amaral et al., 2009
Salicaceae	<i>Cecropia peltata</i>	PI	PLA.	ZOO	Amaral et al., 2009
Sapotaceae	<i>Cf. Chrysophyllum sp.</i>	NPI	PLA.	ZOO	Amaral et al., 2009
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum argenteum</i>	NPI	FLO./PLA.	ZOO	Amaral et al., 2009
Boraginaceae	<i>Cordia sp.</i>	PI	FLO./PLA.	AUTO	Oliveira et al., 2011
Sapindaceae	<i>Cupania americana</i>	NPI	PLA.	ZOO	Amaral et al., 2009
Sapindaceae	<i>Cupania cf. rubiginosa</i>	PI	PLA.	ZOO	Amaral et al., 2009
Lauraceae	<i>Endlicheria sp.</i>	NPI	PLA.	ZOO	Amaral et al., 2009
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum macrophyllum</i>	PI	FLO./PLA.	ZOO	Amaral et al., 2009
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i>	PI	PLA.	ZOO	Amaral et al., 2009
Goupiaceae	<i>Goupia glabra</i>	PI	FLO./PLA.	ZOO	Amaral et al., 2009
Euphorbiaceae	<i>Maprounea guianensis</i>	PI	FLO./PLA.	AUTO/ZOO	Deus et al., 2014
Melastomataceae	<i>Miconia elata</i>	PI	PLA.	ZOO	Amaral et al., 2009
Melastomataceae	<i>Miconia longifolia</i>	PI	PLA.	ZOO	Amaral et al., 2009

Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i>	NPI	PLA.	ZOO/ORN	Deus et al., 2014
Lauraceae	<i>Ocotea bracteosa</i>	NPI	PLA.	AUTO	Silva & Rodal, 2009
Lauraceae	<i>Ocotea longifolia</i>	NPI	PLA.	AUTO	Silva & Rodal, 2009
Fabaceae	<i>Ormosia sp.</i>	NPI	PLA.	ZOO	Amaral et al., 2009
Ochnaceae	<i>Ouratea castaneifolia</i>	PI	FLO./PLA.	ZOO/ORN	Deus et al., 2014
Chrysobalanaceae	<i>Parinari campestris</i>	NPI	PLA.	ZOO	Amaral et al., 2009
Fabaceae	<i>Peltogyne paniculata</i>	NPI	FLO./PLA.	ZOO	Amaral et al., 2009
Euphorbiaceae	<i>Pera glabrata</i>	NPI	PLA.	AUTO	Fernandes et al., 2013
Rubiaceae	<i>Posoqueria latifolia</i>	NPI	FLO./PLA.	ZOO	Amaral et al., 2009
Burseraceae	<i>Protium sagotianum</i>	NPI	FLO./PLA.	ZOO	Amaral et al., 2009
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i>	PI	FLO./PLA.	ZOO/MAM	Deus et al., 2014
Simaroubaceae	<i>Simaba cedron</i>	NPI	PLA.	ZOO	Amaral et al., 2009
Solanaceae	<i>Solanum subinerme</i>	PI	PLA.	ZOO	Silva & Rodal, 2009
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i>	PI	FLO./PLA.	ZOO/ORN	Fernandes et al., 2013
Anacardiaceae	<i>Thyrsodium spruceanum</i>	PI	PLA.	ZOO	Oliveira et al., 2011
Melastomataceae	<i>Tococa guianensis</i>	PI	PLA.	ZOO	Silva & Rodal, 2009
Burseraceae	<i>Trattinnickia burserifolia</i>	NPI	PLA.	ZOO	Amaral et al., 2009
Burseraceae	<i>Trattinnickia rhoifolia</i>	NPI	FLO./PLA.	ZOO	Amaral et al., 2009
Burseraceae	<i>Trattinnickia sp.</i>	NPI	FLO./PLA.	ZOO	Amaral et al., 2009
Myristicaceae	<i>Virola sp1</i>	NPI	PLA.	ZOO	Amaral et al., 2009
Myristicaceae	<i>Virola sp2</i>	NPI	FLO./PLA.	ZOO	Amaral et al., 2009
Clusiaceae	<i>Vismia latifolia</i>	PI	PLA.	ZOO	Amaral et al., 2009
Vochysiaceae	<i>Vochysia sp.</i>	NPI	PLA.	AUTO	Costa et al., 2003
Annonaceae	<i>Xylopia aromatica</i>	PI	FLO./PLA.	ZOO/ORN	Deus et al., 2014
Annonaceae	<i>Xylopia cf. frutescens</i>	PI	PLA.	ZOO	Oliveira et al., 2011
Annonaceae	<i>Xylopia cf. neglecta</i>	PI	PLA.	ZOO	Amaral et al., 2009

Tabela A7. Data das expedições de campo das parcelas de plantio de *A. mangium*, savana e floresta.

Data	Módulo	trilha	parcela	Tipo de vegetação
Dezembro de 2013	4	2	4500	Plantio de <i>A. mangium</i> (2006)
Janeiro de 2014	4	1	500	Plantio de <i>A. mangium</i> (2000)
Janeiro de 2014	4	1	2550	Plantio de <i>A. mangium</i> (2004)
Janeiro de 2014	4	1	2550	Plantio de <i>A. mangium</i> (2004)
Janeiro de 2014	4	1	3500	Plantio de <i>A. mangium</i> (2005)
Janeiro de 2014	4	1	4500	Plantio de <i>A. mangium</i> (2006)
Janeiro de 2014	4	2	3500	Plantio de <i>A. mangium</i> (2005)
Janeiro de 2014	4	1	4500	Plantio de <i>A. mangium</i> (2006)
Janeiro de 2014	4	2	500	Plantio de <i>A. mangium</i> (2000)
Janeiro de 2014	4	2	2500	Savana
Janeiro de 2014	4	2	1500	Savana
Janeiro de 2014	4	2	500	Plantio de <i>A. mangium</i> (2000)
Janeiro de 2014	4	2	500	Plantio de <i>A. mangium</i> (2000)
Janeiro de 2014	3	1	500	Plantio de <i>A. mangium</i> (2003)
Janeiro de 2014	3	1	1550	Plantio de <i>A. mangium</i> (2004)
Janeiro de 2014	3	1	2550	Plantio de <i>A. mangium</i> (2004)
Janeiro de 2014	2	1	1500	Plantio de <i>A. mangium</i> (2005)
Janeiro de 2014	2	1	500	Savana
Janeiro de 2014	2	1	3500	Plantio de <i>A. mangium</i> (2005)
Janeiro de 2014	2	1	4500	Plantio de <i>A. mangium</i> (2005)
Janeiro de 2014	1	1	3500	Plantio de <i>A. mangium</i> (2003)
Janeiro de 2014	3	1	2550	Plantio de <i>A. mangium</i> (2004)
Janeiro de 2014	1	1	2500	Plantio de <i>A. mangium</i> (2005)
Janeiro de 2014	1	1	2500	Savana
Fevereiro de 2014	3	2	3500	Plantio de <i>A. mangium</i> (2006)
Fevereiro de 2014	3	2	4500	Savana
Fevereiro de 2014	3	2	4500	Savana
Fevereiro de 2014	3	2	500	Savana
Fevereiro de 2014	3	2	2500	Plantio de <i>A. mangium</i> (2006)
Fevereiro de 2014	2	2	3550	Savana
Fevereiro de 2014	2	2	1450	Savana
Fevereiro de 2014	3	2	2500	Savana
Fevereiro de 2014	2	2	2500	Savana
Fevereiro de 2014	2	2	3550	Savana
Dezembro de 2014	4	2	4500	Savana
Março de 2015	3	2	1500	Floresta
Março de 2015	3	2	1500	Floresta
Março de 2015	2	2	4550	Floresta
Março de 2015	3	2	1500	Floresta
Abril de 2015	2	2	4550	Floresta
Abril de 2015	2	2	4550	Floresta



Maio de 2015	2	2	500	Floresta
Maio de 2015	1	2	500	Floresta
Maio de 2015	1	2	500	Floresta
Maio de 2015	1	2	500	Floresta
Maio de 2015	1	2	3500	Floresta
Maio de 2015	1	2	3500	Floresta