

**Universidade Federal de Juiz de Fora  
Pós-Graduação em Ecologia Aplicada ao Manejo e  
Conservação dos Recursos Naturais**

**Cassiano Ribeiro da Fonseca**

**Diversidade de espécies arbóreas e sua relação com o histórico de  
perturbação antrópica em uma paisagem urbana da Floresta  
Atlântica**

**Juiz de Fora – MG  
Março 2017**

**Cassiano Ribeiro da Fonseca**

**Diversidade de espécies arbóreas e sua relação com o histórico de perturbação antrópica em uma paisagem urbana da Floresta Atlântica**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Doutor em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação de Recursos Naturais.

**Orientador: Dr. Fabrício Alvim Carvalho**

**Juiz de Fora – MG**

**Março de 2017**

**Cassiano Ribeiro da Fonseca**

**Diversidade de espécies arbóreas e sua relação com o histórico de perturbação antrópica em uma paisagem urbana da Floresta Atlântica**

Orientador: Prof. Dr. Fabrício Alvim Carvalho

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Doutor em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação de Recursos Naturais.

Aprovada em 09 de março de 2017.

---

Prof. Dr. Fabrício Alvim Carvalho (Orientador)  
Universidade Federal de Juiz de Fora- UFJF

---

Prof. Dr. Luiz Menini Neto  
Universidade Federal de Juiz de Fora- UFJF

---

Prof. Dr. Gustavo Taboada Soldati  
Universidade Federal de Juiz de Fora- UFJF

---

Prof. Arthur Sérgio Mouço Valente  
Instituto Estadual de Florestas - IEF

---

Prof. Dr. Tamiel Khan Baiocchi Jacobson  
Universidade de Brasília - UnB

## AGRADECIMENTOS

Foram muitos os que participaram dessa jornada e contribuíram direta ou indiretamente para a realização desse trabalho, em particular:

Aos meus pais Sérgio e Martha que sempre me apoiaram e incentivaram durante minha longa trajetória acadêmica, e que sofrem por todos os momentos em que me ausentei do convívio da família.

A minha esposa Vanessa por todo companheirismo, pelo amor, carinho, paciência, cumplicidade, por ser meu alicerce e incentivo nas horas difíceis.

Ao meu irmão José Augusto pelo grande exemplo, apoio e discussões filosóficas a respeito da tese.

Ao Orientador, Fabrício, que desde sua chegada no laboratório de Ecologia Vegetal me acolheu não só como orientado mas como um amigo; pela orientação e por toda dedicação, paciência, confiança disposição e competência, pelos enriquecedores momentos de descontração, boas conversas e dicas fora do ambiente de trabalho no estilo “*modo blues on*”.

Aos colegas do Herbário Professor Leopoldo Krieger (CESJ), Prof. Dr. Vinícius Antonio de Oliveira Dittrich; e Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Fátima Regina Gonçalves Salimena, por estarem sempre disponíveis a nos receber.

Aos Pesquisadores, Prof. Dr. Daniel Pifano, MSc. Kelly Antunes, MSc José Felipe Pessoa, pela colaboração para a correta identificação botânica das espécies encontradas.

Ao Carlos Mariano Alves Valle pela elaboração dos mapas;

Aos membros da banca avaliadora, professores Dr. Luiz Menini Neto, Dr. Gustavo Taboada Soldati, Dr. Arthur Sérgio Mouço Valente; Dr. Tamiel Khan Baiocchi Jacobson, pelo aceitem em participar, pelas contribuições; sugestões, colaborações e minúcia na leitura da tese.

A todos os colegas do Laboratório de Ecologia Vegetal, que ajudaram a construir o banco de dados além de múltiplas tarefas, em especial José Felipe Pessoa, Lucas Deziderio, Thiago Rubioli, Diego Nascimento, José Hugo Ribeiro, Pablo Salles, Norberto Oliveira Neto, Nilson Almeida, Renato Rochabrun, Carlos Mariano, pela ajuda nos campos em laboratório. Vocês foram peças fundamentais para realização deste trabalho.

Ao pesquisador e colega de laboratório Dr. Vinicius Campos, por ceder os dados das florestas controle.

Ao Programa de Pós Graduação em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação de Recursos Naturais (PGECOL-UFJF); pela infraestrutura, auxílio financeiro no projeto, e aquisição dos equipamentos de campo.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos.

À FAPEMIG (Projetos APQ 04438/10 e 02165/14) e CNPq (Projeto 472921/2011-8), pelo apoio financeiro para execução dos inventários florestais.

## RESUMO

O processo de urbanização é um dos maiores agentes de transformação da sociedade, com reflexos diretos na biodiversidade global. A maior expansão global da urbanização em ambientes naturais prevista até 2030 ocorrerá com a conversão de ambientes naturais em áreas urbanas na América do Sul. As alterações criadas pelo ambiente urbano fragmentam florestas, impedem sua conectividade, criam mudanças das condições microclimáticas, modificam o equilíbrio físico e biológico, deixando impactos diretos na estrutura, riqueza e também na diversidade dos ecossistemas florestais. Considerando a importância das florestas urbanas para a manutenção da biodiversidade, este estudo analisou como os padrões de diversidade alfa e beta variam nas comunidades de florestas urbanas, fazendo uma relação com seu histórico de perturbação. O estudo foi realizado na mesorregião da Zona da Mata Mineira na microrregião de Juiz de Fora, nas cidades de Juiz de Fora, Lima Duarte, Rio Preto e Santos Dumont. Foram amostrados todos os indivíduos arbóreos vivos ( $DAP \geq 5$  cm) em 12 trechos de florestas, sendo alocadas aleatoriamente 10 parcelas de 20 x 20 m, totalizando 120 parcelas, com área total amostrada de 4,8 ha. Os trechos foram classificados de acordo com os diferentes níveis de perturbação, históricos de impactos antrópicos, tipos de distúrbios e estrutura atual; e distribuídos em quatro ambientes florestais com características compartilhadas (controle, relicto, agricultura abandonada e terraplanagem). A partir dos resultados foi possível perceber um claro padrão de agrupamento entre os quatro ambientes florestais, os valores de riqueza, índices de diversidade e equabilidade, variaram de acordo com o grau de impacto sofrido, obtendo os maiores valores fragmentos mais preservados, e menores aqueles que sofreram os maiores impactos antrópicos. A análise da diversidade beta demonstrou baixo número de espécies compartilhadas, evidenciando grande heterogeneidade florística nos ambientes florestais urbanos. As análises de agrupamentos demonstraram que a estrutura dos ambientes florestais são o reflexo dos tipos e intensidades dos distúrbios causados pelo ambiente urbano, representadas na forma de grupos com grande autocorrelação. Apesar das grandes alterações construídas pelo ambiente urbano antrópico, ainda assim os fragmentos urbanos abrigam importante diversidade alfa e beta da flora arbórea regional. O conhecimento sobre a

biodiversidade das florestas tropicais urbanas é fundamental para subsidiar ações de proteção, conservação e restauração da biota regional.

**Palavras-chave:** Floresta urbana; Antropoceno; Biodiversidade; Diversidade alfa; Diversidade beta; Neoecossistemas.

## **ABSTRACT**

### **(Tree species diversity and its relation with the history of anthropic disturbance in an urban landscape of the Atlantic Forest).**

The urbanization process is one of the major agents in society transformation, with direct reflex on global biodiversity. The largest urbanization global expansion in natural environments, expected until 2030, will occur from the conversion of natural environments to urban areas in South America. The changes generated by urban settings fragment forests, hinder their connectivity, alter microclimate conditions and modify physical and biological balance, directly impacting on the structure, wealth and diversity of the forest ecosystem. Considering the importance of urban forests to the maintenance of biodiversity, this paper aims to analyze how alfa and beta diversity patterns vary in urban forest communities, relating to its disturbance history. The study took place in the mesoregion of Zona da Mata Mineira, in the microregion of Juiz de Fora, in the cities of Juiz de Fora, Lima Duarte, Rio Preto and Santos Dumont. All live arboreal individuals (DBH  $\geq$  5 cm) in twelve forest fragments were sampled, being 10 plots of 20 x 20m randomly allocated, totaling 120 plots. The fragments were classified according to the different levels of disturbance, history of human impact, types of disturbance and current structure; they were assorted in four forest settings with shared features (control, relict, abandoned agriculture and earthwork). From the results, it was possible to notice a clear pattern of grouping among the four forest settings; the values of wealth and diversity and equitability rates varied according to the impact endured, obtaining higher values in the most preserved fragments and lower in those which suffered with major human influence. The beta diversity analysis showed a low number of shared species, revealing great floristic heterogeneity in urban forest environments. The grouping analysis showed that forest environments reflect great changes caused by urban settings, depicted by groups with great autocorrelation. Regardless of alterations built by human urban settings, these urban fragments hold important alfa and beta diversity from the regional arboreal flora. Knowledge of urban rainforests biodiversity is essential to subsidize protection measures, preservation and recovery of regional biota.

**Keywords:** Urban forest; Anthropocene; Biodiversity; Alfa diversity; Beta diversity; Novel ecosystems



Ficha catalográfica elaborada através do programa de geração automática da Biblioteca Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Ribeiro da Fonseca, Cassiano.

Diversidade de espécies arbóreas e sua relação com o histórico de perturbação antrópica em uma paisagem urbana da Floresta Atlântica / Cassiano Ribeiro da Fonseca. -- 2017.

100 p.

Orientador: Fabrício Alvim Carvalho

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, 2017.

1. Floresta urbana. 2. Biodiversidade. 3. Diversidade alfa. 4. Diversidade beta. 5. Neocossistemas. I. Alvim Carvalho, Fabrício, orient. II. Título.

# SUMÁRIO

<b>AGRADECIMENTOS</b> .....	<b>III</b>
<b>RESUMO</b> .....	<b>V</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>VII</b>
<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	<b>1</b>
<b>OBJETIVOS</b> .....	<b>12</b>
OBJETIVO GERAL.....	12
OBJETIVOS ESPECÍFICOS E HIPÓTESES .....	12
<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>13</b>
ÁREA DE ESTUDO.....	13
Características das áreas .....	18
Amostragem da comunidade arbórea .....	31
ANÁLISE DOS DADOS.....	32
Diversidade alfa .....	32
Diversidade beta .....	33
<b>RESULTADOS</b> .....	<b>34</b>
DIVERSIDADE ALFA.....	34
DIVERSIDADE BETA .....	43
<b>DISCUSSÃO</b> .....	<b>48</b>
DIVERSIDADE ALFA.....	48
DIVERSIDADE BETA .....	55
<b>CONCLUSÕES</b> .....	<b>57</b>
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	<b>58</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>60</b>
<b>APÊNDICE</b> .....	<b>73</b>
TABELA A1 : .....	73
TABELA A2 : .....	89
TABELA A3 : .....	89
FIGURA A1: .....	90

## INTRODUÇÃO GERAL

Atualmente a maioria das florestas tropicais primárias do mundo se concentra em apenas 65 países. Essas florestas cobrem cerca de 1,66 bilhão de hectares, que estão distribuídos entre a África Tropical (440 milhões), Ásia Tropical e Pacífico (317 milhões), América Latina e Caribe (907 milhões), tendo como, os principais países representantes o Brasil (520 milhões), República Democrática do Congo (154 milhões), Indonésia (94 milhões) (BLASER et al., 2011). É admirável perceber que somente o Brasil é responsável por 31% do total de florestas tropicais intocadas no mundo.

As florestas tropicais são importantes centros globais da biodiversidade, e suportam 50% de todas as espécies mundias. Estudos mais recentes mostram que o número de espécies de árvores pantropicais é de, no mínimo, 40 mil, com uma estimativa máxima de ultrapassar 53 mil espécies (SLIK et al., 2015).

São várias as modificações antropogênicas que podem alterar a direção a ser seguida ao longo do tempo pelas florestas tropicais, mas de acordo com WRIGHT (2010), são cinco os principais fatores: mudança de uso da terra, extração de madeira, caça, mudanças atmosféricas e mudanças climáticas. A perda de habitat nunca foi tão rápida e ainda continua a ser a principal ameaça ao declínio da Biodiversidade ( BROOKS et al., 2002; HANSKI, 2011). O desmatamento atual nas florestas tropicais (~64 mil km<sup>2</sup>/ano) atua como a principal mudança de uso da terra nesses ecossistemas (WRIGHT, 2010). Segundo alguns autores, a acelerada destruição dos ecossistemas florestais gera uma grande possibilidade de estarmos nos aproximando da sexta extinção em massa da vida no planeta (BARNOSKY et al., 2011; DIRZO et al., 2014).

MYERS (1988) identificou pela primeira vez nas florestas tropicais dez *hotspots* de endemismo de biodiversidade - áreas caracterizadas tanto pela excepcional diversidade quanto pela considerável pressão antropica e perda de habitat (MYERS, 1988; MYERS et al., 2000). Desde então, o número de *hotspots* aumentou para 35 (WILLIAMS et al., 2011; SLOAN et al., 2014; MARCHESE, 2015; POORTER et al., 2016), e embora correspondam a apenas 17,3% da superfície da biosfera, detem incríveis valores como 77% de todos os mamíferos, aves, anfíbios e

répteis; 50% de todas as espécies de plantas; com mais de 40% dos vertebrados terrestres endêmicos.

Dos 20 *hotspots* que compreendem áreas de floresta tropical no mundo, estas já perderam uma elevada porcentagem de sua cobertura vegetal original em média de 85% das paisagens já foram modificadas por humanos (BROOKS et al., 2002; SLOAN et al., 2014). Pesquisas mostram que a perda de cerca de 90% de área originalmente coberta de um habitat, possa levar diretamente à extinção de cerca de 50% das espécies endêmicas desse habitat (WRIGHT; MULLER-LANDAU, 2006). As florestas primárias em todo o mundo sofreram com grande destruição no passado, e ainda hoje continuam sendo impactadas pelas atividades antrópicas (CÉLIA; VIEIRA; GARDNER, 2012; GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; NORDEN et al., 2009; POORTER et al., 2016). Atualmente há um grande número de florestas secundárias, correspondendo a mais de 35% da área florestal nos trópicos (BLASER et al., 2011). Essas florestas são áreas de regeneração causadas por eventos naturais, ou áreas onde as florestas primárias sofreram distúrbios antrópicos (CHOKKALINGAM; JONG, 2001). A regeneração de florestas secundárias é de aproximadamente 21.500 km<sup>2</sup>/ano (WRIGHT, 2010), e gera florestas que são o reflexo da interação dos ambientes naturais e antropogênicos, resultando em ecossistemas e combinações de espécies únicas (CHAZDON, 2012; WRIGHT, 2010).

Essas áreas de florestas secundárias são fundamentais para os ecossistemas circundantes, pois são fontes de recursos para a vida silvestre (GARDNER et al., 2015), serviços ecossistêmicos e produtos florestais (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; NORDEN et al., 2009; CHAZDON, 2012). Atualmente vemos um grande interesse no estudo das florestas secundárias, no seu papel, sua função, e como estão se reestruturando e regenerando dos distúrbios da atualidade assim como os sofridos no passado (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2015; BONGERS et al., 2015 ;BAYNES et al., 2016).

As florestas secundárias possuem enorme papel na conservação de espécies, pois são fruto das interações de fatores tanto no espaço quanto no tempo inseridas num complexo contexto regional (GARDNER et al., 2009). Compreender os processos de formação, função e desenvolvimento das florestas secundárias, sob o ponto de vista estrutural e biodiverso, como o aumento da biomassa, abundância

de árvores, variações na riqueza e distribuição de espécies assim com a similaridade florística com as florestas maduras (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; CHAZDON, 2012; ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2015), podem ser formas de garantir a integridade desse ecossistema megadiverso. A determinação dos estágios de regeneração em que se encontram as florestas secundárias pode ser feita sob vários aspectos, que envolvem a escala temporal, os aspectos estruturais (LETCHER; CHAZDON, 2009), os padrões quantitativos e qualitativos de riqueza e composição de espécies, além do histórico do uso da terra (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; MESQUITA et al., 2001; ÁLVAREZ-YÉPIZ et al., 2008).

Pesquisas pontuais sobre a estrutura e diversidade das comunidades florestais são fundamentais para o conhecimento e estabelecimento dos padrões que regem o ecossistema das florestas secundárias tropicais. O estudo das comunidades vegetais através de inventários fitossociológicos possibilita o conhecimento e posterior comparação dos parâmetros estruturais, para que seja possível ter o entendimento dos padrões e variações da vegetação, tanto no espaço quanto no tempo, assim como suas inter-relações com fatores bióticos e abióticos (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009).

A alta diversidade de espécies de árvores em florestas tropicais pode ser explicada por uma grande variedade e complexidade de fatores (MAURER; MCGILL, 2004), como climáticos e edáficos (MARTINS et al., 2015), também pela disponibilidade de recursos nutricionais (TILMAN; PACALA, 1993; GIVNISH, 1999), além de outras várias relações descritas em hipóteses clássicas sobre ecologia de comunidades, tais como a “Hipótese de pressão de pragas” (ou modelo de Janzen & Connell), a “Hipótese de distúrbio intermediário”, dentre outras. O tempo atua como um dos principais fatores para permitir a exclusão de espécies, o que pode levar a comunidade a um permanente equilíbrio dinâmico (HUSTON, 1994), ou mesmo de acordo com o nível de perturbação que a comunidade sofre, segundo a “Hipótese do distúrbio intermediário”(CONNELL, 1978); que propõe se uma comunidade for submetida a um nível intermediário de perturbação apresentaria maior diversidade do que quando submetida a grandes ou pequenas perturbações. As propostas de muitos autores para explicar a complexidade e a grande diversidade das florestas tropicais se baseiam na heterogeneidade de ambientes, pois a exclusão competitiva pode ser evitada já que as espécies podem usufruir de uma maior amplitude de

recursos. Numa perspectiva diferente, a “Teoria neutra da biodiversidade” contesta o paradigma do nicho, e propõe que todas as espécies são ecologicamente similares, portanto seriam essas similaridades e não as diferenças que explicariam a alta diversidade de muitas comunidades naturais (HUBBELL, 2001).

MAGURRAN & MCGILL (2011) comentam que a diversidade ecológica é um dos temas mais abordados em estudos ecológicos, pois é usada como importante indicador da qualidade ou maturidade do ecossistema (PIELOU, 1975; MAGURRAN, 1988). As formas mais usadas para quantificar a biodiversidade são: através da mensuração do número de espécies (riqueza); da abundância de indivíduos dessas espécies (modelos de abundância) ou também usando medidas (índices de diversidade) que combinem esses dois componentes anteriormente citados (MAGURRAN, 2013).

Para se ter maior precisão na determinação da diversidade de espécies é necessário conhecer a escala de diversidade que se quer mensurar, segundo (WHITTAKER, 1972) podemos definir três categorias de diversidade: alfa ( $\alpha$ ), beta ( $\beta$ ) e gama ( $\gamma$ ). A diversidade alfa ( $\alpha$ ) ou local, possui propriedade espacial definida dentro de um habitat ou comunidade da área (intra-amostrais), e intensidade da amostragem, portanto o aumento da unidade amostral resultará no hipotético aumento da diversidade  $\alpha$  (MAGURRAN, 1988; 2013). A diversidade ( $\beta$ ) (diversidade diferencial) corresponde à diversidade entre habitats dentro do ecossistema (inter-amostrais) ou outra variação ambiental qualquer, mede quanto duas, ou mais, unidades espaciais diferem intrinsecamente (WHITTAKER, 1972). A diversidade  $\gamma$  (gama) ou regional, corresponde à diversidade entre comunidades de uma paisagem ou região geográfica (intra-paisagens), como numa grande área, ecossistemas, bioma e continente.

Poucos são os trabalhos que utilizam a diversidade beta como forma de caracterização da diversidade regional, muitas vezes a comparação da diversidade em escala de paisagem não pode ser feita devido à falta da padronização da metodologia empregada nas amostragens (WHITTAKER; WILLIS; FIELD, 2001). Ainda que de forma bem discreta vem ocorrendo um aumento dos estudos a respeito da diversidade beta (KOLEFF; GASTON; LENNON, 2003; ANDERSON et al., 2011), e esse tipo de abordagem da diversidade pode ser usada sob vários aspectos, como uma importante ferramenta na delimitação de regiões com potencial

interesse para a conservação (CARNEIRO; VALERIANO, 2003; CONDIT et al., 2008; CARVALHO; FELFILI, 2011; ARAÚJO-SILVA et al., 2014), também na mensuração dos impactos sofridos na paisagem regional, devido a perda da biodiversidade e no grau da homogeneização biótica regional (BAISER et al., 2012). O conhecimento sobre os complexos padrões de organização, da diversidade beta são fundamentais para a compreensão da biodiversidade em escala de paisagem, principalmente nos ambientes onde vem ocorrendo severas modificações como nas florestas tropicais no ambiente urbano (CONDIT et al., 2008; BENINDE; VEITH; HOCHKIRCH, 2015; BAYNES et al., 2016).

Muitos índices de diversidade como Shannon (H') e Simpson (D), utilizam dados sobre riqueza e abundância de espécies numa mesma medida (BERMINGHAM; DICK; MORITZ, 2005), porém todos possuem limitações e cada um pode ser mais apropriado para uma determinada situação, pois cada índice considera espécies raras de forma diferente. Os valores dos índices de diversidade quando analisados em separado apenas de forma numérica são alvo de muitas críticas (JOST, 2007; MAGURRAN, 2013; SPELLERBERG; FEDOR, 2003), pois os modelos matemáticos muitas vezes não conseguem ter sensibilidade para captar a complexidade dos fenômenos biológicos presentes na comunidade. Porém, quando se conhece o histórico das comunidades e se utiliza o artifício da comparação dos índices entre elas, são extremamente úteis, na determinação dos padrões de diversidade que se está estudando (SPELLERBERG; FEDOR, 2003; GOTELLI; COLWELL, 2010; MAGURRAN, 2013).

Entretanto, nem todas as espécies de uma comunidade são detectadas em uma amostragem, pois a riqueza de espécies é muito dependente do esforço amostral e, portanto, deve-se padronizar o esforço amostral das coletas no campo ou usar os artifícios matemáticos da rarefação e extrapolação após a realização das coletas de campo (MAGURRAN, 2013).

Para suprir a deficiência na padronização do esforço de coleta e conseqüentemente na mensuração da riqueza total de uma comunidade, foram criados estimadores de riqueza (COLWELL; CODDINGTON, 1994; GOTELLI; COLWELL, 2001; CHAO et al., 2014).

Uma maneira eficiente de se analisar a riqueza é utilizando estimadores de riqueza com técnicas de re-amostragem, como "bootstrap" e "jackknife". Esse tipo de

análise permite a obtenção de intervalos de confiança dos valores gerados, permitindo a comparação de valores entre comunidades. Os estimadores também permitem criar uma curva de valores médios, denominada de curva de rarefação, sendo uma ferramenta que possibilita a comparação de amostras, mesmo quando possuem intensidades amostrais diferentes. De forma geral, as curvas de distribuição de riqueza através da rarefação possibilitam a visualização de padrões e podem ser mais informativas do que apenas os valores dos índices de diversidade (COLWELL; CODDINGTON, 1994; GOTELLI; COLWELL, 2010).

O processo de urbanização pode ser considerado como um dos maiores agentes de transformação da sociedade (KAREIVA et al., 2007), e também uma grande ameaça à biodiversidade global (GRIMM et al., 2008). Segundo estudo sobre a expansão global da urbanização em ambientes conservados, feito por Guneralp & Seto (2013), até 2030 há uma previsão de que o maior aumento da conversão de *hotspots* em área urbana no mundo seja na América do Sul (aumento de mais de  $100 \pm 25$  mil km<sup>2</sup>). O ambiente artificial urbano modifica o natural descaracterizando-o muitas vezes de forma irreversível, deixando apenas resquícios da existência de um ecossistema que viveu em equilíbrio no passado (BERMINGHAM; DICK; MORITZ, 2005; GUNERALP; SETO, 2013; BENINDE; VEITH; HOCHKIRCH, 2015). O ambiente construído muda de forma muito mais acelerada as condições dos ecossistemas, causando drásticas mudanças abióticas e bióticas, resultando na perda de habitats e insularização da vegetação remanescente, tendo como resquícios dessas agressivas mudanças, os fragmentos florestais (HOBBS et al., 2006; MCKINNEY, 2006).

A fragmentação da paisagem altera as condições microclimáticas locais (LAURANCE et al., 2007; MURCIA, 1995), podendo causar aumento na mortalidade, defaunação, redução nas populações de espécies, interrompendo a dispersão e migração (DRINNAN, 2005), dificultando o fluxo gênico entre os fragmentos, levando-os a uma perda acelerada da diversidade biológica (TILMAN et al., 1994; TURNER et al., 1996). A maioria dos estudos feitos sobre fragmentação de habitat utiliza a Teoria de Metapopulações (LEVINS, 1968) para explicar parte da dinâmica dos fenômenos observados nesses novos ecossistemas. Devido as grandes alterações feitas em escala regional sobre as populações de alguns ecossistemas, a metapopulação pode ser entendida, de forma simplificada, como um grupo de



muitas populações locais em várias manchas, que são conectadas por fluxo gênico de imigração e emigração, que podem estar em equilíbrio ou não (LEVINS, 1968). Um estudo realizado em 75 cidades em todo o mundo mostrou que as estratégias mais importantes para manter altos níveis de biodiversidade urbana seriam ter grandes fragmentos (>50 ha), assim como a formação de corredores de conexão entre os fragmentos (BENINDE; VEITH; HOCHKIRCH, 2015).

Segundo MORSE et al. (2014), as drásticas alterações sofridas pelos fragmentos florestais urbanos, podem classifica-los como “*Novel Ecosystems*”, ou “Neoecossistemas”, que segundo os autores, são fruto de complexas inter-relações das condições bióticas e ambientais, pelo resultado de alterações diretas ou indiretas do ambiente antropizado, tornando o ambiente irreversível ou dificilmente reversível às características existentes antes dos impactos antrópicos, pois já ultrapassou seu limiar ecológico. Nesses ambientes principalmente o urbano, podemos perceber maior ocorrência de espécies exóticas invasoras nas comunidades florestais perturbadas, tornando esse ambientes cada vez mais complexos e com um futuro difícil de prever (HOBBS et al., 2006; MORSE et al., 2014). A facilidade de estabelecimento e manutenção das espécies exóticas oportunistas no ambiente perturbado pode criar condições para a homogeneização da biota florestal urbana (MCKINNEY, 2006; LOSOSOVÁ et al., 2016).

A perda e a hiper-fragmentação de habitats, defaunação, barreiras à dispersão das sementes, estabelecimento de espécies exóticas invasoras ou até mesmo de o estabelecimento de espécies nativas mais generalistas, podendo forçar o desaparecimento de espécies mais especialistas e localmente raras (CLAVEL; JULLIARD; DEVICTOR, 2011). Todo esse quadro tem sido descrito como a causa principal na reorganização das comunidades de plantas em várias escalas espaciais (SANTOS et al., 2008; RODRIGUES et al., 2009; ARROYO-RODRIGUEZ et al., 2013; SANTO-SILVA et al., 2013). Essas drásticas modificações nos ambientes naturais causadas pelo homem estão levando a uma progressiva homogeneização biótica da paisagem. Essa homogeneização traz mudanças na diversidade e nos padrões funcionais das comunidades arbóreas (MCKINNEY, 2006; CLAVEL; JULLIARD; DEVICTOR, 2011; JOLY et al., 2014; MAGNAGO et al., 2014), como, por exemplo, a perda de espécies arbóreas tolerantes à sombra (climaxicas) por espécies que exigem luz (pioneiras), que tendem a propagar nas paisagens

antrópicas (CHAZDON, 2003; LIEBSCH; MARQUES; GOLDENBERG, 2008; ARROYO-RODRIGUEZ et al., 2013). É presumível que as florestas tropicais urbanas estejam muito susceptíveis ao processo de homogeneização biótica, em níveis local (alfa) e regional (beta), devido ao estabelecimento de espécies melhores adaptadas a construção do novo ambiente antrópico, em detrimento das mais sensíveis à fragmentação florestal (ARONSON et al., 2014).

Durante muito tempo vários estudos mostraram apenas os impactos negativos do ambiente construído sobre as florestas urbanas e na biodiversidade de um modo geral (BROWDER, 2002; DISLICH; PIVELLO, 2002; GUNERALP; SETO, 2013; KENDAL; ARONSON et al., 2014; DOBBS; LOHR, 2014; YANG et al., 2015). No entanto, muitos estudos mostram que pode existir uma elevada riqueza e diversidade de espécies no ambiente construído, tanto localmente (alfa) quanto regionalmente (beta), em vários grupos taxonômicos (ALVEY, 2006; BROWDER, 2002; FONTANA; BURGER; MAGNUSSON, 2011; MCINTYRE, 2000). Hoje podemos ter uma visão mais ampla da dinâmica da formação dos fragmentos florestais e compreender que as florestas urbanas possuem uma complexa estrutura e biodiversidade (GUNERALP; SETO, 2013; HAHS; EVANS, 2015; MCDONNELL; HAHS, 2013), e que embora estejam longe do estado natural, são áreas extremamente importantes para a manutenção da diversidade de flora e fauna tanto local quanto regional (SAX; GAINES, 2003).

A Floresta Atlântica possui uma grande amplitude geográfica atitudinal, longitudinal e latitudinal, possibilitando uma variedade de formações vegetacionais e um conjunto de ecossistemas florestais com uma grandiosa e complexa biodiversidade, sendo reconhecida como um dos 35 *hotspots* da biodiversidade mundial que necessita de ações urgentes de conservação (MYERS et al., 2000; RODRIGUES et al., 2011; WILLIAMS et al., 2011; EISENLOHR; DE OLIVEIRA-FILHO; PRADO, 2015; MAÇANEIRO et al., 2016).

Atualmente, está entre os *hotspots* mais criticamente ameaçados, assim com as florestas centrais do leste da África, a região Irano-Anatólica, Madagascar e Bacia do Mediterrâneo, todos os quais têm menos de 5% de sua vegetação natural remanescente (SLOAN et al., 2014).

O histórico de devastação da Floresta Atlântica começou a mais de 500 anos atrás com o processo de colonização do país (DEAN, 1997; MORELLATO;

HADDAD, 2000; RODRIGUES et al., 2011); como um exemplo da visão do colonizador, Dean (1996) destaca que o primeiro ato dos portugueses foi derrubar uma árvore e confeccionar uma cruz. A devastação da Floresta Atlântica está intrinsicamente associada à história econômica do Brasil, através dos vários ciclos econômicos de exploração e produção (pau-brasil, cana-de-açúcar, ouro, café e pecuária) que sofreu, porém nada se compara aos imensos impactos da expansão da urbanização brasileira a partir da década de 1960 (IBGE, 2010). Dentre os vários impactos causados pela urbanização, temos o crescimento populacional, como um importante causador das modificações antrópicas, pois temos um aumento pela demanda de recursos, que para serem supridas aumentam a pressão sob os recursos naturais adjacentes, assim como a especulação imobiliária faz com que se busque cada vez mais novas áreas para edificação, tornando o ambiente natural em um ambiente artificialmente construído (TOLE, 1998; ACHARD et al., 2002; GEIST; LAMBIN, 2002; YOUNG, 2005).

O registro da devastação da Floresta Atlântica através de metodologia padronizada começou pouco mais de 30 anos atrás (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA E INPE, 2015), no início da primeira década de registros de 1985 a 1995, tivemos perda acumulada da ordem de 100 mil ha, ainda assim por décadas esses valores foram altíssimos. Porém nos últimos levantamentos esses valores vem diminuindo, entre 2008 e 2014 foi registrado uma perda acumulada média de 19 mil ha, mesmo com grande declínio, ainda assim perdemos grandes áreas de florestas anualmente (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA E INPE, 2015).

Os fragmentos de Floresta Atlântica hoje restantes são, em sua maioria, pequenos (com 80% dos fragmentos abaixo de 50 ha), isolados (com uma distância média entre fragmentos de 1440 m), em grande parte em estágios iniciais a médio de sucessão (RODRIGUES et al., 2009; CALMON et al., 2011), e atuam como ilhas florestais em torno de áreas abertas rodeadas com pastagens e campos agrícolas (RANTA et al., 1998; RIBEIRO et al., 2009). As áreas protegidas correspondem a cerca de 9% do total, e possui apenas 1% da floresta original do bioma (floresta primária), na maioria das vezes, concentradas no topo de motanhas ou áreas com grande declive (MORENO; NASCIMENTO; KURTZ, 2003; RIBEIRO et al., 2009). Mesmo com todo o histórico de devastação, fragmentação e baixo número de áreas protegidas, ainda assim a Floresta Atlântica abriga importante biodiversidade

arbórea; num levantamento feito por LIMA et al., (2015) a partir de 2441 referências bibliográficas relacionadas a florestas do domínio, com 1157 pesquisas publicadas entre 1945-2015, foram registradas 2,24 milhões de árvores distribuídas em 1817 ha de florestas amostradas. Porém, essa área total da amostra representa apenas 0,01% dos remanescentes da Floresta Atlântica. Mesmo com aumento das pesquisas relacionadas a esse bioma, precisaríamos de aproximadamente 100 anos para amostrar 1% da Mata Atlântica.

A Floresta Atlântica que a pouco mais de 500 anos atrás cobria cerca de 47% do estado de Minas Gerais, está hoje reduzida a aproximadamente 10% dessa cobertura (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA E INPE, 2015). Os ciclos econômicos na Zona da Mata Mineira, principalmente o cultivo do café (*Coffea arabica* L.), acarretaram grandes modificações na cobertura florestal regional, pois essa foi a principal região produtora de café do estado, com 90% da produção mineira na década 1880, e 70% na década de 1920 (BARROS, 2005). O apogeu cafeeiro entrou em declínio após a crise econômica mundial da década de 1930, e como forma de readequação à nova ordem econômica mundial, os produtores rurais optaram pela pecuária extensiva (DESTRO, 2006). Apesar das modificações terem acontecido no passado, podem ser vistas até hoje, principalmente pela ausência de grandes remanescentes florestais primários ou intocados pelo homem (GONZAGA et al., 2008; FONSECA; CARVALHO, 2012).

O histórico de degradação florestal não foi diferente em Juiz de Fora, que hoje possui cerca de 11% de sua cobertura florestal, com área de aproximadamente 16 mil ha (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA E INPE, 2015). Entretanto, esses registros incluem apenas a vegetação em manchas florestais acima de 3 ha, além do baixo número de remanescentes florestais apresenta uma pequena parte (ca. 4,1%) de fragmentos protegidos em Unidades de Conservação ou áreas ambientais tombadas (SPGE, 2008). BARROS (2015) analisando os fragmentos florestais presentes no perímetro urbano de Juiz de Fora identificou 1122 fragmentos, que somam uma área de aproximadamente 9.662 ha. Além disso, foi observado que os fragmentos florestais urbanos do município possuem majoritariamente pequenas dimensões (de 0,5 a 3,0 ha). Considerando o grande número e cobertura dos fragmentos florestais urbanos, estes assumem grande importância na paisagem

natural, sendo extremamente relevante a condução de estudos que gerem informações sobre sua complexidade estrutural e biodiversidade.

## OBJETIVOS

### Objetivo geral

Analisar os padrões de diversidade em diferentes escalas (alfa e beta) de comunidades arbóreas florestais em uma paisagem urbana da Floresta Atlântica.

### Objetivos específicos e hipóteses

**Diversidade alfa:** Analisar como os padrões de diversidade alfa (parâmetros de diversidade por local) variam nas comunidades de florestas urbanas e relacionar com seu histórico de perturbação e regeneração.

**Hipótese:** O histórico de perturbação e regeneração influenciará a diversidade alfa, com perspectiva de aumento da diversidade diretamente relacionado ao aumento maturidade florestal.

**Diversidade beta:** Analisar os padrões de diversidade beta (similaridade de espécies entre os fragmentos florestais) na paisagem florestal urbana.

**Hipótese:** a diversidade beta será baixa na paisagem, especialmente entre os fragmentos mais impactados por atividades antrópicas, corroborando a premissa da homogeneização biótica em florestas secundárias urbanas.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi realizado na mesorregião da Zona da Mata de Minas Gerais na microrregião de Juiz de Fora (IBGE, 1990), a partir do banco de dados do laboratório de ecologia vegetal da UFJF, assim como inventários feitos pelo próprio autor. Em Juiz de Fora foram amostradas nove áreas e nos municípios vizinhos de Lima Duarte, Rio Preto, Santos Dumont, foram estudadas as florestas controle (Figura 1). O clima das cidades Lima Duarte, Rio Preto, Santos Dumont segundo a classificação de Köppen (KÖPPEN-GEIGER, 1928) é Cwb que apresenta clima temperado húmido com inverno seco e verão temperado, com mínima média variando entre (15,1°C - 15,4°C) máxima média (23,0°C - 23,2°C) com pluviosidade anual média variando de (1.471mm a 1.573mm); em Juiz de Fora temos classificações Cwb e Cwa, apresentando verões chuvosos e invernos secos, cuja precipitação média anual é de 1.597 mm, a temperatura média anual mínima 15.6°C e máxima 25.2°C(BDMEP, 2016).

A formação florestal original da região é classificada como Floresta Estacional Semidecidual Montana (IBGE, 2012), porém os trechos de floresta estudados possuem diferentes históricos de perturbação antrópicos, por isso foram classificados de acordo com os diferentes níveis de perturbação, tipos de distúrbios e estrutura atual.

Foram amostrados 12 trechos de florestas (Figura 1 e Tabela 1) e classificadas em ambientes florestais de acordo com os seguintes critérios:

**Controle:** floresta remanescente em estágio avançado de sucessão florestal, que representa a máxima expressão florestal local com grande diversidade biológica e biomassa, sendo os efeitos das ações antrópicas mínimos (ex. cortes seletivos pontuais pretéritos) ou ausentes a ponto de não afetar significativamente suas características originais de estrutura e espécies. Áreas situadas em locais mais remotos e afastadas da matriz urbana.

Indicativos da vegetação: (i) estratificação definida com a formação de três estratos: dossel, subdossel e sub-bosque; (ii) dossel superior elevado e com ocorrência frequente de árvores emergentes, e sub-bosque normalmente menos expressivo do que no estágio médio de sucessão; (iii) espécies arbóreas nativas com distribuição diamétrica de grande amplitude e acúmulo de área basal superior a 15m<sup>2</sup>/ha, nas classes entre 30 e 50cm DAP e área basal mínima superior a 33,4m<sup>2</sup>/ha; (iv) presença frequente de espécies secundárias tardias e clímax, especialmente no dossel (ex. *Cariniana* spp, *Cedrela* spp, *Chrysophyllum* spp e *Copaifera* spp). Os dados das áreas controle são provenientes do inventário florestal feito por (ALMEIDA, 2016).

Locais: Brejo Novo, Santos Dummont (CON-1), Fazenda da Serra, Lima Duarte (CON-2); Mato Limpo, Rio Preto (CON-3).

**Relictos:** floresta remanescente em estágio intermediário a avançado de sucessão florestal, com vegetação secundária ou em regeneração resultante dos processos naturais de sucessão após supressão parcial da vegetação primária por ações antrópicas, podendo ocorrer árvores remanescentes da vegetação primária. Os efeitos das ações antrópicas são mais expressivos (ex. cortes seletivos, fragmentação, incêndios pretéritos) a ponto de afetar suas características originais de estrutura e espécies. Áreas situadas na matriz urbana, algumas em Unidades de Conservação.

Indicativos da vegetação: (i) estratificação incipiente com formação de dois estratos: dossel e sub-bosque; (ii) predominância de espécies arbóreas formando um dossel definido entre 5 (cinco) e 12 (doze) metros de altura, com redução gradativa da densidade de arbustos e arvoretas; (iii) espécies lenhosas com distribuição diamétrica de moderada amplitude e acúmulo de área basal superior a 10m<sup>2</sup>/ha, nas classes entre 30 e 50cm DAP e área basal mínima superior a 25m<sup>2</sup>/ha; (iv) predominância de espécies secundárias iniciais, com ocorrência frequente de espécies remanescentes secundárias tardias e clímax.

Os dados das áreas relictos são provenientes de inventários florestais feitos por vários colaboradores: (PESSOA, 2016) no REL-1; (FONSECA, C.R., 2016) no REL-2; (FONSECA, T.R., 2016) no REL-3.



Locais: Parque da Lajinha (REL-1); Reserva Biológica Poço Dantas (REL-2); e Floresta da Educação da Física da UFJF (REL-3).

**Agrícolas:** floresta em estágio intermediário de sucessão florestal, com vegetação secundária em regeneração resultante dos processos naturais de sucessão após supressão total da vegetação primária para implantação de culturas agrícolas (café e/ou pastagem). Áreas cuja cultura agrícola foi abandonada a cerca de 80 anos, permanecendo em regeneração natural sem intervenção antrópica. Os efeitos das ações antrópicas são mais expressivos (ex. cortes seletivos, fragmentação, incêndios pretéritos) a ponto de afetar suas características originais de estrutura e espécies. Áreas situadas na matriz urbana.

Indicativos da vegetação: (i) estratificação incipiente com formação de dois estratos: dossel e sub-bosque; (ii) predominância de espécies arbóreas formando um dossel definido entre 5 (cinco) e 12 (doze) metros de altura, com redução gradativa da densidade de arbustos e arvoretas; (iii) espécies lenhosas com distribuição diamétrica de baixa amplitude e acúmulo de área basal superior a 3m<sup>2</sup>/ha, nas classes entre 30 e 50cm DAP e área basal mínima superior a 17,5m<sup>2</sup>/ha; (iv) presença frequente de espécies pioneiras e secundárias iniciais.

Os dados das áreas Agrícolas são provenientes de inventários florestais feitos por vários colaboradores: (FONSECA, T.R., 2016) no AGR-1; (BRITO, 2013) no AGR-2; (OLIVEIRA NETO, 2014) no AGR-3.

Locais: Floresta da EMBRAPA/UFJF (AGR-1), Jardim Botânico da UFJF (AGR-2 e AGR-3).

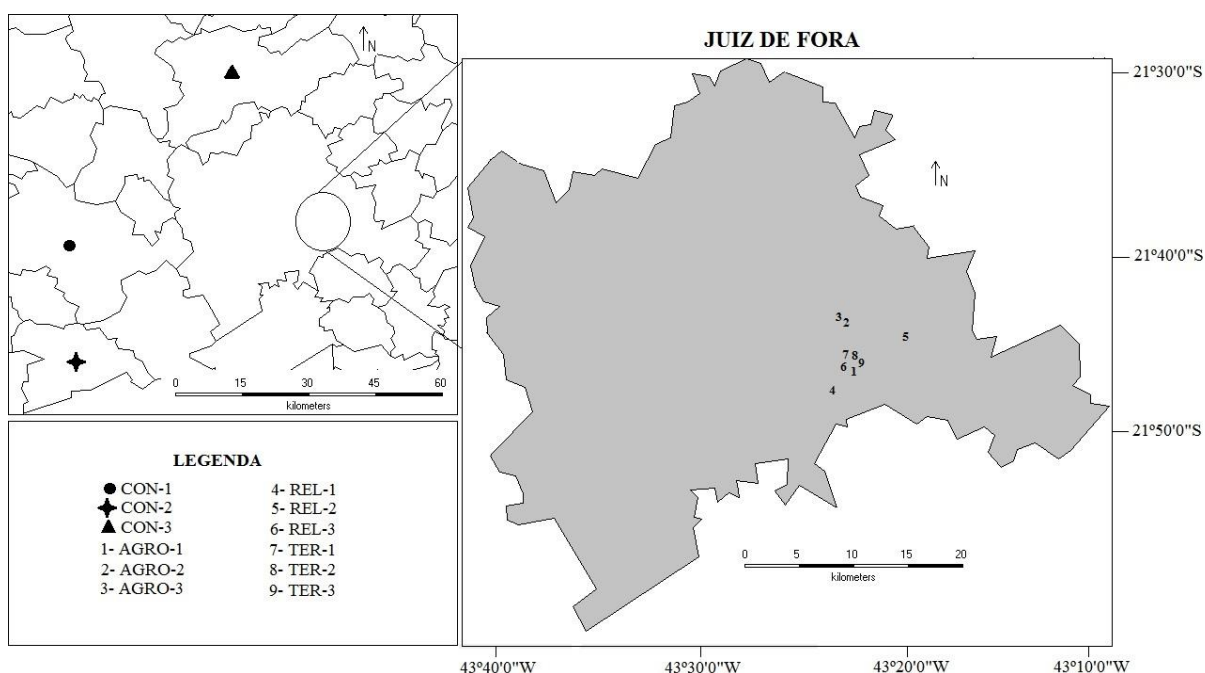
**Terraplanagem:** floresta em estágio inicial a intermediário de sucessão florestal, com vegetação secundária em regeneração resultante dos processos naturais de sucessão após supressão total da vegetação primária e remoção do solo por obras de aterramento e terraceamento de platôs. Áreas que foram abandonadas a cerca de 50 anos após finalizadas as obras de terraplanagem, permanecendo em regeneração natural sem intervenção antrópica. Áreas situadas na matriz urbana.

Indicativos da vegetação: (i) estratificação incipiente com ausência de estratificação ou formação de dois estratos insipientes: dossel e sub-bosque; (ii) predominância de espécies arbustivas e arbóreas formando um dossel definido entre

5 (cinco) e 12 (doze) metros de altura, com elevada densidade de arbustos e arvoretas; (iii) espécies lenhosas com distribuição diamétrica de muito baixa amplitude e acúmulo de área basal superior a  $0.25\text{m}^2/\text{ha}$ , nas classes entre 30 e 50cm DAP e área basal mínima superior a  $10\text{m}^2/\text{ha}$ ; com forte dominância de indivíduos de DAP abaixo de 10 (dez) centímetros; (iv) predominância de espécies pioneiras, com ocorrência frequente de espécies exóticas.

Os dados de todas as áreas da Terraplanagem são provenientes de inventários florestais feitos por: (FONSECA, T.R., 2016).

Locais: Floresta do ICB/UFJF (TER-1); Floresta da Reitoria/UFJF (TER-2); e Floresta da Farmácia/UFJF (TER-3).



**Figura 1:** Mapa da localização das 12 áreas de estudo, Minas Gerais, Brasil. Controle (CON-1, CON-2, CON-3); Agrícola (AGRO-1, AGRO-2, AGRO-3); Relicto (REL-1, REL-2, REL-3); Terraplanagem (TER-1, TER-2, TER-3).

**Tabela 1.** Característica das áreas de estudo. Coordenadas geográficas: Fuso 23K UTM; DATUM WGS 84), Altitude média das unidades amostrais, em metros; Clima = Classificação climática de Köppen-Geiger (Peel et al. 2007); T = tamanho aproximado da área florestal, em hectares.

Áreas	Latitude (S)	Longitude (E)	Altitude	Clima	Tamanho (ha)
CON-1	7588413 m	610435 m	1070 m	Cwb	45,0
CON-2	7563060 m	615846 m	1030 m	Cwb	50,0
CON-3	7631445 m	647791 m	964 m	Cwb	20,0
REL-1	7589302 m	667838 m	840 m	Cwa	88,0
REL-2	7593423 m	674078 m	820 m	Cwa	277,0
REL-3	7590624 m	668333 m	870 m	Cwb	5,0
AGR-1	7590427 m	668714 m	860 m	Cwa	4,5
AGR-2	7595633 m	668510m	780 m	Cwa	15,0
AGR-3	7596163 m	668162 m	760 m	Cwa	25,0
TER-1	7590969 m	668310 m	915 m	Cwb	1,5
TER-2	7591017 m	668653 m	850 m	Cwb	2,0
TER-3	7590904 m	668753 m	870 m	Cwb	1,6

## **Características das áreas**

### **Controle**

As áreas controle são todas unidades de conservação fora da matriz urbana, com histórico de preservação pretérito sendo categorizadas como reserva particular do patrimônio natural (RPPN), uma categoria de unidade de conservação em área privada criada por vontade do proprietário, prevista no Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC - LEI 9.985/2000). Foram realizadas entrevistas com os proprietários de cada fragmento acerca do histórico anterior e posterior a criação das unidades de conservação\*.

O fragmento CON-1 localiza-se no município de Lima Duarte, foi estabelecida como RPPN em 2000, segundo a Portaria 67/2000 - DOU 201-E - 18/10/2000 - seção/pg. 01 - 65, de acordo com relatos de antigos moradores antes da criação da reserva, havia uma preocupação de se manter o estoque de madeira para o uso futuro, onde os trechos mais inacessíveis permaneceram muito pouco alterados.

A área de estudo CON-2 localiza-se no município de Rio Preto-MG, tornou-se legalmente uma unidade de conservação após a 204ª Reunião Ordinária da Plenária do Conselho Administrativo do Instituto Estadual de Florestas / IEF, realizada no dia 18 de junho de 2010, mas antes da criação da reserva a propriedade havia sido adquirida pelos atuais proprietários em meados de 1980, que desde então preservaram as áreas de florestas existentes.

O fragmento CON-3 está localizado em Santos Dumont-MG, e se tornou área de proteção de acordo com a portaria 137/02-N - DOU 199 - 14/10/2002 - seção/pg. 01 – 118. O antigo proprietário protegia a área desde 1978, o atual proprietário adquiriu a área em 1998, e desde então continua na manutenção da conservação do fragmento.

\*Comunicação pessoal de Vinicius Campos de Almeida, em junho de 2016, recebida por correio eletrônico.



**Figura 2:** Imagem ambiente florestal controle e seus respectivos fragmentos estudados, controle 1 (CON-1), controle 2 (CON-2) e controle 3 (CON-3).Fonte: Vinícius Campos Almeida, 2014.

## Relictos

A área de estudo REL-1, está inserida na unidade de conservação Parque Natural Municipal da Lajinha, localizado dentro da malha urbana do município de Juiz de Fora, Minas Gerais. A denominação Lajinha vem da antiga Fazenda da Lajinha, com aproximadamente 88 hectares, que foi desapropriada em 1978 e declarada área de utilidade pública pelo Decreto de Lei 2.115/78. Porém somente a partir do decreto 11.266/2012 é que recebeu a denominação Parque Natural Municipal da Lajinha em 2012. O fragmento é um relicto pois formava no passado um contínuo florestal, entre as matas do Campus Universitário, Fazenda Santa Cândida e Mata do Imperador (Anuário Estatístico de Juiz de Fora, 2008).

A área REL-2 possui 277 ha localizada na região leste do município de Juiz de Fora, é uma Reserva Biológica Municipal denominada Poço D'Anta (REBIOPD). A sua denominação vem do relato da presença do mamífero *Tapirus terrestris* L. (Anta) nos abundantes recursos hídricos da reserva. É uma unidade de conservação de proteção integral, institucionalizada pelo decreto municipal 2.794, de 21 de setembro de 1982. Seus limites sudeste, sul, sudoeste, oeste e noroeste estão muito próximos a bairros com ocupação consolidada, porém os limites norte, nordeste e leste são porções territoriais onde a ocupação humana ainda não está presente (Universidade Federal de Juiz de Fora, 2008). A REBIOPD forma um contínuo florestal na porção leste com a propriedade particular Fazenda da Floresta (~370 ha) (Anuário Estatístico de Juiz de Fora, 2008), juntas totalizam (~ 650 ha) sendo considerado o maior remanescente florestal do município.

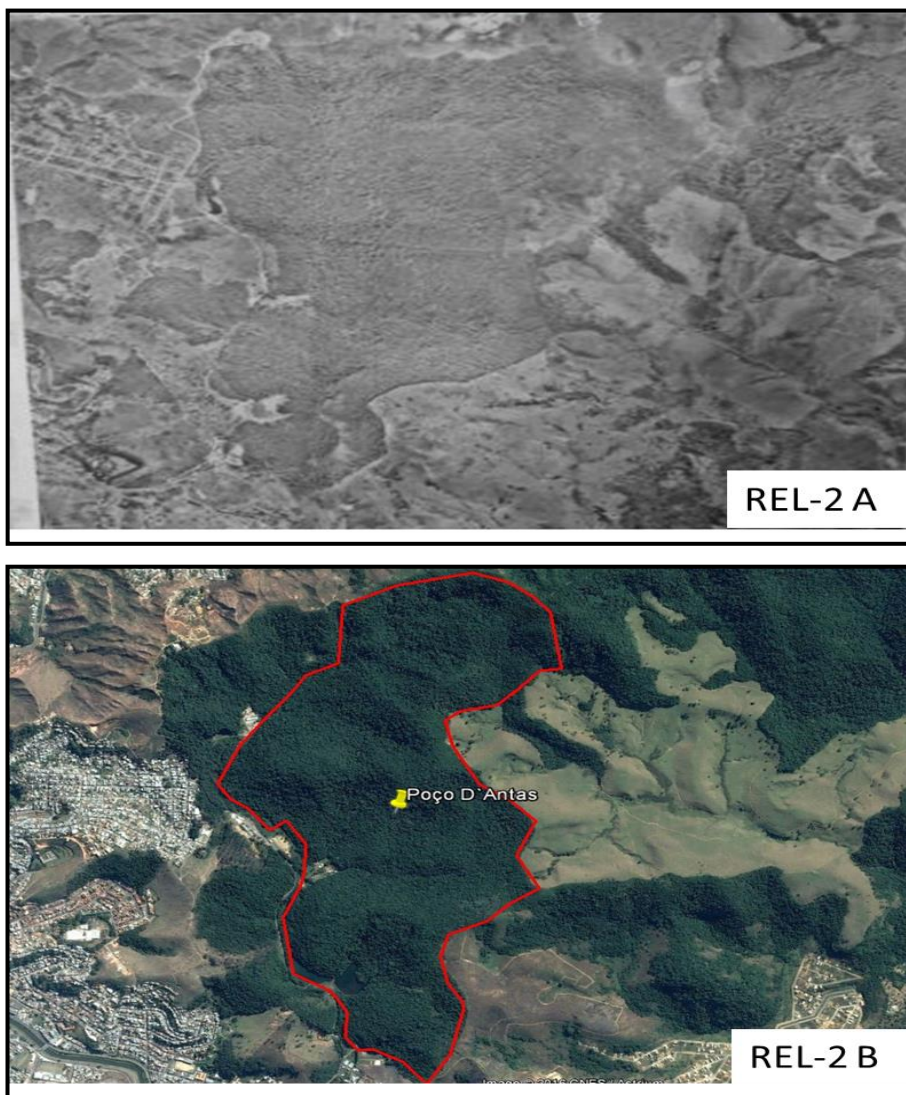
O fragmento REL-3: possui uma área de (~5 ha) com uma vegetação bem mais estruturada com relação ao porte arbóreo quando comparadas aos outros fragmentos no momento de criação da UFJF, por isso percebe-se um estágio intermediário de sucessão secundária, que sofreu impactos antrópicos de menor magnitude, configurando-se como um fragmento relicto em processo de regeneração natural por 50 anos. Hoje o fragmento faz parte da floresta que circunda a Faculdade de Educação Física e Desportos (FAEFID) na UFJF.



**Figura 3:** Construção do aeroporto da Serrinha na década de 60, com o fragmento REL-1 A, em destaque (Fonte: Roberto Dornellas, década 1960). Foto atual do fragmento REL-1 B, em destaque



(Fonte: Google Earth, 2016). Foto atual do fragmento REL-1 C, em destaque o perímetro do fragmento (Fonte: Google Earth, 2016).



**Figura 4:** Fonte: Foto aérea da REBIOPD (REL-2 A em destaque) na década de 60. (Fonte: João Paulo de Carvalho Araújo,1968). Foto atual do fragmento REL-2 B em destaque. (Fonte: Google Earth, 2016).



**Figura 5:** Imagem do ambiente florestal relicto, na REL-3A imagem de Década de 1960, (Fonte:Roberto Dornellas); REL-3B imagem atual da área de estudo (Fonte: Google Earth, 2016).

## **Agrícolas**

AGR1: Área com (~4,5 ha) possuía fitofisionomia arbórea em estágio inicial de sucessão secundária e formação herbácea com gramíneas nativas e exóticas africanas, típicas da pecuária extensiva da região da Zona da Mata Mineira no início da década de 1960(COSTA et al., 2008) (figura 6).

AGR2: Este trecho de floresta possui (~15 ha) e faz parte da Mata do Krambeck, atual Jardim Botânico da UFJF, onde esteve sob a influência antrópica de lavouras de café sombreado e que posteriormente foram abandonadas a pelo menos 70 anos atrás (figura 7).

AGR3: Este trecho de floresta possui (~15 ha) e também está dentro do Jardim Botânico da UFJF, porém numa região de solos úmidos com dominância de *Euterpe edulis* Mart.(Palmito-Juçara), é um trecho de floresta secundária onde havia lavouras de café sombreado há pelo menos 70 anos e desde então vem se regenerando, tendo como registo pretérito a presença de árvores nativas remanescentes de grande porte usadas no sombreamento do cultivo cafeeiro, prática típica da época (BOTERO; MARTINEZ; SANTOS, 2006; OLIVEIRA-NETO; NASCIMENTO; CARVALHO, 2017) (figura 8).

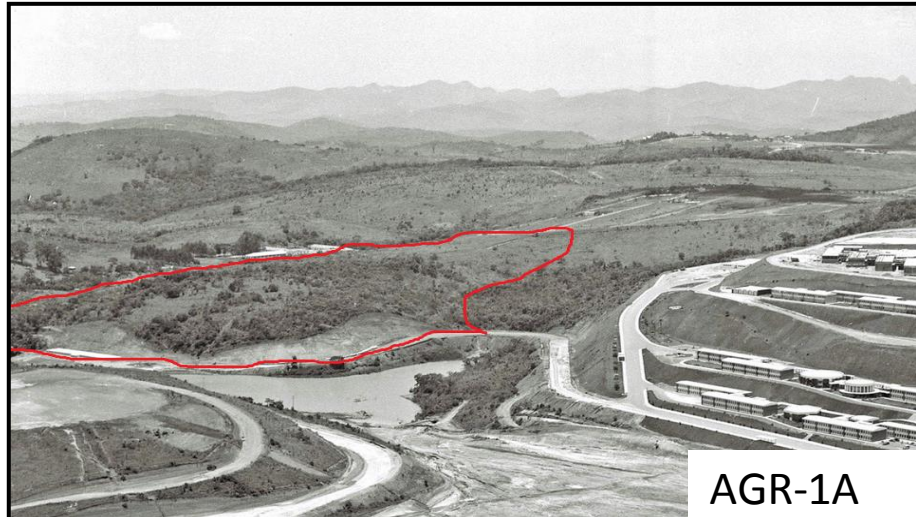
## **Terraplanagem:**

O histórico de regeneração desses fragmentos florestais está bem documentado através do banco de fotografias aéreas do período de construção do campus da UFJF no final da década de 1960, pelo fotógrafo Roberto Dornelas. A partir desse banco de imagens foi possível localizar os fragmentos no contexto histórico de movimentação de terra do campus.

TER-1: Possui área de (~1,5 ha), em regeneração natural assim como espécies regenerantes exóticas, principalmente *Pinus elliottii* Engelm. (Pinaceae), por aproximadamente 50 anos.

TER-2: Possui área (~2 ha) fortemente dominada pela espécie (*P. elliottii* Engelm.), em regeneração natural há 20 anos.

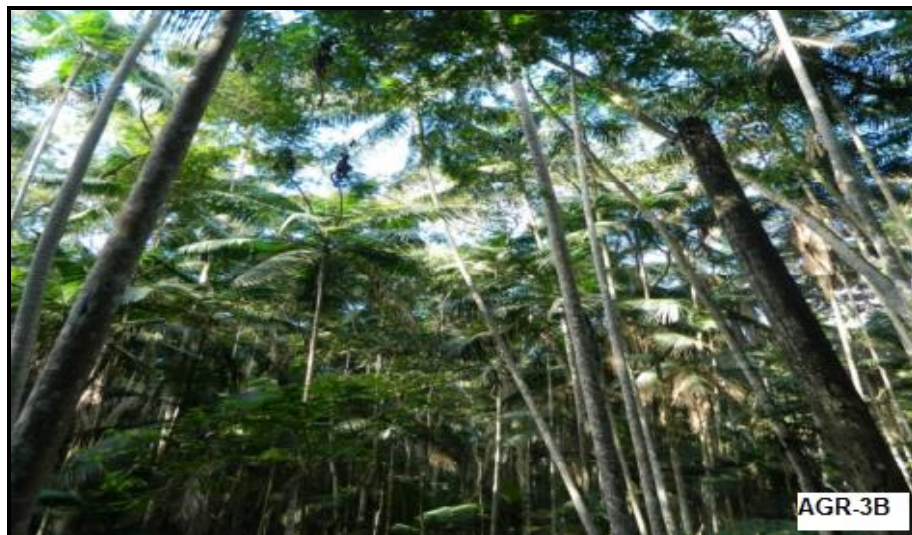
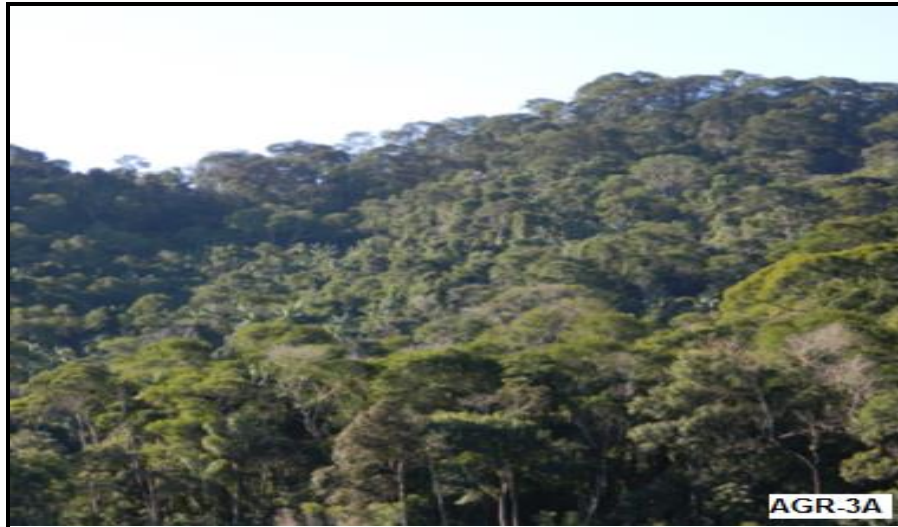
ER-3: Área (~1,6 ha) possui grande dominância da espécie *Eremanthus erythropappus* (DC.) MacLeish (Asteraceae), em processo de regeneração natural por aproximadamente 50 anos.



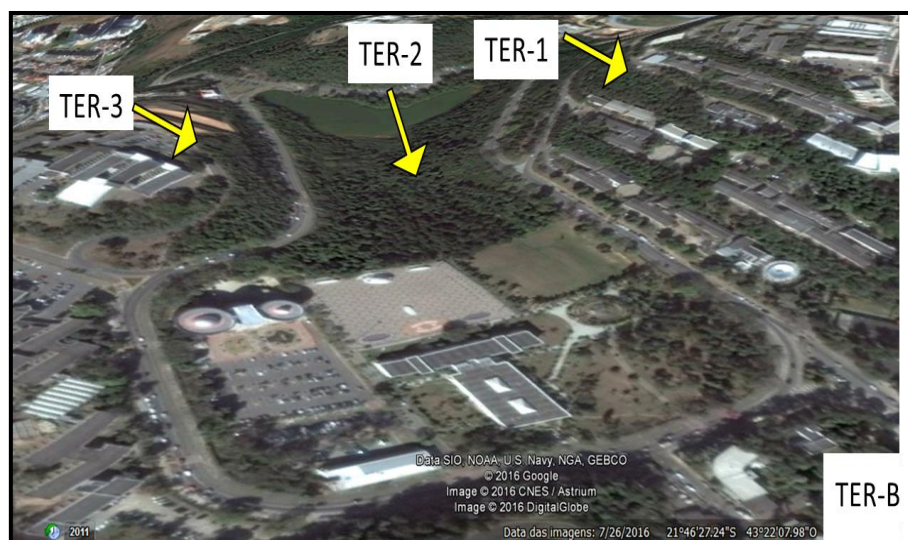
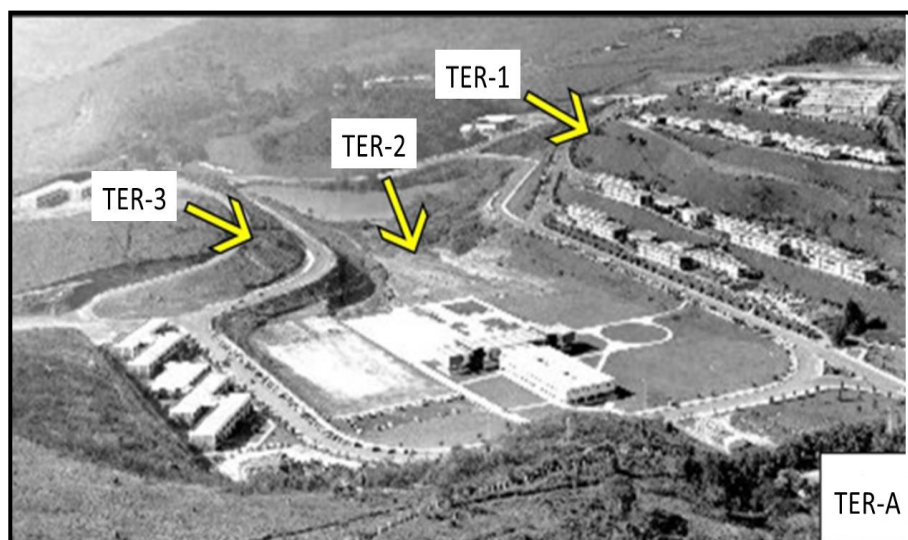
**Figura 6:** Imagem do ambiente florestal agricultura abandonada, na AGR-1A imagem da década de 1960, (Fonte: Roberto Dornellas); AGR-1B imagem atual da área de estudo (Fonte: Google Earth, 2016).



**Figura 7:** Imagem do ambiente florestal agricultura abandonada AGR-2A ao fundo da edificação do Sítio Malícia em 1940 (Fonte: Acervo pessoal de Anna Elisa Surerus). Imagem do ambiente florestal agricultura abandonada AGR-2B ao fundo em 2013, edificação do Sítio Malícia em destaque (Fonte:Pablo Salles).



**Figura 8:** Imagem recente do exterior do ambiente florestal agricultura abandonada AGR-3A. Imagem recente do ambiente florestal agricultura abandonada AGR-3B detalhes do interior do ambiente florestal (Fonte: Norberto Oliveira Neto; Diego Nascimento, 2012).



**Figura 9:** Imagem do ambiente florestal terraplanagem e seus respectivos fragmentos, em TER-A, imagem do fragmentos na década de 1960, (Fonte: Roberto Dornellas); TER-B imagem atual dos fragmentos de estudo (Fonte: Google Earth, 2016).



### **Amostragem da comunidade arbórea**

A coleta dos dados nas áreas AGR-1, REL-2, REL-3, TER-1, TER-2, TER-3, foi realizada através de dez unidades amostrais (parcelas) de 20 x 20 m alocadas aleatoriamente em cada ambiente florestal, totalizando uma amostra de 0,4 ha, por trecho de floresta estudado. Para as áreas CON-1; CON-2, CON-3, AGR-2, AGR-3, REL-1, a coleta de dados foi realizada através de 25 unidades amostrais (parcelas) de 20 x 20 m alocadas aleatoriamente em cada ambiente florestal, totalizando uma amostra de 1 ha por trecho de floresta estudado. Para essas áreas houve um sorteio de dez parcelas para cada trecho, totalizando uma amostragem de 0,4 ha em cada trecho de floresta estudado. Foram amostradas 120 parcelas, cuja a soma das áreas totalizou 4,8 ha, que mantiveram a unidade amostral padronizada para todos os 12 trechos de florestas estudadas.

Todos os indivíduos arbóreos vivos com diâmetro à altura do peito (DAP, 1,30 m)  $\geq$  5 cm foram identificados, mensurados os diâmetros, estimada altura e identificados. O material botânico coletado, fértil ou vegetativo, foi identificado com o auxílio de especialistas, ou utilizando-se a coleção do herbário da UFJF (CESJ) para comparação. O material fértil foi depositado no herbário CESJ e o material vegetativo foi depositado na coleção dendrológica do Laboratório de Ecologia Vegetal da UFJF. A nomenclatura das famílias de Angiospermas seguiu o Angiosperm Phylogeny Group APG IV (APG 2016), de Gimnospermas seguiu, Gimnospermas in Flora do Brasil 2020 em construção, a nomenclatura das famílias de Pteridófitas seguiu SMITH et al. (2006). Com relação às espécies e gêneros, a nomenclatura seguiu Angiospermas in Flora do Brasil 2020 em construção.

## Análise dos dados

### Diversidade alfa

A diversidade alfa foi analisada pela riqueza e diversidade das espécies locais. Foram quantificadas a riqueza ( $S$ ) e o número de indivíduos, apenas para os indivíduos identificados em nível de espécie, e calculado o parâmetro fitossociológico Área basal ( $AB$ ) para cada espécie (KENT; COKER, 1992).

Foi usado como índice de diversidade de espécies o índice de diversidade de Shannon ( $H$ ), que considera a transformação logarítmica (logaritmo natural) da densidade das espécies, sendo mais influenciado pelas espécies de menor densidade ou “raras” na amostra (MAGURRAN; 2004). O índice de equabilidade de Pielou ( $J$ ), baseado em  $H'$ , foi utilizado para se estimar o equilíbrio da distribuição das espécies nas comunidades, como forma de aferir o quão próximo à diversidade  $H'$  obtida estaria da diversidade  $H'$  hipotética máxima de cada uma (MAGURRAN, 2004).

Para a comparação da riqueza de espécies foram geradas curvas de rarefação (1000 aleatorizações) no software EstimateS 9.1., em função das unidades amostrais, com intervalos de confiança (95%) (GOTELLI; COLWELL, 2010), para todas as áreas. A análise da diversidade alfa foi feita através dos índices de diversidade de Shannon ( $H'$ ) e equabilidade de Pielou ( $J$ ) (MAGURRAN, 2004).

Foram usados como estimadores não-paramétricos Jackknife de 1ª e 2ª ordem, Chao 1 e 2 e Bootstrap, estes estimadores basicamente se diferenciam como as espécies raras são consideradas (CHAZDON et al., 1998, MAGURRAN, 2004). Jackknife de 1ª ordem estima a riqueza total utilizando o número de espécies que ocorrem em apenas uma amostra (unique) (HELTSHE; FORRESTER, 1983), e o de 2ª ordem, utiliza tanto os números de espécies encontradas apenas em uma amostra como em duas amostras (duplicates) (PALMER, 1991). Chao 1 é baseado no número de espécies representadas por um só indivíduo (singletons) e aquelas representadas por dois indivíduos (doubletons) na amostra, baseando-se no número de raras, já o método Chao 2, basea-se no número de espécies que ocorrem em somente uma “uniques” ou duas “duplicates” unidades amostrais, levando em consideração a frequência de raras. O estimador Bootstrap, leva em consideração a

proporção de unidades amostrais contendo cada espécie, e assim, requer somente dados de incidência (presença/ausência) de espécies.

Para testar se havia uma relação entre as variáveis: Riqueza(S); índice de Shannon(H'); Equabilidade (J'); em relação as áreas amostradas no estudo, foi realizada uma análise de regressão linear simples, utilizando o método dos mínimos quadrados ordinários (MQO), quando há uma variável independente, ou se as duas variáveis são interdependentes (ou seja, não há uma variável claramente independente entre as variáveis). As análises foram realizadas no software PAST® v3.11 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001).

### **Diversidade beta**

A diversidade beta (regional) consiste basicamente na análise da dissimilaridade entre as amostras (Whittaker et al., 2001). A diversidade beta foi analisada através das diferenças na composição de espécies e suas abundâncias entre cada local, utilizando métodos multivariados de análise hierárquica de agrupamentos a partir dos coeficientes de Jaccard (qualitativo – presença e ausência de espécies) e Morisita-Horn (quantitativo – abundância das espécies) (KENT; COKER, 1992; MAGURRAN, 2013). Os dendrogramas foram construídos pelo método de ligação média de grupos (UPGMA), que concede peso igual para os grupos considerando seu tamanho, sendo adequado quando grupos de amostras semelhantes estão sendo comparados (FELFILI et al., 2011). Complementarmente, foi realizada uma Análise de Correspondência Distendida (DCA), através da matriz de abundância das espécies por parcela, como forma de se avaliar indiretamente a distribuição das espécies em cada local em função dos gradientes ambientais. As análises foram realizadas no software PAST® v3.11 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001).

## RESULTADOS

### Diversidade alfa

Foram mensurados 7738 indivíduos, pertencentes a 378 espécies distribuídas entre 65 famílias botânicas (tabela A1, apêndice), foram encontradas 76 espécies raras (com apenas um indivíduo em cada comunidade), com o máximo de 41 espécies no REL-1 e com o mínimo de 9 em TER-1. A listagem com os nomes das espécies, organizados por famílias, bem como o local de ocorrência de cada uma, são apresentados na tabela A1 no apêndice, o histograma do número de espécies por ambiente florestal, é apresentado na figura A1 do apêndice.

Os valores de área basal (AB) variaram bastante entre todas as áreas amostradas, de 4,28 m<sup>2</sup> a 18,94 m<sup>2</sup> em 0,4 ha (ver apêndice A3), e também variaram em cada ambiente florestal: controle (CON-1, CON-2 e CON-3, 16,56 m<sup>2</sup>, 15,42 m<sup>2</sup>, 13,36 m<sup>2</sup>) relicto (REL-1, REL-2 e REL-3, 10,47 m<sup>2</sup>; 10,81 m<sup>2</sup>; 10,35 m<sup>2</sup>); agricultura abandonada (AGR-1, AGR-2, AGR-3, respectivamente 7,68 m<sup>2</sup>; 8,57 m<sup>2</sup>; 18,94 m<sup>2</sup>); terraplanagem (TER-1, TER-2 e TER-3, 9,98 m<sup>2</sup>; 8,22 m<sup>2</sup>; 4,28 m<sup>2</sup>) (tabela 2). A figura 10 indica maior acúmulo de biomassa nas classes de maiores diâmetros nos trechos de florestas mais maduras.

As comunidades do ambiente florestal controle apresentaram os maiores valores do índice diversidade de Shannon em CON-1 ( $H' = 4,37 \text{ nats.ind}^{-1}$ ) e maiores de equabilidade ( $J' = 0,98$ ); CON-2 ( $H' = 4,2 \text{ nats.ind}^{-1}$ ;  $J' = 0,97$ ); CON-3 ( $H' = 4,17 \text{ nats.ind}^{-1}$ ;  $J' = 0,98$ ) (tabela 2); para as demais áreas relicto e agricultura abandonada, os índices tiveram um graduação decrescente no sentido do relicto até o agricultura abandonada de forma mais moderada; porém no outro extremo as comunidades que apresentaram os menores valores de diversidade e menores de equabilidade foram as comunidades da terraplanagem com TER-1 ( $H' = 2,64 \text{ nats.ind}^{-1}$ ;  $J' = 0,89$ ); TER-2 ( $H' = 1,44 \text{ nats.ind}^{-1}$ ;  $J' = 0,56$ ); TER-3 ( $H' = 0,88 \text{ nats.ind}^{-1}$ ;  $J' = 0,32$ ) (tabela 2; apêndice A2).

Quando analisamos os estimadores de riqueza não paramétricos, vemos que o índice “Chao1” foi maior para REL-1 (166,6) e CON-1 (166,5) e que todos os valores dos ambientes florestais “controle” foram altos, já os menores valores

obtidos nos ambientes florestais foram encontrado na terraplanagem, chegando ao menor valor com o fragmento TER-2 (40,75) (tabela 3). Para o estimador “Chao 2”, os maiores valores foram obtidos com o controle, em comparação com todos os ambientes florestais, atingindo seu maior valor com o fragmento CON-1 (193,2), vemos novamente a terraplanagem com os menores valores tanto entre os quatro ambientes florestais como para as doze áreas de estudo, atingindo seu menor valor com TER-3 (36,9) (tabela 3).

**Tabela 2-** Síntese dos parâmetros analisados referentes às áreas de estudo, número de indivíduos, raras (somente um indivíduo na amostra), área basal, riqueza e índices de diversidade.

Códigos	Densidade Absoluta (ind./0,4ha)	Densidade Absoluta (ind./ha)	Área Basal (m <sup>2</sup> /0,4 ha)	Área Basal (m <sup>2</sup> /ha)	Número de Espécies (S)	Raras	Shannon (H')	Equabilidade (J')
CON-1	700	1750	16,56	41,4	134	40	4,37	0,89
CON-2	778	1945	15,42	38,6	130	32	4,2	0,86
CON-3	619	1548	13,36	33,4	112	29	4,17	0,88
REL-1	533	1333	10,47	26,2	108	41	4,07	0,87
REL-2	684	1710	10,81	27	107	30	4,06	0,87
REL-3	516	1290	10,35	25,9	91	20	3,91	0,87
AGR-1	583	1458	7,68	19,2	89	27	3,85	0,86
AGR-2	855	2138	8,57	21,4	61	20	3,04	0,74
AGR-3	732	1830	18,94	47,4	75	22	2,83	0,66
TER-1	625	1563	9,98	25	37	9	2,64	0,73
TER-2	632	1580	8,22	20,6	31	13	1,44	0,42
TER-3	601	1503	4,28	10,7	22	10	0,88	0,29

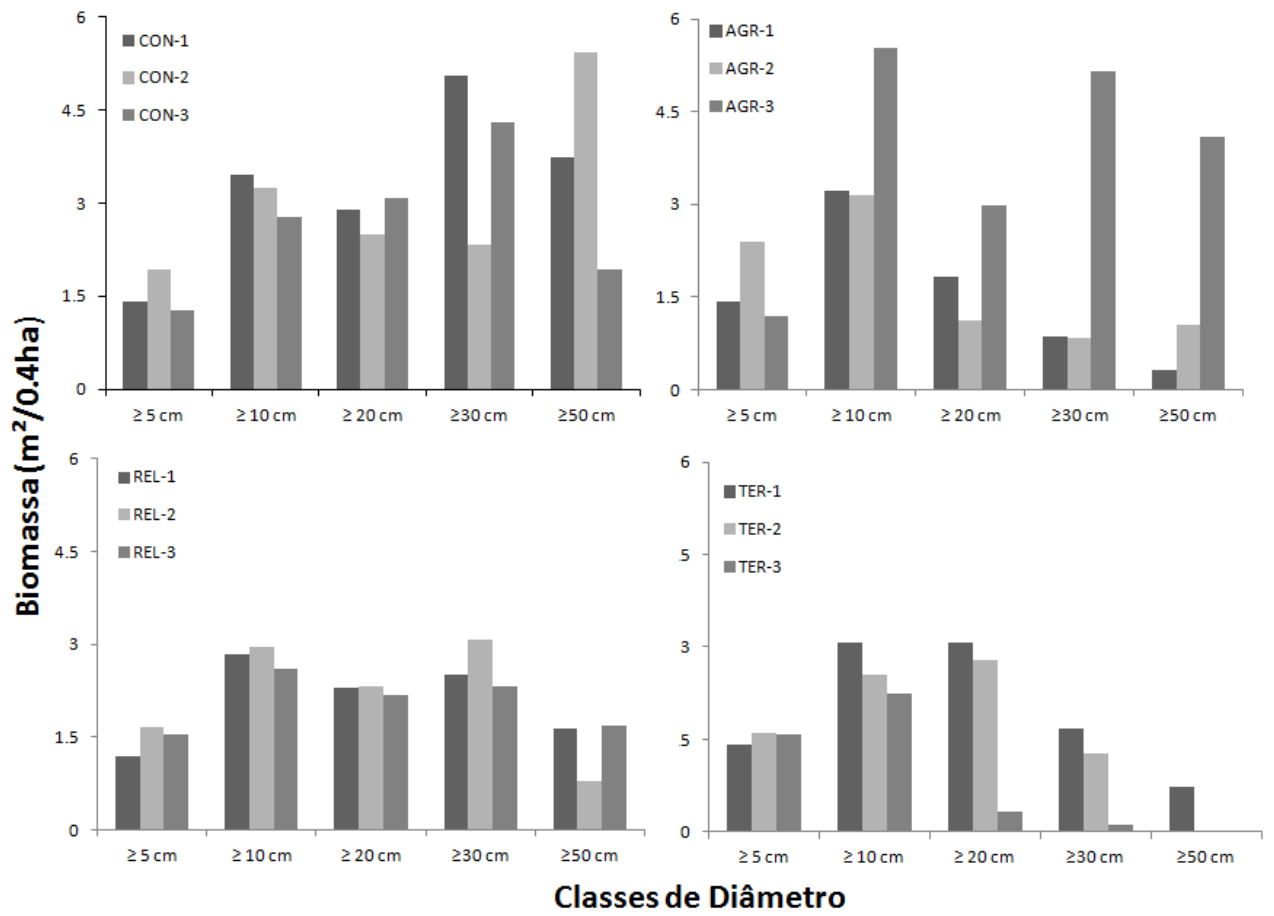


Figura 10: Biomassa acumulada em relação as diferentes classe de DAP, nas áreas de estudo.

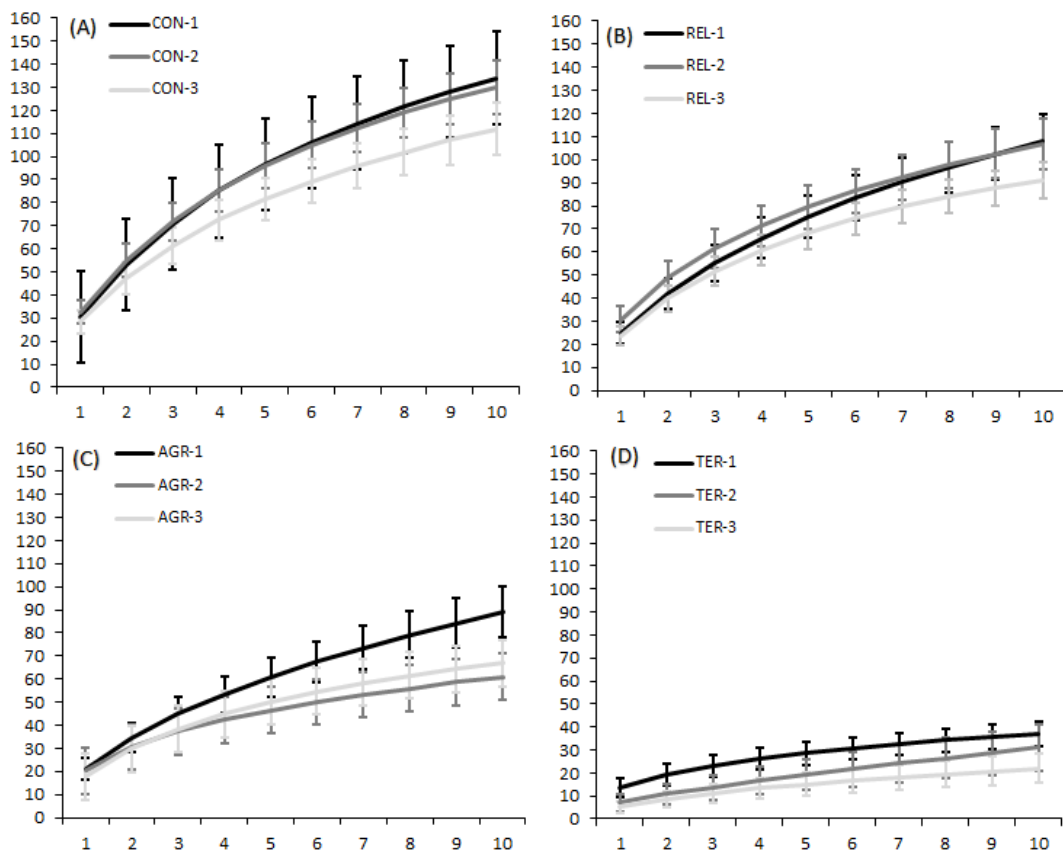
**Tabela 3:** Número de espécies e estimadores de riqueza, Chao, Jackknife 1 e 2, e Bootstrap.

Area de estudo	Número de Espécies (S)	Chao 1	Chao 2	Jackknife 1 <sup>a</sup>	Jackknife 2 <sup>a</sup>	Bootstrap
CON-1	134	166,5	193,2	187,1	216,5	158,0
CON-2	130	151,6	174,2	176,8	199,9	151,7
CON-3	112	131,3	154,3	155,2	177,2	131,7
REL-1	108	166,6	161,9	155,7	182,5	129,3
REL-2	107	126,8	147,5	146,6	167,6	124,8
REL-3	91	98,6	108,2	119,8	127,6	105,2
AGR-1	89	112,4	135,3	131,3	154,7	107,6
AGR-2	61	84,75	88,6	82,6	96,1	70,4
AGR-3	75	92,77	94,7	99,3	110,2	86,3
TER-1	37	41,5	44,8	48,7	53,4	42,5
TER-2	31	40,75	37,5	51,7	69,4	39,2
TER-3	22	44,5	36,9	32,8	40,3	26,6

Nos estimadores “Jackknife” de 1<sup>a</sup> e 2<sup>a</sup> ordem, observamos que a maior projeção mínima de espécies foi encontrada para o ambiente florestal controle, que obteve os maiores valores na área CON-1(187,1 e 216,5), por outro lado o ambiente florestal que apresentou a menor projeção mínima de espécies foi terraplanagem, e sua área com o menor valor foi TER-3 (32,8 e 40,3).

Quando organizamos os valores em ordem decrescente para o estimador “Bootstrap”, os maiores valores dos ambientes florestais e também para todas as áreas amostradas foram encontrados no grupo controle, que obteve 158 espécies na área CON-1. Vemos o ambiente florestal relicto aparecer no segundo grupo com os maiores valores encontrados, áreas REL-1 (129,3 espécies) e REL-2 com 124,8 espécies; porém AGR-1 aparece nesse segundo grupo com valor de 107,6 espécies. O terceiro grupo mais diverso apresenta uma área do ambiente florestal relicto, REL-3 (105,2 espécies), porém o terceiro grupo, possui áreas do ambiente florestal agricultura abandonada, com AGR-3 (86,3) e AGR-2 (70,4) espécies. O quarto grupo, onde todas as áreas de estudos foram menos diversas, está representado pelo ambiente florestal terraplanagem, TER-1 (42,5), TER-2 (39,2) e TER-3 com o menor valor 26,6 espécies.

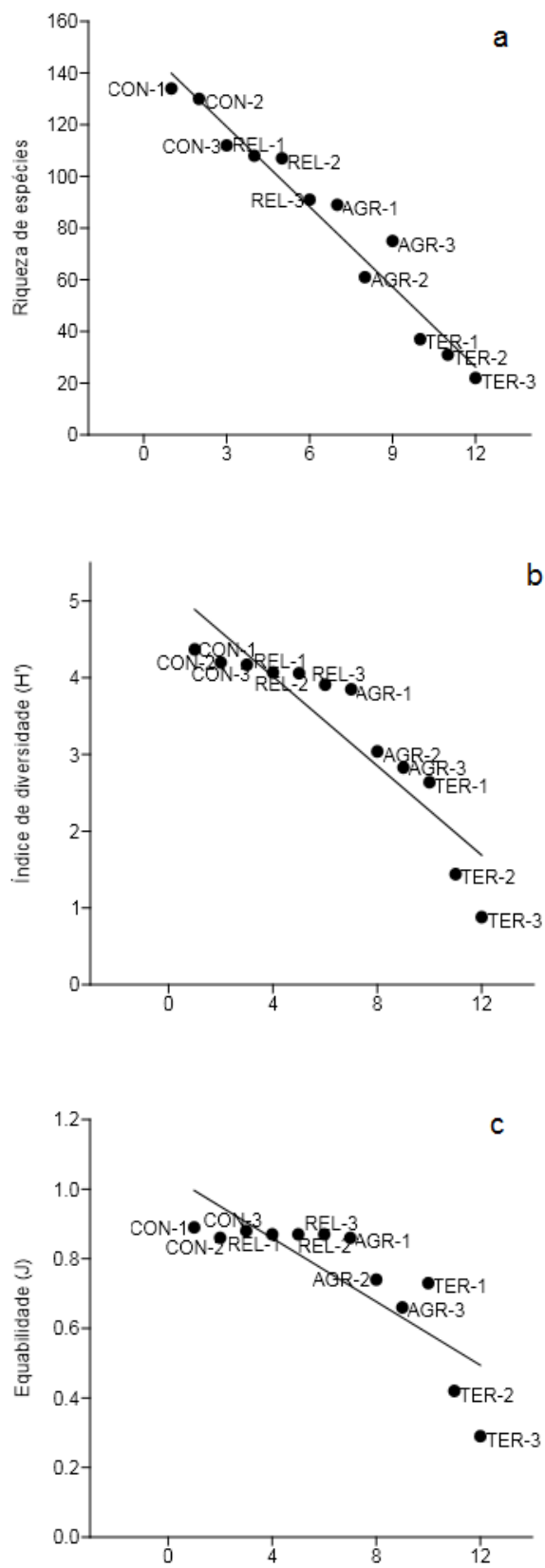
A fitofisionomia que obteve a maior riqueza projetada pelas curvas de rarefação geradas em função das unidades amostrais foi a controle, com os fragmentos CON-1 (134 espécies); CON-2 (130) e CON-3 (112). O fragmento CON-2 não apresentou diferença significativa na riqueza de espécies quando comparado aos fragmentos CON-1, pois a linha média das curvas de rarefação de CON-2 e CON-1 se encontram dentro dos intervalos de confiança (95%) da curva de CON-1. A fitofisionomia com a segunda maior riqueza foi a relictos, onde as áreas REL-1(108) e REL-2 (107) apresentam maiores números de espécies, sem uma grande diferença significativa entre eles, já em REL-3 encontramos um valor de 91 espécies. A terceira fitofisionomia mais diversa foi a agricultura abandonada, com o fragmento AGR-1 sendo o mais diverso entre os as áreas da agricultura abandonada com 89 espécies, a área AGR-3 aparece em segundo com 75 espécies já AGR-2 em terceiro com 61 espécies. A fitofisionomia que aparece por último com os menores índices de diversidade foi a terraplanagem, TER-1(37) e TER-2 (31) espécies, não apresentaram diferenças significativas no número de espécies; porém em TER-3 foi obtido um número muito baixo de apenas 22 espécies.





**Figura 11:** Curvas de rarefação geradas em função das unidades amostrais (parcelas) nas áreas de estudo: Controle (A), Relicto (B), Agricultura Abandonada (C), Terraplanagem(D).

A análise de regressão linear entre a riqueza e as áreas de estudo demonstrou, correlação negativa com coeficiente da reta ( $r = -0,975$ ), com elevados valores para o coeficiente de determinação ( $r^2 = 0,95$ ), que representa percentagem de variação explicada de 95% dos dados. A análise de regressão linear para o índice de diversidade de espécies de Shannon ( $H'$ ) entre as áreas de estudo, demonstrou correlação negativa em relação ao coeficiente da reta ( $r = -0,911$ ), e apresentou elevados valores para o coeficiente de determinação ( $r^2 = 0,830$ ), com uma percentagem de variação explicada de 83% dos dados. A análise de regressão linear para o índice Equabilidade de Pielou ( $J$ ) em relação as áreas de estudo, demonstrou correlação negativa  $r = -0,830$ , com elevados valores para o coeficiente de determinação ( $r^2 = 0,689$ ), ou seja uma percentagem de variação explicada de 69% dos dados. Todas as análises lineares (riqueza, Shannon e Pielou) tiveram o teste de hipótese significativo ( $p < 0,001$ ) (figura 12).



**Figura 12:** Representação de valores obtidos a partir da análise de regressão linear entre as distintas áreas de estudo (eixo x) em (a) riqueza de espécies ( $r=-0,975$ ,  $p<0,001$  e  $r^2=0,95$ ), (b) índice de

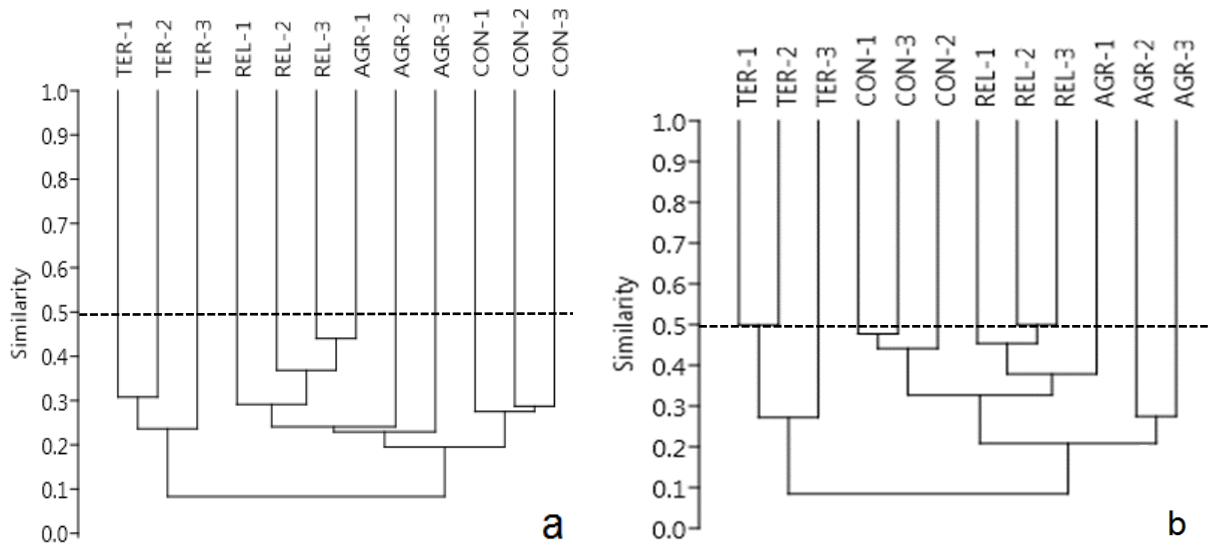
diversidade de Shannon ( $H'$ ) ( $r=-0,911$ ,  $p<0,001$  e  $r^2=0,830$ ) e (c) índice de Equabilidade de Pielou ( $J$ ) ( $r=-0,830$ ,  $p<0,001$  e  $r^2=0,689$ ).

## Diversidade beta

Os dendrogramas gerados com agrupamento UPGMA, a partir dos coeficientes de Jaccard (qualitativo) e Morisita-Horn (quantitativo), indicaram uma alta heterogeneidade florística entre todas as áreas estudadas (Figura 13). Os valores do coeficiente de Jaccard entre a paisagem urbana florestal se mantiveram com grande heterogeneidade florística com 100% abaixo de 0,5 (Figura 14a), valor considerado limite para florestas heterogêneas; para os valores de Morisita-Horn tivemos 100% dos valores  $\leq 0,5$  (Figura 14b), o que indica também grande heterogeneidade da abundância relativa das espécies entre as amostras (KENT; COKER, 1992; FELFILI et al., 2011).

A análise de correspondência distendida (DCA) mostrou forte presença de um gradiente ambiental tanto na paisagem regional (Figura 15a), quanto na paisagem urbana (Figura 15b), com autovalores bastantes significativos para todos os ambientes estudados, considerando o conceito de autovalor significativo ( $> 0,3$ ) para florestas heterogêneas (FELFILI et al., 2011).

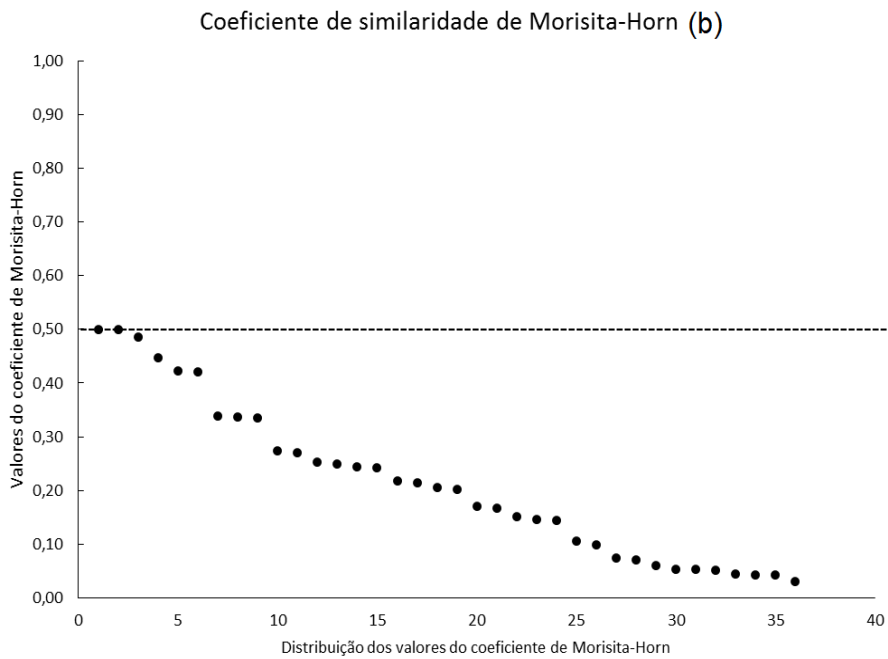
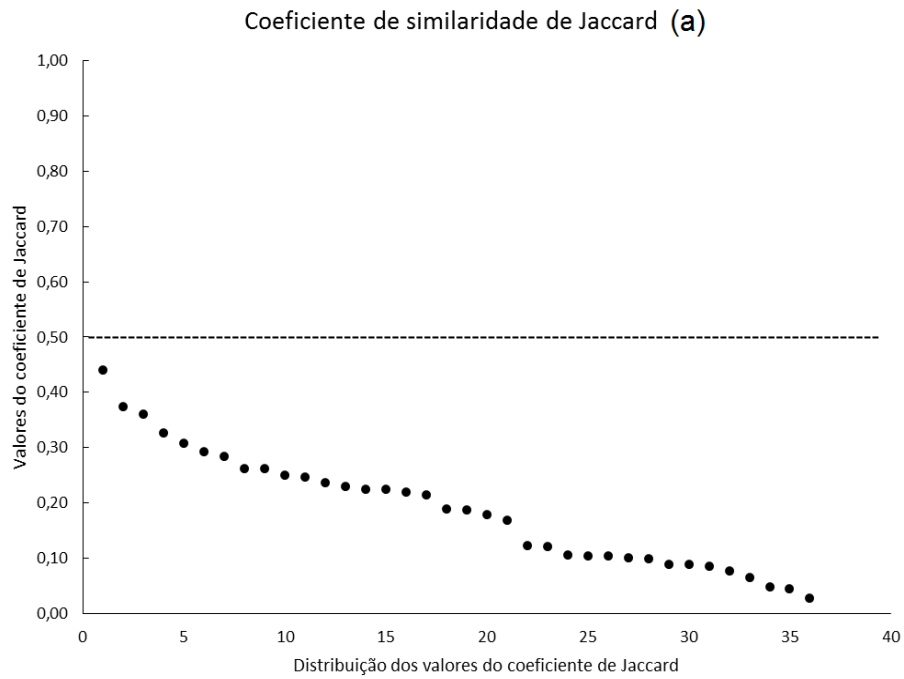
A análise do conjunto da paisagem regional (controle, relicto, agricultura abandonada e terraplanagem) mostrou os maiores autovalores nos dois eixos: 1 (0,891); 2 (0,535); a paisagem urbana (relicto, agricultura abandonada e terra planagem) ficou em segundo lugar com autovalores nos dois eixos: 1 (0,891); 2 (0,535); os menores autovalores o grupo dos ambientes florestais (controle, relicto, agricultura abandonada e terra planagem) (tabela 4).



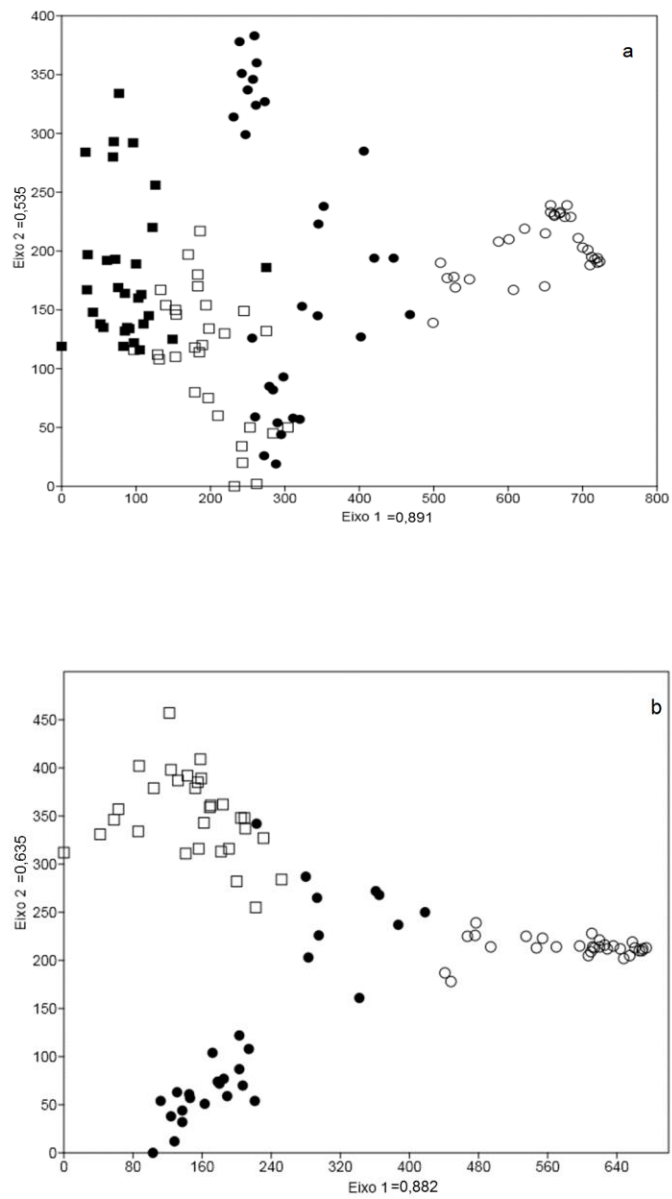
**Figura 13:** Dendrogramas gerados através dos coeficientes de Jaccard (a) (qualitativo) e Morisita-Horn (b) (quantitativo) para a análise de classificação de espécies entre as áreas dos ambientes florestais. Siglas dos ambientes florestais: controle (CON), relicto (REL), agricultura abandonada (AGR) e terraplanagem (TER). Método de agrupamento: UPGMA.

**Tabela 4:** Matriz de similaridade obtida por meio do coeficiente de Jaccard (qualitativo) e Morisita-Horn (quantitativo, com destaque para os valores iguais a 0,5), entre as áreas florestais urbanas.

	MORISITA-HORN								
	AGR-1	AGR-2	AGR-3	REL-1	REL-2	REL-3	TER-1	TER-2	TER-3
AGR-1	*	0,252	0,243	0,269	0,447	0,420	0,336	0,144	0,167
AGR-2	0,250	*	0,274	0,202	0,338	0,243	0,152	0,052	0,073
AGR-3	0,215	0,236	*	0,171	0,250	0,218	0,098	0,044	0,052
REL-1	0,263	0,225	0,220	*	0,486	0,422	0,043	0,029	0,042
REL-2	0,361	0,263	0,247	0,327	*	0,500	0,214	0,070	0,105
REL-3	0,440	0,226	0,230	0,284	0,375	*	0,146	0,051	0,060
TER-1	0,189	0,101	0,077	0,028	0,099	0,123	*	0,499	0,206
TER-2	0,188	0,122	0,104	0,045	0,104	0,089	0,308	*	0,337
TER-3	0,168	0,107	0,090	0,048	0,066	0,087	0,180	0,293	*
JACCARD									



**Figura 14:** Distribuição dos valores dos coeficientes de Jaccard (a) (qualitativo) e Morisita-Horn (b) (quantitativo) entre as áreas dos ambientes florestais, conforme a Tabela 2.



**Figura 15:** Análise de ordenação de espécies entre as parcelas das áreas florestais no conjunto da paisagem regional, considerando (a) com as parcelas do ambiente florestal “controle” e (b) sem as parcelas do ambiente florestal “controle”. Análise de Correspondência Distendida (DCA). Valor dos Eixos: (a) Eixo 1 (0,891) e Eixo 2 (0,535); (b) Eixo 1 (0,882) e Eixo 2 (0,635). Siglas dos ambientes florestais: CON ( ■ ),REL( □ ),AGR( ● ),TER( ○ ).



**Tabela 5:** Autovalores dos eixos da análise de Correspondência Distendida (DCA) entre as áreas estudadas do conjunto das florestas urbanas.

<b>Conjunto</b>	<b>Autovalores da DCA</b>	
	<b>Eixo 1</b>	<b>Eixo 2</b>
Regional	0,891	0,535
Urbana	0,882	0,635
CON	0,622	0,509
REL	0,607	0,428
AGR	0,729	0,352
TER	0,735	0,459

## DISCUSSÃO

### Diversidade alfa

As análises de diversidade local (alfa) corroboraram a hipótese levantada, sendo possível notar de forma clara que as comunidades arbóreas possuem um padrão de diversidade e estrutura diretamente relacionadas ao grau de maturidade da floresta, e ao histórico de perturbação antrópica.

Os valores obtidos pela riqueza potencial projetada, assim como o padrão de acumulação de espécies feito a partir das análise da curva de rarefação, e todos os outros valores citados anteriormente para o ambiente florestal controle, corrobora com as premissas de que a recuperação da riqueza de espécies e da diversidade, em florestas tropicais secundárias pode ser influenciada, principalmente, pelo histórico de perturbação da área (BROWN; LUGO, 1990; CHAZDON, 2012).

Os valores obtidos do índice de diversidade de Shannon encontrado para as áreas controle foram altos e variam de ( $H' = 4,37$  a  $4,17$  nats.ind<sup>-1</sup>), estão de acordo com os valores encontrados em florestas maduras na Floresta Atlântica onde há pouquíssima intervenção antrópica (CARVALHO et al., 2007; CYSNEIROS et al., 2015; MORENO; NASCIMENTO; KURTZ, 2003). Em outro estudo GONZAGA et al., (2008) compararam 24 fragmentos florestais localizados na região e encontraram valores de  $H'$  que variaram entre  $3,18$  nats.ind<sup>-1</sup> num fragmento secundário, e  $4,47$  nats.ind<sup>-1</sup> para outra área mais preservada.

Além dos parâmetros de diversidade, foi possível observar que a estrutura (área basal) nos ambientes florestais segue um padrão inversamente proporcional ao acúmulo da biomassa estocada em relação ao grau de distúrbios antrópicos, indo no sentido dos maiores valores para áreas que não sofreram ou sofrem pouco impactos antrópicos como “controle” CON-1 ( $16,56\text{m}^2/0,4\text{ha}$ ) até os menores valores para as áreas severamente afetadas pelos impactos antropogênicos como a terraplanagem TER-3 ( $4,28\text{ m}^2/0,4\text{ha}$ ). A área basal pode ser um excelente descritor estrutural da comunidade, pois se relaciona diretamente com as estratégias de alocação de recursos nas comunidades arbóreas (FELDPAUSCH et al., 2007; CHAZDON, 2008; POORTER et al., 2016), com essas medidas podemos interpretar

se houve no passado impacto significativo, como corte seletivo ou se está ocorrendo uma dificuldade de progressão dos processos sucessionais para a maturidade e maior alocação de biomassa nos fragmentos em estudo (EWEL, 1980; GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; CHAZDON, 2012).

Quando analisamos o ambiente florestal “controle” podemos notar que o histórico de preservação nas áreas foi crucial para que a área basal superasse as do ambiente urbano (CLARK et al., 1997; DISLICH; PIVELLO, 2002; SALLES; SCHIAVINI, 2007). Isso se deve ao fato de serem áreas maduras de estágios sucessionais tardios (FRANKLIN; VAN PELT, 2004), além de estarem situadas em unidades de conservação fora da matriz urbana com histórico pretérito de preservação (BROWN; LUGO, 1990; CHAZDON, 2012; CYSNEIROS et al., 2015), portanto foram capazes de acumular maior volume de biomassa ao longo do tempo (CHAZDON et al., 2009; POORTER et al., 2016; TABARELLI et al., 2012).

As comunidades arbóreas das áreas “relictos” estão em ambientes florestais que permaneceram praticamente sem impactos antrópicos diretos ao longo do tempo de regeneração, pois possuíam um relevante histórico de conservação. Porém todas as áreas estão sob as influências das variáveis antropogênicas criadas no ambiente urbano de forma indireta como: ilhas de calor, grande número de construções, superfícies impermeáveis, retenção de recursos bióticos e abióticos (ARONSON et al., 2014; REICHERT; SUZUKI; REINERT, 2007). As modificações criadas pelo ambiente urbano, também alteram as condições microclimáticas dos fragmentos florestais numa escala local, podendo levar ao favorecimento de maior amplitude de habitats nesses ambientes, justificando uma maior riqueza e diversidade nessas áreas (ARONSON et al., 2014; MCKINNEY, 2006). Esses ambientes florestais possuem históricos e tempos diferentes no processo de restauração, porém todos eles foram capazes de manter uma elevada riqueza e altos índices de diversidades e equabilidade como os das áreas controle (tabela 2).

Os fragmentos “relictos” possuem elevados índices de diversidade, mesmo quando comparados à áreas mais maduras inventariadas na região da Zona da Mata fora da matriz urbana (3,02 a 4,2 nats.ind<sup>-1</sup>) (BORÉM; OLIVEIRA-FILHO, 2002; MEIRA-NETO; MARTINS, 2002; SILVA et al., 2004). Os fragmentos no ambiente urbano, muitas vezes são pequenos e pouco conectados, mesmo assim são extremamente importantes para a manutenção da biodiversidade da flora regional

(KAGEYAMA P. Y., 1987 ; BRANCALION et al., 2010), é um importante instrumento na conservação *in situ*, pois serve como fonte de recursos e abrigo faunístico, banco genético e fonte de propágulos (YOUNG; BOSHIER; BOYLE, 2000), possuem grande singularidade de espécies e elevada heterogeneidade, mesmo se comparado fora do ambiente urbano. Possuem uma elevada riqueza projetada, e seus elevados valores de equabilidade nos mostram uma alta heterogeneidade de espécies, ou seja não há dominância de uma única espécie na comunidade.

Podemos perceber também que o número de espécies localmente raras no ambiente florestal “relictos” se manteve elevado, assim como os número da área controle, a raridade da espécies pode estar relacionada a baixa densidade populacional, restrição na distribuição geográfica, ou mesmo a especificidade de nichos; porém é comum em florestas tropicais um elevado número de espécies que ocorrem em baixa densidade e frequência (CHAZDON et al., 2009). A dificuldade de se encontrar as espécies raras na comunidade devido a sua baixa densidade e frequência, não está ligado ao seu grau de importância, pelo contrário, pois muitas são espécies chave, e possuem papel fundamental para manter o ambiente florestal em equilíbrio (SCARANO, 2009).

Os ambientes florestais relictos são os sobreviventes de uma flora existente na região que se desenvolvia em equilíbrio no passado, hoje mesmo estando no perímetro urbano, ficando expostos ao ambiente construído, com todas as modificações antrópicas negativas, que dificultariam o processo de manutenção e restauração da diversidade (ARONSON et al., 2014) , foram capazes de manter altos valores tanto em estrutura quanto em diversidade assim com a riqueza projetada, ficaram próximas das áreas controle. Nesse ambiente também obtivemos uma baixa dominância, devido à alta heterogeneidade de espécies, e um elevado número de espécies raras. Mesmo com todos os impactos sofridos nesses ambientes, no passado e até hoje, ainda assim demonstram ser imprescindíveis para a conservação da biota regional (YOUNG; BOSHIER; BOYLE, 2000).

A substituição das florestas causadas pela introdução de sistemas agrícolas leva a um desequilíbrio no ecossistema florestal, e conseqüentemente a diminuição da riqueza como observado nas áreas “agricultura abandonada”, pois a retirada da comunidade vegetal original e posterior desenvolvimento das culturas agrícolas, na grande maioria das vezes com o manejo inadequado, levam ao rompimento do

equilíbrio entre os ecossistemas edáfico e vegetal, conseqüentemente uma grave modificação das suas propriedades químicas, físicas e biológicas ( REINERS et al., 1994; MITCHE et al., 2000).

Podemos observar um declínio tanto na riqueza quanto na diversidade no ambiente florestal “agricultura abandonada”, declínio esse observado também pelos estimadores de riqueza. Apenas os valores de AGR-1 aproximaram das áreas “controle” e “relicto”, mesmo sendo AGR-1 uma área proveniente de pastagem abandonada, conseguiu ao longo do tempo da regeneração manter os valores de riqueza e diversidade próximos a das áreas pouco entropizadas, provavelmente por possuir um componente arbóreo em estágio inicial de sucessão secundária desde a década de 1960.

O ambiente florestal “agricultura abandonada” possui a segunda maior média de área basal do estudo (11.73 m<sup>2</sup>/0.4ha), mas que na realidade foi tendenciada pelo maior valor encontrado de área basal em AGR-3 (18.94 m<sup>2</sup>/0.4ha). A exceção do alto valor da área basal em AGR-3, pode ser explicado por seu histórico pretérito onde se constituía uma floresta secundária na qual havia lavouras de café sombreado há pelo menos 70 anos com espécies de grande porte como (*Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F.Macbr. e *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan) além da forte dominância de *Euterpe edulis* Mart. (OLIVEIRA-NETO; NASCIMENTO; CARVALHO, 2017); apenas essas três espécies juntas totalizam (11.33 m<sup>2</sup>/0.4ha), aproximadamente 60% da biomassa de toda área AGR-3. Os outros valores encontrados para área AGR-1 (7.68 m<sup>2</sup>/0.4ha) e AGR-2 (8.57 m<sup>2</sup>/0.4ha), são baixos quando comparados às áreas maduras do controle ou em estágio intermediário de sucessão como no relicto. Esses baixos valores podem ser o reflexo dos significativos impactos antrópicos criados pelas alterações agrícolas sofridas nesses ambientes, mesmo esses impactos que ocorreram num passado distante, a pelo menos 80 anos atrás.

Após mais de 70 anos de processo de regeneração as demais áreas do ambiente florestal “agricultura abandonada” não foram capazes de manter elevado número de riqueza e diversidade, assim como o menor número de espécies raras, que tiveram seus valores próximos das áreas mais impactadas como “terraplanagem”, que são áreas que tiveram tanto a estrutura quanto a fertilidade edáfica bastante alteradas pelos diferentes tipos e intensidades no manejo dos

solos. No entanto, podemos observar que no parâmetro equabilidade os valores da “agricultura abandonada” se mantiveram próximos aos das áreas controle e relicto, demonstrando uma baixa dominância de espécies na comunidade, mesmo com histórico de modificações antrópicas pretéritas principalmente no ambiente edáfico, não foram capazes de criar um ambiente de favorecimento de espécies dominantes (CATFORD et al., 2012), com exceção de AGR-3, onde há predomínio de *E. edulis*, uma espécie típica de ambientes florestais em estágios mais avançados (OLIVEIRA NETO et al. 2017).

Quando não há alterações no solo e se preserva o seu estado natural, este tende a apresentar características físicas adequadas ao desenvolvimento normal da comunidade arbórea ao longo do tempo (REICHERT; SUZUKI; REINERT, 2007). O processo de movimentação do solo por mecanização ocorreu de forma mais intensa nos ambientes florestais “terraplanagem”, onde obtivemos os menores índices de riqueza e diversidade além de grande monodominância tanto de espécies nativas quanto exóticas. O processo de construção do *Campus* da UFJF movimentou grandes quantidades de solo, e como resultado da movimentação e da mecanização, esses ambientes tiveram os solos compactados para criar a topografia desejada no projeto, além de terem sido compactados pelo tráfego do maquinário de grande porte nesses ambientes (RICHART et al., 2005; AVES; SUZUKI; SUZUKI, 2007). O revolvimento de camadas de solo mais profundas trazidas à superfície e posterior compactação, são capazes de alterar características edáficas que influenciam a germinação, emergência das plântulas, desenvolvimento radicular, assim como as fases posteriores de crescimento e desenvolvimento da comunidade vegetal (BRANCALION; LIMA; RODRIGUES, 2013; RICHART et al., 2005).

Foi possível perceber principalmente nos ambientes florestais “terraplanagem” que os baixos valores obtidos de riqueza, diversidade e equabilidade, assim como os de riqueza projetada, foram proporcionais ao grau de impacto sofrido nas áreas. Nesses ambientes onde o solo foi degradado, e as paisagens são extremamente fragmentadas, foi observado que a riqueza e o número de espécies raras, que conseguiram permanecer na área restaurada em médio e longo prazos foi muito menor do que o esperado, provavelmente devido às limitações impostas pelos fatores de degradação (BRANCALION; LIMA; RODRIGUES, 2013; RANTA et al., 1998; RODRIGUES et al., 2011).

Mesmo com a proximidade (< 1 km) entre os fragmentos da “terraplanagem” com demais categorias (AGR-1 e REL-3), não foi suficiente para permitir que os ambientes florestais da terraplanagem obtivessem valores de riqueza e diversidade próximos. Esses fragmentos são o reflexo das modificações causadas pelo ambiente urbano construído no seu entorno, pois estão mais susceptíveis as alterações criadas pela paisagem antrópica, tanto numa escala micro quanto macro, de forma direta e indireta ao longo do tempo (BROWDER, 2002). A fragmentação leva a perda de várias espécies vegetais (GARDNER et al., 2009), o ambiente construído promove dentre vários efeitos negativos o impedimento da dispersão de diásporos, a defaunação que é a perda rápida e drástica de várias espécies de animais, principalmente de aves e mamíferos de médio e grande porte (CANALE et al., 2012; CULOT et al., 2013; DIRZO et al., 2014; JORGE et al., 2013), dificultando o progresso da sucessão florestal nessas áreas.

Os ambientes florestais “terraplanagem” obtiveram os menores valores de acúmulo de biomassa média entre os fragmentos analisados com (7.5 m<sup>2</sup>/0.4ha), e um valor muito baixo para uma área TER-3 com (4.28 m<sup>2</sup>/0.4ha). Porém as áreas TER-1(25.06m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>) e TER-2 (20.6m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>) possuem valores próximos as áreas de agricultura que foram abandonas e estão em regeneração a pelo menos 80 anos. Podemos notar nos dois fragmentos TER1 e TER-2 a grande presença da espécie exótica *Pinus elliottii* L., que possui crescimento rápido e conseqüentemente grande incorporação de biomassa aérea ( NUÑEZ; MEDLEY, 2011; BECHARA; REIS; TRENTIN, 2014). O fragmento TER-3 possui também uma forte dominância na comunidade arbórea, porém nesse caso representado pela espécie nativa *E. erythropappus* (DC.) MacLeish, que é típica de região com condições microclimáticas severas, de elevada altitude, solos rasos e pobres em nutrientes, como os campos rupestres (RIBEIRO; FONSECA; CARVALHO, 2016). A espécie *E. erythropappus* pode ter se desenvolvido no ambiente drasticamente antropizado, pois possui características de sobreviver em ambientes inóspitos (SCARANO, 2002; PÉREZ et al., 2004). O favorecimento à introdução de espécies exóticas é uma das características mais notáveis em florestas urbanas com intenso histórico de perturbação, podendo levar a importantes modificações do equilíbrio biótico e abiótico (HOBBS et al., 2006; MASCARO et al., 2008; SILVA, 2014; KOWARIK, 2003).

De maneira geral observamos que o histórico de perturbação foi crucial para que os fragmentos pudessem acumular a biomassa de forma diferenciada, mostrando uma relação inversa entre o acúmulo de biomassa e o grau de antropização nos ambientes florestais (POORTER et al., 2016). Foi possível também perceber pela análise de regressão linear que as variáveis riqueza, diversidade e equabilidade mostram um claro padrão de distribuição decrescente dos valores na reta, sendo os maiores valores as áreas mais preservadas como “relicto”, e os menores valores as áreas que sofreram maiores impactos antrópicos como “terraplanagem”. Podemos observar um agravamento das condições de regeneração quando comparadas ao ambiente natural, pois se tratam de fragmentos no ambiente urbano, onde as modificações das condições naturais foram severas (MCKINNEY, 2006). Os caminhos a serem seguidos pelos processos sucessionais variam conforme a amplitude do distúrbio, uso da terra, tempo de recuperação, proximidade da floresta primária e disponibilidade de fauna (CHAZDON et al., 2007); nas áreas estudadas, os caminhos seguidos foram marcados sobretudo pela movimentação e compactação do solo devido à terraplanagem (REICHERT; SUZUKI; REINERT, 2007), o que possibilitou a criação das difíceis condições de restauração da estrutura da comunidade original, favorecendo também a dominância de espécies exóticas,(MASCARO et al., 2008; JOLY et al., 2014; ODUOR; LEIMU; VAN KLEUNEN, 2016), todo esse quadro resultou num menor acúmulo de biomassa nesses fragmentos estudados.

As alterações criadas no ambiente urbano antrópico, como mudança nas condições microclimáticas, pequeno tamanho dos fragmentos, baixa conectividade, alterações físicas e biológicas, podem impactar a estrutura, a riqueza e diversidade (ARONSON et al., 2014; MCKINNEY, 2006). Porém essas alterações podem levar ao favorecimento de uma maior amplitude de habitats nesses ambientes, ao formar condições singulares para a criação de vários ecossistemas diferentes do natural, mas que mesmo assim ainda abrigam uma importante riqueza e diversidade da flora arbórea.

Estudos sobre a diversidade nas florestais tropicais são muito importantes, principalmente nos *hotspots* que sofrem grande perda da biodiversidade, ainda mais nos fragmentos urbanos, onde a expansão e pressão humana sobre os recursos naturais são ainda mais acelerada. O conhecimento da biodiversidade urbana, cuja



as características são sigulares, são fundamentais para a restauração e conservação da flora arbórea regional, a partir desse conhecimento, solidificar as ações para a sua proteção, manejo e interligação da paisagem (CLARK et al., 1997; BLOOD et al., 2016).

### **Diversidade beta**

A hipótese de que comunidades arbóreas fragmentadas na paisagem urbana estariam sujeitas a homogeneização da diversidade regional (beta) (MCKINNEY, 2006; JOLY et al., 2014; MAGNAGO et al., 2014), não foi confirmada pelas análises realizadas. Todas as análises multivariadas demonstraram elevada dissimilaridade (ou seja, elevada heterogeneidade) entre os fragmentos, independente de seu tipo fitofisionômico.

Foi possível observar um baixo número de espécies compartilhadas entre as localidades, evidenciando a alta diversidade beta nesses ambientes florestais urbanos (CONDIT et al., 2008); também podemos perceber que a heterogeneidade florística, provavelmente está ligada ao histórico de perturbação e uso da terra, a que cada fragmento urbano ficou exposto ao longo dos anos. A maior diversificação das condições ambientais criadas nos fragmentos urbanos pode ser responsável pela criação de habitats heterogêneos, que podem favorecer a criação de novos nichos e permitindo as diferentes espécies, novas formas de explorar os recursos ambientais, dando suporte para o aumento da diversidade arbórea (CONDIT et al., 2008).

Podemos perceber pelas análises de correspondência distendida (DCA), no conjunto da paisagem regional, tendo como parâmetro a área mais preservada o ambiente florestal controle, a formação de um gradiente no sentido das áreas mais conservadas em direção as que sofreram maior impacto antrópico (“terraplanagem”). Mesmo com os diferentes históricos de impactos antrópicos no passado, ainda assim podemos perceber que o ambiente urbano detém considerável diversidade numa escala de paisagem urbana (DE CÁCERES et al., 2012).

Quando analisadas somente as áreas do conjunto da paisagem urbana, observamos a formação de três grupos, e conseqüentemente o agrupamento mais

específico dos fragmentos com seus respectivos ambientes florestais, que são o reflexo das grandes modificações causadas pelo ambiente urbano, e que estão representadas na forma de grupos com grande autocorrelação e que ainda possuem elevada dissimilaridade florística (HAHS et al., 2009; MCDONNELL; HAHS, 2013), mesmo com relativa proximidade entre os fragmentos urbanos, estes ainda assim guardam importante heterogeneidade arbórea.

As florestas tropicais estão cada vez mais sujeitas às modificações do uso da terra, tendo como principal reflexo dessas modificações a fragmentação de habitats, que altera o ecossistema florestal, criando uma nova paisagem biogeográfica, mudando seu microclima, sua estrutura de nichos, interações biológicas, processos de dispersão; contudo espera-se que estas modificações sejam guiadas pela dinâmica de metapopulação (HUBBELL, 2001; FAHRIG, 2003; JOLY et al., 2014). Entretanto os fragmentos florestais no ambiente urbano criam um paisagem biogeográfica inserida da matriz urbana, que é severamente alterada por esse novo ambiente construído, cujas características são capazes de modificar ainda mais a dinâmica de metapopulações, tanto na escala temporal quanto na espacial (HAHS; EVANS, 2015).

O ambiente urbano antropizado é capaz de promover distúrbios físicos e biológicos, causando também grandes alterações micro climáticas, podendo levar a dominância de espécies mais adaptadas aos ambientes modificados, mas a partir da análise da distribuição dos valores do coeficiente de similaridade florística entre a paisagem urbana florestal, foi possível observar que todos valores ficaram abaixo de ( $< 0,5$ ), reforçaram a grande heterogeneidade florística apresentada entre os fragmentos estudados. As dificuldades ou limitações dos processos estocásticos da dispersão, criados no ambiente urbano, podem atuar na mudança e distribuição espacial das espécies. A limitação da dispersão pode gerar uma maior concentração de determinadas espécies em alguns pontos na paisagem, podendo ser responsável pelo aumento da heterogeneidade florística local (CONDIT et al., 2008; HUBBELL, 2001).

O ambiente urbano pode ser visto também como local que sofreu drásticas modificações, segundo MORSE (2014), quando no ambiente ocorrem alterações antrópicas de forma intencional ou não, mas que são suficientes para ultrapassar um limiar ecológico, que impeça o retorno ao estado anterior desse ecossistema sem a

ação humana, esse ambiente é caracterizado como *Novel Ecosystems*, e conseqüentemente ocorre grande mudança no número e composição de espécies.

O conhecimento dos padrões de diversidade beta nos fragmentos florestais urbanos de Juiz de Fora são fundamentais para a restauração e conservação da biodiversidade da flora arbórea regional, pois mesmo com severas perdas bióticas, ainda assim guardam um importante acervo da biodiversidade regional, contribuindo com fonte de sementes e organismos na viabilidade biológica regional; somente através da sua compreensão poderemos criar ações para a sua preservação (CLARK et al., 1997; BLOOD et al., 2016).

## **CONCLUSÕES**

A partir dos resultados foi possível observar que existe uma relação bem definida entre as comunidades arbóreas e os padrões de riqueza, diversidade e estrutura, em relação ao grau de maturidade da floresta, conservação, tempo e histórico de perturbação. Foi possível observar que as perturbações sofridas no passado nas florestas tropicais são fundamentais na determinação da heterogeneidade florística e estrutural desses ambientes, comprometendo assim a dinâmica dos processos sucessionais.

A hipótese 1 (diversidade alfa) previa que o histórico de perturbação e regeneração influenciariam nos parâmetros da diversidade local das comunidades, com perspectiva de aumento da diversidade diretamente relacionado ao aumento maturidade florestal. Esta hipótese foi corroborada, sendo encontrados maiores valores de riqueza, assim com índice de diversidade, nos fragmentos controle, pois são áreas de preservação ambiental (RPPNs) fora do ambiente urbano, relacionado ao histórico de impactos antrópicos. Porém todos os outros fragmentos estão inseridos dentro da matriz urbana, portanto sujeitos as mais diversas interferências antrópicas. Esses fragmentos tiveram seu histórico marcado por diferentes graus de intervenção humana, assim como diferentes processos de restauração. As análises revelaram um nítido padrão de agrupamento entre os quatro ambientes florestais, que foi decrescente nos valores de riqueza, índices de diversidade e equabilidade, entre áreas mais preservadas, com as que sofreram maiores impactos antrópicos.

A hipótese 2 (diversidade beta) previa uma baixa heterogeneidade florística na paisagem, especialmente entre os fragmentos mais impactados por atividades

antrópicas, seguindo a premissa da homogeneização biótica em florestas secundárias urbanas. Esta hipótese não foi corroborada, pois todas as análises multivariadas demonstraram elevada dissimilaridade (ou seja, elevada heterogeneidade) entre os fragmentos, independente de seu tipo fitofisionômico. Foi possível observar um baixo número de espécies compartilhadas entre as localidades, tanto em termos qualitativos quanto quantitativos, evidenciando a alta diversidade beta nesses ambientes florestais urbanos. Também foi possível perceber que a heterogeneidade florística provavelmente está ligada ao histórico de perturbação e uso da terra, condicionando os gradientes observados nas distribuições das espécies observados nas ordenações.

### **CONSIDERAÇÕES FINAIS**

A crescente e acelerada conversão de áreas naturais pela urbanização, com a retirada da paisagem natural pela imposição do ambiente construído, impermeabilizado e verticalizado das cidades pode ser considerado uma das maiores ameaças à biodiversidade, não só em escala mundial, mas também regionalmente.

A fragmentação da paisagem altera de forma radical as condições microclimáticas e relações ecossistêmicas; nas cidades o ambiente construído verticalizado, dificultando o fluxo gênico entre os fragmentos gerando aumento na mortalidade, desequilíbrio nas populações de espécies, levando-os a uma perda acelerada da diversidade biológica.

O estudo da flora arbórea resultante deste trabalho revelou grande riqueza e biodiversidade encontradas numa pequena parcela dos fragmentos da área urbana, mesmo com os diferentes históricos de impactos e preservação a que ficaram expostos. Considerando que a grande maioria dos fragmentos municipais possui pequenas dimensões, porém quando somados possuem elevada valor de cobertura florestal no ambiente urbano, portanto assumem grande importância na paisagem natural, sendo extremamente relevante a condução de estudos que gerem informações sobre sua complexidade estrutural e biodiversidade.

É fundamental proteger as áreas extensas e evitar a fragmentação das florestas contínuas ainda existentes, mas também de extrema importância preservação dos fragmentos florestais remanescentes no ambiente urbano, pois

estes servem como importante patrimônio genético da flora regional, pois são fonte de matrizes (sementes ou mudas) para o reflorestamento e a ampliação da cobertura florestal, principalmente para áreas críticas da paisagem. São necessárias rigorosas medidas de controle do uso do fogo, introdução de espécies de plantas exóticas invasoras, e uso de defensivos agrícolas em áreas próximas aos fragmentos florestais.

A preservação dos fragmentos podem subsidiar ações de fomento a conexão entre manchas das florestas urbanas, assim como estimular a ligação entre os fragmentos, florestas ciliares e unidades de conservação em determinada região do município, a fim de proteger espécies raras ou que necessitem de áreas maiores para seu estabelecimento.

A carência de dados sobre a flora arbórea dos remanescentes florestais urbanos em nosso município, faz com que sejam necessários mais estudos para a compreensão da dinâmica dos padrões de estrutura da comunidade, sua riqueza, e biodiversidade em relação às novas condições apresentadas pelo ambiente urbano.

Torna-se cada vez ainda mais urgente a ação de políticas que sejam capazes não só da diminuição das paisagens antropizadas, mas que permitam o avanço dos estágios sucessionais desses ambientes já modificados, para que seja possível a conservação da biodiversidade e seus serviços ambientais prestados.

Os legisladores municipais devem incorporar medidas de proteção do ambiente natural em seus projetos de desenvolvimento urbano, para que se possa buscar o equilíbrio entre ambiente construído e o natural.

Os órgãos governamentais responsáveis pelo gerenciamento e conservação dos recursos naturais, devem pautar suas políticas na compreensão dos padrões naturais, na mensuração da biodiversidade e na complexidade das suas mudanças, tanto localmente quanto regionalmente; e só assim poder basear suas ações para mitigação dos impactos da sua perda.

A sinergia entre as políticas públicas tendo como embasamento o conhecimento técnico científico pode resultar em importantes e consistentes mudanças em direção ao equilíbrio ecossistêmico.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACHARD, F. et al. Determination of deforestation rates of the world ' s humid tropical forests. **Science**, v. 297, n. August, p. 999–1002, 2002.

ÁLVAREZ-YÉPIZ, J. C. et al. Variation in vegetation structure and soil properties related to land use history of old-growth and secondary tropical dry forests in northwestern Mexico. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 3, p. 355–366, 2008.

ALVES, M. C.; SUZUKI, L. G. A. S.; SUZUKI, L. E. A. S. Densidade do solo e infiltração de água como indicadores da qualidade física de um Latossolo Vermelho distrófico em recuperação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 4, p. 617–625, ago. 2007.

ALVEY, A. A. Promoting and preserving biodiversity in the urban forest. **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 5, n. 4, p. 195–201, 2006.

ANDERSON, M. J. et al. Navigating the multiple meanings of b diversity: A roadmap for the practicing ecologist. **Ecology Letters**, v. 14, n. 1, p. 19–28, 2011.

ARAÚJO-SILVA, M. F. DE et al. **Complementaridade ecológica : a diversidade alfa e beta na Floresta Atlântica pernambucana**. Recife: [s.n.].

ARONSON, M. F. J. et al. A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. **Proceedings. Biological sciences / The Royal Society**, v. 281, n. 1780, p. 1–8, 2014.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Plant b-diversity in fragmented rain forests: Testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. **Journal of Ecology**, v. 101, n. 6, p. 1449–1458, 2013.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: New insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews**, v. 92, n. October, p. 326–340, 2015.

BAISER, B. et al. Pattern and process of biotic homogenization in the New Pangaea. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 279, n. 1748, p. 4772–4777, 2012.

BARNOSKY, A. D. et al. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived?

**Nature**, v. 471, n. 7336, p. 51–57, 2011.

BARROS, N. DO A. **História regional, café e indústria: A Zona da Mata de Minas Gerais**. XXIII Simpósio Nacional de História. **Anais...** Londrina: 2005

BARROS, K. A. R. T. DE. **LEVANTAMENTO DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS DA CIDADE DE JUIZ DE FORA, MINAS GERAIS - BRASIL**. [s.l.] Universidade Federal de Juiz de Fora., 2015.

BAYNES, J. et al. Effects of fragmentation and landscape variation on tree diversity in post-logging regrowth forests of the Southern Philippines. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 5, p. 923–941, 2016.

BECHARA, F. C.; REIS, A.; TRENTIN, B. E. Invasão biológica de pinus elliottii var. elliottii no parque estadual do rio vermelho, Florianópolis, SC. **Floresta**, v. 44, n. 1, p. 63–72, 2014.

BENINDE, J.; VEITH, M.; HOCHKIRCH, A. Biodiversity in cities needs space: A meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. **Ecology Letters**, v. 18, n. 6, p. 581–592, 2015.

BERMINGHAM, E.; DICK, C. W.; MORITZ, C. **Tropical rainforests: past, present & future**. [s.l.] University of Chicago Press, 2005.

BLASER, J. et al. **Status of Tropical Forest Management 2011**. Yokohama, Japan.: International Tropical Timber Organization, 2011. v. 38

BLOOD, A. et al. How do urban forests compare? Tree diversity in urban and periurban forests of the southeastern US. **Forests**, v. 7, n. 6, 2016.

BONGERS, F. et al. The potential of secondary forests. **Science (New York, N.Y.)**, v. 348, n. 6235, 2015.

BORÉM, R. A. T.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. DE. Fitossociologia Do Estrato Arbóreo Em Uma Topossequência Alterada De Mata Atlântica, No Município De Silva Jardim-Rj, Brasil. **Revista Árvore**, v. 26, n. 6, p. 727–742, 2002.

BOTERO, C.J.; MARTINEZ, H.E.P.; SANTOS, R. H. S. CHARACTERISTICS OF SHADE-GROWN COFFEE ( Coffea arabica L.) IN NORTH OF LATIN AMERICA AND BRAZIL: A COMPARATIVE ANALYSIS. **Coffee Science**, p. 94–102, 2006.

BRANCALION, P. H. S. et al. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de ... INSTRUMENTOS LEGAIS PODEM CONTRIBUIR PARA A RESTAURAÇÃO DE FLORESTAS TROPICAIS BIODIVERSAS 1. **Revista Árvore**, v. 34, n. 3, p. 455–470, 2010.

- BRANCALION, P. H. S.; LIMA, L. R.; RODRIGUES, R. R. Restauração ecológica como estratégia de resgate e conservação da biodiversidade em paisagens antrópicas tropicais. In: IN: PERES, C.A.; BARLOW, J.; GARDNER, T.A.; VIEIRA, I. C. G. (ORGS. . (Ed.). . **Cap. 26**. 1ª ed. Curitiba: [s.n.]. p. 565–587.
- BROOKS, T. M. et al. Habitat Loss and Extinction in the Hotspots of Biodiversity Pérdida de Hábitat y Extinciones en Áreas Críticas para la Biodiversidad. **Conservation Biology**, v. 16, n. 4, p. 909–923, 2002.
- BROWDER, J. O. The urban-rural interface: Urbanization and tropical forest cover change. **Urban Ecosystems**, v. 6, p. 21–41, 2002.
- BROWN, S.; LUGO, A. E. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 6, n. 1, p. 1–32, 1990.
- CALMON, M. et al. Emerging Threats and Opportunities for Large-Scale Ecological Restoration in the Atlantic Forest of Brazil. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 2, p. 154–158, 2011.
- CANALE, G. R. et al. Pervasive defaunation of forest remnants in a tropical biodiversity hotspot. **PLoS ONE**, v. 7, n. 8, p. 1–9, 2012.
- CARNEIRO, J. S.; VALERIANO, D. D. M. PADRÃO ESPACIAL DA DIVERSIDADE BETA DA MATA ATLÂNTICA – UMA ANÁLISE DA DISTRIBUIÇÃO DA BIODIVERSIDADE EM BANCO DE DADOS GEOGRÁFICOS. **Anais XI SBSR**, p. 629–636, 2003.
- CARVALHO, W. A. C. et al. Variação espacial da estrutura da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua em Piedade do Rio Grande, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 2, p. 315–335, 2007.
- CATFORD, J. A. et al. The intermediate disturbance hypothesis and plant invasions: Implications for species richness and management. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 14, n. 3, p. 231–241, 2012.
- CÉLIA, I.; VIEIRA, G.; GARDNER, T. A. Florestas secundárias tropicais : ecologia e importância em paisagens antrópicas. **Bol. Mus. Para. Emilio Goeldi. Ciências Naturais**, p. 191–194, 2012.
- CHAO, A. et al. Rarefaction and Extrapolation with Hill Numbers: A Framework for Sampling and Estimation in Species Diversity Studies. v. 84, n. 1, p. 45–67, 2014.
- CHAZDON, R. L. Tropical forest recovery: Legacies of human impact and natural disturbances. **Perspect. Plant Ecology Evolution and Systematics**, v. 6, n. 1,2, p.



51–71, 2003.

CHAZDON, R. L. et al. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 362, n. 1478, p. 273–289, 2007.

CHAZDON, R. L. et al. The potential for species conservation in tropical secondary forests. **Conservation Biology**, v. 23, n. 6, p. 1406–1417, 2009.

CHAZDON, R. L. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 195–218, 2012.

“CHOKKALINGAM DE JONG, W.”, U.; CHOKKALINGAM, U.; JONG, W. I. L. D. E. Secondary forest: a working definition and typology. **International Forestry Review**, v. 3, n. 1, p. 19–26, 2001.

CLARK, J. R. et al. a Model of Urban Forest Sustainability. v. 23, n. 1, p. 17–30, 1997.

CLAVEL, J.; JULLIARD, R.; DEVICTOR, V. Worldwide decline of specialist species: Toward a global functional homogenization? **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 9, n. 4, p. 222–228, 2011.

COLWELL, R. K.; CODDINGTON, J. A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transactions of the Royal Society (Series B)**, v. 311, p. 118–345, 1994.

CONDIT, R. S. et al. Beta-Diversity in Tropical Forest Trees. **Science**, v. 295, p. 666–669, 2008.

CONNELL, J. H. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. **Science, New Series**, v. 199, n. 4335, p. 1302–1310, 1978.

COSTA, C. et al. Evolução Das Pastagens Cultivadas E Do Efetivo Bovino No Brasil. **Vet. e Zootec.**, v. 15, p. 8–17, 2008.

CULOT, L. et al. Selective defaunation affects dung beetle communities in continuous Atlantic rainforest. **Biological Conservation**, v. 163, p. 79–89, 2013.

CYSNEIROS, V. C. et al. Diversity, community structure and conservation status of an Atlantic Forest fragment in Rio de Janeiro State, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 15, n. 2, p. 1–15, 2015.

DE CÁCERES, M. et al. The variation of tree beta diversity across a global network of forest plots. **Global Ecology and Biogeography**, v. 21, n. 12, p. 1191–1202, 2012.

- DEAN, W. **A ferro e fogo a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. 1. ed. [s.l.] Companhia das Letras, 1997.
- DESTRO, J. A. DE S. Café e Pecuária em Juiz de Fora – 1896-1930. v. 1, n. 1, p. 35–65, 2006.
- DIRZO, R. et al. Defaunation in the Anthropocene. **Science**, v. 345, n. 6195, p. 401–406, 2014.
- DISLICH, R.; PIVELLO, V. G. Tree Structure and Species Composition Changes in an Urban Tropical Forest Fragment (São Paulo, Brazil) During a Five-Year Interval. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**, v. 20, p. 1–11, 2002.
- DRINNAN, I. N. The search for fragmentation thresholds in a Southern Sydney Suburb. **Biological Conservation**, v. 124, n. 3, p. 339–349, 2005.
- EISENLOHR, P. V.; DE OLIVEIRA-FILHO, A. T.; PRADO, J. The Brazilian Atlantic Forest: new findings, challenges and prospects in a shrinking hotspot. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2129–2133, 2015.
- EWEL, J. Tropical Succession: Manifold Routes to Maturity. **Biotropica**, v. 12, n. 2, p. 2–7, jun. 1980.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annu Rev Ecol Evol Syst**, v. 34, p. 487–515, 2003.
- FELDPAUSCH, T. R. et al. Secondary forest growth deviation from chronosequence predictions in central Amazonia. **Global Change Biology**, v. 13, n. 5, p. 967–979, 2007.
- FELFILI, J. M. et al. **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos**. 1. ed. Viçosa: Editora UFV, Universidade Federal de Viçosa, 2011.
- FONSECA, C. R.; CARVALHO, F. A. Floristic and Phytosociological Aspects of the Tree Community in an Urban Atlantic Forest Fragment (Juiz De Fora, State of Minas Gerais, Brazil). **Bioscience Journal**, v. 28, n. 5, p. 820–832, 2012.
- FONSECA DA SILVA, J. Dynamics of novel forests of *Castilla elastica* in Puerto Rico: From species to ecosystems. **Ecology and Evolution**, v. 5, n. 16, p. 3299–3311, 2014.
- FONTANA, C. S.; BURGER, M. I.; MAGNUSSON, W. E. Bird diversity in a subtropical South-American City: Effects of noise levels, arborisation and human population density. **Urban Ecosystems**, v. 14, n. 3, p. 341–360, 2011.
- FRANKLIN, J. F.; VAN PELT, R. Spatial aspects of structural complexity in old-

growth forests. **Journal of Forestry**, v. 103, n. 3, p. 22–28, 2004.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA E INPE. **ATLAS DOS REMANESCENTES FLORESTAIS DA MATA ATLÂNTICA PERÍODO 2013-2014**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, 2015.

GARDNER, T. A. et al. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Ecology Letters**, v. 12, n. 6, p. 561–582, 2009.

GARDNER, T. A. et al. Predicting the Uncertain Future of Tropical Forest Species in a Data Vacuum. **BIOTROPICA** 39. v. 39, n. 1, p. 25–30, 2015.

GEIST, H. J.; LAMBIN, E. F. Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. **BioScience**, v. 52, n. 2, p. 143, 2002.

GIVNISH, T. J. On the causes of gradients in tropical tree diversity. **Journal of Ecology**, v. 87, n. 2, p. 193–210, 1999.

GONZAGA, A. P. D. et al. Diagnóstico florístico-estrutural do componente arbóreo da floresta da Serra de São José, Tiradentes, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, n. 2, p. 505–520, 2008.

GOTELLI, N.; COLWELL, R. Chapter 4: Estimating species richness. In: MAGURRAN, A.E.; MCGILL, B. J. (Ed.). **Biological Diversity. Frontiers in Measurement and Assessment**. Oxford: Oxford University Press, 2010. p. 39–54.

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying Biodiversity: Procedures and Pitfalls in the Measurement and Comparison of Species Richness. **Ecology Letters**, v. 4, n. 4, p. 379–391, 2001.

GRIMM, N. B. et al. Global Change and the Ecology of Cities. **Science (New York, N.Y.)**, v. 319, n. 5864, p. 756–760, 2008.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: Changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148, n. 1–3, p. 185–206, 2001.

GUNERALP, B.; SETO, K. C. Futures of global urban expansion: uncertainties and implications for biodiversity conservation. **Environmental Research Letters**, v. 8, n. 1, p. 1–10, 2013.

GUREVITCH, J.; SCHEINER, S. M.; FOX, G. A. **Ecologia vegetal**. [s.l.] ARTMED, 2009.

HAHS, A. K. et al. A global synthesis of plant extinction rates in urban areas. **Ecology Letters**, v. 12, n. 11, p. 1165–1173, nov. 2009.

HAHS, A. K.; EVANS, K. L. Expanding fundamental ecological knowledge by studying urban ecosystems. **Functional Ecology**, v. 29, n. 7, p. 863–867, 2015.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A.; RYAN, D. D. PAST: PALEONTOLOGICAL STATISTICS SOFTWARE PACKAGE FOR EDUCATION AND DATA ANALYSIS. **Palaeontologia Electronica** 178kb. T. Harper. **Geological Museum**, v. 4, n. 4, p. 5–7, 2001.

HANSKI, I. Habitat loss, the dynamics of biodiversity, and a perspective on conservation. **Ambio**, v. 40, n. 3, p. 248–255, 2011.

HOBBS, R. J. et al. Novel ecosystems: Theoretical and management aspects of the new ecological world order. **Global Ecology and Biogeography**, v. 15, n. 1, p. 1–7, 2006.

HUBBELL, S. P. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. [s.l.] Princeton University Press, 2001.

HUSTON, M. A. **Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes**. [s.l.] Cambridge University Press, 1994.

IBGE. **IBGE Censo 2010**. Disponível em: <<http://www.censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?dados=8>>. Acesso em: 31 jan. 2017.

JOLY, C. A. et al. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives Tansley review Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459–473, 2014.

JORGE, M. L. S. P. et al. Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. **Biological Conservation**, v. 163, p. 49–57, 2013.

JOST, L. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. **Ecology**, v. 88, n. 10, p. 2427–2439, 2007.

KAGEYAMA P. Y. Conservação in situ de recursos genéticos de plantas. **IPEF**, p. 7–37, 1987.

KAREIVA, P. et al. Domesticated nature: shaping landscapes and ecosystems for human welfare. **Science**, v. 316, n. 5833, p. 1866–1869, 2007.

KENDAL, D.; DOBBS, C.; LOHR, V. I. Global patterns of diversity in the urban forest: Is there evidence to support the 10/20/30 rule? **Urban Forestry and Urban Greening**, v. 13, n. 3, p. 411–417, 2014.

- KENT, M.; COKER, P. **Vegetation description and analysis: a practical approach.** [s.l.] CRC Press, 1992.
- KOLEFF, P.; GASTON, K. J.; LENNON, J. J. Measuring beta diversity for presence – absence data. **Journal of Animal Ecology**, v. 72, p. 367–382, 2003.
- KOWARIK, I. Human agency in biological invasions: secondary releases foster naturalisation and population expansion of alien plant species. **Biological Invasions**, v. 5, p. 293–312, 2003.
- LAURANCE, W. F. et al. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. **Ecology**, v. 87, n. 2, p. 469–482, 2006.
- LAURANCE, W. F. et al. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. **PLoS ONE**, v. 2, n. 10, p. 1–8, 2007.
- LETCHER, S. G.; CHAZDON, R. L. Rapid recovery of biomass, species richness and species composition in a forest chronosequence in Northeastern Costa Rica. **Biotropica**, v. 41, n. 5, p. 608–617, 2009.
- LEVINS, R. **Evolution in changing environments; some theoretical explorations.** [s.l.] Princeton University Press, 1968.
- LIEBSCH, D.; MARQUES, M. C. M.; GOLDENBERG, R. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, v. 141, n. 6, p. 1717–1725, 2008.
- LIMA, R. A. F. et al. How much do we know about the endangered Atlantic Forest? Reviewing nearly 70 years of information on tree community surveys. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2135–2148, 2015.
- LOSOSOVÁ, Z. et al. Biotic homogenization of urban floras by alien species: The role of species turnover and richness differences. **Journal of Vegetation Science**, v. 27, n. 3, 2016.
- MAÇANEIRO, J. P. et al. Paradox Between Species Diversity and Conservation: A Subtropical Atlantic Forest Reserve in Brazil Has Similar Tree Species Diversity to Unprotected Sites in the Same Region. **Tropical Conservation Science**, v. 9, n. 4, 2016.
- MAGNAGO, L. F. S. et al. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. **Journal of Ecology**, v. 102, n. 2, p. 475–485, 2014.

- MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. [s.l.] Princeton University Press, 1988.
- MAGURRAN, A. E. **Measuring Biological Diversity**. [s.l.] John Wiley & Sons, 2013.
- MAGURRAN, A. E.; MC GILL, B. J. **Biological diversity: frontiers in measurement and assessment**. Oxford Uni ed. Oxford: [s.n.].
- MARCHESE, C. Biodiversity hotspots: A shortcut for a more complicated concept. **Global Ecology and Conservation**, v. 3, p. 297–309, jan. 2015.
- MARTINS, K. G. et al. Effects of soil conditions on the diversity of tropical forests across a successional gradient. **Forest Ecology and Management**, v. 349, n. February 2016, p. 4–11, 2015.
- MASCARO, J. et al. Limited native plant regeneration in novel, exotic-dominated forests on Hawai'i. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 4, p. 593–606, 2008.
- MAURER, B. A.; MCGILL, B. J. Neutral and non-neutral macroecology. **Basic and Applied Ecology**, v. 5, n. 5, p. 413–422, 2004.
- MCDONNELL, M. J.; HAHS, A. K. The future of urban biodiversity research: Moving beyond the “low-hanging fruit”. **Urban Ecosystems**, v. 16, n. 3, p. 397–409, 2013.
- MCINTYRE, N. E. Ecology of Urban Arthropods: A Review and a Call to Action. **Annals of the Entomological Society of America**, v. 93, n. 4, p. 825–835, 2000.
- MCKINNEY, M. L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. **Biological Conservation**, v. 127, n. 3, p. 247–260, jan. 2006.
- MEIRA-NETO, J. A. A.; MARTINS, F. R. Composição florística de uma floresta estacional semidecidual montana no município de viçosa- MG. **R. Árvore**, v. 26, n. 4, p. 437–446, 2002.
- MESQUITA, R. C. G. et al. Alternative succesional pathways in the amazon basin. **Journal of Ecology**, v. 89, p. 528–537, 2001.
- MICHEL, N. L. The Future of Forests. **Conservation Biology**, 2015.
- MITCHE, T. et al. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: Implications for restoration ecology. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 328–338, 2000.
- MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 786–792, 2000.
- MORENO, M. R.; NASCIMENTO, M. T.; KURTZ, B. C. ESTRUTURA E

COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA DO ESTRATO ARBÓREO EM DUAS ZONAS ALTITUDINAIS NA MATA ATLÂNTICA DE ENCOSTA Introdução As áreas de Mata Atlântica ainda hoje bem preservadas estão localizadas basicamente em escarpas muito íngremes ou em altitudes elevadas. **Atlantic**, v. 17, n. 3, p. 371–386, 2003.

MORSE, N. B. et al. Novel ecosystems in the Anthropocene: A revision of the novel ecosystem concept for pragmatic applications. **Ecology and Society**, v. 19, n. 2, p. 1–12, 2014.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in ecology & evolution**, v. 10, n. 2, p. 58–62, 1995.

MYERS, N. Threatened biotas: “hot spots” in tropical forests. **The Environmentalist**, v. 8, n. 3, p. 187–208, 1988.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 24 fev. 2000.

NORDEN, N. et al. Resilience of tropical rain forests: Tree community reassembly in secondary forests. **Ecology Letters**, v. 12, n. 5, p. 385–394, 2009.

NUÑEZ, M. A.; MEDLEY, K. A. Pine invasions: Climate predicts invasion success; something else predicts failure. **Diversity and Distributions**, v. 17, n. 4, p. 703–713, 2011.

ODUOR, A. M. O.; LEIMU, R.; VAN KLEUNEN, M. Invasive plant species are locally adapted just as frequently and at least as strongly as native plant species. **Journal of Ecology**, v. 104, n. 4, p. 957–968, jul. 2016.

OLIVEIRA-NETO, N. E.; NASCIMENTO, D. R.; CARVALHO, F. A. Biodiversity inventory of trees in a neotropical secondary forest after abandonment of shaded coffee plantation Norberto (no prelo). **iForest-Biogeosciences and Forestry**, 2017.

PÉREZ, J. F. M. et al. Sistema de manejo para a candeia - *Eremanthus erythropappus* (DC.) MacLeish – a opção do sistema de corte seletivo. **Cerne**, v. 10, n. 2, p. 257–273, 2004.

PIELOU, E. C. Ecological Diversity. **John Wiley & Sons, Inc.**, p. New York, 1975.

POORTER, L. et al. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. **Nature**, v. 530, n. 7589, p. 211–214, 2016.

RANTA, P. et al. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: Size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, n. 3, p. 385–403, 1998.

- REICHERT, J. M.; SUZUKI, L. E. A. S.; REINERT, D. J. Compactação Do Solo Em Sistemas Agropecuários E Florestais: Identificação, Efeitos, Limites Críticos E Mitigação. **Tópicos em Ciência do Solo**, p. 49–134, 2007.
- REINERS, W. A. et al. Tropical Rain Forest Conversion to Pasture : Changes in Vegetation and Soil Properties. **Ecological Application**, v. 4, n. 2, p. 363–377, 1994.
- RIBEIRO, J. H. C.; FONSECA, C. R.; CARVALHO, F. A. The Woody Vegetation of Quartzite Soils in a Mountain Landscape in the Atlantic Forest Domain (South-Eastern Brazil): Structure, Diversity and Implications for Conservation. **Edinburgh Journal of Botany**, p. 1–18, 2016.
- RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.
- RICHART, A. et al. Compactação do solo: causas e efeitos. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 26, n. 3, p. 321–344, 2005.
- ROBINSON, J. M. **Forest Resources of the Mackenzie River Basin, Northwest Territories**. [s.l: s.n.]. v. 10
- RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1242–1251, 2009.
- RODRIGUES, R. R. et al. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1605–1613, 2011.
- SALLES, J. C.; SCHIAVINI, I. Estrutura e composição do estrato de regeneração em um fragmento florestal urbano: implicações para a dinâmica e a conservação da comunidade arbórea. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 1, p. 223–233, 2007.
- SANTO-SILVA, E. E. et al. The nature of seedling assemblages in a fragmented tropical landscape: Implications for forest regeneration. **Biotropica**, v. 45, n. 3, p. 386–394, 2013.
- SANTOS, B. A. et al. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 141, n. 1, p. 249–260, 2008.
- SAX, D. F.; GAINES, S. D. Species diversity: From global decreases to local



increases. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 18, n. 11, p. 561–566, 2003.

SCARANO, F. R. Structure, function and floristic relationships of plant communities in stressful habitats marginal to the Brazilian Atlantic rainforest. **Annals of Botany**, v. 90, n. 4, p. 517–524, 2002.

SCARANO, F. R. Plant communities at the periphery of the Atlantic rain forest: Rare-species bias and its risks for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1201–1208, 2009.

SILVA, W. M. DA et al. Regeneração natural de espécies arbustivo-arbóreas em dois trechos de uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG. **Scientia Forestalis**, v. 66, p. 169–179, 2004.

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.

SLOAN, S. et al. Remaining natural vegetation in the global biodiversity hotspots. **Biological Conservation**, v. 177, p. 12–24, 2014.

SPELLERBERG, I.; FEDOR, P. A tribute to Claude Shannon (1916–2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the “Shannon–Wiener” Index. **Global ecology and biogeography**, v. 12, n. 3, p. 177–179, 2003.

SPGE. **ANUÁRIO ESTATÍSTICO DE JUIZ DE FORA - 2008**. Disponível em: <[https://www.pjf.mg.gov.br/cidade/anuario\\_2008/index.html](https://www.pjf.mg.gov.br/cidade/anuario_2008/index.html)>. Acesso em: 1 jan. 2017.

TABARELLI, M. I. et al. Secondary forests as biodiversity repositories in human-modified landscapes: insights from the Neotropics. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat**, v. 7, n. 3, p. 319–328, 2012.

TILMAN, D. et al. Habitat destruction and the extinction debt. **Nature**, v. 371, n. 6492, p. 65–66, 1994.

TILMAN, D.; PACALA, S. W. The maintenance of species richness in plant communities. In: RICKLEFS, R. E.; SCHLUTER, D. (Eds.). . **Species Diversity in Ecological Communities**. Chicago: University of Chicago Press, 1993. p. 13–25.

TOLE, L. Sources of deforestation in tropical developing countries. **Environmental Management**, v. 22, n. 1, p. 19–33, 1998.

TURNER, I. M. et al. A century of plant species loss from an isolated fragment of lowland tropical rain forest. **Conservation Biology**, v. 10, n. 4, p. 1229–1245, 1996.

WHITTAKER, R. H. Evolution and Measurement of Species Diversity. **Taxon**, v. 21,

n. 2–3, p. 213–251, 1972.

WHITTAKER, R. J.; WILLIS, K. J.; FIELD, R. Scale and species richness : towards a general , theory of species diversity hierarchical. **Diversity**, v. 28, n. 4, p. 453–470, 2001.

WILLIAMS, K. J. et al. Forests of East Australia: The 35th Biodiversity Hotspot. In: **Biodiversity Hotspots**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2011. p. 295–310.

WRIGHT, S. J. The future of tropical forests. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1195, p. 1–27, 2010.

WRIGHT, S. J.; MULLER-LANDAU, H. C. The Future of Tropical Forest Species1. **Biotropica**, v. 38, n. 3, p. 287–301, 2006.

YANG, J. et al. The compositional similarity of urban forests among the world’s cities is scale dependent. **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, n. 12, p. 1413–1423, 2015.

YOUNG, A. G. (ANDREW G.; BOSHIER, D.; BOYLE, T. J. B. **Forest conservation genetics : principles and practice**. [s.l.] CSIRO Pub., 2000.

YOUNG, C. E. F. Causas socioeconômicas do desmatamento da Mata Atlântica brasileira. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. DE G. (Eds.). . **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica, Conservação Internacional, 2005. p. 472.

## APÊNDICE

**Tabela A1:** Lista de espécies encontradas nos ambientes florestais controle (Con), relicto (Rel), agricultura abandonada (Agr) e terra planagem (Ter). Ocorrência na área estudada = ocorrente (x); não ocorrente = ( ), Exóticas=(\*).

Família	Espécies	CON-1	CON-2	CON-3	REL-1	REL-2	REL-3	AGR-1	AGR-2	AGR-3	TER-1	TER-2	TER-3
<b>Apocynaceae</b>													
	<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.						X	X			X		
<b>Anacardiaceae</b>													
	<i>Mangifera indica</i> * L.										X		
	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi			X							X	X	
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	X	X	X	X	X	X	X					
	<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.	X	X			X	X	X					
<b>Annonaceae</b>													
	<i>Annona cacans</i> Warm.	X	X	X			X		X	X			
	<i>Annona dolabripetala</i> Raddi	X		X		X	X	X		X			X
	<i>Annona emarginata</i> (Schltdl.) H.Rainer	X											
	<i>Annona glabra</i> L.	X											
	<i>Annona mucosa</i> Jacq.	X	X										
	<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.					X	X	X		X			
	<i>Duguetia lanceolata</i> A.St.-Hil.						X						
	<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.				X								
	<i>Guatteria pohliana</i> Schltdl.		X										
	<i>Guatteria sellowiana</i> Schltdl.	X		X	X	X	X	X	X				
	<i>Guatteria villosissima</i> A.St.-Hil.			X		X	X						
	<i>Oxandra martiana</i> (Schltdl.) R.E.Fr.	X											
	<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	X	X	X	X	X		X	X	X			
	<i>Xylopia sericea</i> A.St.-Hil.				X	X			X	X			

<b>Apocynaceae</b>													
	<i>Aspidosperma parvifolium</i> A.DC.	X	X										
	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	X											
	<i>Aspidosperma ramiflorum</i> Müll.Arg.					X							
	<i>Aspidosperma spruceanum</i> Benth. ex Müll.Arg.	X	X	X						X			
	<i>Tabernaemontana laeta</i> Mart.				X	X				X			
<b>Aquifoliaceae</b>													
	<i>Ilex cerasifolia</i> Reissek					X							
	<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	X		X			X						
	<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek		X										
<b>Araliaceae</b>													
	<i>Schefflera angustissima</i> (Marchal) Frodin	X											
	<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi				X	X							
	<i>Schefflera longipetiolata</i> (Pohl ex DC.) Frodin & Fiaschi	X		X									
	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.				X	X							
	<i>Schefflera vinosa</i> (Cham. & Schldl.) Frodin & Fiaschi	X	X										
<b>Areaceae</b>													
	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	X	X	X	X		X						X
	<i>Geonoma schottiana</i> Mart.												X
	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman						X		X				
<b>Asteraceae</b>													
	<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish							X				X	X
	<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.						X	X		X	X		X
<b>Bignoniaceae</b>													
	<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.		X		X		X	X	X				
	<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	X					X	X		X			X
	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos												X
	<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.					X	X			X	X		
	<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.				X				X	X			

	<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	X	X	X	X								
	<i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum.									X			
<b>Boraginaceae</b>													
	<i>Cordia aberrans</i> I.M.Johnst.	X											
	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell				X					X			
	<i>Cordia magnoliifolia</i> Cham.		X			X							
	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.					X	X	X	X				
	<i>Cordia superba</i> Cham.			X									
	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.			X									
<b>Burseraceae</b>													
	<i>Crepidospermum atlanticum</i> Daly				X	X							
	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	X	X	X						X			
	<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.			X									
<b>Cannabaceae</b>													
	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume					X							
<b>Cardiopteridaceae</b>													
	<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard		X										
<b>Caricaceae</b>													
	<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	X		X									
<b>Casuarinaceae</b>													
	<i>Casuarina equisetifolia</i> L.*										X		
<b>Celastraceae</b>													
	<i>Anthodon decussatum</i> Ruiz & Pav.	X		X									
	<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers) A.C.Sm.		X										
	<i>Cheiloclinium serratum</i> (Cambess.) A.C.Sm.		X										
	<i>Maytenus brasiliensis</i> Mart.		X										
	<i>Maytenus communis</i> Reissek		X										
	<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek	X				X	X	X					
	<i>Maytenus floribunda</i> Reissek	X		X	X								

	<i>Maytenus gonoclada</i> Mart.	X	X	X	X	X	X		X	X			
	<i>Salacia elliptica</i> (Mart. ex Schult.) G.Don			X									
<b>Chrysobalanaceae</b>													
	<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.		X					X					
	<i>Licania kunthiana</i> Hook.f.		X		X				X				
<b>Clethraceae</b>													
	<i>Clethra scabra</i> Pers.		X										
<b>Clusiaceae</b>													
	<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	X											
	<i>Tovomita glazioviana</i> Engl.	X	X	X	X	X		X					
	<i>Tovomitopsis saldanhae</i> Engl.	X	X	X	X	X	X	X					
<b>Combretaceae</b>													
	<i>Buchenavia hoehneana</i> N.F.Mattos						X						
	<i>Terminalia argentea</i> Mart.			X	X	X							
<b>Cunoniaceae</b>													
	<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	X	X	X	X	X	X		X				
<b>Cyatheaceae</b>													
	<i>Cyathea corcovadensis</i> (Raddi) Domin					X							
	<i>Cyathea delgadii</i> Sternb.		X	X	X			X					
	<i>Cyathea phalerata</i> Mart.	X	X						X				
<b>Elaeocarpaceae</b>													
	<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.		X	X	X	X	X	X	X				
	<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.			X	X	X					X		
	<i>Sloanea retusa</i> Uittien						X						
<b>Erythroxylaceae</b>													
	<i>Erythroxylum citrifolium</i> A.St.-Hil.								X				
	<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.											X	
	<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A.St.-Hil.	X		X	X								
<b>Euphorbiaceae</b>													

	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	X				X	X	X		X	X	X	X
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X
	<i>Aparisthium cordatum</i> (A.Juss.) Baill.	X	X	X		X	X			X			
	<i>Croton celtidifolius</i> Baill.					X							
	<i>Croton floribundus</i> Spreng					X		X				X	
	<i>Croton salutaris</i> Casar.	X		X			X						
	<i>Croton urucurana</i> Baill.				X			X					
	<i>Euphorbia cotinifolia</i> L.*										X		
	<i>Mabea fistulifera</i> Mart.							X					
	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	X		X		X			X	X			
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong							X				X	
<b>Fabaceae</b>													
	<i>Abarema langsdorffii</i> (Benth.) Barneby & J.W.Grimes	X	X										
	<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record									X			
	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan		X		X		X	X	X	X			
	<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.										X	X	X
	<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) Benth.		X				X	X					
	<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.		X	X	X								
	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.					X	X		X	X			
	<i>Bauhinia pulchella</i> Benth.							X			X		
	<i>Bauhinia unguolata</i> L.		X										
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.			X									
	<i>Copaifera trapezifolia</i> Hayne	X		X	X								
	<i>Dalbergia foliolosa</i> Benth.	X											
	<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.					X		X	X	X	X	X	
	<i>Dalbergia villosa</i> (Benth.) Benth.	X							X				
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong				X							X	
	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli				X								
	<i>Hymenolobium janeirense</i> KuhlM.								X				

	<i>Inga capitata</i> Desv.			X									
	<i>Inga cylindrica</i> (Vell.) Mart.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		
	<i>Inga edulis</i> Mart.					X							
	<i>Inga flagelliformis</i> (Vell.) Mart.				X	X	X	X					
	<i>Inga marginata</i> Willd.		X	X									
	<i>Inga subnuda</i> Salzm. ex Benth.	X											
	<i>Inga virescens</i> Benth.			X									
	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit*										X		
	<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima				X								
	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	X		X	X	X		X	X				
	<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stelfeld			X								X	
	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	X			X	X	X	X		X		X	
	<i>Machaerium ruddianum</i> C.V.Mendonça & A.M.G.Azevedo			X									
	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	X		X						X			
	<i>Melanoxylon brauna</i> Schott								X				
	<i>Mimosa artemisiana</i> Heringer & Paula										X		
	<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze							X			X		
	<i>Ormosia altimontana</i> Meireles & H.C.Lima		X										
	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.								X			X	
	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.			X		X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Piptadenia paniculata</i> Benth.					X		X					
	<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	X				X	X	X	X	X		X	
	<i>Platypodium elegans</i> Vogel			X		X					X		
	<i>Poincianella pluviosa</i> (DC.) L.P.Queiroz						X				X		
	<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (DC.) G.P.Lewis & M.P.Lima	X				X			X				
	<i>Pseudopiptadenia leptostachya</i> (Benth.) Rauschert				X	X	X						
	<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	X											



	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake										X	X	
	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	X											
	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby						X	X			X	X	X
	<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby			X	X				X				
	<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville									X			
	<i>Stryphnodendron polyphyllum</i> Mart.				X	X	X	X	X				
	<i>Swartzia flaemingii</i> Raddi			X									
	<i>Swartzia macrostachya</i> Benth.	X											
	<i>Swartzia myrtifolia</i> Sm.				X	X	X	X					
	<i>Tachigali aurea</i> Tul.	X											
	<i>Tachigali paratyensis</i> (Vell.) H.C.Lima				X								
	<i>Tachigali rugosa</i> (Mart. ex Benth.) Zarucchi & Pipoly				X	X			X				
	<i>Tachigali vulgaris</i> L.G.Silva & H.C.Lima		X	X									
	<i>Zollernia ilicifolia</i> (Brongn.) Vogel	X											
<b>Hypericaceae</b>													
	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy				X	X			X				
	<i>Vismia magnoliifolia</i> Cham. & Schtdl.						X	X					
<b>Lacistemataceae</b>													
	<i>Lacistema pubescens</i> Mart.		X		X	X	X	X	X	X			
<b>Lamiaceae</b>													
	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke			X				X				X	X
	<i>Hyptidendron asperrimum</i> (Spreng.) Harley	X			X			X					
	<i>Vitex polygama</i> Cham.					X	X	X					
	<i>Vitex sellowiana</i> Cham.	X		X	X		X	X	X	X			
<b>Lauraceae</b>													
	<i>Beilschmiedia emarginata</i> (Meisn.) Kosterm.	X											
	<i>Beilschmiedia taubertiana</i> (Schwacke & Mez) Kosterm.		X										
	<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	X											

	<i>Cryptocarya micrantha</i> Meisn.		X										
	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	X					X	X					
	<i>Licaria bahiana</i> Kurz						X	X					
	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees		X		X					X			
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez		X				X	X			X		
	<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.				X								
	<i>Nectandra nitidula</i> Nees	X	X		X								
	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees			X	X	X	X	X	X	X			
	<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	X	X	X	X	X	X			X			
	<i>Ocotea brachybotrya</i> (Meisn.) Mez						X						
	<i>Ocotea catharinensis</i> Mez	X	X										
	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	X	X	X		X	X	X		X			
	<i>Ocotea cujumary</i> Mart.							X					
	<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	X			X	X	X	X	X	X			
	<i>Ocotea glaziovii</i> Mez	X											
	<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez		X			X							
	<i>Ocotea lanata</i> (Nees & Mart.) Mez	X	X										
	<i>Ocotea lancifolia</i> (Schott) Mez	X	X			X							
	<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez		X	X									
	<i>Ocotea longifolia</i> Kunth			X			X						
	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	X	X	X	X					X			
	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees					X	X	X		X			
	<i>Ocotea vaccinioides</i> (Meisn.) Mez		X										
	<i>Ocotea velloziana</i> (Meisn.) Mez				X		X						
	<i>Ocotea villosa</i> Kosterm.						X						
	<i>Persea americana</i> * Mill.							X			X		
	<i>Persea willdenovii</i> Kosterm.				X	X							
<b>Lecythydaceae</b>													
	<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	X	X										

<b>Malvaceae</b>													
	<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	X								X		X	
	<i>Eriotheca candolleana</i> (K.Schum.) A.Robyns	X				X		X					
	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.			X	X					X			
	<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.									X			
	<i>Pachira endecaphylla</i> (Vell.) Carv.-Sobr.	X											
	<i>Pachira glabra</i> Pasq.												X
	<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart. & Zucc.) A.Robyns					X							
<b>Melastomataceae</b>													
	<i>Miconia budlejoides</i> Triana	X	X			X	X	X					
	<i>Miconia chartacea</i> Triana					X							
	<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin			X		X	X	X	X		X	X	X
	<i>Miconia inconspicua</i> Miq.	X	X										
	<i>Miconia mellina</i> DC.					X		X					X
	<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin		X	X									
	<i>Miconia pyrifolia</i> Naudin	X											
	<i>Miconia sellowiana</i> Naudin			X									
	<i>Miconia trianae</i> Cogn.				X								X
	<i>Miconia tristis</i> Spring		X			X	X						
	<i>Miconia urophylla</i> DC.					X	X	X	X		X	X	
	<i>Miconia valtheri</i> Naudin			X									
	<i>Mouriri guianensis</i> Aubl.		X										
	<i>Tibouchina estrellensis</i> (Raddi) Cogn.							X			X	X	X
	<i>Tibouchina fissinervia</i> (Schrank & Mart. ex DC.) Cogn.		X										
	<i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn.								X				
	<i>Tibouchina mutabilis</i> (Vell.) Cogn.										X	X	
<b>Meliaceae</b>													
	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.		X	X	X	X	X	X	X	X			

	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	X			X								
	<i>Cedrela odorata</i> L.								X				
	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	X	X	X		X			X				
	<i>Trichilia casaretti</i> C.DC.	X		X									
	<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.				X	X				X			
	<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	X			X	X				X			
	<i>Trichilia emarginata</i> (Turcz.) C.DC.								X				
	<i>Trichilia hirta</i> L.	X	X							X			
	<i>Trichilia lepidota</i> Mart.			X	X	X		X					
<b>Monimiaceae</b>													
	<i>Macropeplus schwackeanus</i> (Perkins) I.Santos & Peixoto		X	X									
	<i>Mollinedia argyrogyna</i> Perkins				X		X						
	<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins		X		X		X						
	<i>Mollinedia triflora</i> (Spreng.) Tul.	X											
	<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.	X		X	X		X	X					
<b>Moraceae</b>													
	<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber									X			
	<i>Ficus adhatodifolia</i> Schott in Spreng.									X			
	<i>Ficus citrifolia</i> Mill.				X								
	<i>Ficus clusiifolia</i> Schott									X			
	<i>Ficus elastica</i> Roxb.*										X		
	<i>Ficus enormis</i> Mart. ex Miq.									X			
	<i>Ficus luschnathiana</i> (Miq.) Miq.		X										
	<i>Ficus macbridei</i> Standl.									X			
	<i>Ficus mexiae</i> Standl	X			X								
	<i>Morus nigra</i> L.									X			
	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.		X										
	<i>Sorocea guilleminiana</i> Gaudich.				X	X	X			X			
<b>Myristicaceae</b>													

	<i>Virola bicuhyba</i> (Schott ex Spreng.) Warb.	X	X	X	X	X	X						
<b>Myrtaceae</b>													
	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg		X										
	<i>Calyptranthes clusiifolia</i> O.Berg	X											
	<i>Calyptranthes widgreniana</i> O.Berg		X		X								
	<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.		X		X		X				X		
	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg			X		X							
	<i>Campomanesia laurifolia</i> Gardner			X	X					X			
	<i>Campomanesia pubescens</i> (Mart. ex DC.) O.Berg	X											
	<i>Eugenia brasiliensis</i> Lam.				X								
	<i>Eugenia candolleana</i> DC.		X										
	<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.		X										
	<i>Eugenia dodonaeifolia</i> Cambess.				X								
	<i>Eugenia florida</i> DC.									X			
	<i>Eugenia handroana</i> D.Legrand		X										
	<i>Eugenia handroi</i> (Mattos) Mattos		X										
	<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	X			X								
	<i>Eugenia involucrata</i> DC		X	X	X								
	<i>Eugenia longipedunculata</i> Nied.	X	X	X									
	<i>Eugenia moonioides</i> O.Berg		X										
	<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	X	X										
	<i>Eugenia subundulata</i> Kiaersk.			X	X		X	X	X				
	<i>Eugenia vattimoana</i> Mattos		X										
	<i>Eugenia widgrenii</i> Sond. ex O.Berg		X										
	<i>Marlierea dimorpha</i> O.Berg	X											
	<i>Marlierea eugenioides</i> (Cambess.) D.Legrand				X								
	<i>Marlierea excoriata</i> Mart.	X	X	X									
	<i>Marlierea laevigata</i> (DC.) Kiaersk.			X	X								
	<i>Marlierea obscura</i> O.Berg			X									

	<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand & Kausel		X										
	<i>Myrcia amazonica</i> DC.			X									
	<i>Myrcia anceps</i> (Spreng.) O.Berg			X									
	<i>Myrcia brunea</i> Cambess.	X											
	<i>Myrcia hartwegiana</i> (O.Berg) Kiaersk.		X										
	<i>Myrcia hebeptala</i> DC.	X											
	<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	X		X									
	<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.		X	X									
	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	X					X						
	<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum		X										
	<i>Psidium rufum</i> Mart. ex DC.			X									
	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels												X
	<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston								X	X			
<b>Nyctaginaceae</b>													
	<i>Guapira graciliflora</i> (Mart. ex Schmidt) Lundell		X										
	<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	X	X	X	X	X	X			X			
<b>Ochnaceae</b>													
	<i>Ouratea parviflora</i> (A.DC.) Baill.		X										
	<i>Ouratea semiserrata</i> (Mart. & Nees) Engl.	X											
<b>Olacaceae</b>													
	<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	X	X	X			X	X					
	<i>Chionanthus filiformis</i> (Vell.) P.S.Green	X											
<b>Peraceae</b>													
	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	X				X							
	<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.				X								
<b>Phyllanthaceae</b>													
	<i>Hieronyma alchorneoide</i> Allemão	X											
	<i>Hieronyma oblonga</i> (Tul.) Müll. Arg. Search in The	X											

	Plant List													
	<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão		X	X	X	X	X							
	<i>Hieronyma oblonga</i> (Tul.) Müll.Arg.			X										
<b>Phytolaccaceae</b>														
	<i>Seguieria langsdorffii</i> Moq.	X			X	X	X	X						
<b>Picramniaceae</b>														
	<i>Picramnia glazioviana</i> Engl.				X		X							
	<i>Picramnia ramiflora</i> Planch.		X											
<b>Pinaceae</b>														
	<i>Pinus elliottii</i> L.*										X	X		
<b>Piperaceae</b>														
	<i>Piper arboreum</i> Aubl.									X				
	<i>Piper cernuum</i> Vell.						X							
<b>Polygonaceae</b>														
	<i>Coccoloba declinata</i> (Vell.) Mart.	X												
	<i>Coccoloba warmingii</i> Meisn				X	X								
<b>Primulaceae</b>														
	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	X			X			X		X		X	X	X
	<i>Myrsine gardneriana</i> A.DC.	X												
	<i>Myrsine lancifolia</i> Mart.	X												
	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	X	X		X	X		X						
	<i>Myrsine venosa</i> A.DC.		X											
<b>Proteaceae</b>														
	<i>Roupala montana</i> Aubl.		X	X	X		X	X	X					X
<b>Rosaceae</b>														
	<i>Eriobotrya japonica</i> * (Thunb.) Lindl.									X				X
	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	X	X		X	X	X	X						
<b>Rubiaceae</b>														
	<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.					X			X					

	<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	X	X	X	X			X					
	<i>Bathysa australis</i> (A.St.-Hil.) K.Schum.	X			X	X	X	X					
	<i>Bathysa nicholsonii</i> K.Schum.			X									
	<i>Coffea arabica</i> L.									X			
	<i>Cordia elliptica</i> (Cham.) Kuntze		X										
	<i>Coussarea nodosa</i> (Benth.) Müll.Arg.	X	X										
	<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K.Schum.									X			
	<i>Faramea hyacinthina</i> Mart.					X							
	<i>Faramea multiflora</i> A.Rich. ex DC.		X					X					
	<i>Faramea nigrescens</i> Mart.		X										
	<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schltdl.	X				X							
	<i>Ixora brevifolia</i> Benth.	X							X				
	<i>Margaritopsis cephalantha</i> (Müll.Arg.) C.M.Taylor		X	X					X				
	<i>Margaritopsis chaenotricha</i> (DC.) C.M.Taylor		X										
	<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Schult.		X										
	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.			X									
	<i>Psychotria nuda</i> (Cham. & Schltdl.) Wawra				X								
	<i>Psychotria vellosiana</i> Benth		X	X	X	X	X	X	X			X	X
	<i>Schizocalyx cuspidatus</i> (A.St.-Hil.) Kainul. & B. Bremer	X	X	X		X	X						
<b>Rutaceae</b>													
	<i>Dictyoloma vandellianum</i> A.Juss	X		X									
	<i>Hortia brasiliana</i> Vand. ex DC.	X				X							
	<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.									X			
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.		X	X		X	X	X			X	X	
<b>Sabiaceae</b>													
	<i>Meliosma itatiaiae</i> Urb.		X	X									
<b>Salicaceae</b>													
	<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	X	X	X		X	X	X	X				
	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	X	X	X	X	X	X	X					



	<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler				X								
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw		X	X	X	X		X		X			
	<i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) Schrad. ex DC.									X			
	<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler					X							
<b>Sapindaceae</b>													
	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.				X	X	X	X	X	X			
	<i>Allophylus racemosus</i> Sw.			X						X			
	<i>Cupania emarginata</i> Cambess.				X	X							
	<i>Cupania ludowigii</i> Somner & Ferrucci	X	X	X	X	X	X	X	X	X			
	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.				X	X			X	X			
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	X	X	X	X		X	X		X			
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.									X			
	<i>Matayba marginata</i> Radlk					X		X					
<b>Sapotaceae</b>													
	<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.				X								
	<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.						X	X					
	<i>Pouteria guianensis</i> Aubl.		X	X									
<b>Siparunaceae</b>													
	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.					X			X	X			
<b>Solanaceae</b>													
	<i>Solanum cernuum</i> Vell.							X			X		
	<i>Solanum leucodendron</i> Sendtn.		X				X						
	<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.							X		X			
	<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.	X	X	X								X	
<b>Symplocaceae</b>													
	<i>Symplocos pubescens</i> Klotzsch ex Benth.						X						
<b>Theaceae</b>													
	<i>Laplacea fruticosa</i> (Schrad.) Kobuski	X	X		X	X	X						
<b>Thymelaeaceae</b>													

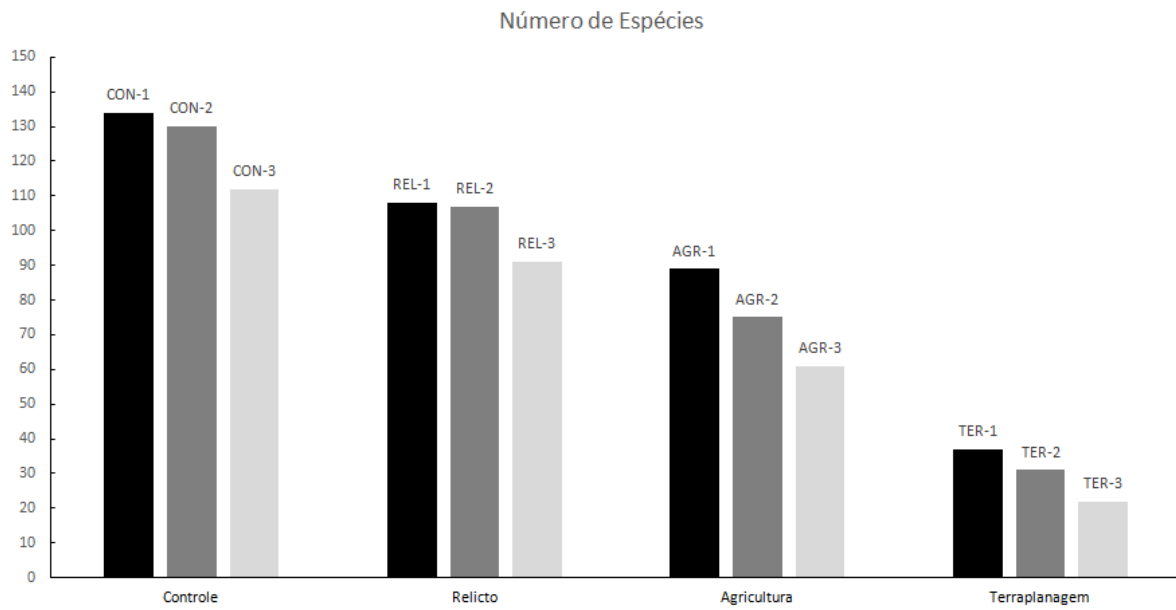
	<i>Daphnopsis brasiliensis</i> Mart.				X								
	<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevling	X	X										
<b>Urticaceae</b>													
	<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	X				X		X		X	X	X	
	<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	X		X			X						
	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul					X					X		
	<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini	X	X	X									
	<i>Pourouma guianensis</i> Aubl				X								
	<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	X											
<b>Verbenaceae</b>													
	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.										X		
<b>Vochysiaceae</b>													
	<i>Vochysia bifalcata</i> Warm.			X									
	<i>Qualea gestasiana</i> A.St. - Hil.	X	X	X									
	<i>Qualea lundii</i> (Warm.) Warm.	X											
	<i>Vochysia magnifica</i> Warm.				X	X	X	X	X		X		
	<i>Vochysia rectiflora</i> Warm.	X	X										
	<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.		X		X								

**Tabela A2:** Variação dos valores dos números de espécies, índices de diversidade Shannon (H'); Equabilidade de Pielou (J').

Fitofisionomias	Número de Espécies (S)			Diversidade de Shannon (H')			Equabilidade de Pielou (J')		
	< Valor	> Valor	Variação	< Valor	> Valor	Variação	< Valor	> Valor	Variação
<b>CON</b>	112 (CON-3)	134 (CON-1)	22	4,17 (CON-3)	4,37 (CON-1)	0,2	0,86 (CON-2)	0,89 (CON-1)	0,03
<b>REL</b>	91 (REL-3)	108 (REL-1)	17	3,91 (REL-3)	4,07 (REL-1)	0,79	0,87 (REL-1)	0,87 (REL-2-3)	0
<b>AGR</b>	61 (AGR-2)	89 (AGR-1)	28	2,83 (AGR-3)	3,85 (AGR-1)	1,02	0,66 (AGR-3)	0,86 (AGR-1)	0,2
<b>TER</b>	22 (TER-3)	37 (TER-1)	15	0,88 (TER-3)	1,44 (TER-2)	0,56	0,29 (TER-3)	0,73 (TER-1)	0,44

**Tabela A3:** Valores de Área basal para as fitofisionomias estudadas de acordo com as classes de diâmetro.

Classes de Diâmetro (cm)	Área Basal (m <sup>2</sup> )											
	CON-1	CON-2	CON-3	REL-1	REL-2	REL-3	AGR-1	AGR-2	AGR-3	TER-1	TER-2	TER-3
≥ 5	1.41	1.93	1.28	1.18	1.66	1.55	1.44	2.39	1.2	1.42	1.61	1.59
≥ 10	3.46	3.25	2.78	2.85	2.96	2.61	3.23	3.15	5.52	3.08	2.55	2.24
≥ 20	2.90	2.50	3.08	2.29	2.32	2.18	1.82	1.13	2.98	3.07	2.78	0.33
≥ 30	5.06	2.32	4.30	2.52	3.08	2.32	0.86	0.85	5.15	1.67	1.28	0.12
≥ 50	3.73	5.42	1.92	1.63	0.79	1.69	0.33	1.05	4.09	0.74	0	0
<b>TOTAL</b>	<b>16.56</b>	<b>15.42</b>	<b>13.36</b>	<b>10.47</b>	<b>10.81</b>	<b>10.35</b>	<b>7.68</b>	<b>8.57</b>	<b>18.94*</b>	<b>9.98</b>	<b>8.22</b>	<b>4.28</b>
<b>MÉDIA</b>	<b>15.11</b>			<b>10.54</b>			<b>11.73</b>			<b>7.50</b>		



**Figura A1:** Histograma do número de espécies encontrado em cada área de floresta e seus respectivos ambientes florestais.