

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

**Thiago Rubioli da Fonseca**

**DIVERSIDADE E ESTRUTURA DE FRAGMENTOS FLORESTAIS  
URBANOS: ABORDAGEM PRÁTICA DO CONCEITO DE “ECOSSISTEMAS  
EMERGENTES” (*NOVEL ECOSYSTEMS*) PARA A FLORESTA ATLÂNTICA**

JUIZ DE FORA

2016

**Thiago Rubioli da Fonseca**

**DIVERSIDADE E ESTRUTURA DE FRAGMENTOS FLORESTAIS  
URBANOS: ABORDAGEM PRÁTICA DO CONCEITO DE “ECOSSISTEMAS  
EMERGENTES” (*NOVEL ECOSYSTEMS*) PARA A FLORESTA ATLÂNTICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pósgraduação em Ecologia, da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos necessários à obtenção do Título de Mestre em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação de Recursos Naturais.

**Orientador: Prof. Dr. Fabrício Alvim Carvalho**

JUIZ DE FORA

2016

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

Rubioli, Thiago.

Diversidade e estrutura de fragmentos florestais urbanos : abordagem prática do conceito de 'Ecossistemas Emergentes' (Novel Ecosystems) para a Floresta Atlântica / Thiago Rubioli. -- 2016.  
77 f. : il.

Orientador: Fabrício Alvim Carvalho

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, 2016.

1. Novel Forests. 2. dominância de espécies. 3. espécies exóticas. 4. limiares ecológicos. 5. fragmentação. I. Carvalho, Fabrício Alvim, orient. II. Título.

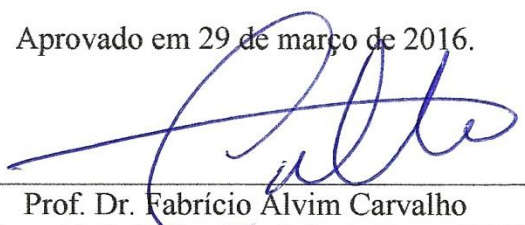
**DIVERSIDADE E ESTRUTURA DE FRAGMENTOS FLORESTAIS  
URBANOS: ABORDAGEM PRÁTICA DO CONCEITO DE “ECOSSISTEMAS  
EMERGENTES” (NOVEL ECOSYSTEMS) PARA A FLORESTA ATLÂNTICA**

**Thiago Rubioli da Fonseca**

**Orientador: Prof. Dr. Fabrício Alvim Carvalho**

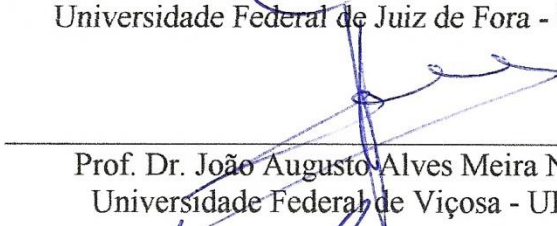
Dissertação apresentada ao Programa de Pósgraduação em Ecologia, da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos necessários à obtenção do Título de Mestre em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação de Recursos Naturais.

Aprovado em 29 de março de 2016.



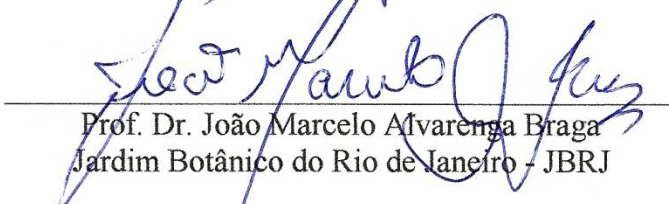
---

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



---

Prof. Dr. João Augusto Alves Meira Neto  
Universidade Federal de Viçosa - UFV



---

Prof. Dr. João Marcelo Alvarenga Braga  
Jardim Botânico do Rio de Janeiro - JBRJ

## **AGRADECIMENTOS**

Aos meus pais Geraldo e Ana Lucia, por todo o amor, carinho e compreensão. O apoio e liberdade que vocês sempre me deram foram fundamentais para minha felicidade e satisfação profissional!

Ao meu irmão Xurume (ou André), por seu pleno otimismo (que me falta, inclusive), incentivo, interesse e companheirismo incondicional em tudo que realizei e escolhi em minha vida.

À minha namorada Ludymila, por todo o amor, companhia diária e ajuda em campo nesses dois anos de mestrado. Os dias são mais felizes e os desafios se tornam mais fáceis com você ao meu lado!

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UFJF (PGECOL), pela oportunidade de crescimento profissional e pelo auxílio financeiro/logístico para as idas à campo e aos eventos científicos.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de estudo.

Ao meu orientador Prof. Fabrício A. Carvalho, pela amizade, confiança, paciência, ensinamentos, discussões (científicas ou não), momentos de descontração e trocas de boas músicas.

À todos os colegas do Laboratório de Ecologia Vegetal, principalmente Lucas Deziderio e Diego Raymundo, companheiros também de graduação, por todos os momentos vividos ao longo desses dois anos e, principalmente, pela ajuda na identificação de espécies e idas à campo.

Ao pesquisador e colega de laboratório MSc. Vinicius Campos, por ceder os dados da floresta controle.

Aos botânicos e especialistas Kelly Antunes, Leandro Assis, Ricardo Castro, Vinícius Dittrich, Fátima Salimena, Paulo Garcia e Luciana Leitão, pela ajuda também com a identificação correta de diversas espécies.

Aos curadores do Herbário Professor Leopoldo Krieger (CESJ), Prof. Vinícius A. O. Dittrich e Prof<sup>a</sup> Fátima R. Salimena, por tornarem esse espaço tão importante sempre disponível.

Aos membros da banca Prof. João A. A. Meira-Neto, Dr. João M. A. Braga e Prof. Luiz Menini-Neto (suplente), pelas sugestões, colaborações e minúcia na leitura da dissertação.

## RESUMO

**(Diversidade e estrutura de fragmentos florestais urbanos: abordagem prática do conceito de “Ecosistemas Emergentes” (*Novel Ecosystems*) para a Floresta Atlântica).** As florestas urbanas estão inseridas em uma matriz altamente antropizada e fragmentada, resultando em comunidades com diferentes arranjos bióticos e estruturais. Uma das principais consequências dos impactos antrópicos, intensificados durante o Antropoceno, foi o surgimento dos *Novel Ecosystems*. Considerando a importância das florestas urbanas para a manutenção de serviços ecossistêmicos, conservação da biodiversidade, bem estar humano e sua relação com o conceito de *Novel Ecosystems*, três perguntas foram elaboradas: (1) Fragmentos florestais urbanos, localizados próximos entre si, apresentam diversidade, estrutura e composição de espécies semelhantes? (2) Fragmentos florestais urbanos apresentam composição, diversidade e estrutura distintas de uma floresta secundária em estágio avançado de regeneração, de mesma fitofisionomia na região? (3) Os fragmentos florestais urbanos estudados são exemplos de *Novel Forests* no Brasil? O estudo foi realizado no sudeste de Minas Gerais, em domínio de Floresta Estacional Semidecidual Montana. Os indivíduos arbóreos (DAP  $\geq$  5 cm) de cinco fragmentos florestais urbanos e um fragmento florestal em estágio avançado de regeneração (controle) foram amostrados em 10 parcelas de 20 x 20 m. Os fragmentos urbanos se diferenciaram entre si com relação à diversidade e composição de espécies, devido à dominância de espécies exóticas (*Pinus elliottii* Engelm.) e nativas oportunistas (*Eremanthus erythropappus* (DC.) MacLeish). Os fragmentos urbanos se diferenciaram da floresta controle, apresentando composição de espécies distinta, baixa acumulação de biomassa, baixa diversidade e distribuição de espécies menos heterogênea, em sua maioria. A dominância de poucas espécies (exóticas ou nativas oportunistas) foi suficiente para indicar a ultrapassagem de um limiar ecológico, classificando-os como *Novel Forests*. Devido à atualidade do conceito e a escassez de trabalhos no Brasil, este estudo é importante para documentar a existência de *Novel Forests* em território brasileiro e contribuir para o conhecimento do seu funcionamento.

**Palavras-chave:** Antropoceno, dominância de espécies, espécies exóticas, floresta tropical, fragmentação, limiares ecológicos, *Novel Forests*, regeneração florestal

## **ABSTRACT**

**(Diversity and structure of urban forest fragments: a practical approach of the Novel Ecosystems concept for the Atlantic Forest).** Urban forests are within a highly anthropogenic and fragmented matrix, resulting in communities with distinct biotic and structural assemblages. The most important consequence of human impacts, which was intensified in the Anthropocene, was the arise of Novel Ecosystems. Given the importance of urban forests to maintain ecosystem services, biodiversity conservation, human welfare and its relation with Novel Ecosystem concept, three questions were developed: (1) Diversity, structure and species composition are similar in urban forest fragments, located close together? (2) Species composition, diversity and structure of urban forest fragments are distinct from an old-growth forest located within the same phytophysionomy and same region? (3) Are the studied urban forest fragments examples of brazilian Novel Forests? The study was conducted in the southeast of Minas Gerais State, within the seasonally semideciduous domain. Trees (DBH  $\geq$  5 centimeter) of five urban forest fragments and one old-growth forest fragment (control) were sampled with 10 plots of 20 x 20 m. The results showed that urban forest fragments were different mainly between diversity and species composition, due to the dominance of alien species (*Pinus elliottii* Engelm.) and native opportunists (*Eremanthus erythropappus* (DC.) MacLeish). The urban forest fragments were different from the control forest due to mostly different species composition, low biomass accumulation, low diversity, and less heterogeneous species distribution. The dominance of a few species (exotic or native opportunists) in most of the urban forest fragments was sufficient to indicate a crossed ecological threshold and define them as Novel Ecosystems. Due to the novelty of the concept and lack of studies in Brazil, this is important to show the existence of Brazilian Novel Forests and contribute to the knowledge of their function.

**Keywords:** Alien species, Anthropocene, dominance of species, ecological thresholds, forest regeneration, fragmentation, Novel Forests, tropical forest

## SUMÁRIO

RESUMO.....	v
ABSTRACT.....	vi
1 INTRODUÇÃO.....	1
1.1 Objetivos .....	3
2 REVISÃO DA LITERATURA .....	4
2.1 Antropoceno e as florestas tropicais .....	4
2.2 “Novel Ecosystems”.....	5
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	9
3.1 Área de estudo.....	9
3.2 Amostragem e análise dos dados .....	13
4 RESULTADOS .....	15
4.1 Fitossociologia e grupos funcionais .....	15
4.2 Diversidade e estrutura.....	20
4.3 Heterogeneidade florística .....	24
5 DISCUSSÃO.....	26
5.1 As diversidades alfa e beta de fragmentos florestais urbanos podem variar em escala local .....	26
5.2 Os fragmentos florestais urbanos diferem da floresta controle.....	28
5.3 “Novel Ecosystems” e as florestas urbanas .....	30
6 CONCLUSÕES .....	37
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	39
ANEXO I.....	46



## 1 INTRODUÇÃO

A capacidade do ser humano em alterar os ecossistemas naturais, intensificada desde a revolução industrial, levou alguns cientistas a sugerirem que a humanidade atua como um novo agente geológico, provavelmente culminando na transição do Holoceno para o “Antropoceno” (CRUTZEN; STOERMER, 2000; ZALASIEWICZ et al., 2015). De fato, as constantes alterações antrópicas no meio ambiente geram ecossistemas com diferentes arranjos bióticos e ambientais, autossuficientes e diferentes daqueles que prevaleceram historicamente, recentemente chamados de *Novel Ecosystems* (HOBBS; HIGGS; HALL, 2013; HOBBS et al., 2006; MORSE et al., 2014).

O abandono de áreas agrícolas no Brasil e em diversos países tropicais contribuiu com uma parcela considerável da paisagem florestal secundária, em grande parte dos biomas, levando as comunidades florestais a múltiplas direções sucessionais (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2015; CHAZDON, 2012; GARDNER et al., 2009). Em Porto Rico, por exemplo, os sítios abandonados de cultura de café culminaram em comunidades florestais dominadas por espécies arbóreas exóticas (*Novel Forests*), que dificilmente irão deixar o sistema, porém sem prejudicar a sucessão ecológica drasticamente (LUGO; HELMER, 2004; SILVA, 2014). Entretanto, estudos nas regiões tropicais relacionando o impacto antrópico com o surgimento de *Novel Forests* ainda são escassos, onde os principais se destacam no Havaí e, principalmente, em Porto Rico (ver LUGO; HELMER, 2004; LUGO, 2009, 2013; MASCARO; HUGHES; SCHNITZER, 2012; MASCARO et al., 2008; SILVA, 2014). No Brasil ainda existem poucos estudos, concentrados principalmente no domínio do Cerrado, mas que não mencionam o termo *Novel Forests* (ou *Novel Ecosystems*) e também estão relacionados com a presença de espécies invasoras (ABREU; DURIGAN, 2011; GARDENER et al., 2012).

De forma similar às atividades de agricultura, a urbanização também cria condições extremamente favoráveis ao surgimento de *Novel Ecosystems*, uma vez que suas propriedades físicas e químicas diferem das áreas naturais não urbanizadas, gerando variações na distribuição de espécies e em outros processos, como na produção primária e no sequestro de carbono (PERRING et al., 2013). As comunidades arbóreas de florestas naturais urbanas frequentemente apresentam componentes diferentes das florestas naturais em áreas não urbanas (*e. g.* áreas rurais), como influência de espécies

exóticas e nativas de outras fitofisionomias, devido ao favorecimento antrópico direto ou indireto (CIELO-FILHO; SANTIN, 2002; KOWARIK, 2003; MCKINNEY, 2006; SITZIA; CAMPAGNARO; WEIR, 2015). Conseqüentemente, pode ocorrer uma homogeneização da biota florestal urbana em nível de paisagem, onde há baixa similaridade florística com florestas naturais menos perturbadas da região e correlação positiva com a distância entre os dois ambientes (MCKINNEY, 2006). De maneira complementar, as diversidades alfa e beta de florestas urbanas podem apresentar diminuição em direção ao interior das regiões urbanizadas, onde as áreas naturais distantes dos grandes centros urbanos apresentam maior diversidade e riqueza de espécies (MCKINNEY, 2002, 2006). Porém, em escala de comunidade, a dominância de espécies exóticas arbóreas não necessariamente diminui a diversidade beta de comunidades vegetais urbanas (TRENTANOVI et al., 2013).

Considerando a importância das florestas urbanas para a manutenção de diversos serviços ecossistêmicos, conservação da biodiversidade, bem estar humano (ALVEY, 2006; KOWARIK, 2011; PERRING et al., 2013), bem como sua relação com o conceito de *Novel Ecosystems* (PERRING et al., 2013), três principais perguntas foram elaboradas para conduzir o presente estudo: (1) Fragmentos florestais urbanos, localizados próximos entre si, apresentam riqueza, diversidade, estrutura e composição de espécies semelhantes? (2) Fragmentos florestais urbanos apresentam composição, riqueza, diversidade e estrutura distintos de uma floresta secundária de mesma fitofisionomia em estágio avançado de regeneração? (3) Os fragmentos florestais urbanos estudados são exemplos de *Novel Forests* no Brasil, de acordo com os conceitos de *Novel Ecosystems* reportados para florestas tropicais?

Para isso, partiremos das seguintes premissas: (1) Espera-se encontrar riqueza, diversidade, estrutura e composição de espécies semelhantes entre os fragmentos florestais urbanos estudados, devido à proximidade geográfica que se encontram e o histórico de perturbação equivalente. Além disso, três dos cinco fragmentos florestais urbanos estudados regeneraram a partir de solo exposto resultantes de atividades de terraplanagem, enquanto que dois deles já apresentavam cobertura vegetal que, provavelmente, atuaria como fonte de sementes para os fragmentos em regeneração; (2) Os fragmentos florestais urbanos apresentarão composição, riqueza e diversidade diferente, bem como estrutura menos desenvolvida comparando-se com uma floresta secundária em estágio avançado de regeneração, devido à diversos fatores, porém principalmente relacionados com o tamanho reduzido dos fragmentos florestais,

isolamento geográfico e pressão antrópica constante; (3) Como o conceito de *Novel Ecosystems* está intimamente ligado às perturbações antrópicas exercidas no ambiente, principalmente abandonadas após intensa utilização humana, espera-se que as florestas urbanas estudadas apresentem características intrínsecas aos exemplos tropicais de *Novel Forests*.

### 1.1 *Objetivos*

- Caracterizar e comparar a composição, diversidade, estrutura e grupos funcionais de espécies arbóreas de fragmentos florestais localizados em uma paisagem urbana da Floresta Atlântica (*Campus* da UFJF, Juiz de Fora, MG);
- Comparar a composição de espécies, diversidade e estrutura arbórea dos fragmentos florestais urbanos com uma floresta (controle) de mesma fitofisionomia em estágio avançado de regeneração (Lima Duarte, MG);
- Avaliar se os fragmentos florestais urbanos estudados se enquadram nos conceitos de *Novel Ecosystems* reportados para florestas tropicais.

## 2 REVISÃO DA LITERATURA

### 2.1 Antropoceno e as florestas tropicais

O conceito de Antropoceno, proposto inicialmente por CRUTZEN & STOERMER (2000), sugere que a Terra está saindo da atual época geológica (Holoceno) devido, principalmente, às atividades antrópicas de impacto global ao meio ambiente. Porém, mesmo sendo mencionado frequentemente na comunidade científica, o termo ainda não é oficial, e, embora seja relativamente atual, explicações similares já existiam desde 1873 – onde um geólogo italiano mencionava sobre o surgimento da “Era Antropozoica” – bem como no início do século XX, através de outros pesquisadores (CRUTZEN; STOERMER, 2000; STEFFEN et al., 2011; ZALASIEWICZ et al., 2010).

Ultimamente, o tema tem gerado debates e discordâncias entre grupos de pesquisadores, onde alguns questionam se o Antropoceno é um assunto pertinente à estratigrafia ou simplesmente “cultura *pop*” (MONASTERSKY, 2015). Fato é que, desde a proposta inicial por CRUTZEN & STOERMER (2000), houve progresso com relação à oficialização do termo Antropoceno, onde um grupo foi criado pela Comissão Internacional de Estratigrafia para conduzir as discussões e os estudos sobre o tema – o “Anthropocene Working Group” – liderado pelo geólogo Jan Zalasiewicz, da Universidade de Leicester, no Reino Unido (MONASTERSKY, 2015). Recentemente, ZALASIEWICZ et al. (2015) concluíram que a época mais provável de marcar o início do Antropoceno seria em meados do século XX, mais precisamente no ano de 1945, porém o estudo não avalia “se o termo é geologicamente justificável, se a sua formalização é útil ou como ele deve ser caracterizado e definido”.

As florestas tropicais são detentoras de grande biodiversidade e provedoras de diversos serviços ecossistêmicos (GENTRY, 1992; MAASS et al., 2005), porém se encontram extremamente ameaçadas devido à constante pressão do desmatamento. A Floresta Atlântica, por exemplo, apresenta somente 8,5% da cobertura total original (fragmentos acima de 100 ha), além de ter atingido uma das maiores taxas anuais de desmatamento dos últimos anos (SOS MATA ATLÂNTICA, 2014). Portanto, as inúmeras alterações antrópicas causadas nos ecossistemas florestais culminam na necessidade de avaliar quais são essas alterações e até que ponto elas são prejudiciais para a humanidade e para os processos ecossistêmicos em geral.

Em sua experiência com as florestas tropicais em regeneração de Porto Rico, LUGO (2013) afirma que as novas combinações de espécies em comunidades vegetais

causadas pelo homem, tendem a persistir em longo prazo. De fato, espécies exóticas frequentemente estão presentes ou dominam comunidades vegetais que emergiram a partir de impactos causados pelo homem, principalmente em sítios de agricultura abandonados (LUGO; HELMER, 2004; LUGO, 2009; SILVA, 2014). Por outro lado, apesar de estarem normalmente relacionadas com perda de diversidade, nem sempre a presença dessas espécies em uma comunidade significa a perda total dos processos ecossistêmicos (MASCARO; HUGHES; SCHNITZER, 2012). Porém, a presença de espécies exóticas é somente um dos diversos fatores que podem influenciar o funcionamento de uma comunidade florestal (ELLIS, 2011).

Em Porto Rico, esses ecossistemas florestais foram classificados como “New Forests” ou “Novel Forests”, pois após a conversão de ambientes naturais e, posteriormente, abandono pelo homem gerou florestas com diferentes composições de espécies devido à invasão de espécies exóticas (LUGO; HELMER, 2004; LUGO, 2013). Ultimamente, há o surgimento de novas abordagens com relação a esses tipos de ecossistemas (florestais, terrestres ou aquáticos) por parte de diversos pesquisadores na literatura científica, destacando-se o conceito de *Novel Ecosystems* (HOBBS; HIGGS; HALL, 2013).

## 2.2 “*Novel Ecosystems*”

O termo *Novel Ecosystems* surgiu no final da década de 1990 (CHAPIN; STARFIELD, 1997), porém foi no início do século XXI que sua discussão tomou forma e maior visibilidade científica (HOBBS et al., 2006). O trabalho mais amplo sobre o tema foi publicado recentemente, em um livro abordando seus conceitos detalhadamente e exemplificando-os através de estudos de caso (HOBBS; HIGGS; HALL, 2013). Porém, alguns autores já criticam o emprego do termo, enfatizando os pontos fracos envolvidos em sua conceituação (MURCIA et al., 2014), bem como propondo adequações conceituais e abordagens práticas menos ambíguas (MORSE et al., 2014).

Basicamente, os *Novel Ecosystems* surgem através de impactos causados pelo homem, onde os componentes atuais do sistema (e suas interações) são autossustentáveis e diferem dos sistemas que prevaleceram historicamente e com ausência de intervenção antrópica (e. g. florestas primárias) (HOBBS; HIGGS; HALL, 2013). Esses ecossistemas normalmente estão suscetíveis à colonização de espécies

exóticas e são resultado de uma paisagem altamente fragmentada, padrão típico da paisagem das florestas tropicais (LUGO; HELMER, 2004).

Um *Novel Ecosystem* só é considerado como tal quando se encontra impossibilitado de retornar às características existentes antes dos impactos antrópicos (e. g. ecossistemas históricos inalterados) (HOBBS et al., 2006). Para isso, o ecossistema provavelmente ultrapassou um limiar (ecológico, ambiental e/ou social) irreversível ou dificilmente reversível (HARRIS et al., 2013). Porém, quando existe a possibilidade de reversão das novas características, e esse limiar ainda não tenha sido ultrapassado, o ecossistema pode ser chamado de *Hybrid Ecosystem* (“Ecossistema Híbrido”) (HALLETT et al., 2013).

Por definição um *Novel Ecosystem* é “um sistema de componentes abióticos, bióticos e sociais (e suas interações) que, em virtude da influência humana, diferem daqueles que prevaleceram historicamente, com tendência de se auto-organizar e manifestar novas características sem o manejo humano intensivo. *Novel Ecosystems* distinguem-se de *Hybrid Ecosystems* por limitações práticas (uma combinação de limiares ecológicos, ambientais e sociais) na recuperação das características históricas” (HOBBS; HIGGS; HALL, 2013).

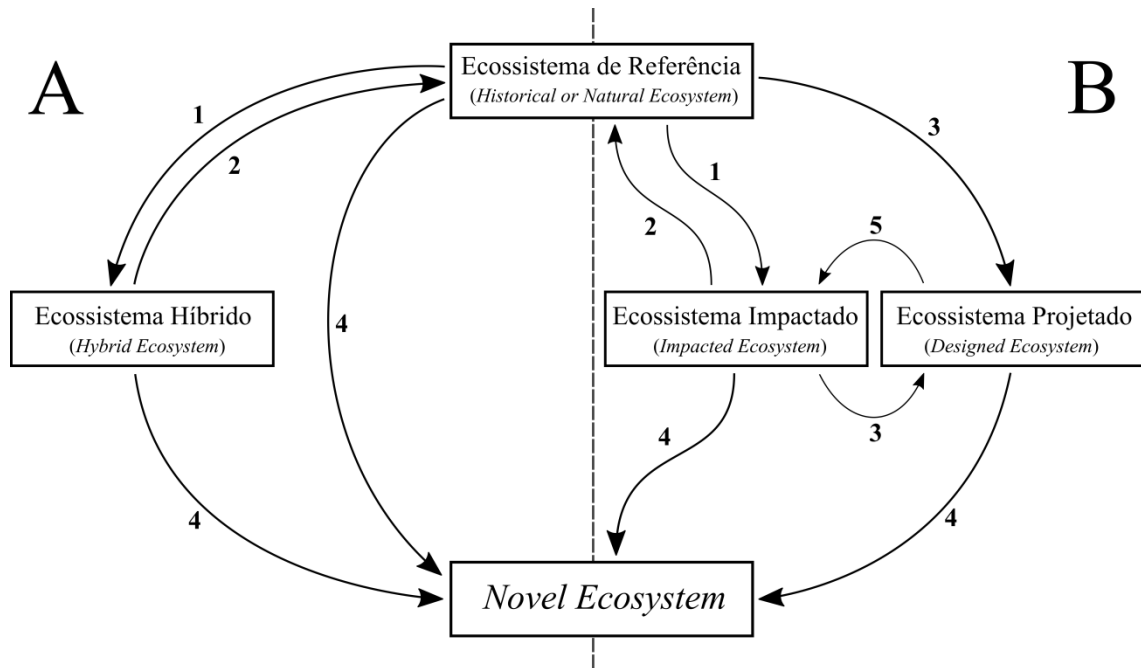
Considerando essa definição insuficiente, e devido a algumas interpretações falhas relativas a sistemas manejados e impactos indiretos (e. g. mudanças climáticas globais) por seres humanos, MORSE et al. (2014) sugerem a seguinte definição: “*Novel Ecosystem* é um arranjo único de condições bióticas e ambientais devido ao resultado direto de alterações intencionais ou não por seres humanos, ou seja, livre-arbítrio, suficiente para ultrapassar um limiar ecológico que facilita uma nova trajetória no ecossistema, inibindo o seu retorno para uma trajetória prévia, independente de intervenção humana adicional. O ecossistema resultante deve também ser autossuficiente em termos de composição de espécies, estrutura, biogeoquímica e serviços ecossistêmicos. Uma característica essencial de um *Novel Ecosystem* é a mudança na composição de espécies relativa aos ecossistemas presentes no mesmo bioma anteriormente à ultrapassagem de um limiar”.

Além disso, MORSE et al. (2014) extinguiram o termo *Hybrid Ecosystems*, dividindo-o em ecossistemas projetados (*Designed Ecosystem*) ou impactados (*Impacted Ecosystem*), que podem resultar em *Novel Ecosystems* após ultrapassarem limiares ecológicos (Figura 1). Os autores classificaram os ecossistemas projetados como aqueles que o ser humano manipula para obter ganhos em serviços ecossistêmicos

(e. g. agricultura, florestas plantadas), e os ecossistemas impactados são aqueles que sofreram algum impacto intencional ou não pelo ser humano (e. g. poluição, introdução de espécies exóticas).

Em termos práticos, muitas das florestas tropicais que regeneram em áreas agrícolas abandonadas acabam se transformando em *Novel Ecosystems*, pela incapacidade de retorno às condições originais devido a fatores como alteração de condições abióticas (e. g. solo), introdução e dominância de espécies exóticas, e perda de espécies da flora e fauna que provocam quedas irreversíveis nas interações tróficas (LUGO; HELMER, 2004; LUGO, 2004; MASCARO et al., 2008). De acordo com LUGO (2009), os *Novel Ecosystems* são uma realidade nas paisagens florestais tropicais fragmentadas, onde vivemos em uma era em que elas não podem ser ignoradas, mas sim, estudadas e compreendidas.

O conceito de *Novel Ecosystems* adotado no presente estudo será de acordo com a definição de MORSE et al. (2014), considerando também a definição de ecossistemas impactados e projetados.



**Figura 1:** Definição dos tipos de ecossistemas por (A) HOBBS, HIGGS & HALL (2013) e (B) MORSE et al. (2014). As setas indicam as direções e os motivos pelo qual os ecossistemas podem atingir estados alternativos após interferências antrópicas: (1) Alteração dos Ecossistemas de Referência através de impactos antrópicos (intencionais ou não); (2) Recuperação do ecossistema para um estado próximo ao original (através de técnicas de manejo ou naturalmente); (3) Alteração e manejo antrópico para provimento de serviços ecossistêmicos de interesse humano (e. g. agricultura, florestas plantadas); (4) Ultrapassagem de limiares ecológicos após alterações antrópicas, gerando *Novel Ecosystems* autossustentáveis, sem manejo humano intensivo e apresentando características bióticas e abióticas diferentes dos Ecossistemas de Referência; (5) Diminuição dos serviços ecossistêmicos mantidos até o momento devido à retirada do manejo humano intensivo.

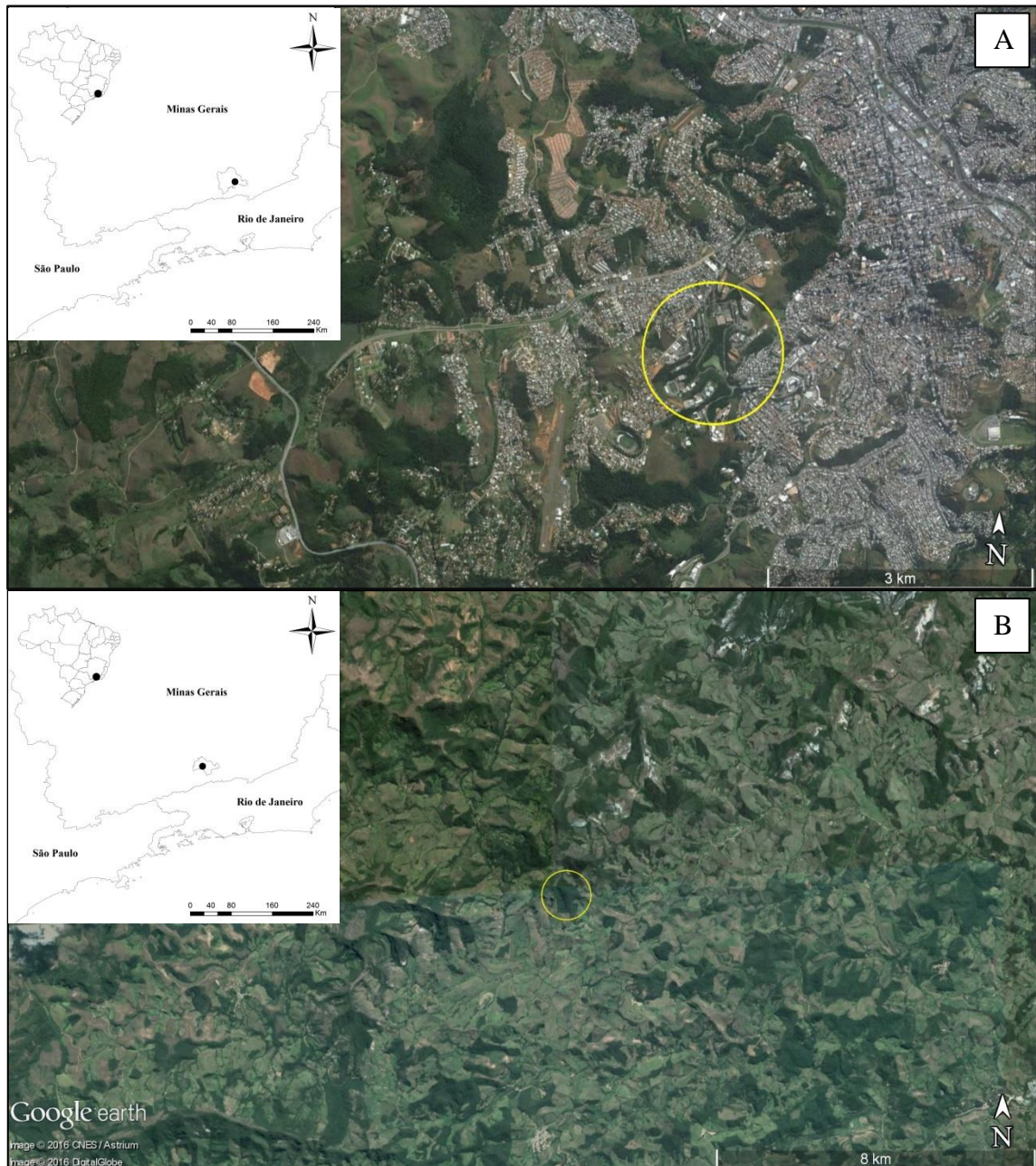


### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Área de estudo

O presente estudo foi realizado na Zona da Mata de Minas Gerais, sudeste do estado. Foram escolhidos cinco fragmentos florestais urbanos (< 6 ha), localizados próximos entre si (menos de 500 m) no *Campus* da Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF) (23K UTM 0668542, 7590777; DATUM WGS84), em altitude de aproximadamente 850 m (Figura 2). O fragmento florestal utilizado como controle (50 ha) está situado a 56 km dos fragmentos urbanos (Lima Duarte, MG) (23K UTM 0610435, 7588413; DATUM WGS84), em uma altitude de aproximadamente 1000 m, e inserido em uma matriz rural com diversos outros fragmentos florestais próximos (Figura 2). O fragmento controle foi reconhecido como Reserva Particular do Patrimônio Natural pela Portaria 67/2000 do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA, em 18/10/2000. De acordo com registros escriturais e relatos pessoais de antigos moradores, a área não sofreu corte raso, tendo sofrido apenas exploração seletiva de madeira em algumas áreas mais acessíveis, há mais de 50 anos.

O clima da região é do tipo Cwa (Köppen), caracterizado por verões chuvosos e invernos secos, onde a precipitação média anual é de 1536 mm e a temperatura média anual é de 18,9°C (CESAMA, 2015). O solo predominante é do tipo Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (FEAM, 2010). A vegetação original e predominante da região é classificada como Floresta Estacional Semidecidual Montana (IBGE, 2012), porém alguns fragmentos urbanos estudados apresentam características diferentes deste tipo de fitofisionomia, como serão explicadas através do histórico de regeneração, a seguir.



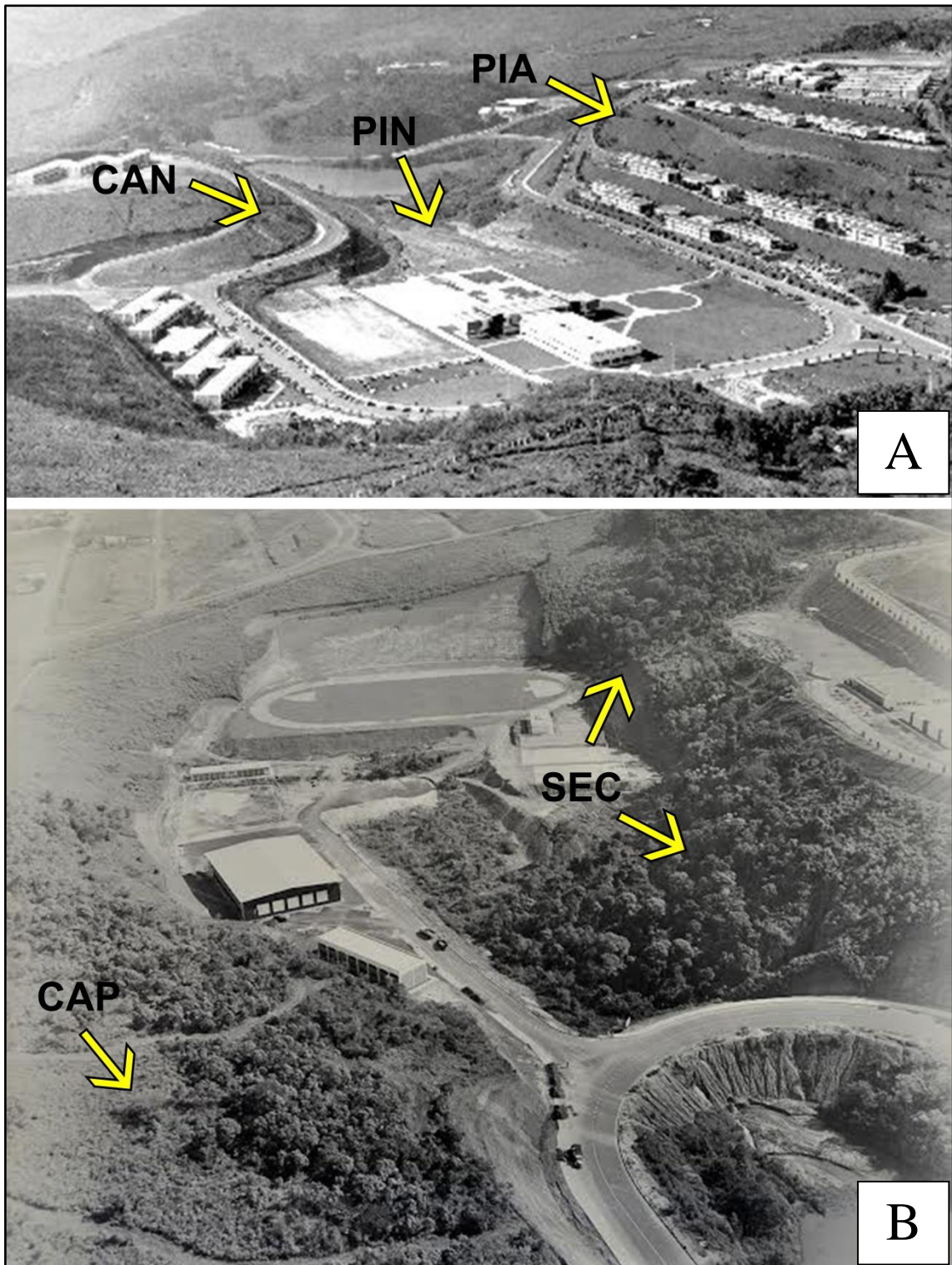
**Figura 2:** Localização geográfica do *Campus* da Universidade Federal de Juiz de Fora (A) e da floresta controle (B), na Zona da Mata de Minas Gerais. Fonte: IBGE, Google Earth.

O histórico de regeneração dos cinco fragmentos florestais urbanos (Figura 3) foi levantado através de fotografias aéreas obtidas, na época de construção do *Campus* da UFJF (final da década de 1960), pelo fotógrafo Roberto Dornelas. A partir disso, concluiu-se que o *Campus* apresenta um mosaico de regeneração distinto, onde as áreas que se encontram três dos cinco fragmentos florestais amostrados foram completamente desmatadas ou aterradas, devido a atividades de terraplanagem. As áreas onde se encontram os dois fragmentos restantes também sofreram alterações drásticas, porém mais brandas do que os citados anteriormente. O primeiro deles (~2 ha) – “Pinus Novo”

(PIN) – é dominado pela espécie exótica *Pinus elliottii* Engelm. (Pinaceae) e se encontra em regeneração natural por 20 anos (Figura 4a). O segundo (~1,6 ha) – “Candeal” (CAN) – é dominado pela espécie nativa *Eremanthus erythropappus* (DC.) MacLeish (Asteraceae), conhecida popularmente como “candeia”, e se encontra em regeneração natural por 40 anos (Figura 4a). O terceiro (~1,4 ha) – “Pinus Antigo” (PIA) – também sofre influência de espécies exóticas (*P. elliottii*), porém se encontra em regeneração natural por 40 anos (Figura 4a). Com relação aos fragmentos florestais restantes, um deles (~4,5 ha) – “Capoeira” (CAP) – já apresentava uma cobertura vegetal inicial, em estágio inicial de sucessão secundária e, provavelmente, parcialmente coberta por gramíneas exóticas (*Brachiaria spp.*, Poaceae), utilizadas para pastagem de gado (Figura 4b). Por outro lado, o último fragmento (~5 ha) – “Secundário” (SEC) – já possuía uma vegetação aparentemente em estágio intermediário de sucessão secundária e, apesar de ter sofrido impactos antrópicos, foram menos intensos do que nas áreas mencionadas acima (Figura 4b). Desde então, CAP e SEC permanecem em regeneração natural por 40 anos.



**Figura 3:** Distribuição dos fragmentos florestais amostrados no *Campus* da Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF). Siglas: “Pinus Novo” (PIN), “Candeal” (CAN), “Pinus Antigo” (PIA), “Capoeira” (CAP) e “Secundário” (SEC). Fonte: Google Earth.



**Figura 4:** Fotografias aéreas das áreas dos fragmentos, na época da construção da Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJJ) no início da década de 1970. (A): “Pinus Novo” (PIN), “Candeal” (CAN), “Pinus Antigo” (PIA). (B): “Capoeira” (CAP) e “Secundário” (SEC). Fotografias por: Roberto Dornelas.

### 3.2 Amostragem e análise dos dados

Para a coleta dos dados, dez unidades amostrais (parcelas) de 20 x 20 m foram alocadas aleatoriamente em cada fragmento florestal, totalizando uma amostra de 0,4 ha por fragmento. Todos os indivíduos arbóreo-arbustivos vivos e mortos em pé com diâmetro à altura do peito (DAP, 1,30 m)  $\geq$  5 cm foram identificados com placas metálicas, tiveram seus diâmetros mensurados e sua altura estimada. 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 e Gimnospermas seguiu o Angiosperm Phylogeny Group III (APG III, 2009), sendo que a nomenclatura das famílias de pteridófitas seguiu SMITH et al. (2006). Com relação às espécies e gêneros, a nomenclatura seguiu o *The Brazil Flora Group* (BFG, 2015).

Para cada comunidade florestal foram calculados os parâmetros fitossociológicos (densidade, dominância, frequência e valor de importância) (KENT; COKER, 1992), sendo que as médias da área basal e densidade de indivíduos entre as comunidades foram testadas através da análise de variância (ANOVA) e teste de Tukey ( $\alpha = 0,05$ ). Além disso, histogramas foram gerados para projetar distribuição diamétrica dos indivíduos mortos e vivos (em intervalos de 5 cm de diâmetro) nas comunidades de cada fragmento.

As espécies foram classificadas em grupos funcionais, de acordo com suas características sucessionais e de dispersão. Portanto, as espécies nativas foram classificadas em pioneiras, secundárias iniciais e secundárias tardias (incluindo as espécies consideradas clímax), de acordo com os grupos sucessionais definidos por OLIVEIRA-FILHO & SCOLFORO (2008). As espécies nativas e exóticas foram caracterizadas de acordo com sua síndrome de dispersão (zoocórica, anemocórica e autocórica), baseado nos critérios morfológicos de frutos e sementes estabelecidos por VAN DER PIJL (1982), para as espécies de Angiospermas e Gimnospermas.

A média ponderada da comunidade (CWM: *community-weighted mean*) (LAVOREL et al., 2007), baseada na abundância relativa de indivíduos por espécie, foi gerada para cada grupo funcional em cada parcela (*i.e.* abundância relativa de cada grupo funcional em cada parcela). Posteriormente, a diferença dos grupos funcionais entre os fragmentos florestais foi testada através do teste de Mann-Whitney ( $\alpha = 0,05$ ).

Normalmente a média ponderada da comunidade (CWM) é utilizada em estudos de ecologia funcional, uma vez que demonstra a composição funcional de uma comunidade a partir da média dos valores de cada traço funcional analisado (CARREÑO-ROCABADO et al., 2015).

Para a comparação da riqueza de espécies foram geradas curvas de rarefação (1000 aleatorizações), em função das unidades amostrais (GOTELLI, 2009). Para caracterizar a diversidade alfa, os índices de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) e equabilidade de Pielou ( $J$ ) foram calculados (MAGURRAN, 2004), sendo que o teste-t de Hutcheson foi realizado para avaliar a diferença ( $\alpha = 0,05$ ) entre o índice de  $H'$  das comunidades (HUTCHESON, 1970). O índice de  $H'$  considera a transformação logarítmica (logaritmo natural) da densidade, uma vez que atribui menos peso às espécies dominantes e mais peso para as espécies de “raras” na amostra (MAGURRAN, 2004). Estimadores não-paramétricos “Jackknife” de 1ª e 2ª ordem foram utilizados para projetar a riqueza de espécies mínima que pode ser alcançada a partir da heterogeneidade encontrada nas amostras.

Foram realizadas análises multivariadas de classificação, ordenação e similaridade (FELFILI et al., 2011; MAGURRAN, 2004) entre todos os fragmentos florestais amostrados (incluindo a floresta controle). A análise de classificação foi realizada através da técnica de agrupamento, gerando o coeficiente de Jaccard (qualitativo), e utilizando-se o método de agrupamento UPGMA para elaboração do dendrograma. A análise de ordenação foi realizada através da Análise de Correspondência Distendida (DCA, quantitativo). Por fim, a análise de similaridade (*One-way* ANOSIM) foi realizada para testar estatisticamente a diferença espacial na composição de espécies entre os fragmentos ( $\alpha = 0,05$ ). Os parâmetros fitossociológicos foram calculados no software Microsoft Excel 2010<sup>®</sup> e a média ponderada da comunidade (CWM) foi calculada no software R, utilizando o pacote “FD” (LALIBERTÉ; LEGENDRE; SHIPLEY, 2014). As demais análises estatísticas foram realizadas no software PAST<sup>®</sup> v3.11 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001).

## 4 RESULTADOS

### 4.1 Fitossociologia e grupos funcionais

A floresta controle apresentou uma distribuição mais heterogênea de indivíduos, espécies e biomassa (Anexo I), onde a soma das 15 primeiras espécies com os maiores valores de importância (VI) acumularam somente 32,92% do VI da comunidade total (Tabela 1). Nos fragmentos florestais CAN e PIN, as espécies dominantes acumularam mais da metade do valor de importância (VI), dominância relativa (DoR) e densidade relativa (DR) da comunidade (Tabela 1). *Eremanthus erythropappus* contribuiu com 58,86% do VI e 76,88% da DoR da comunidade do fragmento CAN. No fragmento PIN, *Pinnus elliottii* apresentou o maior VI (54,25%) e a maior DoR (89,92%) da comunidade. Além disso, *E. erythropappus* apresentou 81,81% de DR no fragmento CAN, enquanto *P. elliottii* apresentou 64,30% de DR no fragmento PIN.

Apesar de não apresentar monodominância, grande parte do VI, DoR e DR do fragmento PIA ficaram restritos à poucas espécies. A espécie exótica *P. elliottii* apresentou o maior VI (19,59%) e a maior DoR (33,83%), sendo que a soma das cinco espécies com os maiores VI's da comunidade representaram mais da metade do VI, DoR e DR total (Tabela 1). Os fragmentos CAP e SEC apresentaram resultados mais próximos entre si, porém mais distantes dos fragmentos citados anteriormente (Tabela 1). A soma das 13 e 22 espécies com os maiores VI's em CAP e SEC, respectivamente, acumulam mais da metade do VI total da comunidade, indicando uma distribuição mais heterogênea das espécies nas comunidades.

Com relação aos grupos funcionais, a floresta controle apresentou as maiores médias de indivíduos secundários tardios e zoocórios (Figura 5). O fragmento SEC apresentou equivalência com a floresta controle em alguns grupos funcionais, como na média de indivíduos pioneiros, secundários iniciais e anemocóricos. Os fragmentos PIN e CAN apresentaram as maiores médias de indivíduos anemocóricos, devido à dominância de *P. elliottii* e *E. erythropappus*, respectivamente, que apresentam diásporos dispersos pelo vento. Além disso, CAN apresentou a maior média de indivíduos pioneiros, devido também à dominância de *E. erythropappus*.

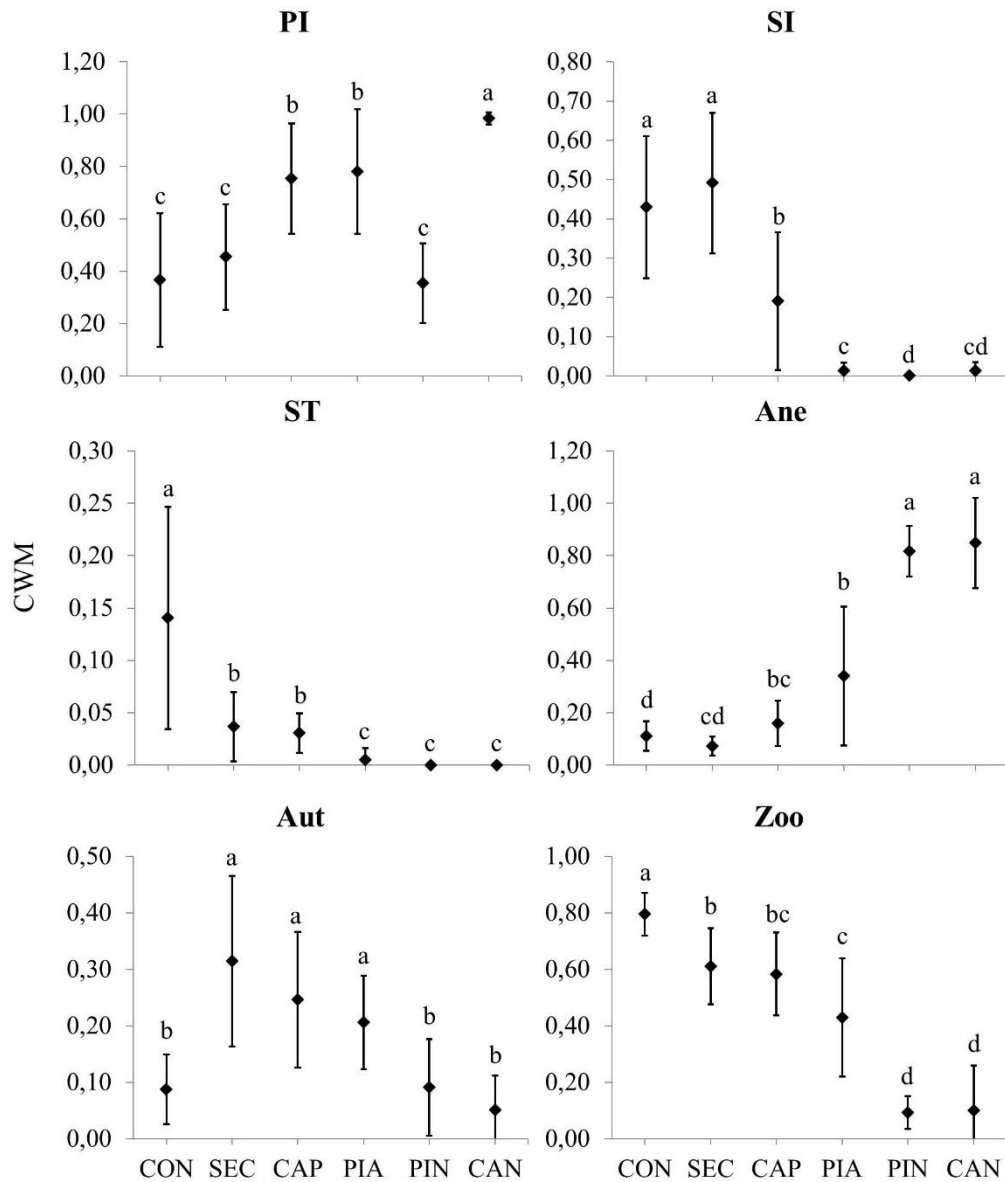
**Tabela 1:** Parâmetros fitossociológicos e grupos ecológicos das 15 espécies mais importantes nas comunidades arbóreas dos fragmentos florestais urbanos e da floresta controle. Espécies ordenadas em ordem decrescente de valor de importância (VI). Grupo sucessional: pioneira (PI), secundária inicial (SI), secundária tardia (ST) e não classificada (NC). Síndrome de dispersão: zoocórica (Zoo), anemocórica (Ane), autocórica (Aut) e não classificada (NC). As espécies exóticas (EX) não foram classificadas quanto ao seu grupo sucessional. Parâmetros fitossociológicos: densidade absoluta (DA), densidade relativa (DR), dominância relativa (DoR) e valor de importância (VI).

<b>Espécies</b>	<b>GS</b>	<b>SD</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoR</b>	<b>VI (%)</b>
<b>"Controle" (CON)</b>						
<i>Heisteria silvianii</i>	SI	Zoo	33	4,18	9,62	5,20
<i>Cariniana legalis</i>	ST	Aut	1	0,13	11,15	3,86
<i>Euterpe edulis</i>	ST	Zoo	37	4,68	2,05	2,74
<i>Copaifera trapezifolia</i>	SI	Zoo	21	2,66	2,85	2,34
<i>Trichilia casaretti</i>	SI	Zoo	17	2,15	3,11	2,25
<i>Aparisthium cordatum</i>	PI	Aut	30	3,80	1,51	2,07
<i>Ceiba speciosa</i>	PI	Ane	7	0,89	4,68	2,06
<i>Tapirira guianensis</i>	PI	Zoo	15	1,90	1,57	1,76
<i>Maprounea guianensis</i>	PI	Zoo	24	3,04	1,58	1,74
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	ST	Ane	3	0,38	3,61	1,63
<i>Casearia arborea</i>	PI	Zoo	18	2,28	0,86	1,55
<i>Qualea lundii</i>	NC	Ane	11	1,39	2,51	1,50
<i>Amaioua intermedia</i>	NC	Zoo	14	1,77	0,77	1,45
<i>Ocotea lancifolia</i>	ST	Zoo	13	1,65	1,06	1,40
<i>Machaerium brasiliense</i>	PI	Ane	17	2,15	0,81	1,39
Outras 140			529	66,96	52,24	67,08
<b>"Secundário" (SEC)</b>						
<i>Aparisthium cordatum</i>	PI	Aut	57	9,78	2,40	4,89
<i>Alchornea triplinervia</i>	PI	Zoo	18	3,09	7,56	4,38
<i>Bathysa australis</i>	SI	Aut	43	7,38	2,43	4,22
<i>Tapirira guianensis</i>	PI	Zoo	12	2,06	6,77	3,66
<i>Heisteria silvianii</i>	SI	Zoo	26	4,46	3,39	3,33
<i>Vochysia magnifica</i>	SI	Ane	13	2,23	5,05	3,02
<i>Anadenanthera colubrina</i>	PI	Aut	4	0,69	6,92	2,65
<i>Cabralea canjerana</i>	SI	Zoo	16	2,74	2,97	2,50
<i>Lamanonia ternata</i>	PI	Aut	11	1,89	3,92	2,41
<i>Croton salutaris</i>	PI	Aut	23	3,95	1,37	2,25
<i>Nectandra oppositifolia</i>	PI	Zoo	13	2,23	1,35	2,14



<b>Espécie</b>	<b>GS</b>	<b>SD</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoR</b>	<b>VI (%)</b>
<i>Guatteria sellowiana</i>	SI	Zoo	11	1,89	1,15	1,61
<i>Myrcia splendens</i>	PI	Zoo	11	1,89	0,44	1,49
<i>Maytenus evonymoides</i>	SI	Zoo	11	1,89	1,03	1,45
<i>Guapira opposita</i>	SI	Zoo	12	2,06	0,75	1,41
Outras 111			302	51,80	52,51	58,58
<b>"Capoeira" (CAP)</b>						
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	PI	Aut	38	6,37	11,28	6,95
<i>Myrcia splendens</i>	PI	Zoo	51	8,54	6,65	6,58
<i>Hyptidendron asperrimun</i>	PI	Aut	26	4,36	9,10	5,70
<i>Nectandra oppositifolia</i>	PI	Zoo	24	4,02	6,02	4,11
<i>Annona dolabripetala</i>	PI	Zoo	27	4,52	4,93	4,06
<i>Vismia magnoliifolia</i>	PI	Zoo	33	5,53	2,09	3,61
<i>Vernonanthura divaricata</i>	PI	Ane	17	2,85	3,79	2,97
<i>Tibouchina estrellensis</i>	PI	Ane	17	2,85	3,23	2,94
<i>Eugenia subundulata</i>	ST	Zoo	16	2,68	2,00	2,93
<i>Stryphnodendron polyphyllum</i>	SI	Aut	17	2,85	4,03	2,90
<i>Lacistema pubescens</i>	SI	Zoo	23	3,85	1,67	2,75
<i>Piptocarpha macropoda</i>	PI	Ane	13	2,18	2,94	2,62
<i>Machaerium nyctitans</i>	PI	Ane	17	2,85	1,85	2,33
<i>Nectandra megapotamica</i>	SI	Zoo	12	2,01	1,31	1,87
<i>Mimosa bimucronata</i>	PI	Aut	18	3,02	1,52	1,82
Outras 82			248	41,54	37,61	45,87
<b>"Pinus Antigo" (PIA)</b>						
<i>Pinus elliotii</i>	EX	Ane	132	20,79	33,84	19,59
<i>Miconia cinnamomifolia</i>	PI	Zoo	109	17,17	15,35	13,14
<i>Mimosa artemisiana</i>	PI	Aut	53	8,35	10,96	8,05
<i>Tibouchina mutabilis</i>	PI	Ane	58	9,13	3,09	6,14
<i>Myrcia splendens</i>	PI	Zoo	50	7,87	2,18	5,65
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	PI	Aut	29	4,57	6,87	5,42
<i>Miconia urophylla</i>	PI	Zoo	34	5,35	1,13	4,00
<i>Vernonanthura divaricata</i>	PI	Ane	24	3,78	1,96	3,98
<i>Senna macranthera</i>	PI	Aut	23	3,62	1,94	3,69
<i>Cecropia glaziovii</i>	PI	Zoo	16	2,52	2,60	3,54
<i>Anadenanthera peregrina</i>	PI	Aut	13	2,05	1,87	2,45
<i>Alchornea glandulosa</i>	PI	Zoo	9	1,42	0,47	2,01
<i>Inga cylindrica</i>	PI	Zoo	1	0,16	5,04	1,96
<i>Schizolobium parahyba</i>	PI	Ane	9	1,42	1,10	1,76
<i>Tibouchina estrellensis</i>	PI	Ane	6	0,94	0,34	1,58

<b>Espécie</b>	<b>GS</b>	<b>SD</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>DoR</b>	<b>VI (%)</b>
Outras 28			69	10,87	11,25	17,03
<b>"Pinus Novo" (PIN)</b>						
<i>Pinus elliotii</i>	EX	Ane	409	64,31	84,93	54,25
<i>Eremanthus erythropappus</i>	PI	Ane	73	11,48	3,82	8,70
<i>Anadenanthera peregrina</i>	PI	Aut	55	8,65	3,85	7,77
<i>Tibouchina estrellensis</i>	PI	Ane	21	3,30	1,13	5,08
<i>Myrsine coriacea</i>	PI	Zoo	15	2,36	0,73	3,28
<i>Myrcia splendens</i>	PI	Zoo	10	1,57	0,69	2,11
<i>Aegiphila integrifolia</i>	PI	Zoo	7	1,10	0,67	1,94
<i>Alchornea glandulosa</i>	PI	Zoo	2	0,31	0,71	1,24
<i>Piptocarpha macropoda</i>	PI	Ane	6	0,94	0,30	0,86
<i>Sapium glandulosum</i>	PI	Zoo	2	0,31	0,82	0,83
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	PI	Zoo	3	0,47	0,26	0,69
<i>Erythroxylum deciduum</i>	PI	Zoo	3	0,47	0,13	0,65
<i>Miconia urophylla</i>	PI	Zoo	3	0,47	0,09	0,64
<i>Croton floribundus</i>	PI	Aut	1	0,16	0,35	0,62
<i>Miconia cinnamomifolia</i>	PI	Zoo	2	0,31	0,16	0,61
Outras 20			24	3,77	1,36	10,72
<b>"Candeal" (CAN)</b>						
<i>Eremanthus erythropappus</i>	PI	Ane	495	81,82	76,89	58,86
<i>Miconia cinnamomifolia</i>	PI	Zoo	37	6,12	7,78	7,01
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	PI	Aut	10	1,65	6,17	6,18
<i>Senna macranthera</i>	PI	Aut	9	1,49	1,24	3,89
<i>Anadenanthera peregrina</i>	PI	Aut	7	1,16	2,98	3,16
<i>Aegiphila integrifolia</i>	PI	Zoo	4	0,66	0,38	2,73
<i>Myrsine coriacea</i>	PI	Zoo	10	1,65	0,96	2,66
<i>Myrcia splendens</i>	PI	Zoo	5	0,83	0,53	1,64
<i>Miconia mellina</i>	PI	Zoo	4	0,66	0,36	1,53
<i>Psychotria velloziana</i>	SI	Zoo	4	0,66	0,29	1,51
<i>Pachira glabra</i>	SI	Aut	4	0,66	0,24	0,90
<i>Erythroxylum</i> sp1	NC	NC	2	0,33	0,34	0,82
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	PI	Ane	1	0,17	0,42	0,79
<i>Alchornea triplinervia</i>	PI	Zoo	2	0,33	0,14	0,75
Indeterminada sp1	NC	NC	1	0,17	0,28	0,74
Outras 10			10	1,65	1,00	6,84

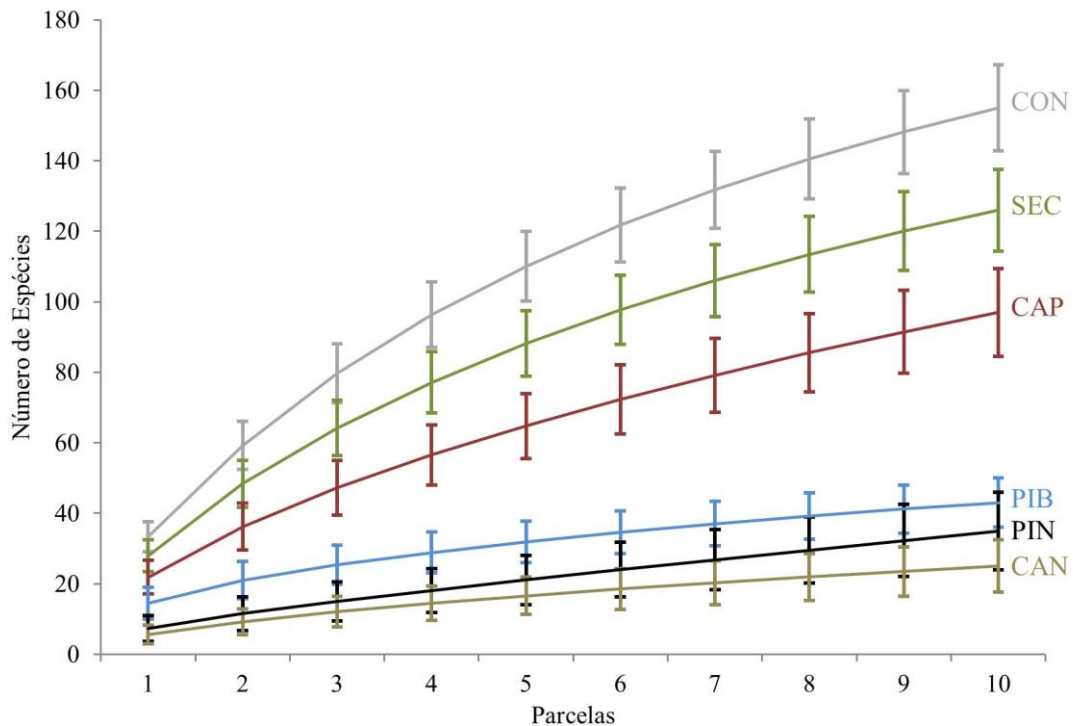


**Figura 5:** Média ponderada da comunidade (CWM) e diferenças entre os grupos funcionais de cada fragmento florestal estudado. Grupos sucessionais: pioneira (PI), secundária inicial (SI) e secundária tardia (ST). Síndromes de dispersão: zoocórica (Zoo), anemocórica (Ane) e autocórica (Aut). As barras apresentando letras diferentes são significativamente diferentes quando  $p < 0,05$  (teste de Mann-Whitney). As siglas dos fragmentos estão de acordo com a Tabela 1.

#### 4.2 Diversidade e estrutura

A floresta controle apresentou maior riqueza de espécies (155), seguida dos fragmentos SEC (126) e CAP (97) (Figura 6). O fragmento PIN não apresentou diferença significativa na riqueza de espécies comparado aos fragmentos PIA e CAN, uma vez que a linha média das curvas de rarefação de PIB e CAN se encontram dentro dos intervalos de confiança (95%) da curva de PIN (GOTELLI, 2009). Porém, a riqueza de espécies de PIA foi significativamente maior do que CAN.

A floresta controle apresentou a maior projeção mínima de espécies (216 e 242), de acordo com os estimadores não paramétricos “Jackknife” de 1ª e 2ª ordem (Tabela 2). Por outro lado, o fragmento CAN apresentou a menor projeção mínima de espécies (38 e 48), distante até mesmo da projeção apresentada pelo fragmento com menor tempo de regeneração (PIN).



**Figura 6:** Curvas de rarefação geradas em função das unidades amostrais (parcelas) dos fragmentos florestais urbanos e da floresta controle. As siglas dos fragmentos estão de acordo com a Tabela 1.

A comunidade da floresta controle apresentou o maior valor do índice diversidade de Shannon-Wiener ( $H' = 4,54 \text{ nats.ind}^{-1}$ ) e maior valor de equabilidade ( $J' = 0,90$ ) (Tabela 2). A diferença do índice de  $H'$  foi confirmada estatisticamente pelo test-t de Hutcheson, onde todos os fragmentos urbanos se diferenciaram entre si ( $p < 0,0001$ ), bem como comparados à floresta controle. O fragmento SEC apresentou o segundo

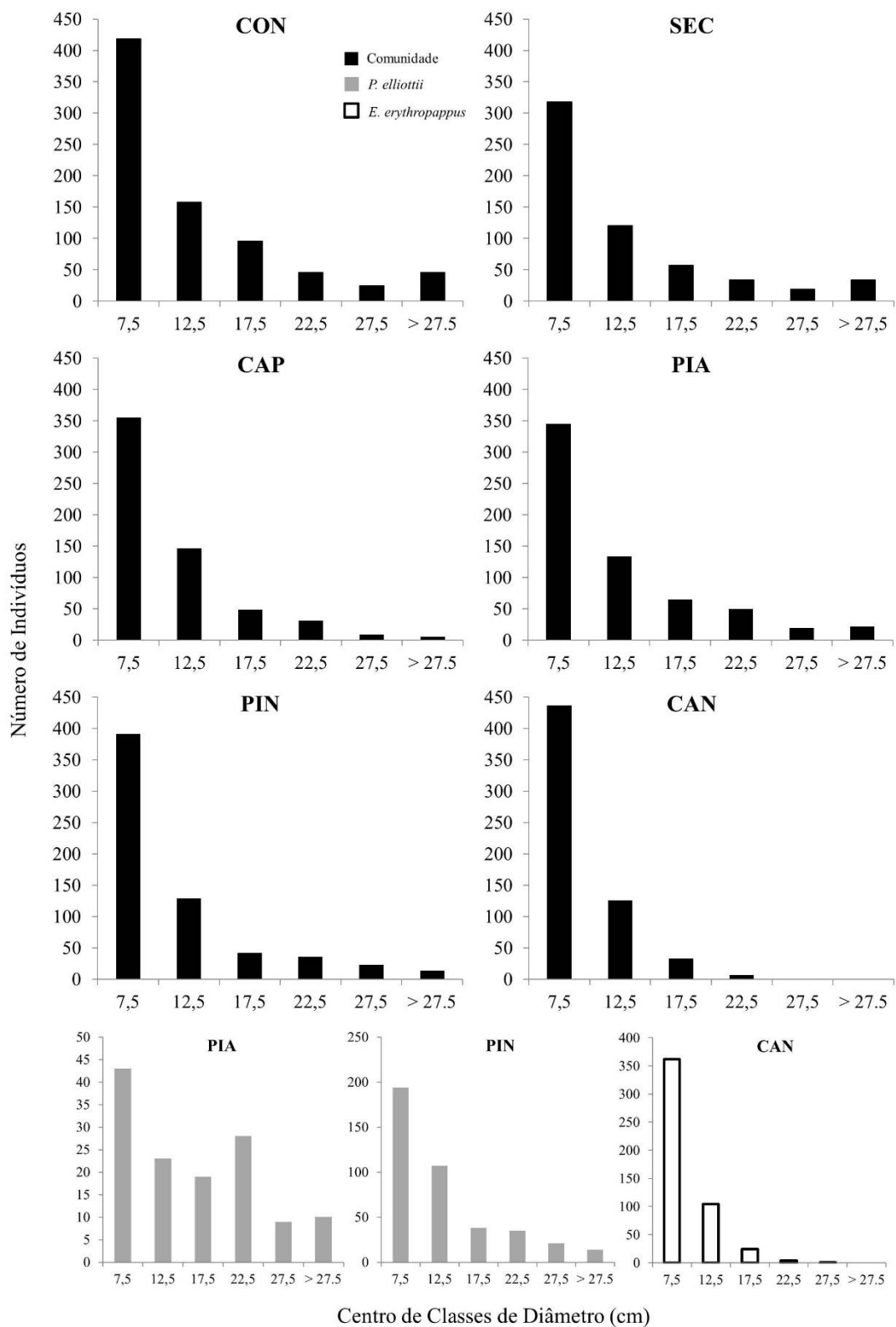
maior índice de diversidade ( $H' = 4,20 \text{ nats.ind}^{-1}$ ) e segundo maior valor de equabilidade ( $J' = 0,86$ ), enquanto que CAN apresentou o menor índice de diversidade ( $H' = 0,92 \text{ nats.ind}^{-1}$ ), bem como o menor valor de equabilidade ( $J' = 0,28$ ). Com relação ao número de espécies localmente “raras” (somente um indivíduo na amostra), o fragmento SEC foi superior à floresta controle (59 espécies).

A densidade de indivíduos não apresentou diferença significativa ( $F = 1,81$ ;  $p > 0,05$ ) entre os fragmentos, mesmo com a floresta controle apresentando maior densidade total do que os fragmentos florestais urbanos (790) (Tabela 2). Por outro lado, a floresta controle apresentou maior área basal média ( $F = 14,1$ ;  $p < 0,0001$ ) e total ( $18,12 \text{ m}^2$ ). Além disso, apresentou maior número de indivíduos nas maiores classes de diâmetro, porém com padrões semelhantes aos observados em SEC e PIA (Figura 7). O fragmento SEC apresentou a segunda maior área basal total ( $11,42 \text{ m}^2$ ), porém a área basal média não foi significativa comparada à dos fragmentos PIA, PIN e CAP ( $p > 0,05$ ) (Tabela 2). O fragmento CAN apresentou a menor área basal total ( $4,17 \text{ m}^2$ ), porém a área basal média não foi significativa comparada à dos fragmentos PIN e CAP ( $p > 0,05$ ). Além disso, apresentou 72,23% dos indivíduos na primeira classe de diâmetro (5 a 10 cm) (Figura 7), bem como a maior porcentagem de indivíduos mortos (17,34%), seguido de CAP, que apresentou 13,97% de indivíduos mortos na comunidade (Tabela 2).

A distribuição diamétrica dos indivíduos nas comunidades sugere que todos os fragmentos florestais são autorregenerantes (Figura 7). Além disso, as distribuições diamétricas das espécies dominantes em PIA, PIN e CAN também sugere a autorregeneração dessas espécies e, conseqüentemente, sua manutenção nas comunidades (Figura 7).

**Tabela 2:** Parâmetros de diversidade e estrutura dos fragmentos florestais urbanos e da floresta controle. As siglas dos fragmentos estão de acordo com a Tabela 1.

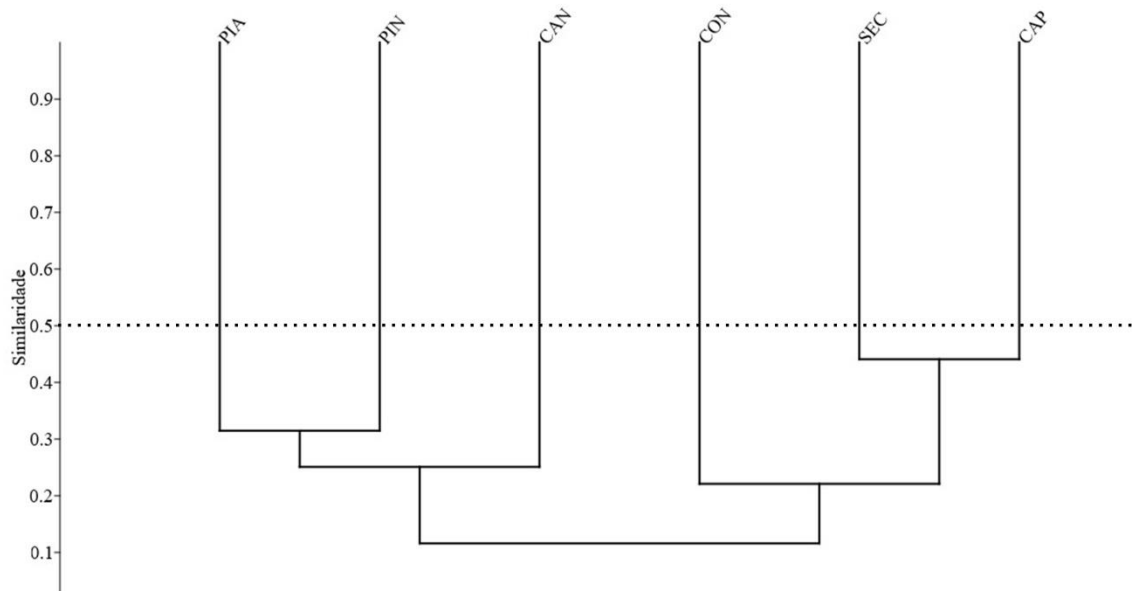
	CON	SEC	CAP	PIA	PIN	CAN
<b>Diversidade</b>						
Número de Espécies	155	127	97	43	35	25
Shannon-Wiener (H')	4,54 <sup>a</sup>	4,20 <sup>b</sup>	3,90 <sup>c</sup>	2,72 <sup>d</sup>	1,47 <sup>e</sup>	0,92 <sup>f</sup>
Equabilidade de Pielou (J)	0,90	0,86	0,85	0,72	0,41	0,28
Jackknife 1ª Ordem	216,20	179,10	146,50	59,20	59,30	38,50
Jackknife 2ª Ordem	242,16	203,54	176,28	67,91	80,19	48,37
Espécies “raras”	52	59	55	18	27	15
<b>Estrutura</b>						
Densidade Absoluta	790	583	597	635	636	605
Densidade Absoluta (ind.ha <sup>-1</sup> )	1975	1457	1492	1587	1590	1512
Densidade Média (± dp)	79,00 (± 23,15) <sup>a</sup>	58,30 (± 7,71) <sup>a</sup>	59,70 (± 10,72) <sup>a</sup>	63,50 (± 17,12) <sup>a</sup>	63,60 (± 22,89) <sup>a</sup>	60,50 (± 19,60) <sup>a</sup>
Área Basal Total (m <sup>2</sup> )	18,12	11,42	6,88	10,34	8,22	4,17
Área Basal Total (m <sup>2</sup> .ha <sup>-1</sup> )	45,30	28,55	17,20	25,85	20,55	10,43
Área Basal Média (± dp)	1,86 (± 0,81) <sup>a</sup>	1,26 (± 0,32) <sup>b</sup>	0,80 (± 0,25) <sup>b, c</sup>	1,06 (± 0,25) <sup>b</sup>	0,83 (± 0,29) <sup>b, c</sup>	0,51 (± 0,24) <sup>c</sup>
Mortos (densidade)	36	42	97	42	27	127
Mortos (%)	4,35	6,67	13,97	6,20	4,07	17,34



**Figura 7:** Distribuição diamétrica (em intervalos de 5 cm) das comunidades e dos indivíduos de *Pinus elliottii* (fragmentos PIA e PIN) e *Eremanthus erythropappus* (fragmento CAN). As siglas dos fragmentos estão de acordo com a Tabela 1.

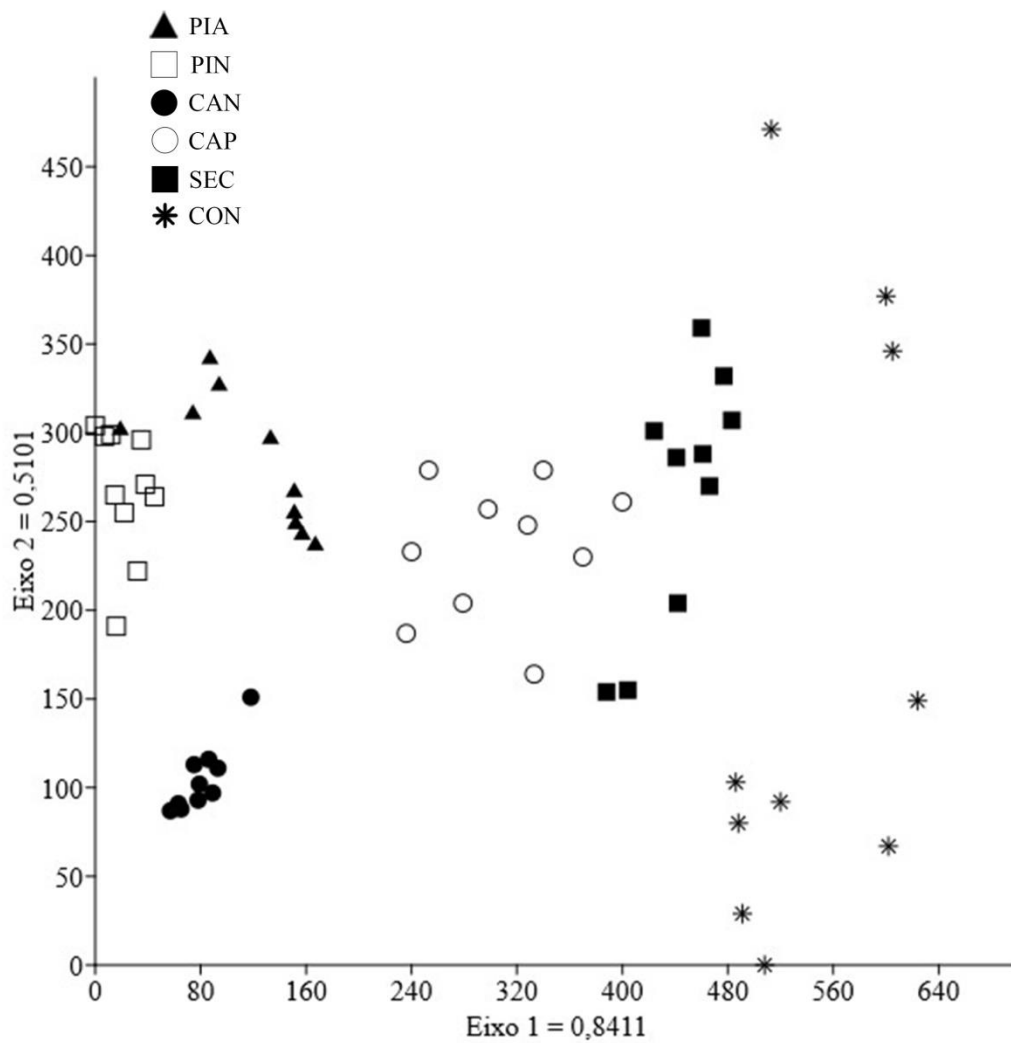
### 4.3 Heterogeneidade florística

O coeficiente de Jaccard (qualitativo) indicou uma alta heterogeneidade florística entre todos os fragmentos florestais (Figura 8), considerando o limite de coeficiente de similaridade significativo ( $> 0,5$ ) para florestas heterogêneas (FELFILI et al., 2011). Além disso, a análise de correspondência distendida (DCA) indicou a presença de um forte gradiente ambiental (Figura 9), com autovalores significativos (Eixo 1 = 0,84; Eixo 2 = 0,51), considerando o conceito de autovalor significativo ( $> 0,3$ ) para florestas heterogêneas (FELFILI et al., 2011). Corroborando as observações anteriores, a análise de similaridade (*One-way ANOSIM*) mostrou diferença significativa na composição de espécies ( $R = 0,62$ ;  $p < 0,05$ ) entre todos os fragmentos florestais.



**Figura 8:** Dendrograma (UPGMA) gerado através do coeficiente de Jaccard (qualitativo) para a análise de classificação de espécies entre os fragmentos florestais amostrados. As siglas dos fragmentos estão de acordo com a Tabela 1.





**Figura 9:** Análise de ordenação de espécies entre as parcelas dos fragmentos florestais amostrados pela técnica quantitativa de Análise de Correspondência Distendida (DCA). As siglas dos fragmentos estão de acordo com a Tabela 1.

## 5 DISCUSSÃO

### 5.1 *As diversidades alfa e beta de fragmentos florestais urbanos podem variar em escala local*

A premissa inicial de que as comunidades arbóreas dos fragmentos florestais urbanos apresentariam riqueza, diversidade, estrutura e composição de espécies semelhantes não foi confirmada, em parte, pelos resultados apresentados. Apesar das semelhanças relacionadas à estrutura (densidade e área basal), as comunidades dos fragmentos se diferenciaram com relação à riqueza, diversidade e composição de espécies. Os resultados apresentados, principalmente por PIA, PIN e CAN, sugerem como a biodiversidade arbórea pode ser afetada após impactos antrópicos severos, uma vez que os fragmentos menos impactados (SEC e CAP) apresentaram os maiores valores de riqueza, estimativa mínima de espécies e diversidade ( $H' = 4,20 \text{ nats.ind}^{-1}$  e  $H' = 3,90 \text{ nats.ind}^{-1}$ , respectivamente). Mesmo com maior tempo em regeneração, os fragmentos PIA e CAN apresentaram riqueza equivalente ao fragmento com menor tempo de regeneração (PIN), bem como estimativas mínimas de riqueza de espécies extremamente baixas. Estudos mostram que a recuperação da riqueza de espécies em florestas tropicais secundárias pode ser influenciada, principalmente, pelo histórico de perturbação da área (BROWN; LUGO, 1990; CHAZDON, 2012). Uma explicação plausível para os maiores valores de riqueza e diversidade de SEC e CAP seria devido à incorporação de espécies pioneiras na comunidade vegetal que já continha um contingente de espécies remanescentes a partir do momento que os fragmentos adjacentes iniciaram a regeneração florestal e, conseqüentemente, ao processo de sucessão ecológica que já se encontrava em estágios mais avançados. Além disso, a média de indivíduos zoocóricos, maiores em SEC e CAP, também podem estar relacionadas com o histórico de perturbação, pois antes da expansão da urbanização a região era tipicamente rural, facilitando o fluxo da fauna entre os fragmentos de maneira suficiente para suportar maiores populações de indivíduos e espécies zoocóricas.

A dominância de espécies, tanto exóticas quanto nativas oportunistas, foi o principal fator que influenciou a diversidade dos fragmentos regenerados a partir de solo exposto. Contudo, a baixa densidade de espécies “raras” localmente também foi fundamental na diminuição da diversidade alfa, uma vez que o índice de  $H'$  atribui menos peso às espécies dominantes, e mais peso à riqueza de espécies da comunidade (MAGURRAN, 2004). Além disso, a dominância de espécies também contribuiu com a alta heterogeneidade florística entre os fragmentos urbanos, indicando uma fraca

atuação de SEC e CAP como fonte de diásporos para a colonização das áreas adjacentes. A diversidade de *habitats* e de condições micro-climáticas existentes em ambientes urbanos pode suprir a exigência de várias espécies vegetais, inclusive as exóticas, possibilitando a ocorrência de inúmeras espécies em escala local (KOWARIK, 2011; MCKINNEY, 2008; PICKETT et al., 2011), e direcionando o processo sucessional dos ambientes a diferentes caminhos (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2015). É comum que as comunidades de florestas tropicais urbanas apresentem dominância de espécies exóticas, que normalmente são favorecidas pelos impactos antrópicos (COLÓN; LUGO; GONZÁLEZ, 2011; KOWARIK, 2011; SILVA, 2014). A urbanização pode facilitar a sobrevivência e dispersão de espécies exóticas de diversas maneiras, como reduzindo ameaças naturais ou alterando o ambiente físico em seu favor (ALVEY, 2006). Além disso, a chance de colonização da área por espécies exóticas é maior em ambientes urbanos abandonados, pois as espécies nativas encontram dificuldade em ultrapassar as barreiras da urbanização, onde as exóticas já estão estabelecidas através do cultivo por seres humanos, por exemplo (KOWARIK, 2005). Um estudo filogenético recente demonstrou ainda que espécies invasoras e nativas não se distinguem no que diz respeito à sua capacidade de adaptação local, além de suportar que a adaptação competitiva das espécies invasoras pode favorecer sua persistência no ambiente local e aumentar sua amplitude de nicho após a introdução (ODUOR; LEIMU; VAN KLEUNEN, 2016).

No caso da UFJF, o estabelecimento de indivíduos de *P. elliottii* nas áreas abandonadas foi favorecido pelo plantio da espécie nas margens da malha viária do *Campus*, no início da construção da universidade. Além disso, espécies introduzidas podem ser capazes de suportar e colonizar ambientes estressantes mais facilmente do que as espécies nativas (D'ANTONIO; MEYERSON, 2002), com destaque para as espécies do gênero *Pinus*, que são consideradas invasoras biológicas em diversas regiões do planeta (HIGGINS; RICHARDSON, 2001). A presença de *P. elliottii* também influenciou a estrutura das comunidades, uma vez que contribuiu no incremento da área basal total de PIA e PIN, atingindo valores semelhantes aos de SEC. Essa espécie é comumente utilizada como fonte de madeira por seres humanos, pois apresenta crescimento rápido e competitivo em relação às gramíneas e arbustos, gerando indivíduos de grande porte em um curto espaço de tempo (ABREU; DURIGAN, 2011; TONINI, 2000).

Diferente dos fragmentos citados anteriormente, com dominância de espécies exóticas, a espécie nativa *E. erythropappus* foi responsável pela monodominância no fragmento CAN e, conseqüentemente, pela baixa diversidade da comunidade. A ocorrência de *E. erythropappus* é mais comum em áreas montanhosas, bem como em solos pobres e rochosos (RIZZINI, 1978; SOUZA et al., 2007). Normalmente as espécies do gênero *Eremanthus* são comuns em formações florestais do domínio do Cerrado, porém na abrangência da Floresta Atlântica elas estão normalmente associadas às regiões com ocorrência de campos rupestres, onde o solo é raso e a altitude é elevada (BORGES; FORZZA, 2008; RIBEIRO, 2013). Além disso, normalmente o diâmetro médio atingido pelos indivíduos de *E. erythropappus* em outras comunidades naturais é baixo, influenciando também a área basal total da comunidade e concentrando a maioria dos indivíduos nas menores classes de diâmetro (PÉREZ et al., 2004).

Portanto, os resultados enfatizam como o impacto antrópico pode favorecer tanto espécies exóticas quanto nativas adaptadas a ambientes extremos (oportunistas) e, conseqüentemente, influenciar a distribuição local de espécies, riqueza e diversidade (alfa e beta) de comunidades arbóreas urbanas.

## 5.2 *Os fragmentos florestais urbanos diferem da floresta controle*

De acordo com LUGO & HELMER (2004), a diferença na composição e nos valores de importância das espécies são as principais características que distinguem florestas nativas secundárias de florestas regeneradas após drásticas alterações antrópicas. Além de situação semelhante ter sido revelada através da análise fitossociológica (Anexo I), a premissa inicial de que as comunidades arbóreas dos fragmentos florestais urbanos apresentariam composição, riqueza e diversidade diferentes da floresta controle, bem como estrutura (área basal total e média) menos desenvolvida, foi confirmada.

Com o avanço da sucessão ecológica, a área basal de comunidades arbóreas tende a aumentar (CHAZDON, 2008). Dessa forma, espera-se que comunidades florestais em estágio avançado de regeneração apresentem altos valores área basal total, como observado em algumas florestas da região (entre 36,9 e 38,2 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>), localizadas a menos de 130 km de distância do presente estudo (PINTO et al., 2007; SANTOS et al., 2013). Estudos de cronossequência em florestas tropicais indicam que em 30-45 anos, as comunidades arbóreas podem atingir área basal, densidade de indivíduos, riqueza e diversidade similares à de florestas maduras localizadas em regiões próximas (AIDE et

al., 2000; MARCANO-VEGA; AIDE; BÁEZ, 2002). Por exemplo, em áreas com histórico de perturbação através de corte seletivo, mas em regeneração natural por 40 anos, OLIVEIRA-FILHO et al. (2004) perceberam que a riqueza, diversidade, área basal e volume de madeira de florestas estacionais podem se aproximar dos valores apresentados por florestas maduras. Nesse caso, a rápida regeneração da comunidade foi favorecida por vestígios de raízes e troncos remanescentes do corte, bem como através do aporte de sementes originários de florestas maduras próximas à área (OLIVEIRA-FILHO et al., 2004). De fato, a área basal de florestas secundárias tropicais pode atingir valores compatíveis com os de florestas maduras, décadas antes de atingir estágios mais avançados de regeneração (BROWN; LUGO, 1990; CHAZDON, 2008).

Apesar de serem inferiores aos apresentados pela floresta controle, os índices de diversidade de SEC e CAP ( $H' = 4,20 \text{ nats.ind}^{-1}$  e  $H' = 3,90 \text{ nats.ind}^{-1}$ , respectivamente) foram superiores aos registrados em outras comunidades florestais estudadas até o momento na região, em inventários utilizando metodologia semelhante e em manchas florestais urbanas com 70 anos de regeneração natural após o abandono de culturas de café (BRITO; CARVALHO, 2014; FONSECA; CARVALHO, 2012; OLIVEIRA-NETO, 2014). Porém, os resultados apresentados enfatizam a baixa capacidade dos fragmentos florestais PIA, PIN e CAN em acumular uma biodiversidade elevada, geralmente esperada em ecossistemas tropicais (ver CARSON; SCHNITZER, 2008), bem como de evoluir para estágios sucessionais mais avançados, devido à alta densidade média de indivíduos pioneiros, mesmo após 40 anos em regeneração natural (exceto PIN, com 20 anos). A baixa densidade média de indivíduos zoocóricos, além de ser influenciada pelo isolamento físico dos fragmentos, é mais um indício de problemas na regeneração dessas comunidades, uma vez que apresenta correlação positiva com a maturidade de florestas tropicais (TABARELLI; PERES, 2002).

De maneira complementar, os baixos valores de área basal total e a alta porcentagem de indivíduos mortos (principalmente em CAP e CAN), sugerem que as comunidades enfrentam problemas na incorporação de biomassa, devido à pressão antrópica intensificada desde as atividades de construção da UFJF e a competição entre os indivíduos jovens. Entretanto, a área basal total dos fragmentos PIA ( $25,85 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ ) e PIN ( $20,55 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ ) foram maiores ou equivalentes às observadas em dois estudos realizados em Juiz de Fora, utilizando metodologia semelhante e em manchas florestais urbanas com 70 anos de regeneração natural após o abandono de culturas de café (BRITO; CARVALHO, 2014; FONSECA; CARVALHO, 2012), destacando como a

presença de espécies exóticas de crescimento rápido (*P. elliottii* em PIA e PIN) pode influenciar a incorporação de biomassa em comunidades arbóreas, bem como contribuir com indivíduos nas maiores classes diamétricas. Ressalta-se que o fragmento PIN se encontra somente há 20 anos em regeneração natural, mas já apresenta uma área basal total equivalente às manchas florestais com 70 anos de regeneração, citadas anteriormente.

Segundo CHAZDON (2008), a sequência e a duração da sucessão ecológica em florestas tropicais secundárias podem variar de acordo com o tipo de perturbação, bem como com o potencial de colonização arbórea e o desenvolvimento estrutural da floresta. Portanto, o impacto antrópico causado ao longo dos 40 anos interferiu diretamente na manutenção e no desenvolvimento das comunidades florestais urbanas. De fato, os diversos tipos de perturbações antrópicas (*e. g.* defaunação, desmatamento, exploração de recursos, uso pretérito do solo) em escala de paisagem resultam em múltiplas direções sucessionais, dificilmente previsíveis, e que ocorrem de forma mais lenta do que em florestas secundárias que regeneram em uma paisagem menos alterada e circundada por inúmeras florestas preservadas (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2015).

### 5.3 “*Novel Ecosystems*” e as florestas urbanas

Os resultados do presente estudo permitiram classificar a maioria dos fragmentos florestais urbanos como *Novel Forests*, uma vez que as comunidades arbóreas de PIA, PIN e CAN apresentaram uma composição singular de espécies, que dificilmente seria revertida sem o manejo humano intensivo, indicando a ultrapassagem de um limiar ecológico. Além disso, os fragmentos citados anteriormente concordaram com os quatro critérios de classificação utilizados por MORSE et al. (2014) (Tabela 3).

Recapitulando o conceito de *Novel Ecosystems*, temos: “um arranjo único de condições bióticas e ambientais devido ao resultado direto de alterações intencionais ou não por seres humanos, ou seja, livre-arbítrio, suficiente para ultrapassar um limiar ecológico que facilita uma nova trajetória no ecossistema, inibindo o seu retorno para uma trajetória prévia independente de intervenção humana adicional. O ecossistema resultante deve também ser autossuficiente em termos de composição de espécies, estrutura, biogeoquímica e serviços ecossistêmicos. Uma característica essencial de um *Novel Ecosystem* é a mudança na composição de espécies relativa aos ecossistemas presentes no mesmo bioma anteriormente à ultrapassagem de um limiar” (MORSE et al., 2014).

**Tabela 3:** Critérios de classificação de *Novel Ecosystems*. Adaptado de MORSE et al. (2014).

<b>Fragmento</b>	<b>Influência Humana (S/N)</b>	<b>Limiar Ecológico (S/N)</b>	<b>Composição de espécies* (S/N)</b>	<b>Comunidade Autorregenerante (S/N)</b>	<b>Classificação do Fragmento</b>	<b>Comentários</b>
PIA	S	S	S	S	<i>Novel Forest</i>	A dominância e persistência de espécies exóticas (ou nativas oportunistas) influenciou a estrutura e diversidade das comunidades arbóreas, indicando a ultrapassagem de um limiar ecológico
PIN	S	S	S	S	<i>Novel Forest</i>	
CAN	S	S	S	S	<i>Novel Forest</i>	
SEC	S	?	N	S	Impactado	Os dados levantados não foram suficientes para indicar a ultrapassagem de um limiar ecológico, além das comunidades arbóreas não apresentarem uma composição única de espécies
CAP	S	?	N	S	Impactado	

\* Valores de importância e composição de espécies alterados (dominância de poucas espécies exóticas ou nativas oportunistas)

Levando em consideração a importância dos limiares ecológicos para a definição de um *Novel Ecosystem*, essa tarefa pode se tornar desafiadora devido à dificuldade em identificá-los e se já foram ultrapassados, uma vez que a coleta de um grande banco de dados, em um longo período de tempo, pode ser necessária (GROFFMAN et al., 2006; HARRIS et al., 2013). Basicamente, existem dois tipos de limiares que podem influenciar o caminho sucessional dos ecossistemas impactados: limiares bióticos, criados devido a barreiras de dispersão que resultam em combinações de espécies não usuais (e.g. dominância de espécies exóticas); e limiares abióticos, resultantes de drásticas alterações abióticas (e.g. erosão do solo) (HOBBS et al., 2006).

Como mencionado no conceito e apresentado na Tabela 3, a diferença da composição de espécies pode ser essencial na identificação de um limiar ecológico e a sua provável irreversibilidade. Portanto, a dominância e persistência de espécies exóticas em comunidades florestais pode indicar o direcionamento da comunidade para um estado alternativo (HOBBS et al., 2006; MORSE et al., 2014), uma vez que sua erradicação pode ser praticamente impossível sem o manejo humano intensivo, além de reconhecermos que as florestas que prevaleceram historicamente provavelmente não apresentariam tal composição de espécies naturalmente (VITOUSEK et al., 1997).

Estudando comunidades florestais de Porto Rico, LUGO & HELMER (2004) demonstraram que apesar de haver variações nos valores de importância ao longo de 10 anos, grande parte das espécies dominantes eram compostas por espécies exóticas, indicando que elas persistiriam nas comunidades florestais e, conseqüentemente, caracterizando-as como *Novel Forests*. A relação da presença e importância de espécies exóticas com o surgimento de *Novel Forests* já foi estudada por alguns autores em Porto Rico, servindo como principal referência na literatura de florestas tropicais e relacionando a dominância de espécies exóticas como indicativos da ultrapassagem de limiares ecológicos (COLÓN; LUGO; GONZÁLEZ, 2011; LUGO; HELMER, 2004; LUGO, 2009, 2013; SILVA, 2014). No Havaí, estudos também sugerem que dificilmente as comunidades dominadas por espécies exóticas irão regredir, com menores perspectivas do que em Porto Rico, uma vez que uma baixa abundância de espécies nativas está associada a essas comunidades (MASCARO et al., 2008). Desta forma, a presença de *P. elliotii* nos fragmentos florestais PIA e PIN mostra como a composição e distribuição das espécies dessas comunidades foi alterada, uma vez que a espécie foi introduzida e beneficiada pela ação antrópica. Estudos posteriores serão importantes para avaliar a persistência de *P. elliotii* na comunidade, porém a matriz em



que os fragmentos florestais estão inseridos e a presença elevada de indivíduos jovens nas comunidades favorece sua presença, mesmo com a diminuição dos valores de importância de *P.elliottii* e de outras espécies exóticas ao longo do tempo, como observado por LUGO & HELMER (2004).

Apesar do fragmento CAN ser dominado por uma espécie nativa, o desenvolvimento e a persistência de *E. erythropappus* na comunidade se assemelha ao das exóticas citadas anteriormente. Ressalta-se que essa espécie não foi registrada em nenhum inventário em outras florestas (urbanas ou não) em Juiz de Fora (BRITO; CARVALHO, 2014; FONSECA; CARVALHO, 2012; GARCIA, 2007; PIFANO et al., 2007), sendo que *E. erythropappus* é classificada como pioneira de ciclo curto (OLIVEIRA-FILHO; SCOLFORO, 2008), tendendo a não persistir mais do que 50 anos na regeneração de florestas tropicais (CHAZDON, 2008). Portanto, a dominância de espécies nativas oportunistas (ou características de outros biomas brasileiros) também pode indicar o direcionamento da comunidade para um estado alternativo, uma vez que o estabelecimento e desenvolvimento de suas populações foi similar ao de espécies exóticas.

A detecção de limiares ecológicos relacionados com a composição de espécies de comunidades florestais (presença e dominância de espécies exóticas), como no caso de Porto Rico e Havaí, pode não ser suficiente em alguns casos. Porém, outras variáveis podem ser analisadas para mensurar o nível de “novidade” (*novelty*) após os impactos antrópicos como, por exemplo, surgimento de novas interações bióticas, mudanças na trajetória sucessional e alterações na diversidade funcional (HARRIS et al., 2013). No caso do fragmento CAP, os resultados sugerem que o processo sucessional caminha lentamente, devido à presença elevada de indivíduos pioneiros, ao baixo valor da área basal total, à alta porcentagem de indivíduos mortos e à concentração dos indivíduos nas menores classes de diâmetro, mesmo estando 40 anos (ou mais) em regeneração natural. Com relação ao fragmento SEC, os resultados sugerem que a comunidade já se encontrava em estágios mais avançados de sucessão antes dos impactos da construção da universidade, principalmente devido à alta diversidade, riqueza de espécies e presença significativa de indivíduos secundários iniciais e zoocóricos, corroborando seu histórico de perturbação menos intenso. Porém, considerando os critérios de classificação de MORSE et al. (2014) (Tabela 3), o conceito de *Novel Ecosystems* e a dificuldade em detectar a ultrapassagem de um limiar ecológico em SEC e CAP através

dos dados levantados, esses fragmentos foram classificados como Fragmentos Impactados.

De fato, algumas características apresentadas por *Novel Forests* podem dificultar a sua classificação. Em Porto Rico, por exemplo, as *Novel Forests* normalmente são jovens (< 80 anos) e ocorrem em paisagens fragmentadas, porém apresentam características que se assemelham às de florestas nativas (LUGO, 2013). Além de funcionarem como sumidouros de carbono, as *Novel Forests* de Porto Rico apresentam características estruturais, bem como produtividade e ciclagem de nutrientes (porém, em diferentes taxas) similares à de florestas naturais (LUGO, 2013). Além disso, mesmo em comunidades arbóreas compostas majoritariamente por espécies exóticas, os processos ecossistêmicos básicos podem se manter, como no caso de algumas florestas do Havaí (MASCARO; HUGHES; SCHNITZER, 2012).

Considerando a dificuldade de demonstrar a presença de limiares ecológicos e a variedade dos parâmetros mensuráveis com essa finalidade, diversas abordagens devem ser desenvolvidas para identificá-los em ecossistemas específicos (GROFFMAN et al., 2006). De acordo com GROFFMAN et al. (2006), o monitoramento de ecossistemas em escalas temporais e espaciais pode ser essencial para a determinação de sua aproximação a um limiar. Além disso, os autores enfatizam a importância em se considerar as ações antrópicas como agentes que pressionam os ecossistemas em direção e através de diversos limiares ecológicos. Porém, isso pode ser problemático devido às dificuldades em perceber a irreversibilidade das mudanças nos processos ecossistêmicos e sua previsibilidade com o passar do tempo, por exemplo, dada a grande diversidade de ecossistemas e de variáveis de resposta (GROFFMAN et al., 2006).

Mesmo apresentando resultados insuficientes para classificar SEC e CAP como *Novel Forests*, a paisagem fragmentada em que as comunidades arbóreas estão inseridas e a influência humana constante certamente irão influenciar a sucessão ecológica, além de provavelmente diminuir a diversidade e a chegada de espécies arbóreas secundárias de grande porte, características de florestas em estágio avançado de regeneração. A fragmentação florestal exerce, de fato, influência negativa sobre a estrutura, diversidade e funcionalidade das comunidades arbóreas nativas (ECHEVERRÍA et al., 2007; LAURANCE et al., 2000; TABARELLI et al., 1999), além de anular a conectividade com grandes fragmentos florestais, que serviriam como fonte de diásporos (DRINNAN, 2005). As árvores de grande porte, características de florestas maduras, podem ser

severamente afetadas devido às condições diferentes de luminosidade, aumento da competição e alterações micro-climáticas (LAURANCE et al., 2000). Consequentemente, a fauna também é drasticamente afetada, pois os animais de grande porte e os especializados em frugivoria são extremamente vulneráveis à extinção local (TABARELLI; PERES, 2002). Além disso, a fauna especialista e com mobilidade exclusivamente terrestre é mais afetada do que os animais generalistas e aqueles que conseguem ultrapassar as barreiras da urbanização (KOWARIK, 2011). Ressalta-se ainda que foram observadas manchas com dominância de *E. erythropappus* nas adjacências do fragmento CAP, bem como um adensamento de indivíduos de *P. elliottii* na borda do fragmento SEC.

Portanto, estudos posteriores de dinâmica florestal serão imprescindíveis para avaliar o avanço do processo sucessional das comunidades arbóreas de SEC e CAP e detectar a possível expansão das espécies invasoras presentes no seu entorno. Além disso, estudos mais robustos com relação à composição e diversidade funcional são recomendados, uma vez que também podem apresentar respostas funcionais sensíveis aos distúrbios antrópicos (CARREÑO-ROCABADO et al., 2012).

## 6 CONCLUSÕES

Os resultados mostraram que, apesar de algumas semelhanças relacionadas à estrutura (densidade e área basal), as comunidades dos fragmentos florestais urbanos na mesma unidade de paisagem se diferenciaram principalmente com relação à riqueza, diversidade e composição de espécies. Os fragmentos que regeneraram a partir de solo exposto apresentaram baixa riqueza e baixa diversidade alfa devido à dominância de espécies, tanto exóticas (*Pinus elliottii*) quanto nativas oportunistas (*Eremanthus erythropappus*), favorecidas pelas alterações antrópicas causadas no ambiente. Por outro lado, os fragmentos que já possuíam cobertura vegetal (regeneração natural) há 40 anos apresentaram uma distribuição mais heterogênea de espécies, bem como maior riqueza e maiores índices de diversidade alfa. Além disso, a heterogeneidade florística (diversidade beta) entre os fragmentos urbanos foi elevada, uma vez que espécies diferentes foram dominantes em diferentes fragmentos e, conseqüentemente, indicando uma fraca atuação dos fragmentos que já possuíam cobertura vegetal como fonte de diásporos para a colonização das áreas adjacentes.

A premissa inicial de que a diversidade e estrutura dos fragmentos florestais urbanos seriam diferentes da floresta em estágio avançado de regeneração foi confirmada. O impacto antrópico causado ao longo do tempo interferiu diretamente na manutenção e no desenvolvimento das comunidades arbóreas urbanas, resultando em sistemas com múltiplas direções sucessionais. Porém, apesar dos dois fragmentos que já existiam há 40 anos se diferenciarem da floresta controle, suas comunidades apresentaram elevados valores dos índices de diversidade (em comparação com outros estudos em Juiz de Fora) e maior representatividade de grupos funcionais característicos de fases mais avançadas de sucessão. Em geral, a acumulação de biomassa (área basal total e média) foi baixa, se comparada com a floresta controle, apesar da contribuição da espécie exótica de crescimento rápido, *Pinus elliottii*, em alguns fragmentos. Esses resultados foram diferentes dos observados em outros estudos em florestas secundárias tropicais, uma vez que estas podem atingir diversidade, riqueza e área basal similares à de florestas maduras em poucas décadas após abandono e prosseguimento da regeneração natural (AIDE et al., 2000; MARCANO-VEGA; AIDE; BÁEZ, 2002; OLIVEIRA-FILHO et al., 2004). Além disso, a maior parte dos fragmentos apresentou maior representatividade de grupos funcionais característicos de fases mais iniciais de sucessão, além da maioria estar concentrada nas primeiras classes de diâmetro, indicando que a sucessão ecológica caminha lentamente.

Como esperado, a urbanização foi o principal fator que influenciou as características das comunidades arbóreas estudadas, uma vez que a maioria dos fragmentos foi classificada como *Novel Forests*, de acordo com o conceito e os critérios de classificação de MORSE et al. (2014). A baixa diversidade alfa apresentada por esses fragmentos, devido à dominância de espécies exóticas (ou nativas oportunistas), é frequentemente documentada em ecossistemas urbanos (CIELO-FILHO; SANTIN, 2002; TRENTANOVI et al., 2013). Portanto, a composição singular de espécies apresentada pela maioria dos fragmentos urbanos dificilmente seria revertida sem o manejo humano intensivo, indicando a ultrapassagem de um limiar ecológico e distinguindo-os dos ecossistemas naturais que prevaleceram historicamente (HOBBS et al., 2006), analogamente ao observado em outras *Novel Forests* tropicais (LUGO; HELMER, 2004; LUGO, 2009, 2013). Por outro lado, os dados levantados neste estudo não nos permitiram classificar dois fragmentos florestais urbanos como *Novel Forests*, devido à ausência de dominância de espécies e a insuficiência de dados amostrados para detectar a ultrapassagem de um limiar ecológico.

A falta de conexão com fragmentos conservados, aliados ao tamanho reduzido dos fragmentos urbanos (< 6 ha) e a ausência de uma grande parcela da fauna dispersora, provavelmente continuará influenciando o processo de sucessão ecológica (CHAZDON, 2012). As comunidades tenderão a se adaptarem ao ambiente urbanizado, apresentando características diferentes dos ecossistemas que prevaleceram historicamente, mesmo após décadas de regeneração. Logo, estudos posteriores de dinâmica florestal são necessários para avaliar o avanço do processo sucessional das comunidades arbóreas.

Devido à novidade do tema e a escassez de trabalhos no Brasil, este estudo é importante para documentar a existência de *Novel Forests* em território brasileiro e contribuir para o conhecimento do seu funcionamento. Porém, estudos posteriores mais abrangentes (tanto em escala espacial quanto temporal) são convenientes, estendendo-se à todos os níveis bióticos e abióticos, a fim de somar conhecimento sobre funcionamento geral dos *Novel Ecosystems* e servir como subsídio para estratégias de manejo no futuro.

## 7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, R. C. R.; DURIGAN, G. Changes in the plant community of a Brazilian grassland savannah after 22 years of invasion by *Pinus elliottii* Engelm. **Plant Ecology & Diversity**, v. 4, n. 2-3, p. 269–278, jun. 2011.
- AIDE, T. M. 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.
- ALVEY, A. A. Promoting and preserving biodiversity in the urban forest. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 5, n. 4, p. 195–201, 2006.
- APG III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 161, n. 2, p. 105–121, out. 2009.
- 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**, nov. 2015.
- BFG. Growing knowledge: an overview of Seed Plant diversity in Brazil. **Rodriguésia**, v. 66, n. 4, p. 1085–1113, 2015.
- BORGES, R. A. X.; FORZZA, R. C. A tribo Astereae (Asteraceae) no Parque Estadual do Ibitipoca, Minas Gerais, Brasil. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**, v. 26, n. 2, p. 131–154, 2008.
- BRITO, P. S. DE; CARVALHO, F. Estrutura e diversidade arbórea da Floresta Estacional Semidecidual secundária no Jardim Botânico da Universidade Federal de Juiz de Fora. **Rodriguésia**, v. 65, n. 4, p. 817–830, dez. 2014.
- BROWN, S.; LUGO, A. E. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**, v. 6, n. 1, p. 1–32, 1990.
- CARREÑO-ROCABADO, G. et al. Effects of disturbance intensity on species and functional diversity in a tropical forest. **Journal of Ecology**, v. 100, n. 6, p. 1453–1463, 2012.
- CARREÑO-ROCABADO, G. et al. Land-use intensification effects on functional properties in tropical plant communities. **Ecological Applications**, v. 26, n. 1, p. 150521083605001, 21 maio 2015.
- CARSON, W. P.; SCHNITZER, S. A. **Tropical forest community ecology**. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd, 2008.
- CESAMA. **Hidrografia em Juiz de Fora**. Disponível em:

- <<http://www.cesama.com.br/?pagina=hidrografia>>. Acesso em: 19 nov. 2015.
- CHAPIN, F. S.; STARFIELD, A. M. Time lags and novel ecosystems in response to transient climatic change in arctic Alaska. **Climatic Change**, v. 35, n. 4, p. 449–461, 1997.
- CHAZDON, R. L. Chance and determinism in Tropical Forest succession. In: CARSON, W. P.; SCHNITZER, S. A. (Eds.). . **Tropical forest community ecology**. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd, 2008. p. 384–408.
- CHAZDON, R. L. Regeneração de florestas tropicais. **Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 195–218, 2012.
- CIELO-FILHO, R.; SANTIN, D. A. Estudo florístico e fitossociológico de um fragmento florestal urbano - Bosque dos Alemães, Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, n. 3, p. 291–301, set. 2002.
- COLÓN, S. M.; LUGO, A. E.; GONZÁLEZ, O. M. R. Novel dry forests in southwestern Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, v. 262, n. 2, p. 170–177, 2011.
- CRUTZEN, P. J.; STOERMER, E. F. The Anthropocene. **Global Change Newsletter**, n. 41, p. 17–18, 2000.
- D'ANTONIO, C. M.; MEYERSON, L. A. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration. **Restoration Ecology**, v. 10, n. 4, p. 703–713, 2002.
- DRINNAN, I. N. The search for fragmentation thresholds in a Southern Sydney Suburb. **Biological Conservation**, v. 124, n. 3, p. 339–349, ago. 2005.
- ECHEVERRÍA, C. et al. Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, n. 4, p. 426–439, 2007.
- ELLIS, E. C. Anthropogenic transformation of the terrestrial biosphere. **Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences**, v. 369, n. 1938, p. 1010–1035, 2011.
- FEAM. **Mapa de Solos do Estado de Minas Gerais**. Disponível em: <<http://www.feam.br/noticias/1/1355-mapa-de-solos>>. Acesso em: 19 nov. 2015.
- FELFILI, J. M. et al. Análise multivariada: princípios e métodos em estudos de vegetação. In: FELFILI, J. M. et al. (Eds.). . **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos**. Viçosa, MG: UFV, 2011. p. 122–155.
- FONSECA, C. R.; CARVALHO, F. Aspectos florísticos e fitossociológicos da

- comunidade arbórea de um fragmento urbano de floresta Atlântica (Juiz de Fora, mg, Brasil). **Bioscience Journal**, v. 28, n. 5, p. 820–832, 2012.
- GARCIA, P. O. **Estrutura e composição do estrato arbóreo em diferentes trechos da Reserva Biológica Municipal Santa Cândida, Juiz de Fora-MG, Minas Gerais**. [s.l.: s.n.].
- GARDENER, M. R. et al. Plant invasions research in Latin America: fast track to a more focused agenda. **Plant Ecology & Diversity**, v. 5, n. 2, p. 225–232, jun. 2012.
- 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.
- GENTRY, A. H. Tropical Forest Biodiversity: Distributional Patterns and Their Conservational Significance. **Oikos**, v. 63, n. 1, p. 19–28, 1992.
- GOTELLI, N. J. **Ecologia**. 4<sup>a</sup>. ed. Londrina: Planta, 2009.
- GROFFMAN, P. M. et al. Ecological Thresholds: The Key to Successful Environmental Management or an Important Concept with No Practical Application? **Ecosystems**, v. 9, n. 1, p. 1–13, 30 fev. 2006.
- HALLETT, L. M. et al. Towards a Conceptual Framework for Novel Ecosystems. In: HOBBS, R. J.; HIGGS, E. S.; HALL, C. M. (Eds.). . **Novel Ecosystems: Intervening in the New Ecological World Order**. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd, 2013. p. 16–28.
- HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 1–9, ago. 2001.
- HARRIS, J. A. et al. Characterizing novel ecosystems: challenges for measurement. In: HOBBS, R. J.; HIGGS, E. S.; HALL, C. M. (Eds.). . **Novel Ecosystems: Intervening in the New Ecological World Order**. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd, 2013. p. 192–204.
- HIGGINS, S. I.; RICHARDSON, D. M. Pine invasions in the southern hemisphere: modeling interactions between organism, environment and disturbance. **Plant Ecology**, v. 135, p. 79–93, 2001.
- 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.
- HOBBS, R. J.; HIGGS, E.; HALL, C. M. **Novel Ecosystems: Intervening in the New**



- Ecological World Order**. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd, 2013.
- HUTCHESON, K. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. **Journal of theoretical Biology**, v. 29, n. 1, p. 151–154, 1970.
- IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2<sup>a</sup>. ed. Rio de Janeiro, RJ: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012.
- KENT, M.; COKER, P. **Vegetation description and analysis**. New York: John Wiley & Sons, Ltd, 1992.
- 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.
- KOWARIK, I. Wild Urban Woodlands: Towards a Conceptual Framework New woodlands as a response to social and economic changes. In: KOWARIK, I.; KÖRNER, S. (Eds.). . **Wild Urban Woodlands. New Perspectives for Urban Forestry**. Berlin: Springer-Verlag, 2005. p. 1–32.
- KOWARIK, I. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. **Environmental Pollution**, v. 159, n. 8-9, p. 1974–1983, 2011.
- LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P.; SHIPLEY, B. **Measuring Functional Diversity from Multiple Traits, and Other Tools for Functional Ecology**. Disponível em: <<http://cran.r-project.org/>>.
- LAURANCE, W. F. et al. Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, v. 404, n. 6780, p. 836, 2000.
- LAVOREL, S. et al. Assessing functional diversity in the field – methodology matters! **Functional Ecology**, v. 22, n. 1, p. 071124124908001–???, 22 nov. 2007.
- LUGO, A. E. The outcome of alien tree invasions in Puerto Rico. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, n. 5, p. 265–273, jun. 2004.
- LUGO, A. E. The emerging era of novel tropical forests. **Biotropica**, v. 41, n. 5, p. 589–591, 2009.
- LUGO, A. E. Novel tropical forests: Nature’s response to global change. **Tropical Conservation Science**, v. 6, n. 3, p. 325–337, 2013.
- LUGO, A. E.; HELMER, E. H. Emerging forests on abandoned land: Puerto Rico’s new forests. **Forest Ecology and Management**, v. 190, n. 2-3, p. 145–161, 2004.
- MAASS, J. et al. Ecosystem Services of Tropical Dry Forests: Insights from Long-term Ecological and Social Research on the Pacific Coast of. v. 10, n. 1, p. 1–23, 2005.

- MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Malden, MA: Blackwell Publishing, 2004.
- MARCANO-VEGA, H.; AIDE, T. M.; BÁEZ, D. Forest regeneration in abandoned coffee plantations and pastures in the Cordillera Central of Puerto Rico. **Plant Ecology**, v. 161, n. 1, p. 75–87, 2002.
- 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, ago. 2008.
- MASCARO, J.; HUGHES, R. F.; SCHNITZER, S. A. Novel forests maintain ecosystem processes after the decline of native tree species. **Ecological Monographs**, v. 82, n. 2, p. 221–228, 2012.
- MCKINNEY, M. L. Urbanization, Biodiversity, and Conservation. **BioScience**, v. 52, n. 10, p. 883, 2002.
- MCKINNEY, M. L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. **Biological Conservation**, v. 127, n. 3, p. 247–260, 2006.
- MCKINNEY, M. L. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. **Urban Ecosystems**, v. 11, n. 2, p. 161–176, 2008.
- MONASTERSKY, R. Anthropocene: The human age. **Nature**, v. 519, n. 7542, p. 144–147, 11 mar. 2015.
- 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(2), n. 2, p. 12, 2014.
- MURCIA, C. et al. A critique of the “novel ecosystem” concept. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 29, n. 10, p. 548–553, out. 2014.
- 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**, p. n/a–n/a, 2016.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T. et al. Diversity and structure of the tree community of a fragment of tropical secondary forest of the Brazilian Atlantic Forest domain 15 and 40 years after logging. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, p. 685–701, 2004.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T.; SCOLFORO, J. R. **Inventário florestal de Minas Gerais: espécies arbóreas da flora nativa**. Lavras, MG: UFLA, 2008.
- OLIVEIRA-NETO, N. E. **Aspectos ecológicos da comunidade arbórea em um trecho**

- de floresta atlântica com predominância de palmito-juçara (*Euterpe edulis* Martius).** [s.l.] Universidade Federal de Juiz de Fora, 2014.
- 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.
- PERRING, M. P. et al. Novel urban ecosystems and ecosystem service. In: HOBBS, R. J.; HIGGS, E. S.; HALL, C. M. (Eds.). . **Novel Ecosystems: Intervening in the New Ecological World Order**. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd, 2013. p. 310–325.
- PICKETT, S. T. A. et al. Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 3, p. 331–362, 2011.
- PIFANO, D. S. et al. Similaridade entre os habitats da vegetação do Morro Do Imperador, Juiz De Fora, Minas Gerais, com base na composição de sua flora fanerogâmica. **Rodriguésia**, v. 58, n. 4, p. 885–904, 2007.
- PINTO, S. I. D. C. et al. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo de dois estádios sucessionais de floresta estacional semidecidual na Reserva Florestal Mata do Paraíso, Viçosa, MG, Brasil. **Revista Árvore**, v. 31, n. 5, p. 823–833, out. 2007.
- RIBEIRO, J. H. C. **A vegetação lenhosa sobre solos quartzíticos na Serra Negra (Rio Preto, MG): estrutura, diversidade e gradientes ambientais.** [s.l.] Universidade Federal de Juiz de Fora, 2013.
- RIZZINI, C. T. **Árvores e madeiras úteis do Brasil: manual de dendrologia brasileira.** São Paulo, SP: Edgard Blücher, 1978.
- SANTOS, M. L. et al. Estrutura fitossociológica e raridade em um trecho de Floresta Estacional Semidecidual primária na Zona da Mata de Minas Gerais. **Global Science and Technology**, v. 6, n. 1, p. 101–117, 2013.
- SILVA, J. F. Species composition, diversity and structure of novel forests of *Castilla elastica* in Puerto Rico. **Tropical Ecology**, v. 55, n. 2, p. 231–244, 2014.
- SITZIA, T.; CAMPAGNARO, T.; WEIR, R. G. Novel woodland patches in a small historical Mediterranean city: Padova, Northern Italy. **Urban Ecosystems**, 17 jun. 2015.
- SMITH, A. R. et al. A Classification for Extant Ferns. **Taxon**, v. 55, n. 3, p. 705, 1 ago. 2006.
- SOS MATA ATLÂNTICA. **Relatório anual de atividades.** Disponível em:

<[https://www.sosma.org.br/link/relatorio\\_anual\\_sosma\\_2014/index.html](https://www.sosma.org.br/link/relatorio_anual_sosma_2014/index.html)>.

Acesso em: 11 fev. 2016.

- SOUZA, A. L. DE et al. Caracterização fitossociológica em áreas de ocorrência natural de candeia (*Eremanthus erythropappus* (D.C.) MacLeish). **Revista Árvore**, v. 31, n. 4, p. 667–677, ago. 2007.
- STEFFEN, W. et al. The Anthropocene: conceptual and historical perspectives. **Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences**, v. 369, n. 1938, p. 842–867, 2011.
- TABARELLI, M. et al. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 91, p. 119–127, 1999.
- TABARELLI, M.; PERES, C. A. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. **Biological Conservation**, v. 106, n. 2, p. 165–176, 2002.
- TONINI, H. **Crescimento em altura de *Pinus elliottii* Engelm., em três unidades de mapeamento de solo, nas regiões da serra do sudeste e litoral, no Estado do Rio Grande do Sul.** [s.l.] Universidade Federal de Santa Maria, 2000.
- TRENTANOVI, G. et al. Biotic homogenization at the community scale: Disentangling the roles of urbanization and plant invasion. **Diversity and Distributions**, v. 19, n. 7, p. 738–748, 2013.
- VAN DER PIJL, L. **Principles of Dispersal in Higher Plants.** 3<sup>a</sup>. ed. New York: Springer-Verlag, 1982.
- VITOUSEK, P. M. et al. Human Domination of Earth's Ecosystems. **Science**, v. 277, p. 494–499, 1997.
- ZALASIEWICZ, J. et al. The New World of the Anthropocene. **Environmental Science & Technology**, v. 44, n. 7, p. 2228–2231, abr. 2010.
- ZALASIEWICZ, J. et al. When did the Anthropocene begin? A mid-twentieth century boundary level is stratigraphically optimal. **Quaternary International**, v. 383, p. 196–203, 2015.

## ANEXO I

Parâmetros fitossociológicos e grupos ecológicos das espécies nos fragmentos florestais urbanos e na floresta controle. Espécies ordenadas em ordem decrescente de valor de importância (VI). Grupo sucessional: pioneira (PI), secundária inicial (SI), secundária tardia (ST) e não classificada (NC). Síndrome de dispersão: zoocórica (Zoo), anemocórica (Ane), autocórica (Aut) e não classificada (NC). As espécies exóticas (EX) não foram classificadas quanto ao seu grupo sucessional. Parâmetros fitossociológicos: densidade absoluta (DA), densidade relativa (DR), dominância relativa (DoR), frequência relativa (FR) e valor de importância (VI).

Espécie	GS	SD	DA	AB	FA	DR	DoR	FR	VI	VI (%)
<b>Floresta Controle (CON)</b>										
<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	SI	Zoo	33	1,7444	6	4,18	9,62	1,80	15,60	5,20
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	ST	Aut	1	2,0214	1	0,13	11,15	0,30	11,58	3,86
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	ST	Zoo	37	0,3715	5	4,68	2,05	1,50	8,23	2,74
<i>Copaifera trapezifolia</i> Hayne	SI	Zoo	21	0,5167	5	2,66	2,85	1,50	7,01	2,34
<i>Trichilia casaretti</i> C.DC.	SI	Zoo	17	0,5634	5	2,15	3,11	1,50	6,76	2,25
<i>Aparisthium cordatum</i> (A.Juss.) Baill.	PI	Aut	30	0,2736	3	3,80	1,51	0,90	6,21	2,07
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	PI	Ane	7	0,8485	2	0,89	4,68	0,60	6,17	2,06
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	PI	Zoo	15	0,2851	6	1,90	1,57	1,80	5,27	1,76
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	PI	Zoo	24	0,2871	2	3,04	1,58	0,60	5,22	1,74
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	ST	Ane	3	0,6543	3	0,38	3,61	0,90	4,89	1,63
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	PI	Zoo	18	0,1564	5	2,28	0,86	1,50	4,64	1,55
<i>Qualea lundii</i> (Warm.) Warm.	NC	Ane	11	0,4550	2	1,39	2,51	0,60	4,50	1,50
<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	NC	Zoo	14	0,1392	6	1,77	0,77	1,80	4,34	1,45

<b>Espécie</b>	<b>GS</b>	<b>SD</b>	<b>DA</b>	<b>AB</b>	<b>FA</b>	<b>DR</b>	<b>DoR</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>	<b>VI (%)</b>
<i>Ocotea lancifolia</i> (Schott) Mez	ST	Zoo	13	0,1925	5	1,65	1,06	1,50	4,20	1,40
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	PI	Ane	17	0,1475	4	2,15	0,81	1,20	4,16	1,39
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	PI	Zoo	8	0,2980	5	1,01	1,64	1,50	4,15	1,38
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	PI	Aut	7	0,2510	6	0,89	1,38	1,80	4,07	1,36
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	PI	Zoo	16	0,0627	5	2,03	0,35	1,50	3,87	1,29
<i>Tachigali aurea</i> Tul.	PI	Ane	5	0,4411	2	0,63	2,43	0,60	3,66	1,22
<i>Myrcia sp1</i>	NC	Zoo	13	0,1310	4	1,65	0,72	1,20	3,57	1,19
<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	SI	Zoo	11	0,2807	2	1,39	1,55	0,60	3,54	1,18
<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek	SI	Zoo	14	0,1399	3	1,77	0,77	0,90	3,44	1,15
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	SI	Zoo	9	0,1836	4	1,14	1,01	1,20	3,35	1,12
<i>Virola bicuhyba</i> (Schott ex Spreng.) Warb.	ST	Zoo	6	0,2514	4	0,76	1,39	1,20	3,34	1,11
<i>Laplacea fruticosa</i> (Schrad.) Kobuski	ST	Ane	9	0,2184	3	1,14	1,20	0,90	3,24	1,08
<i>Tovomitopsis saldanhae</i> Engl.	SI	Zoo	10	0,1352	4	1,27	0,75	1,20	3,21	1,07
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	PI	Zoo	11	0,1029	4	1,39	0,57	1,20	3,16	1,05
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	PI	Zoo	12	0,1217	3	1,52	0,67	0,90	3,09	1,03
<i>Marlierea excoriata</i> Mart.	SI	Zoo	14	0,0540	3	1,77	0,30	0,90	2,97	0,99
<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.	PI	Zoo	12	0,0424	4	1,52	0,23	1,20	2,95	0,98
<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne	PI	Ane	1	0,4508	1	0,13	2,49	0,30	2,91	0,97
<i>Coussarea nodosa</i> (Benth.) Müll.Arg.	SI	Zoo	9	0,0416	5	1,14	0,23	1,50	2,87	0,96
<i>Guatteria sellowiana</i> Schltldl.	SI	Zoo	8	0,1618	3	1,01	0,89	0,90	2,80	0,93

<b>Espécie</b>	<b>GS</b>	<b>SD</b>	<b>DA</b>	<b>AB</b>	<b>FA</b>	<b>DR</b>	<b>DoR</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>	<b>VI (%)</b>
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	PI	Zoo	8	0,1488	3	1,01	0,82	0,90	2,73	0,91
<i>Hyeronima oblonga</i> (Tul.) Müll.Arg.	SI	Zoo	2	0,3894	1	0,25	2,15	0,30	2,70	0,90
<i>Eugenia capparidifolia</i> DC.	NC	Zoo	6	0,0262	6	0,76	0,14	1,80	2,70	0,90
<i>Eugenia spl</i>	NC	Zoo	8	0,0727	4	1,01	0,40	1,20	2,61	0,87
<i>Vochysia rectiflora</i> Warm.	SI	Ane	5	0,2484	2	0,63	1,37	0,60	2,60	0,87
<i>Myrsine lancifolia</i> Mart.	PI	Zoo	10	0,0763	3	1,27	0,42	0,90	2,58	0,86
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	SI	Zoo	9	0,0380	4	1,14	0,21	1,20	2,55	0,85
<i>Vitex sellowiana</i> Cham.	PI	Zoo	6	0,1572	3	0,76	0,87	0,90	2,52	0,84
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	PI	Zoo	7	0,0647	4	0,89	0,36	1,20	2,44	0,81
<i>Calyptranthes spl</i>	NC	Zoo	10	0,0982	2	1,27	0,54	0,60	2,41	0,80
<i>Trichilia hirta</i> L.	SI	Zoo	5	0,1017	4	0,63	0,56	1,20	2,39	0,80
<i>Picramnia glazioviana</i> Engl.	SI	Zoo	8	0,0258	4	1,01	0,14	1,20	2,35	0,78
<i>Swartzia macrostachya</i> Benth.	SI	Zoo	9	0,1002	2	1,14	0,55	0,60	2,29	0,76
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	PI	Zoo	4	0,2122	2	0,51	1,17	0,60	2,28	0,76
<i>Annona mucosa</i> Jacq.	SI	Zoo	5	0,0709	4	0,63	0,39	1,20	2,22	0,74
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	ST	Zoo	6	0,0367	4	0,76	0,20	1,20	2,16	0,72
<i>Aspidosperma spruceanum</i> Benth. ex Müll.Arg.	ST	Ane	4	0,1255	3	0,51	0,69	0,90	2,10	0,70
<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevling	PI	Zoo	8	0,0291	3	1,01	0,16	0,90	2,07	0,69
<i>Ixora brevifolia</i> Benth.	SI	Zoo	7	0,0502	3	0,89	0,28	0,90	2,06	0,69
<i>Allophylus racemosus</i> Sw.	SI	Zoo	6	0,1740	1	0,76	0,96	0,30	2,02	0,67

<b>Espécie</b>	<b>GS</b>	<b>SD</b>	<b>DA</b>	<b>AB</b>	<b>FA</b>	<b>DR</b>	<b>DoR</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>	<b>VI (%)</b>
<i>Ouratea semiserrata</i> (Mart. & Nees) Engl.	PI	Zoo	8	0,0429	2	1,01	0,24	0,60	1,85	0,62
<i>Eriotheca cf. candolleana</i> (K.Schum.) A.Robyns	SI	Ane	2	0,1765	2	0,25	0,97	0,60	1,83	0,61
<i>Inga cylindrica</i> (Vell.) Mart.	PI	Zoo	3	0,0966	3	0,38	0,53	0,90	1,81	0,60
<i>Miconia inconspicua</i> Miq.	SI	Zoo	6	0,0271	3	0,76	0,15	0,90	1,81	0,60
<i>Pachira endecaphylla</i> (Vell.) Carv.-Sobr.	SI	Aut	4	0,0729	3	0,51	0,40	0,90	1,81	0,60
<i>Tovomita glazioviana</i> Engl.	NC	Zoo	4	0,0699	3	0,51	0,39	0,90	1,79	0,60
<i>Schefflera cf. Longipetiolata</i> (Pohl ex DC.) Frodin & Fiaschi	ST	Zoo	3	0,1995	1	0,38	1,10	0,30	1,78	0,59
<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A.St.-Hil.	SI	Zoo	7	0,0498	2	0,89	0,27	0,60	1,76	0,59
<i>Trichilia elegans</i> A.Juss.	SI	Zoo	4	0,0586	3	0,51	0,32	0,90	1,73	0,58
<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	PI	Zoo	1	0,2246	1	0,13	1,24	0,30	1,67	0,56
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	PI	Zoo	1	0,2166	1	0,13	1,20	0,30	1,62	0,54
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	PI	Aut	3	0,1158	2	0,38	0,64	0,60	1,62	0,54
<i>Maytenus gonoclada</i> Mart.	ST	Zoo	3	0,1118	2	0,38	0,62	0,60	1,60	0,53
<i>Tocoyena sellowiana</i> (Cham. & Schldtl.) K.Schum.	NC	Zoo	1	0,2037	1	0,13	1,12	0,30	1,55	0,52
<i>Qualea gestasiana</i> A.St.-Hil.	SI	Ane	4	0,0218	3	0,51	0,12	0,90	1,52	0,51
<i>Seguiera langsdorffii</i> Moq.	SI	Ane	5	0,0494	2	0,63	0,27	0,60	1,50	0,50
<i>Inga marginata</i> Willd.	PI	Zoo	4	0,0656	2	0,51	0,36	0,60	1,47	0,49
<i>Annona cacans</i> Warm.	PI	Zoo	5	0,0405	2	0,63	0,22	0,60	1,46	0,49
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	SI	Zoo	4	0,0539	2	0,51	0,30	0,60	1,40	0,47
<i>Sterculia spl</i>	NC	NC	1	0,1720	1	0,13	0,95	0,30	1,37	0,46



<b>Espécie</b>	<b>GS</b>	<b>SD</b>	<b>DA</b>	<b>AB</b>	<b>FA</b>	<b>DR</b>	<b>DoR</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>	<b>VI (%)</b>
<i>Myrcia cf. Hebeptala</i> DC.	PI	Zoo	5	0,0207	2	0,63	0,11	0,60	1,35	0,45
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	PI	Zoo	3	0,0109	3	0,38	0,06	0,90	1,34	0,45
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	SI	Zoo	4	0,0389	2	0,51	0,21	0,60	1,32	0,44
<i>Miconia pyrifolia</i> Naudin	SI	Zoo	4	0,0347	2	0,51	0,19	0,60	1,30	0,43
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	SI	Zoo	4	0,0226	2	0,51	0,12	0,60	1,23	0,41
<i>Ocotea sp1</i>	NC	Zoo	3	0,0435	2	0,38	0,24	0,60	1,22	0,41
<i>Myrciaria sp1</i>	NC	Zoo	4	0,0198	2	0,51	0,11	0,60	1,21	0,40
<i>Myrsine cf. gardneriana</i> A.DC.	PI	Zoo	4	0,0185	2	0,51	0,10	0,60	1,21	0,40
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	PI	Zoo	6	0,0266	1	0,76	0,15	0,30	1,21	0,40
<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini	SI	Zoo	3	0,0323	2	0,38	0,18	0,60	1,16	0,39
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	PI	Zoo	2	0,0552	2	0,25	0,30	0,60	1,16	0,39
<i>Myrsine sp1</i>	NC	Zoo	5	0,0400	1	0,63	0,22	0,30	1,15	0,38
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	SI	Ane	3	0,0285	2	0,38	0,16	0,60	1,14	0,38
<i>Zollernia ilicifolia</i> (Brongn.) Vogel	ST	Zoo	2	0,0497	2	0,25	0,27	0,60	1,13	0,38
<i>Schefflera angustissima</i> (Marchal) Frodin	SI	Zoo	2	0,0474	2	0,25	0,26	0,60	1,11	0,37
<i>Senegalia cf. polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	PI	Aut	3	0,0217	2	0,38	0,12	0,60	1,10	0,37
<i>Abarema langsdorffii</i> (Benth.) Barneby & J.W.Grimes	ST	Aut	2	0,0972	1	0,25	0,54	0,30	1,09	0,36
<i>Cupania ludowigii</i> Somner & Ferrucci	PI	Zoo	3	0,0155	2	0,38	0,09	0,60	1,06	0,35
<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schltdl.	SI	Zoo	2	0,0383	2	0,25	0,21	0,60	1,06	0,35
<i>Cordia cf. Aberrans</i> I.M.Johnst.	SI	Zoo	2	0,0346	2	0,25	0,19	0,60	1,04	0,35

<b>Espécie</b>	<b>GS</b>	<b>SD</b>	<b>DA</b>	<b>AB</b>	<b>FA</b>	<b>DR</b>	<b>DoR</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>	<b>VI (%)</b>
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	PI	Ane	3	0,0089	2	0,38	0,05	0,60	1,03	0,34
<i>Heisteria spl</i>	NC	Zoo	2	0,0292	2	0,25	0,16	0,60	1,01	0,34
<i>Pseudopiptadenia contorta</i> (DC.) G.P.Lewis & M.P.Lima	SI	Aut	2	0,0194	2	0,25	0,11	0,60	0,96	0,32
<i>Cabranea canjerana</i> (Vell.) Mart.	SI	Zoo	2	0,0729	1	0,25	0,40	0,30	0,95	0,32
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	NC	Zoo	2	0,0128	2	0,25	0,07	0,60	0,92	0,31
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	ST	Aut	1	0,0877	1	0,13	0,48	0,30	0,91	0,30
<i>Cordia toqueve</i> Aubl.	NC	Zoo	2	0,0607	1	0,25	0,34	0,30	0,89	0,30
<i>Ocotea lanata</i> (Nees & Mart.) Mez	SI	Zoo	2	0,0056	2	0,25	0,03	0,60	0,88	0,29
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	SI	Zoo	2	0,0041	2	0,25	0,02	0,60	0,87	0,29
<i>Schizocalyx cuspidatus</i> (A.St.-Hil.) Kainul. & B. Bremer	SI	Aut	3	0,0313	1	0,38	0,17	0,30	0,85	0,28
<i>Annona cf. Glabra</i> L.	SI	Zoo	2	0,0493	1	0,25	0,27	0,30	0,82	0,27
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	SI	Aut	1	0,0688	1	0,13	0,38	0,30	0,81	0,27
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	PI	Zoo	2	0,0441	1	0,25	0,24	0,30	0,80	0,27
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	PI	Aut	3	0,0106	1	0,38	0,06	0,30	0,74	0,25
<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.	SI	Zoo	3	0,0104	1	0,38	0,06	0,30	0,74	0,25
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	PI	Zoo	1	0,0522	1	0,13	0,29	0,30	0,71	0,24
<i>Vochysia bifalcata</i> Warm.	SI	Ane	1	0,0522	1	0,13	0,29	0,30	0,71	0,24
<i>Persea willdenovii</i> Kosterm.	SI	Zoo	1	0,0484	1	0,13	0,27	0,30	0,69	0,23
<i>Anthodon decussatum</i> Ruiz & Pav.	NC	NC	2	0,0253	1	0,25	0,14	0,30	0,69	0,23
<i>Ladenbergia hexandra</i> (Pohl) Klotzsch	SI	NC	1	0,0436	1	0,13	0,24	0,30	0,67	0,22

<b>Espécie</b>	<b>GS</b>	<b>SD</b>	<b>DA</b>	<b>AB</b>	<b>FA</b>	<b>DR</b>	<b>DoR</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>	<b>VI (%)</b>
<i>Beilschmiedia emarginata</i> (Meisn.) Kosterm.	NC	Zoo	1	0,0336	1	0,13	0,19	0,30	0,61	0,20
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	PI	Zoo	1	0,0336	1	0,13	0,19	0,30	0,61	0,20
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	ST	Zoo	2	0,0066	1	0,25	0,04	0,30	0,59	0,20
<i>Eugenia sp2</i>	NC	Zoo	2	0,0064	1	0,25	0,04	0,30	0,59	0,20
<i>Inga striata</i> Benth.	PI	Zoo	1	0,0259	1	0,13	0,14	0,30	0,57	0,19
<i>Casearia sp1</i>	NC	NC	1	0,0241	1	0,13	0,13	0,30	0,56	0,19
<i>Huberia glazioviana</i> Cogn.	SI	Ane	1	0,0241	1	0,13	0,13	0,30	0,56	0,19
<i>Hyptidendron asperrimum</i> (Spreng.) Harley	PI	Aut	1	0,0232	1	0,13	0,13	0,30	0,55	0,18
<i>Campomanesia pubescens</i> (Mart. ex DC.) O.Berg	NC	Zoo	1	0,0183	1	0,13	0,10	0,30	0,53	0,18
<i>Eugenia florida</i> DC.	PI	Zoo	1	0,0147	1	0,13	0,08	0,30	0,51	0,17
<i>Amaioua glomerulata</i> (Lam. ex Poir.) Delprete & C.Persson	NC	Zoo	1	0,0115	1	0,13	0,06	0,30	0,49	0,16
<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	PI	Ane	1	0,0115	1	0,13	0,06	0,30	0,49	0,16
<i>Cryptocarya sp1</i>	NC	Zoo	1	0,0109	1	0,13	0,06	0,30	0,49	0,16
<i>Cupania sp1</i>	NC	Zoo	1	0,0097	1	0,13	0,05	0,30	0,48	0,16
<i>Cyathea phalerata</i> Mart.	NC	Ane	1	0,0092	1	0,13	0,05	0,30	0,48	0,16
<i>Croton salutaris</i> Casar.	PI	Aut	1	0,0087	1	0,13	0,05	0,30	0,47	0,16
<i>Annona dolabripetala</i> Raddi	PI	Zoo	1	0,0076	1	0,13	0,04	0,30	0,47	0,16
<i>Marlierea sp1</i>	NC	Zoo	1	0,0062	1	0,13	0,03	0,30	0,46	0,15
<i>Meliosma itatiaiae</i> Urb.	ST	Zoo	1	0,0046	1	0,13	0,03	0,30	0,45	0,15
<i>Bauhinia cf. Ungulata</i> L.	SI	Aut	1	0,0039	1	0,13	0,02	0,30	0,45	0,15

<b>Espécie</b>	<b>GS</b>	<b>SD</b>	<b>DA</b>	<b>AB</b>	<b>FA</b>	<b>DR</b>	<b>DoR</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>	<b>VI (%)</b>
<i>Solanum sp1</i>	NC	NC	1	0,0039	1	0,13	0,02	0,30	0,45	0,15
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	PI	Ane	1	0,0039	1	0,13	0,02	0,30	0,45	0,15
<i>Schefflera vinosa</i> (Cham. & Schltld.) Frodin & Fiaschi	SI	Zoo	1	0,0035	1	0,13	0,02	0,30	0,45	0,15
<i>Alseis floribunda</i> Schott	SI	Ane	1	0,0032	1	0,13	0,02	0,30	0,44	0,15
<i>Miconia budlejoides</i> Triana	PI	Zoo	1	0,0032	1	0,13	0,02	0,30	0,44	0,15
<i>Myrciaria sp2</i>	NC	Zoo	1	0,0032	1	0,13	0,02	0,30	0,44	0,15
<i>Cecropia glaziovii</i> Sneath.	PI	Zoo	1	0,0030	1	0,13	0,02	0,30	0,44	0,15
<i>Tachigali rugosa</i> (Mart. ex Benth.) Zarucchi & Pipoly	PI	Ane	1	0,0029	1	0,13	0,02	0,30	0,44	0,15
<i>Myrcia cf. Laruotteana</i> Cambess.	PI	Zoo	1	0,0026	1	0,13	0,01	0,30	0,44	0,15
<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez	SI	Zoo	1	0,0026	1	0,13	0,01	0,30	0,44	0,15
<i>Calyptranthes sp2</i>	NC	Zoo	1	0,0023	1	0,13	0,01	0,30	0,44	0,15
<i>Dalbergia villosa</i> (Benth.) Benth.	PI	Ane	1	0,0023	1	0,13	0,01	0,30	0,44	0,15
<i>Endlicheria glomerata</i> Mez	SI	Zoo	1	0,0023	1	0,13	0,01	0,30	0,44	0,15
<i>Nectandra sp2</i>	NC	Zoo	1	0,0023	1	0,13	0,01	0,30	0,44	0,15
<i>Pseudobombax sp1</i>	NC	NC	1	0,0023	1	0,13	0,01	0,30	0,44	0,15
<i>Annona emarginata</i> (Schltld.) H.Rainer	SI	Zoo	1	0,0020	1	0,13	0,01	0,30	0,44	0,15
<i>Cryptocarya sp2</i>	NC	Zoo	1	0,0020	1	0,13	0,01	0,30	0,44	0,15
<i>Miconia sp1</i>	NC	Zoo	1	0,0020	1	0,13	0,01	0,30	0,44	0,15
<i>Mollinedia blumenaviana</i> Perkins	NC	Zoo	1	0,0020	1	0,13	0,01	0,30	0,44	0,15
<i>Ocotea catharinensis</i> Mez	SI	Zoo	1	0,0020	1	0,13	0,01	0,30	0,44	0,15

<b>Espécie</b>	<b>GS</b>	<b>SD</b>	<b>DA</b>	<b>AB</b>	<b>FA</b>	<b>DR</b>	<b>DoR</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>	<b>VI (%)</b>
<i>Psychotria sp1</i>	NC	NC	1	0,0020	1	0,13	0,01	0,30	0,44	0,15
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.	PI	Zoo	1	0,0020	1	0,13	0,01	0,30	0,44	0,15
<b>"Secundário" (SEC)</b>										
<i>Aparisthium cordatum</i> (A.Juss.) Baill.	PI	Aut	57	0,2737	7	9,78	2,40	2,50	14,67	4,89
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	PI	Zoo	18	0,8639	7	3,09	7,56	2,50	13,15	4,38
<i>Bathysa australis</i> (A.St.-Hil.) K.Schum.	SI	Aut	43	0,2773	8	7,38	2,43	2,86	12,66	4,22
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	PI	Zoo	12	0,7734	6	2,06	6,77	2,14	10,97	3,66
<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	SI	Zoo	26	0,3877	6	4,46	3,39	2,14	10,00	3,33
<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	SI	Ane	13	0,5766	5	2,23	5,05	1,79	9,06	3,02
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	PI	Aut	4	0,7901	1	0,69	6,92	0,36	7,96	2,65
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	SI	Zoo	16	0,3389	5	2,74	2,97	1,79	7,50	2,50
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	PI	Aut	11	0,4476	4	1,89	3,92	1,43	7,23	2,41
<i>Croton salutaris</i> Casar.	PI	Aut	23	0,1568	4	3,95	1,37	1,43	6,75	2,25
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	PI	Zoo	13	0,1539	8	2,23	1,35	2,86	6,43	2,14
<i>Guatteria sellowiana</i> Schltdl.	SI	Zoo	11	0,1312	5	1,89	1,15	1,79	4,82	1,61
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	PI	Zoo	11	0,0508	6	1,89	0,44	2,14	4,47	1,49
<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek	SI	Zoo	11	0,1176	4	1,89	1,03	1,43	4,34	1,45
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	SI	Zoo	12	0,0860	4	2,06	0,75	1,43	4,24	1,41
<i>Miconia urophylla</i> DC.	PI	Zoo	12	0,0824	4	2,06	0,72	1,43	4,21	1,40
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	SI	Zoo	7	0,0908	6	1,20	0,80	2,14	4,14	1,38

Espécie	GS	SD	DA	AB	FA	DR	DoR	FR	VI	VI (%)
<i>Tovomitopsis saldanhae</i> Engl.	SI	Zoo	10	0,0481	5	1,72	0,42	1,79	3,92	1,31
<i>Schizocalyx cuspidatus</i> (A.St.-Hil.) Kainul. & B. Bremer	SI	Aut	9	0,0597	5	1,54	0,52	1,79	3,85	1,28
<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	PI	Ane	2	0,3163	2	0,34	2,77	0,71	3,83	1,28
<i>Pseudopiptadenia leptostachya</i> (Benth.) Rauschert	SI	Aut	4	0,2355	3	0,69	2,06	1,07	3,82	1,27
<i>Annona cacans</i> Warm.	PI	Zoo	3	0,2485	3	0,51	2,17	1,07	3,76	1,25
<i>Miconia sp1</i>	NC	Zoo	10	0,1811	1	1,72	1,59	0,36	3,66	1,22
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	SI	Zoo	6	0,1306	4	1,03	1,14	1,43	3,60	1,20
<i>Laplacea fructicosa</i> (Schrad.) Kobuski	ST	Ane	5	0,1878	3	0,86	1,64	1,07	3,57	1,19
<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	SI	Ane	8	0,0361	5	1,37	0,32	1,79	3,47	1,16
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	PI	Zoo	7	0,0708	4	1,20	0,62	1,43	3,25	1,08
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.	PI	Zoo	3	0,2277	2	0,51	1,99	0,71	3,22	1,07
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	SI	Aut	7	0,0613	4	1,20	0,54	1,43	3,17	1,06
<i>Annonaceae sp2</i>	NC	NC	2	0,2350	2	0,34	2,06	0,71	3,11	1,04
<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	PI	Zoo	4	0,1385	3	0,69	1,21	1,07	2,97	0,99
<i>Allophylus racemosus</i> Sw.	SI	Zoo	7	0,0795	3	1,20	0,70	1,07	2,97	0,99
<i>Indet sp4</i>	NC	NC	1	0,2724	1	0,17	2,38	0,36	2,91	0,97
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	PI	Zoo	7	0,1018	2	1,20	0,89	0,71	2,81	0,94
<i>Cupania ludowigii</i> Somner & Ferrucci	PI	Zoo	5	0,0181	5	0,86	0,16	1,79	2,80	0,93
<i>Annonaceae sp1</i>	NC	NC	3	0,1622	2	0,51	1,42	0,71	2,65	0,88
<i>Buchenavia hoehneana</i> N.F.Mattos	NC	Zoo	2	0,2052	1	0,34	1,80	0,36	2,50	0,83

<b>Espécie</b>	<b>GS</b>	<b>SD</b>	<b>DA</b>	<b>AB</b>	<b>FA</b>	<b>DR</b>	<b>DoR</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>	<b>VI (%)</b>
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	PI	Zoo	3	0,1342	2	0,51	1,17	0,71	2,40	0,80
<i>Roupala montana</i> Aubl.	PI	Ane	3	0,1216	2	0,51	1,06	0,71	2,29	0,76
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	SI	Zoo	6	0,0618	2	1,03	0,54	0,71	2,28	0,76
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	SI	Zoo	4	0,0568	3	0,69	0,50	1,07	2,25	0,75
<i>Eugenia sp1</i>	NC	Zoo	5	0,0314	3	0,86	0,27	1,07	2,20	0,73
<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	SI	Zoo	4	0,0481	3	0,69	0,42	1,07	2,18	0,73
<i>Fabaceae sp1</i>	NC	NC	2	0,1240	2	0,34	1,08	0,71	2,14	0,71
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	PI	Zoo	4	0,0413	3	0,69	0,36	1,07	2,12	0,71
<i>Inga cylindrica</i> (Vell.) Mart.	PI	Zoo	4	0,0810	2	0,69	0,71	0,71	2,11	0,70
<i>Sloanea retusa</i> Uittien	NC	Aut	4	0,0357	3	0,69	0,31	1,07	2,07	0,69
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	SI	Zoo	4	0,0288	3	0,69	0,25	1,07	2,01	0,67
<i>Vitex sellowiana</i> Cham.	PI	Zoo	5	0,0473	2	0,86	0,41	0,71	1,99	0,66
<i>Stryphnodendron polyphyllum</i> Mart.	SI	Aut	2	0,0974	2	0,34	0,85	0,71	1,91	0,64
<i>Annona dolabripetala</i> Raddi	PI	Zoo	2	0,0966	2	0,34	0,85	0,71	1,90	0,63
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	PI	Zoo	2	0,0907	2	0,34	0,79	0,71	1,85	0,62
<i>Lauraceae sp1</i>	NC	Zoo	4	0,0499	2	0,69	0,44	0,71	1,84	0,61
<i>Maytenus gonoclada</i> Mart.	ST	Zoo	5	0,0289	2	0,86	0,25	0,71	1,83	0,61
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	PI	Ane	2	0,0867	2	0,34	0,76	0,71	1,82	0,61
<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.	SI	Zoo	4	0,0394	2	0,69	0,35	0,71	1,75	0,58
<i>Mollinedia schottiana</i> (Spreng.) Perkins	SI	Zoo	3	0,0180	3	0,51	0,16	1,07	1,74	0,58

<b>Espécie</b>	<b>GS</b>	<b>SD</b>	<b>DA</b>	<b>AB</b>	<b>FA</b>	<b>DR</b>	<b>DoR</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>	<b>VI (%)</b>
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	PI	Zoo	3	0,0567	2	0,51	0,50	0,71	1,73	0,58
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.	PI	Zoo	1	0,1345	1	0,17	1,18	0,36	1,71	0,57
<i>Mollinedia argyrogya</i> Perkins	SI	Zoo	2	0,0450	2	0,34	0,39	0,71	1,45	0,48
<i>Symplocos pubescens</i> Klotzsch ex Benth.	SI	Aut	2	0,0807	1	0,34	0,71	0,36	1,41	0,47
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	PI	Aut	4	0,0400	1	0,69	0,35	0,36	1,39	0,46
<i>Clusiaceae sp1</i>	NC	NC	3	0,0128	2	0,51	0,11	0,71	1,34	0,45
<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	SI	Zoo	3	0,0065	2	0,51	0,06	0,71	1,29	0,43
<i>Lauraceae sp5</i>	NC	Zoo	2	0,0660	1	0,34	0,58	0,36	1,28	0,43
<i>Cyathea sp1</i>	NC	Ane	4	0,0264	1	0,69	0,23	0,36	1,27	0,42
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	PI	Zoo	2	0,0222	2	0,34	0,19	0,71	1,25	0,42
<i>Indet sp5</i>	NC	NC	1	0,0812	1	0,17	0,71	0,36	1,24	0,41
<i>Matayba sp2</i>	NC	NC	2	0,0193	2	0,34	0,17	0,71	1,23	0,41
<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	PI	Zoo	2	0,0597	1	0,34	0,52	0,36	1,22	0,41
<i>Ocotea cf. Longifolia</i> Kunth	SI	Zoo	2	0,0135	2	0,34	0,12	0,71	1,18	0,39
<i>Ocotea villosa</i> Kosterm.	SI	Zoo	2	0,0130	2	0,34	0,11	0,71	1,17	0,39
<i>Myrcia sp1</i>	NC	Zoo	2	0,0117	2	0,34	0,10	0,71	1,16	0,39
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	PI	Zoo	2	0,0505	1	0,34	0,44	0,36	1,14	0,38
<i>Ocotea cf. Diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	PI	Zoo	2	0,0096	2	0,34	0,08	0,71	1,14	0,38
<i>Vismia magnoliifolia</i> Cham. & Schltdl.	PI	Zoo	2	0,0093	2	0,34	0,08	0,71	1,14	0,38
<i>Eugenia subundulata</i> Kiaersk.	ST	Zoo	2	0,0079	2	0,34	0,07	0,71	1,13	0,38



Espécie	GS	SD	DA	AB	FA	DR	DoR	FR	VI	VI (%)
<i>Miconia tristis</i> Spring	SI	Zoo	2	0,0069	2	0,34	0,06	0,71	1,12	0,37
<i>Miconia budlejoides</i> Triana	PI	Zoo	2	0,0055	2	0,34	0,05	0,71	1,11	0,37
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	PI	Aut	1	0,0623	1	0,17	0,55	0,36	1,07	0,36
<i>Indet sp3</i>	NC	NC	1	0,0436	1	0,17	0,38	0,36	0,91	0,30
<i>Solanum leucodendron</i> Sendtn.	PI	Zoo	1	0,0424	1	0,17	0,37	0,36	0,90	0,30
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	PI	Zoo	2	0,0226	1	0,34	0,20	0,36	0,90	0,30
<i>Ocotea velloziana</i> (Meisn.) Mez	SI	Zoo	1	0,0413	1	0,17	0,36	0,36	0,89	0,30
<i>Inga flagelliformis</i> (Vell.) Mart.	SI	Zoo	2	0,0214	1	0,34	0,19	0,36	0,89	0,30
<i>Indet sp7</i>	NC	NC	1	0,0401	1	0,17	0,35	0,36	0,88	0,29
<i>Solanaceae sp1</i>	NC	NC	2	0,0194	1	0,34	0,17	0,36	0,87	0,29
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	SI	Zoo	1	0,0368	1	0,17	0,32	0,36	0,85	0,28
<i>Licaria cf. Bahiana</i> Kurz	SI	Zoo	1	0,0336	1	0,17	0,29	0,36	0,82	0,27
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	SI	Zoo	2	0,0140	1	0,34	0,12	0,36	0,82	0,27
<i>Lauraceae sp4</i>	NC	Zoo	2	0,0122	1	0,34	0,11	0,36	0,81	0,27
<i>Indet sp6</i>	NC	NC	1	0,0316	1	0,17	0,28	0,36	0,81	0,27
<i>Moraceae sp1</i>	NC	NC	2	0,0106	1	0,34	0,09	0,36	0,79	0,26
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	PI	Zoo	1	0,0286	1	0,17	0,25	0,36	0,78	0,26
<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) Benth.	NC	Zoo	2	0,0072	1	0,34	0,06	0,36	0,76	0,25
<i>Guatteria villosissima</i> A.St.-Hil.	SI	Zoo	2	0,0066	1	0,34	0,06	0,36	0,76	0,25
<i>Myrtaceae sp2</i>	NC	Zoo	2	0,0046	1	0,34	0,04	0,36	0,74	0,25

<b>Espécie</b>	<b>GS</b>	<b>SD</b>	<b>DA</b>	<b>AB</b>	<b>FA</b>	<b>DR</b>	<b>DoR</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>	<b>VI (%)</b>
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	ST	Zoo	2	0,0043	1	0,34	0,04	0,36	0,74	0,25
<i>Matayba sp1</i>	NC	NC	1	0,0224	1	0,17	0,20	0,36	0,72	0,24
<i>Vitex polygama</i> Cham.	PI	Zoo	1	0,0207	1	0,17	0,18	0,36	0,71	0,24
<i>Poincianella pluviosa</i> (DC.) L.P.Queiroz	ST	Aut	1	0,0187	1	0,17	0,16	0,36	0,69	0,23
<i>Indet sp2</i>	NC	NC	1	0,0154	1	0,17	0,13	0,36	0,66	0,22
<i>Seguiera langsdorffii</i> Moq.	SI	Ane	1	0,0147	1	0,17	0,13	0,36	0,66	0,22
<i>Indet sp9</i>	NC	NC	1	0,0127	1	0,17	0,11	0,36	0,64	0,21
<i>Indet sp1</i>	NC	NC	1	0,0121	1	0,17	0,11	0,36	0,63	0,21
<i>Cryptocarya sp1</i>	NC	Zoo	1	0,0106	1	0,17	0,09	0,36	0,62	0,21
<i>Ocotea cf. Brachybotrya</i> (Meisn.) Mez	SI	Zoo	1	0,0092	1	0,17	0,08	0,36	0,61	0,20
<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	ST	Ane	1	0,0081	1	0,17	0,07	0,36	0,60	0,20
<i>Swartzia myrtifolia</i> var. <i>elegans</i> (Schott) R.S.Cowan	NC	NC	1	0,0081	1	0,17	0,07	0,36	0,60	0,20
<i>Virola bicuhyba</i> (Schott ex Spreng.) Warb.	ST	Zoo	1	0,0081	1	0,17	0,07	0,36	0,60	0,20
<i>Indet sp8</i>	NC	NC	1	0,0076	1	0,17	0,07	0,36	0,60	0,20
<i>Lauraceae sp2</i>	NC	Zoo	1	0,0062	1	0,17	0,05	0,36	0,58	0,19
<i>Lauraceae sp3</i>	NC	Zoo	1	0,0058	1	0,17	0,05	0,36	0,58	0,19
<i>Duguetia lanceolata</i> A.St.-Hil.	SI	Zoo	1	0,0054	1	0,17	0,05	0,36	0,58	0,19
<i>Sorocea guilleminiana</i> Gaudich.	SI	Zoo	1	0,0054	1	0,17	0,05	0,36	0,58	0,19
<i>Ixora sp1</i>	NC	NC	1	0,0052	1	0,17	0,05	0,36	0,57	0,19
<i>Myrtaceae sp1</i>	NC	Zoo	1	0,0052	1	0,17	0,05	0,36	0,57	0,19

Espécie	GS	SD	DA	AB	FA	DR	DoR	FR	VI	VI (%)
<i>Styrax sp1</i>	NC	NC	1	0,0048	1	0,17	0,04	0,36	0,57	0,19
<i>Picramnia glazioviana</i> Engl.	SI	Zoo	1	0,0039	1	0,17	0,03	0,36	0,56	0,19
<i>Rubiaceae sp1</i>	NC	NC	1	0,0035	1	0,17	0,03	0,36	0,56	0,19
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	PI	Ane	1	0,0030	1	0,17	0,03	0,36	0,56	0,19
<i>Eriotheca sp1</i>	NC	Ane	1	0,0027	1	0,17	0,02	0,36	0,55	0,18
<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	SI	Zoo	1	0,0022	1	0,17	0,02	0,36	0,55	0,18
<i>Geonoma schottiana</i> Mart.	SI	Zoo	1	0,0022	1	0,17	0,02	0,36	0,55	0,18
<i>Bauhinia sp1</i>	NC	NC	1	0,0020	1	0,17	0,02	0,36	0,55	0,18
<i>Myrtaceae sp3</i>	NC	Zoo	1	0,0020	1	0,17	0,02	0,36	0,55	0,18
<b>"Capoeira" (CAP)</b>										
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	PI	Aut	38	0,7763	7	6,37	11,28	3,20	20,84	6,95
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	PI	Zoo	51	0,4574	10	8,54	6,65	4,57	19,75	6,58
<i>Hyptidendron asperrimum</i> (Spreng.) Harley	PI	Aut	26	0,6265	8	4,36	9,10	3,65	17,11	5,70
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	PI	Zoo	24	0,4144	5	4,02	6,02	2,28	12,32	4,11
<i>Annona dolabripetala</i> Raddi	PI	Zoo	27	0,3394	6	4,52	4,93	2,74	12,19	4,06
<i>Vismia magnoliifolia</i> Cham. & Schltld.	PI	Zoo	33	0,1440	7	5,53	2,09	3,20	10,82	3,61
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	PI	Ane	17	0,2610	5	2,85	3,79	2,28	8,92	2,97
<i>Tibouchina estrellensis</i> (Raddi) Cogn.	PI	Ane	17	0,2223	6	2,85	3,23	2,74	8,82	2,94
<i>Eugenia subundulata</i> Kiaersk.	ST	Zoo	16	0,1378	9	2,68	2,00	4,11	8,79	2,93
<i>Stryphnodendron polyphyllum</i> Mart.	SI	Aut	17	0,2772	4	2,85	4,03	1,83	8,70	2,90

<b>Espécie</b>	<b>GS</b>	<b>SD</b>	<b>DA</b>	<b>AB</b>	<b>FA</b>	<b>DR</b>	<b>DoR</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>	<b>VI (%)</b>
<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	SI	Zoo	23	0,1147	6	3,85	1,67	2,74	8,26	2,75
<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	PI	Ane	13	0,2022	6	2,18	2,94	2,74	7,85	2,62
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	PI	Ane	17	0,1272	5	2,85	1,85	2,28	6,98	2,33
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	SI	Zoo	12	0,0900	5	2,01	1,31	2,28	5,60	1,87
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	PI	Aut	18	0,1044	2	3,02	1,52	0,91	5,45	1,82
<i>Eriotheca candolleana</i> (K.Schum.) A.Robyns	SI	Ane	1	0,3312	1	0,17	4,81	0,46	5,44	1,81
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	PI	Zoo	9	0,0541	6	1,51	0,79	2,74	5,03	1,68
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	PI	Zoo	9	0,0801	5	1,51	1,16	2,28	4,95	1,65
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	PI	Aut	10	0,0613	4	1,68	0,89	1,83	4,39	1,46
<i>Matayba marginata</i> Radlk.	PI	Zoo	9	0,0720	4	1,51	1,05	1,83	4,38	1,46
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	PI	Zoo	6	0,0353	6	1,01	0,51	2,74	4,26	1,42
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	PI	Aut	3	0,2180	1	0,50	3,17	0,46	4,13	1,38
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	PI	Ane	8	0,0970	3	1,34	1,41	1,37	4,12	1,37
<i>Inga cylindrica</i> (Vell.) Mart.	PI	Zoo	12	0,0779	2	2,01	1,13	0,91	4,05	1,35
<i>Hirtella hebeclada</i> Moric. ex DC.	SI	Zoo	9	0,0802	2	1,51	1,16	0,91	3,59	1,20
<i>Ocotea cf. Diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	PI	Zoo	8	0,0847	2	1,34	1,23	0,91	3,48	1,16
<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	PI	Zoo	3	0,1273	2	0,50	1,85	0,91	3,27	1,09
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	PI	Zoo	3	0,0904	3	0,50	1,31	1,37	3,19	1,06
<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek	SI	Zoo	5	0,0321	4	0,84	0,47	1,83	3,13	1,04
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	PI	Zoo	4	0,1221	1	0,67	1,77	0,46	2,90	0,97

<b>Espécie</b>	<b>GS</b>	<b>SD</b>	<b>DA</b>	<b>AB</b>	<b>FA</b>	<b>DR</b>	<b>DoR</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>	<b>VI (%)</b>
<i>Bathysa australis</i> (A.St.-Hil.) K.Schum.	SI	Aut	8	0,0323	2	1,34	0,47	0,91	2,72	0,91
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	PI	Aut	6	0,0480	2	1,01	0,70	0,91	2,62	0,87
<i>Fabaceae sp2</i>	NC	NC	7	0,0410	1	1,17	0,60	0,46	2,22	0,74
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	SI	Aut	5	0,0318	2	0,84	0,46	0,91	2,21	0,74
<i>Cupania ludowigii</i> Somner & Ferrucci	PI	Zoo	4	0,0350	2	0,67	0,51	0,91	2,09	0,70
<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	PI	Ane	4	0,0348	2	0,67	0,50	0,91	2,09	0,70
<i>Tovomita glazioviana</i> Engl.	NC	Zoo	8	0,0173	1	1,34	0,25	0,46	2,05	0,68
<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	SI	Zoo	6	0,0354	1	1,01	0,51	0,46	1,98	0,66
<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	ST	Ane	2	0,0751	1	0,34	1,09	0,46	1,88	0,63
<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.	SI	Zoo	5	0,0334	1	0,84	0,49	0,46	1,78	0,59
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	PI	Zoo	2	0,0302	2	0,34	0,44	0,91	1,69	0,56
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	SI	Zoo	2	0,0288	2	0,34	0,42	0,91	1,67	0,56
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	PI	Zoo	3	0,0171	2	0,50	0,25	0,91	1,66	0,55
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	PI	Zoo	3	0,0137	2	0,50	0,20	0,91	1,61	0,54
<i>Guatteria sellowiana</i> Schltld.	SI	Zoo	2	0,0554	1	0,34	0,81	0,46	1,60	0,53
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	PI	Ane	2	0,0227	2	0,34	0,33	0,91	1,58	0,53
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	PI	Zoo	3	0,0106	2	0,50	0,15	0,91	1,57	0,52
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	PI	Zoo	2	0,0163	2	0,34	0,24	0,91	1,49	0,50
<i>Vitex polygama</i> Cham.	PI	Zoo	4	0,0243	1	0,67	0,35	0,46	1,48	0,49
<i>Piptadenia paniculata</i> Benth.	PI	Aut	2	0,0158	2	0,34	0,23	0,91	1,48	0,49

<b>Espécie</b>	<b>GS</b>	<b>SD</b>	<b>DA</b>	<b>AB</b>	<b>FA</b>	<b>DR</b>	<b>DoR</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>	<b>VI (%)</b>
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	SI	Zoo	4	0,0181	1	0,67	0,26	0,46	1,39	0,46
<i>Swartzia myrtifolia</i> var. <i>Elegans</i> (Schott) R.S.Cowan	NC	NC	3	0,0258	1	0,50	0,38	0,46	1,33	0,44
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	PI	Ane	2	0,0055	2	0,34	0,08	0,91	1,33	0,44
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	SI	Zoo	2	0,0047	2	0,34	0,07	0,91	1,32	0,44
<i>Licaria</i> cf. <i>Bahiana</i> Kurz	SI	Zoo	3	0,0216	1	0,50	0,31	0,46	1,27	0,42
<i>Solanum cernuum</i> Vell.	PI	Zoo	3	0,0175	1	0,50	0,25	0,46	1,21	0,40
<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	SI	Zoo	3	0,0124	1	0,50	0,18	0,46	1,14	0,38
<i>Miconia urophylla</i> DC.	PI	Zoo	3	0,0124	1	0,50	0,18	0,46	1,14	0,38
<i>Myrtaceae</i> sp2	NC	Zoo	1	0,0326	1	0,17	0,47	0,46	1,10	0,37
<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	PI	Zoo	2	0,0191	1	0,34	0,28	0,46	1,07	0,36
<i>Persea americana</i> Mill.	EX	NC	2	0,0189	1	0,34	0,28	0,46	1,07	0,36
<i>Bauhinia pulchella</i> Benth.	SI	Aut	3	0,0066	1	0,50	0,10	0,46	1,06	0,35
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	PI	Ane	2	0,0132	1	0,34	0,19	0,46	0,98	0,33
<i>Inga flagelliformis</i> (Vell.) Mart.	SI	Zoo	2	0,0067	1	0,34	0,10	0,46	0,89	0,30
<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	SI	Ane	2	0,0059	1	0,34	0,09	0,46	0,88	0,29
<i>Indet</i> sp1	NC	NC	1	0,0147	1	0,17	0,21	0,46	0,84	0,28
<i>Miconia budlejoides</i> Triana	PI	Zoo	1	0,0134	1	0,17	0,19	0,46	0,82	0,27
<i>Cyathea delgadii</i> Sternb.	NC	NC	1	0,0127	1	0,17	0,18	0,46	0,81	0,27
<i>Indet</i> sp2	NC	NC	1	0,0103	1	0,17	0,15	0,46	0,77	0,26
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.	PI	Zoo	1	0,0103	1	0,17	0,15	0,46	0,77	0,26

<b>Espécie</b>	<b>GS</b>	<b>SD</b>	<b>DA</b>	<b>AB</b>	<b>FA</b>	<b>DR</b>	<b>DoR</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>	<b>VI (%)</b>
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	PI	Zoo	1	0,0097	1	0,17	0,14	0,46	0,77	0,26
<i>Eriotheca sp1</i>	NC	Ane	1	0,0076	1	0,17	0,11	0,46	0,74	0,25
<i>Eucalyptus sp1</i>	EX	Aut	1	0,0074	1	0,17	0,11	0,46	0,73	0,24
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	PI	Zoo	1	0,0072	1	0,17	0,10	0,46	0,73	0,24
<i>Croton urucurana</i> Baill.	PI	Aut	1	0,0067	1	0,17	0,10	0,46	0,72	0,24
<i>Allophylus racemosus</i> Sw.	SI	Zoo	1	0,0062	1	0,17	0,09	0,46	0,71	0,24
<i>Myrtaceae sp1</i>	NC	Zoo	1	0,0062	1	0,17	0,09	0,46	0,71	0,24
<i>Seguiera langsdorffii</i> Moq.	SI	Ane	1	0,0060	1	0,17	0,09	0,46	0,71	0,24
<i>Miconia mellina</i> DC.	PI	Zoo	1	0,0058	1	0,17	0,08	0,46	0,71	0,24
<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	SI	Zoo	1	0,0052	1	0,17	0,08	0,46	0,70	0,23
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	PI	Zoo	1	0,0045	1	0,17	0,06	0,46	0,69	0,23
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	PI	Zoo	1	0,0042	1	0,17	0,06	0,46	0,69	0,23
<i>Andira anthelmia</i> (Vell.) Benth.	NC	Zoo	1	0,0042	1	0,17	0,06	0,46	0,69	0,23
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	SI	Zoo	1	0,0042	1	0,17	0,06	0,46	0,69	0,23
<i>Faramea multiflora</i> A.Rich. ex DC.	SI	Zoo	1	0,0039	1	0,17	0,06	0,46	0,68	0,23
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	PI	Zoo	1	0,0035	1	0,17	0,05	0,46	0,68	0,23
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	SI	Zoo	1	0,0035	1	0,17	0,05	0,46	0,68	0,23
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	PI	NC	1	0,0033	1	0,17	0,05	0,46	0,67	0,22
<i>Ocotea cf. cujumary</i> Mart.	NC	Zoo	1	0,0033	1	0,17	0,05	0,46	0,67	0,22
<i>Tovomitopsis saldanhae</i> Engl.	SI	Zoo	1	0,0033	1	0,17	0,05	0,46	0,67	0,22

Espécie	GS	SD	DA	AB	FA	DR	DoR	FR	VI	VI (%)
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	PI	Zoo	1	0,0030	1	0,17	0,04	0,46	0,67	0,22
<i>Fabaceae sp1</i>	NC	NC	1	0,0029	1	0,17	0,04	0,46	0,67	0,22
<i>Cabranea canjerana</i> (Vell.) Mart.	SI	Zoo	1	0,0026	1	0,17	0,04	0,46	0,66	0,22
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	PI	Zoo	1	0,0026	1	0,17	0,04	0,46	0,66	0,22
<i>Roupala montana</i> Aubl.	PI	Ane	1	0,0023	1	0,17	0,03	0,46	0,66	0,22
<i>Vitex sellowiana</i> Cham.	PI	Zoo	1	0,0023	1	0,17	0,03	0,46	0,66	0,22
<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	NC	Zoo	1	0,0020	1	0,17	0,03	0,46	0,65	0,22
<b>"Pinus Antigo" (PIA)</b>										
<i>Pinus elliottii</i> L.	EX	Ane	132	3,5009	6	20,79	33,84	4,14	58,76	19,59
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	PI	Zoo	109	1,5885	10	17,17	15,35	6,90	39,41	13,14
<i>Mimosa artemisiana</i> Heringer & Paula	PI	Aut	53	1,1344	7	8,35	10,96	4,83	24,14	8,05
<i>Tibouchina mutabilis</i> (Vell.) Cogn.	PI	Ane	58	0,3201	9	9,13	3,09	6,21	18,43	6,14
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	PI	Zoo	50	0,2251	10	7,87	2,18	6,90	16,95	5,65
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	PI	Aut	29	0,7113	7	4,57	6,87	4,83	16,27	5,42
<i>Miconia urophylla</i> DC.	PI	Zoo	34	0,1174	8	5,35	1,13	5,52	12,01	4,00
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	PI	Ane	24	0,2026	9	3,78	1,96	6,21	11,94	3,98
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	PI	Aut	23	0,2010	8	3,62	1,94	5,52	11,08	3,69
<i>Cecropia glaziovii</i> Sneathl.	PI	Zoo	16	0,2687	8	2,52	2,60	5,52	10,63	3,54
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	PI	Aut	13	0,1932	5	2,05	1,87	3,45	7,36	2,45
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	PI	Zoo	9	0,0482	6	1,42	0,47	4,14	6,02	2,01



<b>Espécie</b>	<b>GS</b>	<b>SD</b>	<b>DA</b>	<b>AB</b>	<b>FA</b>	<b>DR</b>	<b>DoR</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>	<b>VI (%)</b>
<i>Inga cylindrica</i> (Vell.) Mart.	PI	Zoo	1	0,5215	1	0,16	5,04	0,69	5,89	1,96
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	PI	Ane	9	0,1135	4	1,42	1,10	2,76	5,27	1,76
<i>Tibouchina estrellensis</i> (Raddi) Cogn.	PI	Ane	6	0,0356	5	0,94	0,34	3,45	4,74	1,58
<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H.Rob.	PI	Ane	6	0,0650	3	0,94	0,63	2,07	3,64	1,21
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	PI	Zoo	6	0,0426	3	0,94	0,41	2,07	3,43	1,14
<i>Casuarina equisetifolia</i> L.	EX	NC	5	0,2002	1	0,79	1,94	0,69	3,41	1,14
<i>Indet sp2</i>	NC	NC	1	0,2493	1	0,16	2,41	0,69	3,26	1,09
<i>Mangifera indica</i> L.	EX	Zoo	7	0,0396	2	1,10	0,38	1,38	2,86	0,95
<i>Fabaceae sp1</i>	NC	NC	5	0,1240	1	0,79	1,20	0,69	2,68	0,89
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	EX	NC	3	0,0104	3	0,47	0,10	2,07	2,64	0,88
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	PI	Zoo	3	0,0773	2	0,47	0,75	1,38	2,60	0,87
<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	SI	Ane	2	0,0492	2	0,31	0,48	1,38	2,17	0,72
<i>Euphorbia cotinifolia</i> L.	EX	NC	4	0,0124	2	0,63	0,12	1,38	2,13	0,71
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	PI	Zoo	3	0,0276	2	0,47	0,27	1,38	2,12	0,71
<i>Persea americana</i> Mill.	EX	NC	2	0,0947	1	0,31	0,92	0,69	1,92	0,64
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	PI	Ane	2	0,0132	2	0,31	0,13	1,38	1,82	0,61
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	PI	Zoo	2	0,0078	2	0,31	0,08	1,38	1,77	0,59
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	PI	Zoo	2	0,0077	2	0,31	0,07	1,38	1,77	0,59
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	SI	Zoo	2	0,0345	1	0,31	0,33	0,69	1,34	0,45
<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	ST	Ane	2	0,0301	1	0,31	0,29	0,69	1,30	0,43

<b>Espécie</b>	<b>GS</b>	<b>SD</b>	<b>DA</b>	<b>AB</b>	<b>FA</b>	<b>DR</b>	<b>DoR</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>	<b>VI (%)</b>
<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	SI	Ane	1	0,0250	1	0,16	0,24	0,69	1,09	0,36
<i>Lauraceae sp1</i>	NC	Zoo	2	0,0085	1	0,31	0,08	0,69	1,09	0,36
<i>Indet sp1</i>	NC	NC	1	0,0088	1	0,16	0,09	0,69	0,93	0,31
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	PI	Ane	1	0,0081	1	0,16	0,08	0,69	0,93	0,31
<i>Ficus elastica</i> Roxb. ex Hornem.	EX	NC	1	0,0067	1	0,16	0,06	0,69	0,91	0,30
<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	PI	Aut	1	0,0065	1	0,16	0,06	0,69	0,91	0,30
<i>Poincianella pluviosa</i> (DC.) L.P.Queiroz	ST	Aut	1	0,0058	1	0,16	0,06	0,69	0,90	0,30
<i>Indet sp3</i>	NC	NC	1	0,0030	1	0,16	0,03	0,69	0,88	0,29
<i>Bauhinia pulchella</i> Benth.	SI	Aut	1	0,0022	1	0,16	0,02	0,69	0,87	0,29
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	PI	Ane	1	0,0022	1	0,16	0,02	0,69	0,87	0,29
<i>Solanum cernuum</i> Vell.	PI	Zoo	1	0,0022	1	0,16	0,02	0,69	0,87	0,29
<b>"Pinus Novo" (PIN)</b>										
<i>Pinus elliottii</i> L.	EX	Ane	409	6,9829	10	64,31	84,93	13,51	162,75	54,25
<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	PI	Ane	73	0,3141	8	11,48	3,82	10,81	26,11	8,70
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	PI	Aut	55	0,3163	8	8,65	3,85	10,81	23,31	7,77
<i>Tibouchina estrellensis</i> (Raddi) Cogn.	PI	Ane	21	0,0927	8	3,30	1,13	10,81	15,24	5,08
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	PI	Zoo	15	0,0603	5	2,36	0,73	6,76	9,85	3,28
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	PI	Zoo	10	0,0571	3	1,57	0,69	4,05	6,32	2,11
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	PI	Zoo	7	0,0551	3	1,10	0,67	4,05	5,82	1,94
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	PI	Zoo	2	0,0582	2	0,31	0,71	2,70	3,72	1,24

<b>Espécie</b>	<b>GS</b>	<b>SD</b>	<b>DA</b>	<b>AB</b>	<b>FA</b>	<b>DR</b>	<b>DoR</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>	<b>VI (%)</b>
<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	PI	Ane	6	0,0243	1	0,94	0,30	1,35	2,59	0,86
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	PI	Zoo	2	0,0671	1	0,31	0,82	1,35	2,48	0,83
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	PI	Zoo	3	0,0214	1	0,47	0,26	1,35	2,08	0,69
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	PI	Zoo	3	0,0108	1	0,47	0,13	1,35	1,95	0,65
<i>Miconia urophylla</i> DC.	PI	Zoo	3	0,0078	1	0,47	0,09	1,35	1,92	0,64
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	PI	Aut	1	0,0291	1	0,16	0,35	1,35	1,86	0,62
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	PI	Zoo	2	0,0135	1	0,31	0,16	1,35	1,83	0,61
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	PI	Ane	2	0,0119	1	0,31	0,14	1,35	1,81	0,60
<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	PI	Zoo	2	0,0116	1	0,31	0,14	1,35	1,81	0,60
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	PI	Aut	2	0,0070	1	0,31	0,09	1,35	1,75	0,58
<i>Solanum swartzianum</i> Roem. & Schult.	PI	Zoo	2	0,0049	1	0,31	0,06	1,35	1,73	0,58
<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	PI	Ane	1	0,0147	1	0,16	0,18	1,35	1,69	0,56
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	PI	Zoo	1	0,0095	1	0,16	0,12	1,35	1,62	0,54
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	PI	Zoo	1	0,0067	1	0,16	0,08	1,35	1,59	0,53
<i>Tibouchina mutabilis</i> (Vell.) Cogn.	PI	Ane	1	0,0054	1	0,16	0,07	1,35	1,57	0,52
<i>Melastomataceae sp1</i>	NC	NC	1	0,0050	1	0,16	0,06	1,35	1,57	0,52
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	PI	Zoo	1	0,0046	1	0,16	0,06	1,35	1,56	0,52
<i>Ocotea sp1</i>	NC	Zoo	1	0,0042	1	0,16	0,05	1,35	1,56	0,52
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	PI	Ane	1	0,0039	1	0,16	0,05	1,35	1,56	0,52
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	PI	Ane	1	0,0039	1	0,16	0,05	1,35	1,56	0,52

<b>Espécie</b>	<b>GS</b>	<b>SD</b>	<b>DA</b>	<b>AB</b>	<b>FA</b>	<b>DR</b>	<b>DoR</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>	<b>VI (%)</b>
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	SI	Zoo	1	0,0033	1	0,16	0,04	1,35	1,55	0,52
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	PI	Aut	1	0,0032	1	0,16	0,04	1,35	1,55	0,52
<i>Melastomataceae sp2</i>	NC	NC	1	0,0026	1	0,16	0,03	1,35	1,54	0,51
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	PI	Aut	1	0,0024	1	0,16	0,03	1,35	1,54	0,51
<i>Dalbergia nigra</i> (Vell.) Allemão ex Benth.	PI	Ane	1	0,0023	1	0,16	0,03	1,35	1,54	0,51
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	PI	Zoo	1	0,0023	1	0,16	0,03	1,35	1,54	0,51
<i>Miconia sp1</i>	NC	Zoo	1	0,0022	1	0,16	0,03	1,35	1,53	0,51
<b>"Candeal" (CAN)</b>										
<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	PI	Ane	495	3,2105	10	81,82	76,89	17,86	176,57	58,86
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	PI	Zoo	37	0,3250	4	6,12	7,78	7,14	21,04	7,01
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	PI	Aut	10	0,2576	6	1,65	6,17	10,71	18,54	6,18
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	PI	Aut	9	0,0519	5	1,49	1,24	8,93	11,66	3,89
<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	PI	Aut	7	0,1244	3	1,16	2,98	5,36	9,49	3,16
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	PI	Zoo	4	0,0158	4	0,66	0,38	7,14	8,18	2,73
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	PI	Zoo	10	0,0402	3	1,65	0,96	5,36	7,97	2,66
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	PI	Zoo	5	0,0221	2	0,83	0,53	3,57	4,93	1,64
<i>Miconia mellina</i> DC.	PI	Zoo	4	0,0151	2	0,66	0,36	3,57	4,59	1,53
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	SI	Zoo	4	0,0119	2	0,66	0,29	3,57	4,52	1,51
<i>Pachira glabra</i> Pasq.	SI	Aut	4	0,0102	1	0,66	0,24	1,79	2,69	0,90
<i>Erythroxylum sp1</i>	NC	NC	2	0,0142	1	0,33	0,34	1,79	2,46	0,82

<b>Espécie</b>	<b>GS</b>	<b>SD</b>	<b>DA</b>	<b>AB</b>	<b>FA</b>	<b>DR</b>	<b>DoR</b>	<b>FR</b>	<b>VI</b>	<b>VI (%)</b>
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	PI	Ane	1	0,0176	1	0,17	0,42	1,79	2,37	0,79
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	PI	Zoo	2	0,0058	1	0,33	0,14	1,79	2,26	0,75
<i>Indet sp1</i>	NC	NC	1	0,0115	1	0,17	0,28	1,79	2,23	0,74
<i>Tibouchina estrellensis</i> (Raddi) Cogn.	PI	Ane	1	0,0100	1	0,17	0,24	1,79	2,19	0,73
<i>Annona dolabripetala</i> Raddi	PI	Zoo	1	0,0074	1	0,17	0,18	1,79	2,13	0,71
<i>Fabaceae sp1</i>	NC	NC	1	0,0052	1	0,17	0,12	1,79	2,07	0,69
<i>Roupala montana</i> Aubl.	PI	Ane	1	0,0039	1	0,17	0,09	1,79	2,04	0,68
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	PI	Ane	1	0,0032	1	0,17	0,08	1,79	2,03	0,68
<i>Eriobotrya japonica</i> (Thunb.) Lindl.	EX	Zoo	1	0,0026	1	0,17	0,06	1,79	2,01	0,67
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	PI	Ane	1	0,0026	1	0,17	0,06	1,79	2,01	0,67
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	PI	Zoo	1	0,0024	1	0,17	0,06	1,79	2,01	0,67
<i>Miconia trianae</i> Cogn.	SI	Zoo	1	0,0024	1	0,17	0,06	1,79	2,01	0,67
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	EX	Zoo	1	0,0020	1	0,17	0,05	1,79	2,00	0,67