

**VALDEMIR FERNANDO DA SILVA**

**DIVERSIDADE FUNCIONAL DE ESPÉCIES ARBÓREAS DOMINANTES NA  
BORDA E INTERIOR DE UM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA EM  
PERNAMBUCO**

**RECIFE**

**Pernambuco-Brasil**

**Fevereiro-2016**

**VALDEMIR FERNANDO DA SILVA**

**DIVERSIDADE FUNCIONAL DE ESPÉCIES ARBÓREAS DOMINANTES NA  
BORDA E INTERIOR DE UM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA EM  
PERNAMBUCO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco, para obtenção do título de Mestre em Ciências Florestais.

Orientador:

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Ana Lícia Patriota Feliciano

Co-orientadores:

Prof. Dr. Luiz Carlos Marangon

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Maria de Jesus Nogueira Rodal

**RECIFE**

**Pernambuco-Brasil**

**Fevereiro-2016**

Ficha catalográfica

S586d Silva, Valdemir Fernando da  
Diversidade funcional de espécies arbóreas dominantes na borda e  
interior de um fragmento de mata atlântica em Pernambuco /  
Valdemir Fernando da Silva. – Recife, 2016.

63 f. : Il.

Orientadora: Ana Lícia Patriota Feliciano.

Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade  
Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Ciência Florestal,  
Recife, 2016.

Inclui referências e anexo(s).

1. Efeito de borda 2. Características funcionais 3. Funcionamento  
4. Comunidades I. Feliciano, Ana Lícia Patriota, orientadora II. Título

CDD 634.9

**VALDEMIR FERNANDO DA SILVA**

**DIVERSIDADE FUNCIONAL DE ESPÉCIES ARBÓREAS DOMINANTES NA  
BORDA E INTERIOR DE UM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA EM  
PERNAMBUCO**

Aprovado em: 19/02/2016

**BANCA EXAMINADORA**

---

Profa. Dra. Ana Lícia Patriota Feliciano (Orientadora)  
Universidade Federal Rural de Pernambuco

---

Profa. Dra. Ana Carolina Borges Lins e Silva  
Universidade Federal Rural de Pernambuco

---

Dra. Júlia Caram Sfair  
Universidade Federal de Pernambuco

Dedico este trabalho aos grandes  
motivadores, meus pais José  
Antônio e Maria José.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus por ter me dado forças e ter permitido superar as mais diversas pedras e barreiras que surgiram no meu caminho durante a realização desse trabalho. Não irei elencar, mas ressalto mesmo em meio às dificuldades apresentadas, em nenhum momento pensei em desistir, pois sabia onde iria chegar.

A Professora Dra. Ana Lícia Patriota Feliciano, pela orientação, por todas as sugestões, aprendizado e por dar autonomia na construção dessa dissertação.

Aos meus co-orientadores, Prof. Dr. Luiz Carlos Marangon e Profa. Maria de Jesus Nogueira Rodal, pelas contribuições dadas ao longo da construção dessa dissertação.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco, por ter me oferecido a oportunidade de cursar o mestrado.

Aos membros da banca examinadora Profa. Dra. Ana Carolina Borges Lins e Silva (DB/UFRPE) e a Dra. Júlia Caram Sfair (UFPE) pelas valiosas contribuições no desenvolvimento da dissertação.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, pelos ensinamentos.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pela bolsa concedida.

À Usina Petribú, pela liberação da área de estudo.

Aos professores e funcionários do PPGCF, em especial a secretária Juliana.

Ao Marquinhos pela valiosa ajuda de campo e conhecimento transmitido, sendo muito mais que um mateiro.

Aos amigos, Adriana Miranda, José Nailson, Maria da Penha, Marília Grugiki, Marília Oliveira, Severino Lucena pela inestimável ajuda no trabalho de campo.

À Thyêgo Nunes, pela contribuição nas análises estatísticas.

Aos amigos, José Henrique Moraes e Lucileiton Melo pela contribuição nas elaborações do mapa e croqui.

À Professora Dr<sup>a</sup>. Maria Amanda Menezes da Silva do Instituto Federal do Ceará, pelas ótimas contribuições ao longo deste estudo.

Ao professor Dr. Rafael Leite Braz por suas recomendações e valiosos comentários durante a elaboração desta dissertação e por ter cedido o laboratório de Tecnologia da Madeira para as análises da densidade básica da madeira.

Ao Professor Dr. Rômulo Mora da Universidade Federal de Mato Grosso pelas contribuições nas análises estatísticas, por me apresentar ao R, além de toda dedicação e paciência.

Ao Professor Dr. Thiago Gonçalves da Universidade Federal de Pernambuco, pelas contribuições nas análises estatísticas.

À minha família que sempre me propiciou ótimas condições de estudo e, por isso, agradeço a ela por tudo o que um dia já alcancei. Em especial, aos meus pais Maria José e José Antonio que merecem todos os agradecimentos possíveis por nunca ter deixado de me incentivar a buscar o meu sonho. Meus irmãos, Valdson, Valdicleide e Valdineide que são sempre a minha inspiração para alcançar aquilo que me parece impossível.

Aos colegas da turma, em especial a turma 2014.1: José Nailson, Marília Grugiki, Maria da Penha, Uilian Barbosa, Izabelle Nascimento, Tamires Lima..., companheiros na amizade e na experiência compartilhada durante esses dois anos.

Por fim, a todos que não tiveram seus nomes aqui citados, porém não menos importantes, desde já, agradeço.

*“A natureza é o único livro que oferece um conteúdo valioso em todas as suas folhas.”*

Johann Goethe

SILVA, VALDEMIR FERNANDO. Diversidade funcional de espécies arbóreas dominantes na borda e interior de um fragmento de Floresta Ombrófila Densa em Pernambuco. 2016. Orientadora: Ana Lícia Patriota Feliciano. Co-orientadores: Luiz Carlos Marangon e Maria de Jesus Nogueira Rodal.

## RESUMO

A criação de bordas gera uma resposta primária rápida do ecossistema, a qual é conhecida como efeito de borda. Os efeitos de borda são diversos fenômenos físicos e biológicos associados a abruptos limites artificiais de habitat fragmentado. Entender as respostas das comunidades às modificações do ambiente pode ser bastante complexo em comunidades ricas em espécies. Assim, algumas dessas estimativas podem ser baseadas em características funcionais entre diferentes espécies. Para investigar o efeito de borda, esta pesquisa teve como objetivo analisar a diversidade funcional de espécies arbóreas dominantes na borda e interior de um fragmento Mata Atlântica em Pernambuco, buscando identificar suas principais estratégias de captação e uso de recursos nos ambientes. Para saber se a luminosidade influencia no funcionamento da comunidade, foram mensuradas seis características funcionais: área foliar, área foliar específica, espessura foliar, conteúdo de matéria seca foliar, altura máxima e densidade básica da madeira. Aplicou-se o teste t, e para verificar se houve diferença entre valores das características funcionais entre ambientes. A diversidade funcional foi calculada utilizando os índices: riqueza funcional, equitabilidade funcional e divergência funcional e comparada entre a borda e o interior. A identificação das estratégias funcionais entre ambientes foi obtida pela análise de agrupamento hierárquica utilizando o método de Ward e distância de Gower. Para verificar o número ótimo de grupos por ambiente foram realizadas simulações entre dois e cinco grupos por ambiente, considerando o número ótimo de grupo, aquele que possuísse aumento no coeficiente de determinação superior a 15%. Foram avaliadas 27 espécies na borda e 24 no interior do fragmento, representando 74% e 77 % da densidade relativa nos ambientes. Verificou-se que os valores médios das características funcionais espessura foliar e densidade da madeira foram os únicos que apresentaram diferença significativa entre ambientes, no entanto, as demais características, apesar de não apresentarem diferença significativa, corroboraram com as previsões feitas neste estudo. Quando adicionado às abundâncias das espécies nas características funcionais constatou-se padrão distinto, onde apenas o conteúdo de matéria seca foliar não apresentou diferença significativamente. A riqueza funcional apresentou maior valor na borda quando comparado com o interior, porém não apresentou diferença significativa entre ambientes. Os índices equitabilidade funcional e divergência funcional apresentaram diferença significativa. Na identificação de estratégias de uso e captação de recursos verificou-se tanto na borda quanto no interior a predominância de espécies intermediárias. Conclui-se que há um comportamento distinto entre a borda e interior do fragmento para as características espessura foliar e densidade básica da madeira. As médias ponderadas pela comunidade evidenciaram que está ocorrendo uma mudança funcional entre ambientes. A equitabilidade e divergência funcional e as estratégias funcionais evidenciaram que existe diferença funcional entre os ambientes e que a estrutura funcional da comunidade pode está sendo influenciada pelas interações competitivas.

SILVA, VALDEMIR FERNANDO. Functional diversity of dominant tree species in the edge and interior of a fragment of the Atlantic rain forest in Pernambuco. 2016. Advisor: Ana Lícia Patriota Feliciano. Comit e: Luiz Carlos Marangon e Maria de Jesus Nogueira Rodal.

### **ABSTRACT**

The creation of edges generates a rapid response of primary ecosystem, which is known as edge effect. Edge effects are many physical and biological phenomena associated with abrupt artificial limits of fragmented habitat. Understanding the responses of communities to environmental changes can be quite complex in rich communities in species. Thus some of these estimates may be based on functional properties among different species. To investigate the effect of this fragmentation research aimed to study the functional diversity of dominant tree species on the edge and inside an Atlantic Forest fragment in Pernambuco in order to identify its main strategies for attracting and use of resources in the environment. As to whether the light influences the community functioning were measured six functional characteristics: leaf area, specific leaf area, leaf thickness, leaf dry matter content, maximum height and wood density. Applied the t test and to see if there was a difference between values of the functional characteristics of environments. The functional diversity was calculated using the indices: functional richness, evenness functional and functional divergence and compared between the edge and the interior. The identification of functional strategies between environments was obtained by hierarchical clustering analysis using the method of Ward and dissimilarity matrix Gower. To check the great number of environmental groups was carried out by simulation between two and five groups for environment, considered the optimal number of group one who possessed increase in variance explained more than 15%. Were assessed 27 species on the edge and 24 interior the fragment, representing 74% and 77% relative density in environments. It was found that the average values of the functional characteristics leaf thickness and density of the wood were the ones who showed a significant difference between gradients, however, other features although not present significant difference corroborated with the statements made in this study. When added to the abundances of species in functional characteristics it was found distinct pattern, where only the content of leaf dry matter was not different means. The functional richness showed higher on edge when compared to the interior, but no significant difference between environments. Indexes evenness functional and functional divergence significant difference. In identifying use strategies and fundraising there was so much on the edge as inside the predominance of intermediate species. We conclude that there is a different behavior between the edge and inside the fragment to the features leaf thickness and wood density. In the studied fragment is experiencing a functional change between edge and interior environments. The functional diversity and functional strategies, there is functional difference between the environments and the functional structure of the community is suffering strong influences of competitive interactions.

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	14
<b>2. REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	17
2.1 BORDAS DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS .....	17
2.2 CARACTERÍSTICAS FUNCIONAIS .....	19
2.3 DIVERSIDADE FUNCIONAL .....	23
2.4 ESTRATÉGIAS ECOLÓGICAS .....	26
<b>3. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	28
3.1 ÁREA DE ESTUDO .....	28
3.2 DESENHO AMOSTRAL .....	30
3.3 SELEÇÃO DE ESPÉCIES DOMINANTES E INDIVÍDUOS .....	31
3.4 MENSURAÇÃO DOS CARACTERÍSTICAS FUNCIONAIS .....	31
3.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS .....	33
3.5.1 Características funcionais .....	33
3.5.2 Diversidade funcional nos ambientes na borda e interior .....	33
3.5.3 Estratégias funcionais nos ambientes borda e interior .....	34
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	36
4.1 CARACTERÍSTICAS FUNCIONAIS NOS AMBIENTES BORDA E INTERIOR .....	36
4.2 DIVERSIDADE FUNCIONAL NA BORDA E INTERIOR .....	43
4.3 ESTRATÉGIAS FUNCIONAIS NA BORDA E INTERIOR .....	45
<b>5. CONCLUSÃO</b> .....	49
<b>6. REFERÊNCIAS</b> .....	50
<b>ANEXO</b> .....	61

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Localização da Mata do Camurim no município de São Lourenço da Mata, Pernambuco.....	23
<b>Figura 2.</b> Mapa da área de estudo e em um fragmento de Mata Atlântica e fragmentos do entorno no município de São Lourenço da Mata, PE.....	24
<b>Figura 3.</b> Croqui demonstrativo da distribuição de parcelas no fragmento de Mata Atlântica, Mata do Camurim, localizado no município de São Lourenço da Mata, Pernambuco.....	25
<b>Figura 4.</b> Análise de Agrupamento ilustrando a similaridade funcional entre espécies do da borda na Mata do Camurim, São Lourenço da Mata, PE. O dendrograma com suas respectivas distâncias de Gower entre os grupos formados foi gerado pelo método de Ward.....	42
<b>Figura 5.</b> Análise de Agrupamento ilustrando a similaridade funcional entre espécies do interior na Mata do Camurim, São Lourenço da Mata, PE. O dendrograma com suas respectivas distâncias de Gower entre os grupos formados foi gerado pelo método de Ward.....	42
<b>Figura 6.</b> Distribuição das estratégias ecológicas das espécies na borda e interior ponderado pela abundância de indivíduos, em um fragmento de Mata Atlântica, no município de São Lourenço da Mata, PE.....	43

## LISTA DE TABELA

<b>Tabela 1.</b> Famílias e espécies arbóreas dominantes presente na borda (B) e interior (I) da Mata do Camurim, São Lourenço da Mata, Pernambuco, com valores respectivos de densidade relativa (DR), área foliar (AF), área foliar específica (AFE), espessura da folha (ES), conteúdo de matéria seca (CMSF) e altura máxima (HMAX) e densidade básica da madeira (DBM).....	36
<b>Tabela 2.</b> Riqueza funcional, equitabilidade funcional, divergência funcional, abundância e média ponderada da comunidade para a borda e interior da Mata do Camurim, São Lourenço da Mata, Pernambuco.....	39
<b>Tabela 3.</b> Simulações com os números de grupos, variância explicada (VE) e coeficiente de determinação ( $R^2$ ) obtida por meio das características funcionais das espécies na borda e interior da Mata do Camurim, São Lourenço da Mata, PE.....	41

## 1. INTRODUÇÃO

Unidades da paisagem, as bordas florestais são áreas onde a intensidade dos fluxos biológicos se modifica de forma intensa, devido à mudança abiótica repentina das matrizes para os fragmentos e vice-versa (METZGER et al., 2007). São áreas mais expostas às perturbações externas, e pode apresentar maior diversidade de espécies vegetais decorrente da sobreposição de espécies do interior e da matriz, maior cobertura vegetal e densidade de indivíduos, quando comparados com o interior do fragmento (LAURENCE; VASCONCELOS, 2009; KANIESKI et al., 2010). Observando do interior da floresta para à borda, tal mudança pode ser evidenciada por um aumento da penetração da luz solar e maior incidência de ventos (MURCIA, 1995; LAURANCE et al., 2007).

Deste modo, as bordas dos fragmentos florestais podem ser consideradas como filtro ambiental limitando a existência das espécies e selecionando aquelas que possuem características que lhes permitam lidar com essas mudanças (LAURANCE et al., 2002). Portanto, as características funcionais das espécies são fundamentais para explicar a composição específica e funcional das comunidades.

As características funcionais são as características mensuráveis de caráter morfológico, ecofisiológico e comportamental de cada indivíduo e diretamente relacionadas às adaptabilidades do organismo na comunidade (HOOPER et al., 2005, VIOLLE et al., 2007; POFF; ZIMMERMAN, 2010). Para sintetizar a informação contida nas características funcionais de comunidades vegetais, utilizam-se as medidas de diversidade funcional. A diversidade funcional indica quão diversos são as características funcionais em uma comunidade, e é um indicativo das relações de complementaridade entre as espécies ou sobreposição de nichos (TILMAN, 2001; VILLÉGER et al., 2010; BARALOTO et al. 2012). A diversidade funcional pode ser medida categoricamente, na forma de grupos funcionais ou numericamente de forma contínua (CIANCIARUSO et al., 2009). Quando se trabalha com múltiplas características funcionais simultaneamente, pode-se considerar cada característica como uma dimensão, sendo que o conjunto de característica forma um espaço multivariado no qual as espécies e as comunidades estão posicionadas (PETCHEY; GASTON 2006).

Além disso, é possível decompor a diversidade funcional em suas partes: riqueza funcional, equitabilidade funcional e divergência funcional (VILLÉGER et al., 2008). A riqueza funcional mede o volume ocupado pelas espécies no espaço multivariado das características: se as espécies forem funcionalmente diferentes, então a riqueza apresenta

maior valor. A equitabilidade funcional mede o quão bem as abundâncias das espécies estão distribuídas no espaço funcional: se as espécies funcionalmente distintas apresentarem abundâncias parecidas, será observado maior equitabilidade funcional; por outro lado, se espécies funcionalmente parecidas concentrarem a abundância e poucos indivíduos apresentam características distintas das espécies dominantes, então possuirá baixa equitabilidade funcional. A divergência funcional mede a concentração das abundâncias no espaço funcional: se as espécies mais abundantes possuírem valores das características funcionais próximas à média, então o a área terá baixa divergência funcional; se por outro lado, as espécies mais abundantes possuírem valores extremos das características funcionais, ou seja, mais divergentes, então será observado maiores valores de divergência funcional.

De forma geral, as plantas possuem duas estratégias distintas de uso e aquisição de recursos: a conservativa e a aquisitiva (DONOVAN et al., 2011). Em ambientes com baixa disponibilidade de recursos, haverá a predominância da estratégia conservativa, caracterizada por crescimento lento, proteção dos tecidos, órgãos de reserva, folhas de vida longa e com baixa concentração de nutrientes, baixa taxa fotossintética, baixa taxa de respiração e alto investimento em massa seca por área. Em ambientes com alta disponibilidade de recursos, predomina a estratégia aquisitiva, caracterizada por crescimento rápido, folhas com tempo de vida curto, alta concentração de nutrientes, alta taxa fotossintética, alta taxa de respiração e baixo investimento em massa seca por área (WRIGHT et al., 2004).

As interações competitivas e os filtros ambientais são processos ecológicos, frequentemente utilizados para explicar como a comunidade está estruturada (WEIHER; KEDDY, 1995). Segundo TOWNSEND et al. (2006), as interações competitivas limitam a similaridade ecológica das espécies coexistentes. Para Pausa e Verdú, (2008) os filtros ambientais selecionam espécies funcionalmente similares com base em suas tolerâncias às condições abióticas. Deste modo, nas bordas de fragmentos florestais onde o recurso luz é abundante, são esperados que os filtros ambientais atuem e selecionem espécies com estratégias de baixo investimento na construção dos tecidos, fazendo com que sejam dominantes, enquanto no interior do fragmento as interações competitivas ajam favorecendo a dominância de espécies que investem mais na construção dos tecidos (CHAZDON et al., 2010; MASON et al., 2012).

Partindo desse pressuposto, num ambiente borda-interior, onde em termos florísticos e estruturais não existem diferenças significativas (SANTOS, 2014), ocorre diferença funcional, foram formuladas as seguintes hipóteses: (1) os valores das características funcionais das plantas arbóreas diferem entre a borda e interior do fragmento; (2) a diversidade funcional difere entre a borda e o interior. (3) na borda do fragmento há predominância de indivíduos com estratégias aquisitivas, enquanto, no interior do fragmento existem mais indivíduos com estratégias conservativas. Caso essas hipóteses sejam verdadeiras, espera-se maior riqueza, equitabilidade e divergência funcional no interior do fragmento. É esperado que na borda do fragmento ocorresse a predominância de espécies e indivíduos com valores de características aquisitivas (folhas com baixos valores de área foliar, alta área foliar específica, maiores espessuras e baixo conteúdo de matéria seca foliar, madeiras pouco densas e menores alturas) e que no interior do fragmento predominem espécies e indivíduos com valores de características conservativas (folhas com altos valores de área foliar, baixa área foliar específica, baixos valores de espessura e alto conteúdo de matéria seca foliar, madeiras densas e maiores alturas).

Este trabalho teve como objetivo geral estudar a diversidade funcional de espécies arbóreas dominantes na borda e no interior de um fragmento de Mata Atlântica, buscando verificar se as estratégias de conservação e uso de recursos variam nos dois ambientes. E como objetivos específicos: Avaliar se os valores das características funcionais diferem entre a borda e interior do fragmento; Verificar se existe diferença na diversidade funcional entre os ambientes estudados; Identificar as espécies aquisitivas e conservativas presentes na borda e no interior do fragmento e qual grupo predomina nos ambientes estudados.

## **2. REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1 BORDAS DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS**

As discussões acerca do termo borda começaram no início do século XX por Clements (1905) com a introdução do termo ecótono para averiguar a transição entre dois ecossistemas. A influência dessas "zonas de transição" sobre a flora tem sido observada ao longo de décadas, começando com Leopold (1933) usando o termo efeito de borda para descrever o aumento de espécies em paisagens fragmentadas. Com o passar do tempo, Johnston (1947) relatou que nas bordas dos fragmentos ocorre o aumento da diversidade e Yahner (1988) adicionou a concepção que bordas eram boas para algumas espécies de aves e flora, sendo sua criação frequentemente recomendada em manejos de áreas. Estas questões contribuíram para as concepções e conhecimentos estabelecidos atualmente sobre bordas, sobretudo as de origem antrópica (SAUNDERS et al., 1991).

As bordas dos fragmentos florestais e suas áreas de influência podem também ser formadas em paisagens naturais (MURCIA, 1995), como implicações de discontinuidades nas estruturas físicas e biológicas, pois algumas paisagens são naturalmente heterogêneas, apresentando nítidas transições entre os ecossistemas adjacentes com diferentes configurações espaciais e funções ecológicas (VIANA; PINHEIRO, 1998; HAILA, 2002). Estas transições são denominadas de ecótonos, fronteira, borda e zona de transição (ODUM, 2004; RICKLEFS, 2003).

Deste modo, ao longo dos anos, a criação de bordas florestais é considerada um dos fatores associado à dinâmica de fragmentos florestais e vem sendo um dos temas mais estudados e referenciados na literatura (OOSTERHOORN; KAPPELLE, 2000; NASCIMENTO et al., 2006; FISHER; LINDNMAYER, 2007). A borda de um fragmento pode ser compreendida como o trecho marginal da área florestada que sofre influência do meio externo, exemplos: área urbanizada, pastagem, campo antrópico (FISHER; LINDNMAYER, 2007), em que a interação destes ambientes resulta em um conjunto de modificações físicas e biológicas conhecidas como "Efeito de borda" (MURCIA, 1995).

De acordo com Murcia, (1995) e Gomes et al. (2010), os fragmentos florestais podem sofrer efeitos nas bordas de três tipos: (1) efeitos abióticos, definidos como mudanças nas condições ambientais resultantes da proximidade com a matriz dissimilar, por exemplo, maior intensidade luminosa, maior radiação e intensidade dos ventos, menor umidade do ar e do solo; (2) efeitos biológicos indiretos, caracterizados por mudanças nas

relações entre as espécies, tais como polinização (GIRÃO et al., 2007), dispersão de sementes mediada por animais (SILVA et al., 2007), herbivoria (WIRTH et al., 2007), parasitismo (ALMEIDA et al., 2008) e predação (RAO, 2001); (3) e efeitos biológicos diretos, que consiste em mudanças nos padrões de distribuição e abundância de espécies causadas por alterações das condições físicas próximas da borda, como a proliferação de plantas pioneiras em detrimento de espécies tolerantes à sombra (OLIVEIRA et al., 2004, NASCIMENTO et al., 2006), provocadas pelas condições físicas próximas à borda (MURCIA, 1995).

Porém Harper et al. (2005) relatam que a criação das bordas florestais podem ser resultado de dois efeitos, são eles: os efeitos diretos e indiretos. São considerados como efeitos diretos os danos físicos na vegetação e no solo, assim como as alterações nos fluxos de energia, matéria e espécies que levam às respostas primárias em termos de processos biofísicos como o aumento da produtividade, da evapotranspiração, da ciclagem de nutrientes e decomposição; e estruturais, como diminuição da cobertura de dossel, densidade de árvores, biomassa e aumento de quedas de árvores. Como efeitos indiretos estão às respostas secundárias na dinâmica e processos do ecossistema como o aumento de recrutamento, crescimento, mortalidade e reprodução e acarretam numa resposta secundária em termos de estrutura como: o aumento da densidade de plântulas e cobertura de sub-bosque; e composição como: mudança na composição das espécies.

Devido às diversas influências exercidas pelo ambiente ao seu redor, em paisagens fragmentadas, as bordas determinam em grande parte a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas remanescentes (LAURANCE et al., 2002). Apesar das bordas dos fragmentos florestais, serem consideradas ambientes inóspitos para a maioria das espécies, essas áreas não devem ser vistas como locais adversos ao estabelecimento e desenvolvimento das espécies florestais. Assim, o efeito de borda não deve acontecer exatamente da mesma maneira em todas as bordas e as espécies florestais nem sempre respondem da mesma forma a esses efeitos, deve-se levar em consideração as características dessas espécies e as alterações ambientais ocorridas (PACIENCIA; PRADO, 2004; LOWE et al., 2005).

Em termos biológicos, nas bordas dos fragmentos florestais são observadas diversas alterações de caráter estrutural e fisionômico da vegetação. Por exemplo, são relatados o aumento da riqueza e da abundância de espécies pioneiras e ruderais e diminuição no recrutamento de plântulas de espécies tolerantes à sombra (WILLIAMS-LINNERA, 1990; BENÍTEZ-MALVIDO, 1998), a redução de altura do dossel, da porcentagem de cobertura

da vegetação, aumento na densidade de indivíduos de menor diâmetro, aumento da biomassa (WILLIAMS-LINNERA, 1990; OOSTERHOORN; KAPALLE, 2000) e densidade de lianas e aumento da vulnerabilidade de árvores de maior porte (GASCON et al., 2000; LAURANCE et al., 2001).

Para Cadenasso et al. (2003), as bordas dos fragmentos nem sempre apresentam efeitos negativos, possuem uma importante contribuição ecológica, intermediando os fluxos de matéria, energia, organismos e informações entre as unidades na paisagem além de causarem alterações nos processos biológicos e na composição e estrutura do ecossistema. Oliveira et al. (2005), afirmam que na borda dos fragmentos há tendência das espécies sofrerem maior pressão seletiva do ambiente, uma vez que ali estão sujeitas a condições menos favoráveis ao seu desenvolvimento do que no interior da mata, principalmente tratando de bordas recentes.

O entendimento dos efeitos de borda dos fragmentos e dos processos ecológicos envolvidos na estruturação do ecossistema e na comunidade pode conduzir com maior eficiência a interpretação das diversidades de estratégias ecológicas, que visam manter a diversidade biológica e a integridade do ecossistema natural em paisagens antropizadas (MALCOLM, 1997).

## **2.2 CARACTERÍSTICAS FUNCIONAIS**

A recuperação das funções ecológicas de um ambiente é algo caro e muito vezes impossível de recuperar, este fato, fez com que os ecólogos e os governantes mudassem a concepção de conservação da biodiversidade puramente taxonômica para a conservação de ecossistemas e comunidades funcionalmente estáveis (HOOPER et al., 2005; LOREAU, 2010).

Balvanera et al. (2006), considera que o funcionamento de uma comunidade pode ser influenciado por diferentes fatores e um deles são as características funcionais dos indivíduos presentes. No entanto, essas influências não se dão de forma linear, pois algumas espécies são mais responsáveis por determinadas funções que outras. Desta forma assume-se que ocorre uma complementaridade entre espécies, o que aumenta a taxa de alguma função, a resistência e a resiliência de um ambiente (HOOPER et al., 2005).

De acordo com Grime (2001), as características funcionais são indicadoras da ecologia das espécies e comumente usadas para identificar estratégias de plantas em diversas comunidades e ecossistemas. Por meio das características, é possível organizar

diversas informações de áreas e ambientes distintos, assim como definir as estratégias adotadas pelas espécies a fim de sobreviver aos ambientes (DIAZ et al., 2007). Essas características são extremamente importantes e atuam como uma ferramenta eficaz para tratar questões ecológicas desde o nível de organismo até o de ecossistema (VIOLLE et al., 2007).

As características morfológicas ou de história de vida dos organismos inseridos nas comunidades, sejam eles animais ou vegetais, são comumente conhecidos como características funcionais (PETCHEY et al., 2007). McGill et al. (2006) e Perez-Harguindeguy et al (2013) definem as características funcionais como quaisquer características morfológicas, fisiológica ou fenológicas mensuráveis, em nível de indivíduo, das espécies de plantas, que representam a sua funcionalidade no ambiente. E de acordo com Gómez et al. (2010) auxiliam na compreensão dos mecanismos responsáveis pela formação das comunidades. Segundo Slade et al. (2007), as características funcionais das espécies fornecem importantes informações sobre o uso de recursos e requerimento do habitat. Pois, as características funcionais são selecionadas pelo ambiente em função do impacto positivo que proporcionam a adaptabilidade do organismo no ambiente (WEBB et al., 2010). Para Mason; French (2007) as características funcionais esclarecem os processos que estabelecem os padrões de diversidade em diferentes escalas. Para Cook-Patton; Bauerle (2012), as maneiras que os indivíduos arbóreos se comportam no ambiente influenciam nas funções e variam de acordo com as características das espécies.

Para Mendéz-Alonzo et al. (2012) são crescentes os estudos buscando entender as respostas das características funcionais nos ecossistemas terrestres, principalmente quanto sua coordenação ou não, que descrevam a função de distintas partes das plantas. Desse modo, analisar a planta como todo é fundamental para entender as complexas relações das estratégias e desempenho das espécies no que se refere à aquisição ou manutenção de recursos (WESTOBY et al., 2002; WRIGHT et al., 2007; BARALOTO et al., 2010).

Os organismos vegetais enfrentam demandas conflitantes (*trade-offs*) no investimento de recursos (KNEITEL;CHASE, 2011). Desde 1994, as características funcionais dos vegetais começaram a ser vistos como adaptações a determinados ambientes físicos (SOLBRIG, 1994). Posteriormente, Darwin (1859) postulou o fenômeno da seleção natural, tem-se então assumido amplamente que características das plantas são de fato adaptativas; o que significa que, sob determinadas circunstâncias, elas devem desempenhar funções específicas que aumentam o seu crescimento, sobrevivência ou

reprodução (WESTOBY; WRIGHT, 2006). Há que se considerar, no entanto, que algumas características dos vegetais podem ser consideradas adaptações do ambiente específico por ocorrer de forma consistente em determinadas circunstâncias, quando na verdade estão apenas correlacionadas a outras que de fato conferem sucesso à planta, como resultado de restrições físicas que limitam a evolução independente de determinadas características (WESTOBY et al., 2002; WRIGHT et al. 2007). Deste modo, Grime et al. (1997) relata que entender as relações entre as características foliares com as outras partes da planta servem como base para entender as previsões sobre *trade-offs*, sendo possível analisar como a variação de um eixo implica em diversas estratégias das plantas, principalmente, em áreas que sofreram diferentes distúrbios.

Cornelissen et al. (2003) criaram um protocolo metodológico internacional apresentando um manual prático, metodologia detalhada, breves informações sobre o contexto ecológico de 28 características funcionais, reconhecidas como fundamentais para abordar as questões ecológicas de grande escala e destinado a uniformizar o esforço da pesquisa com diversidade funcional. Posteriormente, Pérez-Harguindeguy et al. (2013) ampliaram o manual e incluíram métodos atualizados para as características anteriormente abrangidos, como por exemplo, os atributos regenerativos. Introduziram novos protocolos para outras características, contribuindo para um melhor conhecimento do equilíbrio entre as características da planta inteira: as características das folhas, raízes e caule e atributos das características regenerativas, e colocam ênfase especial sobre as características importantes para a previsão de efeitos das espécies chave nas propriedades do ecossistema.

As características funcionais podem ser caracterizadas em dois grupos distintos: (1) características funcionais de efeito são as características que influenciam em uma dada função ambiental, como, por exemplo, as características fisiológicas associadas à fixação de nitrogênio; (2) as características funcionais de respostas são características que auxiliam na determinação da estabilidade e resiliência da biota correspondendo à reação de um organismo a uma mudança ambiental. O entendimento da relação entre esses dois grupos é requerida por possibilitar um modo consistente de entendimento de mudanças na dinâmica ecossistêmica (DÍAZ; CABIDO 2001; BROOKS et al., 2012).

É preciso uma escolha criteriosa de quantos e quais características serão medidas, para evitar medidas de características funcionais redundantes ou a omissão de uma característica importante (PETCHEY; GASTON 2006). Neste estudo, foram selecionadas

seis características funcionais baseadas nas funções que elas exercem, relacionados à luminosidade, competição e ao uso de nutrientes (CORNELISSEN et al. 2003).

Segundo Vendramini et al. (2002) as características funcionais como conteúdo de matéria seca foliar (CMSF), área foliar (AF) e espessura foliar (EF) são consideradas as principais indicadoras da taxa de crescimento dos vegetais, os ajustes dessas características podem ser consideradas estratégias desenvolvidas para aumentar a eficiência do uso dos diferentes recursos pelas plantas, por exemplo, luz e nutrientes. Para Hodgson et al., (2011), o conteúdo de matéria seca foliar é considerado um bom indicador, quando objetiva-se analisar ambientes. Hodgson et al. (2011) e Pérez-Harguindeguy et al. (2013), citam que espécies que possuem elevados valores de CMSF são caracterizadas por apresentarem taxas de crescimento lento e alta resistência a estresses ambientais, especialmente nutricionais. Quanto a característica AF, Cornelissen et al. (2003) e Pierce et al. (2013) relatam que essa característica está relacionada ao equilíbrio hídrico, captação de luz e trocas gasosas e capacidade das espécies adquirirem recursos rapidamente em ambientes produtivos. Já a EF, está ligada a estratégia de aquisição e usos de recursos como, luz, água e nutrientes (VILE et al., 2005). De acordo com Vedrami (2014), folhas espessas são mais resistentes à herbivoria e à dessecação, portanto, devem ser mais vantajosas no ambiente onde os recursos são mais limitantes.

De acordo Cornelissen et al. (2003), a área foliar específica (AFE) está relacionada positivamente com a capacidade máxima fotossintética da folha e conseqüentemente, ao potencial de crescimento da planta. Para Reich et al. (2003) e Poorter et al. (2008) a AFE mede a eficiência da folha em capturar luz com investimento reduzido por unidade de biomassa, representando a variação na capacidade de determinada espécie em reagir as oportunidades de crescimento rápido. Esta característica já era considerada por Westoby; Leishman (1997) como peça-chave, quando se buscar entender sobre a longevidade da folha, tempo médio de residência dos nutrientes e à adaptação da planta aos nutrientes do solo.

A característica densidade básica da madeira está relacionada ao transporte de água, ao suporte mecânico e ao potencial de crescimento da planta (PÉREZ-HARGUINDEGUY et al., 2013). Plantas com alta densidade de madeira apresentam maior resistência física e resistência a patógenos (CORNELISSEN et al., 2003), sendo vantajosa em ambientes onde o recurso é limitante. Wright et al. (2007) afirmam que com o aumento da densidade da madeira, a área foliar específica diminui substancialmente e é mais resistente. Segundo

Coomes et al. (2008), essa relação pode ser explicada pelo tamanho e forma dos sistemas hidráulicos das espécies, pois folhas de maior tamanho exigem mais seiva, raramente coexistem com madeiras densas que a conduzem com menor intensidade.

A característica altura máxima da planta (HMAX) está associada ao potencial competitivo, à capacidade de dispersão, à duração do período de crescimento, à tolerância aos estresses climáticos e nutricionais. A altura é considerada como a distância entre o tecido fotossintético mais alto nas copas das árvores e o solo (CORNELISSEN et al., 2003). Deste modo, espécies com copas em diferentes alturas devem operar em diferentes intensidades luminosas, temperaturas, turbulências de vento e umidade relativa e, portanto, com diferentes custos para sustentar as folhas e transportar água a elas (GIVNISH, 1995). A altura máxima é um aspecto importante na ecologia das espécies vegetais. Nas plantas, o investimento em altura melhora o acesso à luz, porém incorre em custos de construção e manutenção. O principal benefício da altura é proporcionar um melhor e mais rápido acesso à luz. Esta característica pode estar associada ainda ao potencial competitivo, à capacidade de dispersão, à duração do período de crescimento, à tolerância aos estresses climáticos e nutricionais (LOEHLE, 2000; WESTOBY et al., 2002; CORNELISSEN et al., 2003).

### **2.3 DIVERSIDADE FUNCIONAL**

A diversidade funcional é definida de acordo com Tilman (2001), como valor e a variação das espécies e de suas características que influenciam o funcionamento das comunidades. Diaz e Cabido (2001) definem a diversidade funcional como os valores e amplitudes de características funcionais das espécies presente em uma comunidade. Westoby et al. (2002) consideram que cada espécie possua um valor médio para cada característica funcional estudada, permitindo calcular a amplitude, distribuição e frequência desses valores dentro da comunidade. Para Cianciaruso et al. (2009), conhecer a diversidade funcional implica em medir a diversidade de características funcionais que são componentes dos fenótipos dos organismos que influenciam os processos na comunidade. Diversidade funcional é um conceito frequentemente relacionado aos bens, serviços e propriedades da comunidade. Nos últimos anos, observou-se um aumento nas pesquisas sobre diversidade funcional, devido a potencial relação, entre a diversidade, funcionamento e a manutenção dos processos das comunidades (HOOPER et al., 2005; PETCHEY; GASTON, 2006; CIANCIARUSO et al. 2009; LOREAU, 2010).

De acordo com Cianciaruso et al. (2009), através da diversidade funcional é possível identificar as diferenças entre os organismos, a partir das características funcionais relacionadas com o objetivo em estudo. Conhecer a diversidade funcional significa conhecer a diversidade de características funcionais que influenciam os processos da comunidade, independentemente da filogenia dos organismos.

Ricotta (2005) e Petchey e Gaston (2006) com o crescente interesse para se conhecer a funcionalidade das comunidades e ecossistemas, várias medidas de diversidade funcional estão aparecendo na literatura. Essas medidas diferem na informação que contêm e na maneira com que quantificam a diversidade, podendo ser divididas em medidas categóricas (grupos funcionais) ou contínuas (índices de diversidade funcional).

Um das primeiras medidas de diversidade funcional utilizada foi o número de grupos funcionais presentes na comunidade (TILMAN et al., 1997; DÍAZ; CABIDO, 2001). Nessa medida as espécies são agrupadas de acordo com algum método de classificação, de maneira que espécies dentro do mesmo grupo apresentam características mais similares entre si do que com espécies de grupos diferentes em relação aos atributos funcionais (TILMAN, 1997). No entanto, essa medida apresenta duas ressalvas, a primeira por ter decisões arbitrárias quanto ao nível de corte para selecionar os grupos funcionais e a segunda que quando selecionado o grupo funcional considera-se que todas as espécies do mesmo grupo apresentam a mesma função e que espécies de outro grupo são igualmente diferentes (CIANCIARUSO et al., 2009).

Entretanto, existem outras maneiras de mensurar a diversidade funcional sem necessidade da utilização de decisões arbitrárias (PETCHEY; GASTON, 2002; MASON et al., 2003; MOUILLOT et al., 2005). Quando as informações quantitativa ou qualitativa sobre as características funcionais das espécies são utilizadas para produzir classificações funcionais, a diversidade funcional pode ser estimada sem dividir as espécies entre os grupos funcionais (PETCHEY; GASTON, 2006). Essas medidas contínuas são dadas pela dispersão de pontos (espécies) no espaço n-dimensional das características funcionais (PETCHEY; GASTON, 2006).

De acordo com PLA et al.(2012), foram criados diversos índices de diversidade funcional, que se baseiam na utilização de apenas um atributo, ou em uma gama de atributos. O que se baseiam em apenas uma característica são: (1) Média ponderada da comunidade: apresenta o valor esperado de característica funcional para certa comunidade; (2) Divergência funcional: variação dos valores das características funcionais, ponderada

pela abundância das espécies; (3) Regularidade funcional: Avalia o quão similar às comunidades são através da variação da média (ou mediana, ou moda) ponderada pela abundância relativa.

No entanto, devido à natureza multivariada das características funcionais que influenciam as funções, foram criados índices de diversidade multivariados. Que de acordo com Mason et al. (2005) podem ser divididas em três principais categorias: cada uma delas corresponde a um aspecto da diversidade funcional: (1) Riqueza funcional compreende o espaço funcional total ocupado pela comunidade ou a mensuração do nicho espacial ocupado pelas espécies em uma comunidade. Villéger et al. (2008) e Laliberté e Legendre (2010) ressaltam que os valores obtidos de riqueza funcional não apresentam limite superior, uma vez que o índice quantifica o volume absoluto preenchido, o qual depende parcialmente do número e dos valores das características funcionais; (2) equitabilidade funcional indica a uniformidade das abundancias de cada característica funcional das espécies no determinado espaço funcional, ou seja, se esta havendo uma seleção de poucas características funcionais ou em determinado ambiente existe a dominância de apenas uma ou poucas características; (3) divergência funcional, é a distância média de cada espécie da comunidade para o centroide calculado levando em consideração a abundância das espécies. Esses índices são considerados complementares e, calculados em conjunto, descrevem a distribuição das espécies e sua abundancia no espaço funcional, podendo apresentar os efeitos da diversidade funcional nas regras de montagem das comunidades. Ainda, é possível determinar a identidade funcional baseada na combinação das características funcionais por meio da média ponderada para comunidade (RICOTTA; MORETTI, 2011). PELTZER et al. (2010), ressaltam que através da obtenção desses índices é possível ter respostas ecológicas ao longo de ambientes das formações florestais. E segundo CIANCIARUSO et al. (2013) permitem compreender a estrutura e o funcionamento das comunidades estudadas.

De acordo com Petchey et al. (2007), os padrões e processos de organização das comunidades também podem ser compreendidos por meio da diversidade funcional, pois diferentes distribuições nas características funcionais podem implicar diferentes mecanismos de coexistência. No exemplo citado por Holdaway e Sparrow (2006), se uma comunidade local for composta por grupos aleatórios de espécies, então suas diversidades funcionais terão uma distribuição aleatória, porém se suas distribuições forem diferentes de um padrão aleatório podem indicar que processos como exclusão competitiva ou filtros

ambientais são importantes na estruturação dessas comunidades. Desse modo, a abordagem funcional esta diretamente relacionada com os modelos de nicho, em que a separação de nichos permite a coexistência das espécies pela ausência de competição por recursos similares e, portanto, leva a maior complementaridade (MACARTHUR, 1972). Dessa forma, um aumento na diversidade funcional pode está relacionado ao aumento na intensidade dos processos e do funcionamento das comunidades devido a uma maior complementaridade no uso dos recursos pelas espécies (PETCHEY, 2003).

O conhecimento sobre diversidade funcional contribui com importantes informações sobre a relação entre biodiversidade e as funções do ecossistema, dentro e entre comunidades. Essas medidas poderão ser utilizadas em políticas de conservação, manejo de recursos naturais e planos de recuperação de áreas degradadas.

## **2.4 ESTRATÉGIAS ECOLÓGICAS**

Cada espécie é uma evidência de que o seu conjunto de características funcionais é ecologicamente eficiente em alguma situação ambiental (WESTOBY; WRIGHT, 2006). Fundamentalmente, todas as espécies de plantas utilizam os mesmos recursos: luz, água e nutrientes minerais. Dessa forma, diferenças ecológicas entre espécies surgem, assim, mais a partir de diferentes formas de adquirir e usar os mesmos recursos, do que do uso de recursos alternativos (WESTOBY et al., 2002). Num contexto ambiental, diferentes estratégias ecológicas podem ser bem sucedidas (WESTOBY; WRIGHT, 2006), mas o sucesso de uma espécie em diferentes contextos tende a ser limitado pela ocorrência de trade-offs (KNEITEL; CHASE, 2011).

Para Vaz (2011), a maneira como os organismos lidam com a maior ou menor disponibilidade de recursos (luz, disponibilidade de água, etc.) são compreendidos como táticas e o conjunto dessas táticas são denominadas de estratégias ecológicas. O autor observa ainda que benefício de uma tática ou estratégia depende das condições ambientais, da disponibilidade de recursos, das interações com predadores, dos patógenos e os efeitos da competição. Este fato observado por Orions e Solbrig (1977), citando que uma espécie de planta que habita em ambientes secos geralmente usa a estratégia de abrir mão do crescimento ou da reprodução, fechando os estômatos em favor de conservar água. Caso essa espécie tolere ambientes úmidos tal estratégia faria com que a planta tivesse menor desempenho do que plantas que possuem estômatos sempre abertos. Neste sentido, a tática

que favorece a planta em um ambiente pode impedir que esta planta resista à competição com outras de outro ambiente.

O entendimento das estratégias de plantas e seus processos podem ser quantificados a partir do conhecimento da variação das características funcionais, diante de determinadas condições intrínsecas no ambiente. Neste sentido, para entender uma planta que apresenta diferentes regimes de suprimentos de nutrientes, é necessário o entendimento de como as características funcionais afetam a aquisição, alocação, e perda de nutrientes limitantes (REICH et al., 2003).

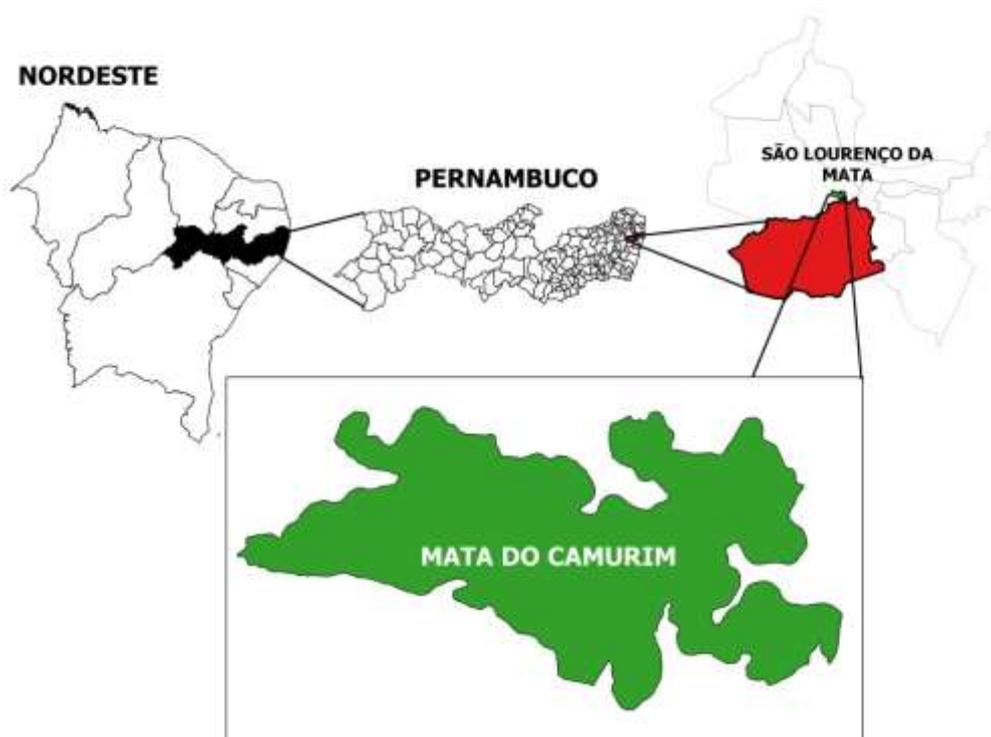
As espécies geralmente apresentam duas estratégias distintas quanto à aquisição e uso dos recursos, são elas: (1) estratégia conservativa, pode ser caracterizada por apresentar crescimento lento, proteção dos tecidos, órgãos de reserva, folhas de vida longa e com baixa concentração de nutrientes, taxa fotossintética, taxa de respiração, porém com alto investimento em massa seca. Geralmente predominantes em habitat onde existe baixa disponibilidade de recursos. (2) estratégia aquisitiva, relacionada há ambientes com alta disponibilidade de recursos, é caracterizada por crescimento rápido, folhas com tempo de vida curto, com alta concentração de nutrientes, taxa fotossintética, taxa de respiração, contudo com baixo investimento em massa seca por área (WRIGHT et al., 2004; DONOVAN et al., 2011).

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na Mata do Camurim ( $7^{\circ}56'13,46''S$  e  $35^{\circ}4'17,23''O$ ), pertencente à Usina Petribú S/A, localizado no município de São Lourenço da Mata, Pernambuco, Brasil (Figura 1), com área total de 243,40 ha. De acordo com Veloso et al. (2012), o fragmento em questão, é classificado como Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas.

**Figura 1.** Localização da Mata do Camurim no município de São Lourenço da Mata, Pernambuco, Brasil.



**Fonte:** Silva, V.F, (2015)

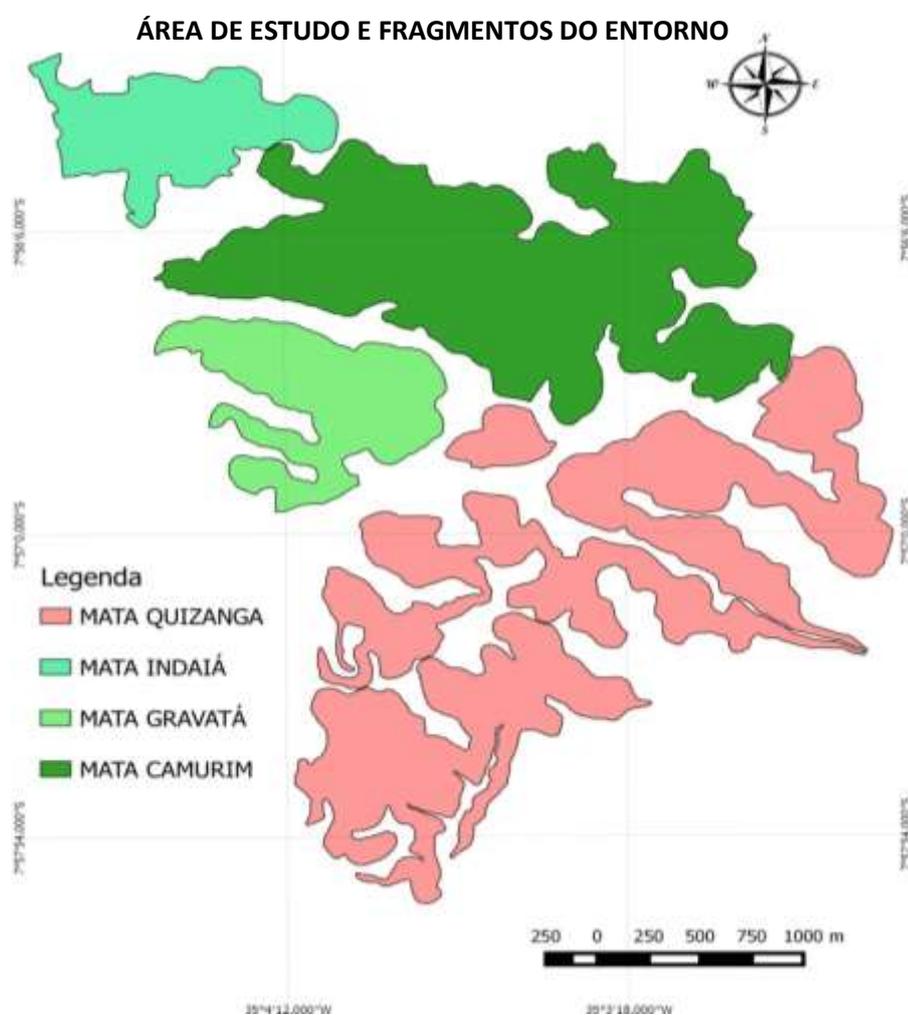
O clima da região é do tipo Tropical Chuvoso, apresentando precipitação média anual de 1300 mm. Os solos do município são representados por Latossolos nos topos planos, considerados profundos e bem drenados; Podzólicos nas vertentes íngremes, de média profundidade e bem drenados e por Gleissolos de Várzea nos fundos de vales estreitos (SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL, 2005).

A Mata Atlântica em Pernambuco sofreu durante décadas com o desmatamento principalmente para a produção canavieira, o que reduziu significativamente grandes áreas com vegetação primária, em pequenos fragmentos. Quanto ao histórico de perturbação da Mata do Camurim, tem-se registro de uma ortofotocarta n° 72-00 de 1975 da Agência

Estadual de Planejamento e Pesquisas de Pernambuco (CONDEPE-FIDEM) de abrangência local, onde se observou por meio de comparação entre a ortofotocarta e as imagens de satélite (Google Earth), que desde 1975 o fragmento estudado apresentava um formato bastante irregular, inferindo-se deste modo, que a borda possui mais que 40 anos. O fragmento em questão é circundado por diversos fragmentos de diferentes tamanhos, entre eles: a Mata de Quizanga, com aproximadamente 108,9 ha; Mata de Gravatá, com 76,34 ha; e Mata de Indaiá, com 67,13 ha (Figura 2).

Os acessos principais a área podem ser feitos tanto pelas rodovias: PE-027, em Camaragibe; PE-018, em Abreu e Lima; e BR 408, em São Lourenço da Mata (SANTOS, 2014).

**Figura 2:** Mapa da área de estudo e em um fragmento de Mata Atlântica e fragmentos do entorno no município de São Lourenço da Mata, PE.

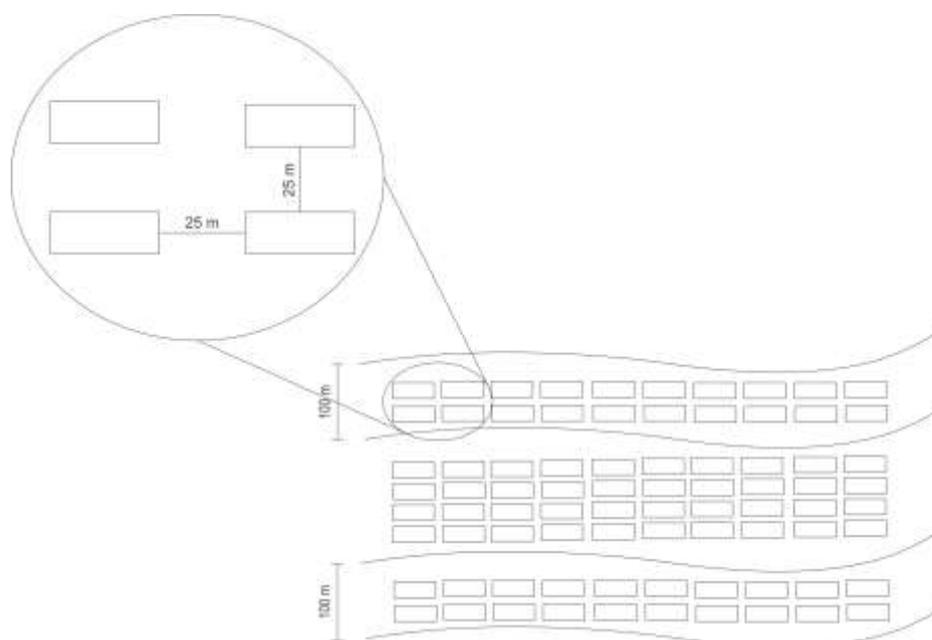


Fonte: Moraes, J.H (2015)

### 3.2 DESENHO AMOSTRAL

No estudo realizado por Santos (2014), da florística e da estrutura fitossociológica do componente arbóreo na Mata do Camurim, foram instaladas 80 parcelas com dimensões de 10 x 25 m (250 m<sup>2</sup> cada), totalizando área amostral de 2 ha. No ambiente borda foram alocadas 40 parcelas, 20 em cada lado do fragmento, distribuídas em duas linhas e cada linha com 10 parcelas equidistantes 25 m entre si, sendo que a primeira linha foi alocada na margem da borda e a segunda com 25 m de intervalo da outra. No ambiente interior, foram dispostas 40 parcelas, de forma sistemática, formando uma malha, na qual as parcelas estão distanciadas 25 m umas das outras (Figura 3). Considerou-se como borda uma faixa de 100 m (borda-interior), segundo metodologia adotada por Alves Júnior et al. (2006). Nas parcelas foram medidos e etiquetados e identificados os indivíduos vivos com circunferência do tronco a altura de 1,30 m do solo (CAP) > 15 cm e estimadas as alturas dos indivíduos. Essas mesmas parcelas e a relação florística foram utilizadas no presente trabalho. A atualização dos nomes científicos foi realizada pela Flora do Brasil (2015).

**Figura 3:** Croqui demonstrativo da distribuição de parcelas no fragmento de Mata Atlântica, Mata do Camurim, localizado no município de São Lourenço da Mata-PE.



**Fonte:** Melo, L.L.S. (2015)

### **3.3 SELEÇÃO DE ESPÉCIES DOMINANTES E INDIVÍDUOS**

De acordo com Cornelissen et al. (2003), as espécies dominantes de uma comunidade podem ser consideradas aquelas que juntas representam cerca de 70-80% dos indivíduos arbóreos da comunidade. Desse modo, foram selecionadas as espécies arbóreas que apresentassem no mínimo cinco indivíduos por espécie por ambiente, cujo somatório representasse pelos menos 70% da densidade relativa total em cada ambiente, baseado no estudo realizado por Santos (2014).

As características funcionais foram avaliadas em cinco indivíduos adultos por espécie em cada ambiente, que não apresentassem indícios de ataques de patógenos ou herbívoros, conforme os critérios de seleção de indivíduos e mensuração de características funcionais proposto por Cornelissen et al. (2003).

No levantamento arbóreo realizado por Santos (2014) no fragmento em estudo, foram inventariadas, respectivamente, 87 e 74 espécies arbóreas na borda e interior (Anexo1). De acordo com o critério estabelecido, foram selecionadas, respectivamente, 27 e 24 espécies na borda e interior, destas, 20 coexistem nos dois ambientes, representando aproximadamente 74% e 77% da densidade do povoamento para os dois ambientes (Tabela1).

### **3.4 MENSURAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS FUNCIONAIS**

Os métodos empregados neste estudo seguiram o protocolo elaborado por Cornelissen et al. (2003), organizado com a finalidade de facilitar a pesquisa de questões ecológicas relacionadas com respostas da vegetação às variações ambientais, principalmente de ordem climática, uso da terra e regimes de perturbação natural. Para cada indivíduo das 27 espécies na borda e 24 no interior, foram mensuradas as seguintes características foliares: área foliar (AF), área foliar específica (AFE), espessura foliar (ES), conteúdo de matéria seca (CMSF); altura máxima (HMAX); e madeira: densidade básica da madeira (DBM).

Foram coletadas folhas jovens, mas totalmente expandidas, de indivíduos adultos sem sintomas evidentes de agentes patogênicos ou ataque de herbívoros. Foram coletadas cinco folhas de cada indivíduo, totalizando 25 folhas por espécie em cada condição (borda e interior). As amostras (folhas anexadas aos galhos) foram embaladas em sacos plásticos fechados para permanecerem saturadas de água até a medição das características foliares em laboratório. Algumas amostras foram reidratadas, na completa escuridão, por períodos de até seis horas, para evitar a subestimação das características. Imediatamente após o

retorno das coletas, as folhas foram pesadas para obtenção da massa úmida e posteriormente digitalizadas com auxílio do programa Image Pro Plus 4.5 (licença demo) para a obtenção da AF. Folhas compostas, grandes ou recurvadas, foram subdivididas em pedaços menores para facilitar o processo de digitalização e posteriormente somaram-se os valores das partes. Para a medição de todas as características foliares foram desconsiderados os pecíolos e raque.

Posteriormente, as folhas anteriormente digitalizadas foram colocadas na estufa de circulação mecânica a 60°C durante 72 h, em seguida, foram realizadas as aferições da massa seca por meio da balança de precisão. A AFE foi calculada pela razão  $AF \text{ (cm}^2\text{)} / \text{peso seco (g)}$ . O uso da unidade  $\text{cm}^2.\text{g}^{-1}$  para a AFE seguiu a padronização sugerida por Cornelissen et al. (2003). A EF corresponde à espessura da lamina foliar, foram obtidas com um paquímetro digital por meio da média de espessura de 25 folhas para cada espécie, mantendo-se o paquímetro sempre posicionado no terço médio da folha e evitando-se a inclusão da nervura central na medição. O CMSF foi obtido pela relação entre os resultados da massa seca e da massa úmida.

Os cálculos das HMAXs foram realizados por meio de estimativas a partir de plantas saudáveis que possuíam sua folhagem exposta à luz solar. Por ser considerado um parâmetro variável, as medições foram tomadas a partir da média da altura das 10 árvores mais altas amostradas (MONTEIRO, 2013).

Para o cálculo da DBM foram selecionados cinco indivíduos adultos de cada espécie, e com auxílio do trado de Pressler, obtidas de uma amostra cilíndrica contendo alburno+cerne na altura do peito (1,3 m). Seguindo a metodologia proposta por Trugilho et al. (1990) e Chaves (2005), as amostras foram submersas em recipiente com água, por cinco dias, para reidratar e atingir o ponto de saturação necessário à medição. Posteriormente, cada peça foi mantida em descanso fora do recipiente por 5-10 minutos para diminuir o excesso de água da saturação. O volume de madeira fresca foi determinado pelo método de deslocamento de água, em seguida as amostras foram secas em estufa a 85°C, durante 72 h e pesadas. A densidade básica da madeira foi calculada pela divisão da massa seca da madeira pelo seu volume saturado.

### **3.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS**

#### **3.5.1 Características funcionais**

Foram analisadas em nível interespecífico quais as espécies apresentaram os maiores valores nos ambientes estudados (borda e interior). Com objetivo de verificar se haveria diferença entre os valores das características funcionais, foram obtidas e comparadas às médias dessas características por ambientes. Posteriormente, aplicou-se o teste t ( $p = <0,05$ ) para verificar se as características diferem significativamente entre os ambientes estudados.

Foi realizada uma análise interespecífica entre as espécies coexistentes na borda e interior do fragmento e posteriormente, aplicou-se o teste t ( $p = <0,05$ ).

#### **3.5.2 Diversidade funcional nos ambientes na borda e interior**

Com a finalidade de compreender a influência dos ambientes borda e interior na substituição e na dominância de características e estratégias funcionais, foram calculadas médias das características funcionais das espécies por parcela. Para cada parcela foram elaboradas duas matrizes, para correlacionar as características funcionais das espécies presentes, com suas respectivas abundâncias relativas. Em cada parcela, consideraram-se os valores obtidos para as espécies presentes, e calculado um valor médio para cada característica funcional de acordo com a metodologia proposta por Silva (2015).

A diversidade funcional por parcela, com todas as características funcionais coletadas, foi obtida através dos índices de riqueza funcional e equitabilidade funcional, proposto por Mason et al. (2005). Para divergência funcional, a metodologia proposta por Villéger et al. (2008). Esses índices permitem a utilização simultânea de características funcionais e a inclusão das abundâncias das espécies.

No presente estudo, os dados de abundância das espécies dominantes foram obtidos a partir do estudo realizado por Santos (2014). O cálculo dos índices foi realizado com base em duas matrizes, espécies x características funcionais e espécies x abundâncias relativas, utilizando as funções do pacote FD (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010) do software R. 2.13 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011).

Para identificar se as médias das características influenciam na mudança na diversidade funcional, foi calculada a média ponderada da comunidade (CWM) por parcela, adotando-se a metodologia proposta por Lavorel et al. (2007), representada pela fórmula:

$$CWM = \sum_{i=1}^S W_i.X_i,$$

Onde: S é o número total de espécies

$W_i$  é a abundância da i-ésima espécie

$X_i$  é o valor da característica funcional da i-ésima espécie

Para averiguar se a mudança na composição e na abundância de espécies tem influência na estrutura funcional da comunidade, as médias das características das espécies e as medidas de CWM foram comparadas entre ambiente. Como cada ambiente possuía 40 parcelas, foram 40 medidas de CWM por característica funcional.

Nas comparações entre ambiente, a normalidade foi testada utilizando o teste Kolmogorov-Smirnov. E posteriormente, empregado o teste t para verificar se ocorreu, diferença significativa ( $p < 0,05$ ), usando o programa Bioestat 5.0 (AYERS et al., 2007).

### 3.5.3 Estratégias funcionais nos ambientes borda e interior

A identificação das espécies conforme sua estratégia de uso e aquisição de recursos foi realizada a partir das seis características funcionais mensuradas das espécies arbóreas dominantes, na borda e interior do fragmento. A classificação das estratégias foi realizada através da análise de agrupamento hierárquico usando o método de Ward. Posteriormente, foi gerada uma matriz de dissimilaridade usando o método de Gower, seguido por uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA). As médias das características das espécies foram padronizadas de modo que os eixos da PCoA não fossem dominados por variáveis com altos valores de acordo com a metodologia proposta por Gotelli e Ellison (2004).

Para classificar os grupos obtidos de acordo com as estratégias ecológicas, inicialmente foram realizadas simulações entre dois ( $k=2$ ) e cinco ( $k=5$ ) grupos por ambiente a fim de encontrar o número ótimo de grupos, por meio de análises de variância multivariada não paramétrica (PERMANOVAs) e comparada com os coeficientes de determinação ( $R^2$ ). Considerou-se o melhor número cluster aquele que apresentasse um aumento no valor da do coeficiente de determinação superior a 15%, de acordo com Darling et al. (2012).

A matriz de dissimilaridade Gower, análise de agrupamento hierárquico, PERMANOVA e PCoA foram realizados no software R. 2.13 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011), utilizando os pacotes “ggplot2”, “ggdendro”, “vegan” e “cluster”.

Com a obtenção do número ótimo de grupos, as espécies agrupadas foram classificadas por ambiente em: aquisitivas, intermediárias ou conservativas, conforme Silva (2015). A estas, foram adicionadas suas respectivas abundâncias por parcelas a fim de verificar, para cada gradiente, quais estratégias funcionais foram predominantes. Posteriormente, foi aplicado o teste  $t(p < 0,05)$  para verificar se as estratégias ecológicas diferiam entre os ambientes, usando o programa Bioestat 5.0 (AYERS et al., 2007).

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 CARACTERÍSTICAS FUNCIONAIS NOS AMBIENTES BORDA E INTERIOR

As características funcionais apresentaram grande variação entre as espécies entre ambientes (Tabela 1). Na borda do fragmento, as médias obtidas de AF variaram de 5,77 cm<sup>2</sup> (*Xylopia frutescens*) a 1071,76 cm<sup>2</sup> (*Protium giganteum*). No interior, podem-se observar cinco espécies com altos valores de AF, foram elas: *Thyrsodium spruceanum* (1048,58 cm<sup>2</sup>), *P. giganteum* (1024,73 cm<sup>2</sup>), *Cupania impressinervia* (695,95 cm<sup>2</sup>), *Simarouba amara* (556,14 cm<sup>2</sup>) e *Tapirira guianensis* (530,89 cm<sup>2</sup>), enquanto o menor valor foi obtido pela espécie *Casearia sylvestris* (25,09 cm<sup>2</sup>). Vendrami (2014), ao estudar dois ambientes um com alta e outro com baixa disponibilidade de recursos observou que no ambiente com alta disponibilidade de recursos as espécies observaram baixos valores dessa característica, corroborando com o resultado obtido na borda do fragmento. Chazdon e Pearcy (1991) e Pearcy e Sims (1994), enfatizam que em ambientes com maior disponibilidade de luz, são propícios às espécies que possuíssem menores lâminas foliares, caso evidenciado para as espécies presentes no ambiente borda. Os maiores valores encontrados para o interior do fragmento corrobora com a afirmação de Cornelissen et al. (2003), que relata que áreas foliares maiores podem permitir maior captação de luz e maior eficiência fotossintética, no entanto permite maior evaporação e perda de água.

As médias de AFE variaram na borda do fragmento de 54,66 cm<sup>2</sup>.g<sup>-1</sup> (*C. impressinervia*) a 254,31 cm<sup>2</sup>.g<sup>-1</sup> (*Croton* sp.). No interior, as espécies *Ocotea glomerata* e *Brosimum guianenses* apresentaram o menor (97,01 cm<sup>2</sup>.g<sup>-1</sup>) e maior valor (322,99 cm<sup>2</sup>.g<sup>-1</sup>) respectivamente. Poorter e Garnier (1999) e Westoby et al. (2002) relatam que baixos valores de AFE estão associados a plantas de vida longa, com folhas bem protegidas, com baixos conteúdos de nutrientes, evitando assim a herbívoros; já as os altos valores de AFE estão relacionados a espécies de vida curta, que têm menores investimentos na folha e podem então crescer rapidamente sendo consideradas melhores competidoras.

Os valores médios para EF, na borda, variaram entre 0,13 mm a 0,51 mm para os indivíduos de *C. sylvestris* e *Apeiba albiflora*. No interior, a espécie *C. sylvestris* também apresentou o menor valor para EF (0,11 mm) e os maiores valores foram observados para *T. spruceanum* e *O. glomerata* o mesmo valor de 0,25 mm, respectivamente. De acordo com Schreider e Riederer (1996), espécies em ambientes com alta intensidade luminosa apresentam geralmente altos valores em espessura. Corrobora assim com o resultado obtido para a maioria das espécies presentes no ambiente borda do fragmento em estudo.

O CMSF no ambiente borda variou de 0,22 mg.g<sup>-1</sup> (*Guapira opposita*) a 0,93 mg.g<sup>-1</sup> (*C. impressinervia*). No ambiente interior, essa característica variou de 0,28 mg.g<sup>-1</sup> para *Himatanthus bracteatus* até 0,55 mg.g<sup>-1</sup> valor observado para a espécie *Protium heptaphyllum*. No interior do fragmento, foi verificado que a maioria das espécies apresentou os maiores investimentos nessa característica quando comparado com a borda do fragmento. Esse padrão era o esperado, já que no interior do fragmento a competição pelo recurso luz é intensa, o que permite as espécies o aumento da lâmina foliar consequentemente o CMSF aumenta (WRIGHT et al., 2004). De acordo com Cornelissen et al. (2003), espécies que investem nessa característica são menos vulneráveis a danos físicos e herbivoria e à exposição dos ventos.

Na borda, quatro espécies apresentaram as maiores alturas máximas, foram elas: *S. amara* (21,4 m), *T. guianensis* (19,22 m), *X. frutescens* (17,5 m) e *O. glomerata* (16,10 m). As menores alturas foram registradas para as espécies *C. sylvestris* (5,88 m) e *M. prasina* (7,4 m). No interior, a espécie que apresentou menor valor foi *Gustavia augusta* (5,33 m) e o maior valor foi observado para a espécie *S. amara* (22,50 m). Em estudos realizados em bordas e interior de fragmentos florestais são observados as maiores alturas no interior do fragmento, fato registrado por Gomes et al. (2009) em floresta ombrófila densa, Muller et al. (2010) em fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Rio Grande do Sul, distinto do encontrado no presente estudo, maiores valores de altura máxima foram registrados para o ambiente borda. Cornelissen et al. (2003) relata que esta característica está associada ao potencial competitivo, à capacidade de dispersão, à duração do período de crescimento, à tolerância aos estresses climáticos e nutricionais e ainda ao fato de que algumas plantas altas podem evitar com sucesso, o fogo, por exemplo, que alcance as partes verdes e o meristema na copa.

Na borda, a DBM mostrou valores posicionados entre 0,18 g.cm<sup>-3</sup> em *A. albiflora* e 0,79 g.cm<sup>-3</sup> em *B. virgilioides*. No interior, as espécies que apresentaram o menor e o maior valor de densidade básica da madeira foram *S. amara* e *C. oblongifolia* com 0,35 e 0,79 g.cm<sup>-3</sup>, respectivamente. Comparando os dois ambientes, verificou-se que a borda, apresentou espécies com menores valores dessa característica quando comparado com o interior. Isso corrobora com a afirmação feita por Wright et al. (2007) e Chave et al. (2009), que ressaltam que em ambientes que sofrem influência de fatores abióticos severos, ocorre o menor investimento em lenho, o que confere maior eficiência no transporte de água e nutrientes, garantindo maior competitividade para a planta.

Ao analisar as diferenças entre as características funcionais mensuradas por meio das médias por ambiente, verificou-se que EF e DBM foram as únicas características que apresentaram diferenças significativas, entre valores médios na borda e no interior do fragmento. Embora, observado na borda as maiores médias para as características AF, AFE, CMSF estas não diferenciaram estatisticamente. O ambiente borda apresentou as menores valores médios para as características AF e DBM. No ambiente interior observaram-se os maiores valores médios para as características AF, AFE e DB (Tabela 1).

Ao estudar a variação nas características funcionais espécies comuns dos ambientes borda e interior (20 espécies), observou-se que as características AF, as espécies *T. guianensis*, *T. spruceanum*, *C. impressinervia* e *S. amara* foram as espécies mais sensíveis a mudança do ambiente diferindo estatisticamente entre a borda e o interior do fragmento. No que refere a AFE, as espécies *T. guianensis*, *B. virgilioides*, *B. guianense*, *C. impressinervia*, *C. oblongifolia*, e *S. amara* apresentaram os valores distintos entre ambientes. Quanto a EF, as espécies *O. glomerata*, *C. Javitensis*, *C. oblongifolia* e *C. impressinervia* apresentaram as maiores variações entre áreas, diferindo estatisticamente entre ambiente estudado. A característica CMSF, apenas as espécies *C. oblongifolia* e *C. impressinervia* e *S. amara* apresentaram diferença estatística entre borda e interior. Quanto à HMAX, as espécies que variaram e apresentaram diferença entre ambientes foram *T. guianensis*, *B. virgilioides* e *G. augusta*. Quanto a DBM, verificou-se que as espécies *T. spruceanum*, *C. sylvestris*, *V. guianensis*, *M. affinis* e *C. oblongifolia* apresentaram diferença significativas entre áreas.

A previsão de que, na borda do fragmento, existissem espécies com menores AF, altos valores de AFE, altos valores de ES e baixa DBM, foi confirmada, com exceção para as características HMAX e CMSF. Este resultado pode estar associado ao fator no ambiente de borda onde os fatores abióticos são mais incisivos modificando o ambiente, proporcionando uma maior disponibilidade do recurso luz (HONNAY et al. 2002), o que pode levar a que as espécies presentes na borda reduzam o tamanho da lamina foliar quando comparado com o interior do fragmento. No entanto, Kraft et al. (2015) e Gerhold et al. (2015) observam que mecanismo de coexistência podem atuar além da filtragem ambiental, e assim permitir uma maior diferenciação entre as espécies presentes na comunidade.

Nos ambientes estudados, foi verificada uma grande variação interespecífica para todas as características analisadas (Tabela 01). Esta variabilidade nos valores das

características entre as espécies foi observada em estudos realizados por Westoby et al.(2002) e Garnier et al. (2007) e Hulshof e Swenson (2010), confirmando os resultados obtidos neste estudo.

Entre as características funcionais que sofreram maior variação em nível interespecífico, nos dois ambientes, encontram-se as características foliares (AF, AFE, CMSF e ES) sendo as mais variáveis. Resultado já relatado por Lecerf, Chauvet (2008), Albert et al.(2010), Rossatto et al. (2010), Kattge et al., (2011) na qual observou maiores variações para essas características para diferentes ecossistemas. Chagas et al., (2008) que afirmam que as características foliares respondem mais facilmente às variações do ambiente, sendo capazes de promover respostas às mudanças no microambiente, sejam elas grandes ou pequenas. Hulshof e Swenson (2010), ao analisarem o particionamento da variância no mesmo nível hierárquico, resultado semelhante ao encontrado neste estudo, sugerem que, como a variância é maior no nível interespecífico, as características foliares podem ser importantes na diferenciação funcional das espécies.

**Tabela 1** – Famílias e espécies arbóreas dominantes presente na borda (B) e interior (I) da Mata do Camurim, São Lourenço da Mata, Pernambuco, com valores respectivos de densidade relativa (DR), área foliar (AF), área foliar específica (AFE), espessura da folha (EF), conteúdo de matéria seca (CMSF) e altura máxima (HMAX) e densidade básica da madeira (DBM).

FAMÍLIAS/ ESPÉCIE	DR (%)		AF (cm <sup>2</sup> )		AFE (cm <sup>2</sup> .g <sup>-1</sup> )		ES (mm)		CMSF(mg.g <sup>-1</sup> )		HMAX (m)		DBM (g.cm <sup>-3</sup> )	
	B	I	B	I	B	I	B	I	B	I	B	I	B	I
<b>ANACARDIACEAE</b>														
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl	6,50	8,58	272,33	530,89	104,79	149,95	0,17	0,16	0,50	0,39	19,22	14,90	0,46	0,51
<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	2,66	12,35	738,58	1048,58	121,21	127,56	0,25	0,25	0,55	0,53	10,7	12,3	0,43	0,53
<b>ANNONACEAE</b>														
<i>Guatteria pogonopus</i> Mart.	--	0,45	--	78,22	--	139,38	--	0,20	--	0,42	--	8,60	--	0,68
<i>Xylopia frutescens</i> Aubl	0,49	--	5,77	--	191,74	--	0,14	--	0,48	--	17,5	--	0,52	--
<b>APOCYNACEAE</b>														
<i>Himatanthus bracteatus</i> (A.DC.) Woodson	0,63	1,05	135,79	109,59	159,15	169,25	0,24	0,21	0,28	0,26	11,5	10,55	0,49	0,49
<b>BURSERACEAE</b>														
<i>Protium giganteum</i> Engl.	0,56	2,71	1071,76	1024,73	232,66	114,81	0,21	0,21	0,41	0,54	10,19	12,45	0,46	0,67
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	3,35	5,57	152,20	196,01	114,74	123,08	0,16	0,14	0,28	0,55	11,50	11,00	0,60	0,60
<b>EUPHORBIACEAE</b>														
<i>Croton</i> sp.	0,49	--	54,30	--	254,31	--	0,24	--	0,45	--	10,29	--	0,42	--
<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.	--	0,60	--	57,25	--	185,16	--	0,17	--	0,47	--	9,62	--	0,54
<b>FABACEAE</b>														
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	1,61	1,13	121,22	171,36	194,34	238,81	0,14	0,13	0,46	0,49	14,67	13,50	0,70	0,67
<b>HYPERICACEAE</b>														
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	0,42	0,38	42,51	48,30	161,38	145,13	0,20	0,18	0,43	0,47	8,92	8,80	0,44	0,51
<b>LAURACEAE</b>														
<i>Ocotea glomerata</i> (Nees) Mez	1,61	0,75	69,05	84,20	77,37	95,72	0,35	0,25	0,53	0,54	16,10	15,71	0,43	0,42
<b>LECYTHIDACEAE</b>														
<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Miers	8,18	5,42	54,86	47,35	123,43	126,08	0,22	0,19	0,43	0,49	11,10	7,95	0,66	0,64
<i>Gustavia augusta</i> L.	1,26	0,68	161,11	138,21	136,52	155,30	0,21	0,19	0,36	0,35	10,15	5,33	0,54	0,52
<b>MALPIGHIACEAE</b>														
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	1,54	0,98	34,68	40,38	146,93	151,60	0,21	0,17	0,55	0,46	15,67	15,0	0,57	0,56

Continua...

**Tabela 1. Continuação**– Famílias e espécies arbóreas dominantes presente na borda (B) e interior (I) da Mata do Camurim, São Lourenço da Mata, Pernambuco, com valores respectivos de densidade relativa (DR), área foliar (AF), área foliar específica (AFE), espessura da folha (EF), conteúdo de matéria seca (CMSF) e altura máxima (HMAX) e densidade básica da madeira (DBM).

FAMÍLIAS/ ESPÉCIE	DR (%)		AF (cm <sup>2</sup> )		AFE (cm <sup>2</sup> .g <sup>-1</sup> )		ES (mm)		CMSF(mg.g <sup>-1</sup> )		HMAX (m)		DBM (g.cm <sup>-3</sup> )	
	B	I	B	I	B	I	B	I	B	I	B	I	B	I
<b>MALVACEAE</b>														
<i>Apeiba albiflora</i> Ducke	1,33	--	149,14	--	153,87	--	0,51	--	0,34	--	10,7	--	0,19	--
<b>MELASTOMATACEAE</b>														
<i>Miconia affinis</i> DC.	5,73	8,96	74,94	64,45	192,10	190,67	0,21	0,19	0,37	0,46	10,65	11,00	0,48	0,66
<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	11,46	11,22	83,84	81,80	214,04	200,90	0,15	0,18	0,36	0,31	7,4	7,4	0,44	0,43
<b>MELIACEAE</b>														
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	2,80	--	399,14	--	188,67	--	0,19	--	0,44	--	10,75	--	0,52	--
<b>MORACEAE</b>														
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	4,75	7,76	27,02	28,16	229,75	300,94	0,18	0,16	0,40	0,31	12,0	11,7	0,64	0,71
<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby	1,33	1,36	123,25	130,14	248,39	221,63	0,18	0,16	0,56	0,49	12,2	12,2	0,49	0,54
<b>MYRISTICACEAE</b>														
<i>Virola gardneri</i> (A.DC.) Warb.	--	0,68	--	98,56	--	132,12	--	0,19	--	0,44	--	16,16	--	0,37
<b>MYRTACEAE</b>														
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	0,49	--	26,33	--	189,19	--	0,15	--	0,50	--	9,0	--	0,64	--
<b>NYCTAGINACEAE</b>														
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	0,35	--	21,49	--	228,46	--	0,22	--	0,22	--	12,0	--	0,43	--
<b>PERACEAE</b>														
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	--	0,60	--	43,03	--	127,92	--	0,20	--	0,43	--	10,12	--	0,59
<b>POLYGONACEAE</b>														
<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	1,54	--	284,42	--	160,14	--	0,26	--	0,47	--	11,3	--	0,55	--
<b>SALICACEAE</b>														
<i>Casearia javitensis</i> Kunth	1,82	0,38	66,57	59,22	145,99	134,10	0,21	0,15	0,50	0,47	9,4	9,4	0,49	0,55
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	0,63	0,38	22,83	25,09	241,57	224,06	0,13	0,11	0,51	0,47	5,87	6,78	0,43	0,62

Continuação...

**Tabela 1. Continuação**– Famílias e espécies arbóreas dominantes presente na borda (B) e interior (I) da Mata do Camurim, São Lourenço da Mata, Pernambuco, com valores respectivos de densidade relativa (DR), área foliar (AF), área foliar específica (AFE), espessura da folha (EF), conteúdo de matéria seca (CMSF) e altura máxima (HMAX) e densidade básica da madeira (DBM).

FAMÍLIAS/ ESPÉCIE	DR (%)		AF (cm <sup>2</sup> )		AFE (cm <sup>2</sup> .g <sup>-1</sup> )		ES (mm)		CMSF(mg.g <sup>-1</sup> )		HMAX (m)		DBM (g.cm <sup>-3</sup> )	
	B	I	B	I	B	I	B	I	B	I	B	I	B	I
<b>SAPINDACEAE</b>														
<i>Cupania oblongifolia</i> Cong.	6,99	2,33	355,80	262,94	67,45	147,45	0,27	0,19	0,81	0,44	10,55	10,55	0,53	0,79
<i>Cupania impressinervia</i> Acev.-Rodr.	4,12	1,73	337,46	695,95	54,66	139,24	0,26	0,20	0,93	0,46	10,85	10,85	0,58	0,58
<b>SIMAROUBACEAE</b>														
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	1,33	1,51	472,17	556,16	72,14	129,81	0,25	0,21	0,73	0,44	21,4	22,50	0,27	0,36
<b>Média geral</b>	<b>73,97*</b>	<b>76,96*</b>	<b>198,47<sup>a</sup></b>	<b>234,19<sup>a</sup></b>	<b>163,89<sup>a</sup></b>	<b>169,51<sup>a</sup></b>	<b>0,21<sup>a</sup></b>	<b>0,18<sup>b</sup></b>	<b>0,47<sup>a</sup></b>	<b>0,45<sup>a</sup></b>	<b>11,86<sup>a</sup></b>	<b>11,27<sup>a</sup></b>	<b>0,49<sup>a</sup></b>	<b>0,56<sup>b</sup></b>
<b>Desvio padrão (±)</b>			<b>47,16</b>	<b>62,31</b>	<b>11,34</b>	<b>11,51</b>	<b>0,01</b>	<b>0,01</b>	<b>0,02</b>	<b>0,01</b>	<b>0,66</b>	<b>0,73</b>	<b>0,02</b>	<b>0,02</b>

\*A variável DR, tanto no ambiente borda quanto no interior, não representa a média geral, e sim, as soma das abundâncias relativas para cada ambiente.

OBS: Letras diferentes, diferença significativa pelo teste t (0,05).

## 4.2 DIVERSIDADE FUNCIONAL NA BORDA E INTERIOR

Na borda houve a maior riqueza funcional (Fric= 0,68) quando comparada com o interior (Fric= 0,57) não diferindo estatisticamente. Os índices de equitabilidade funcional (Feve) e divergência funcional (Fdiv) apresentaram diferença significativa para os ambientes estudados: a borda apresentou Feve= 0,69 e Fdiv= 0,67 e o interior Feve= 0,77 e Fdiv= 0,82 (Tabela 2). Este resultado permite inferir que de acordo com os índices propostos, existe diferença na funcionalidade na borda e interior do fragmento.

**Tabela 2.** Riqueza funcional, equitabilidade funcional, divergência funcional, abundância e média ponderada da comunidade para a borda e interior da Mata do Camurim, São Lourenço da Mata, Pernambuco.

	BORDA		INTERIOR	
<b>Fric</b>	0,68 <sup>a</sup>		0,57 <sup>a</sup>	
<b>Feve</b>	0,693 <sup>a</sup>		0,670 <sup>b</sup>	
<b>Fdiv</b>	0,772 <sup>a</sup>		0,829 <sup>b</sup>	
<b>AB</b>	1066 <sup>a</sup>		1024 <sup>a</sup>	
CARACTERÍSTICAS	MÉDIA	CWM	MÉDIA	CWM
<b>AF</b>	198,47 <sup>a</sup>	190,41 <sup>a</sup>	234,19 <sup>a</sup>	347,54 <sup>b</sup>
<b>AFE</b>	163,89 <sup>a</sup>	150,03 <sup>a</sup>	169,51 <sup>a</sup>	180,65 <sup>b</sup>
<b>EF</b>	0,21 <sup>a</sup>	0,21 <sup>a</sup>	0,18 <sup>b</sup>	0,19 <sup>b</sup>
<b>CMSF</b>	0,47 <sup>a</sup>	0,50 <sup>a</sup>	0,45 <sup>a</sup>	0,45 <sup>a</sup>
<b>HMAX</b>	11,86 <sup>a</sup>	11,56 <sup>a</sup>	11,27 <sup>a</sup>	11,12 <sup>b</sup>
<b>DBM</b>	0,49 <sup>a</sup>	0,52 <sup>a</sup>	0,56 <sup>b</sup>	0,57 <sup>b</sup>

**Legenda:** Letras representam diferenças estatísticas. Abreviações: Fric - Riqueza funcional, Feve - equitabilidade funcional, Fdiv - divergência funcional, AB – Abundância (número de indivíduos das espécies dominantes em 1 ha), AF- área foliar, AFE – área foliar específica, EF- espessura foliar, CMSF – conteúdo de matéria seca da folha, HMAX – altura máxima, DM – densidade de madeira, Média da característica funcional por área (leva em consideração o valor da característica das espécies presentes), CWM – Média ponderada da comunidade.

Entre os três índices que descrevem a diversidade funcional, aqueles representando a abundância de espécies (equitabilidade funcional) e o domínio de um grupo funcional em relação a outros grupos funcionais (divergência funcional) foram mais sensíveis a efeitos de borda do que a riqueza funcional, que é mais influenciado pela riqueza de espécies (VILLEGER, MASON; MOUILLOT, 2008; MOUCHET et al., 2010). Neste estudo, a riqueza funcional permaneceu constante com a mudança de ambiente (borda-interior), assim, a fragmentação não parece alterar o volume do espaço funcional ocupado pelas espécies dentro das diferentes comunidades. Resultado semelhantes ao

observados por Magnago et al (2014), quando avaliou o efeito de borda em fragmentos com diferentes tamanhos de Mata Atlântica no Espírito Santo. Fato também observado por Kooyman et al. (2013), ao avaliar diversos fragmentos de floresta no subtrópicos australianos, constatou que a riqueza funcional também manteve níveis semelhantes.

O menor valor da equitabilidade funcional foi obtido para o interior do fragmento. Este índice está fundamentado na porção do nicho ocupado pelas espécies. Como considera a abundância das espécies, permite avaliar o quão regular é ocupação do nicho (MASON et al., 2005). A baixa equitabilidade funcional na borda indica que algumas porções do nicho, apesar de ocupadas, estão sendo subutilizadas.

O maior valor do índice de divergência funcional foi obtido para o ambiente interior. A divergência funcional representa o grau de diferenciação dos nichos, ou seja, como a ocupação do nicho está espalhada ao longo do eixo funcional (MASON et al. 2005). Desse modo, este resultado infere que as espécies do interior estão seguindo estratégias distintas o que permite maior diferenciação das características funcionais.

A obtenção dos índices de equitabilidade funcional e de divergência funcional permite ainda compreender como a comunidade está estruturada, valores baixos desses índices implicam caracterizar que a estrutura da comunidade esta sendo influenciada pelos filtros ambientais. Maiores valores desses índices implicam que interações competitivas estão atuando na estrutura funcional da comunidade (MASON et al, 2005; VILLEGGER et al. 2008). Devido à borda do fragmento, apresentar valores altos de equitabilidade e divergência funcional, resultado também observado para o interior do fragmento, infere-se que os ambientes em questão, podem esta sendo estruturada com fortes influências das interações competitivas. Deste modo, este trabalho diferem dos resultados obtidos por diversos estudos usando a abordagem funcional (FUKAMI et al., 2005; KRAFT et al., 2008; CORNWELL; ACKERLY, 2009; SWENSON; ENQUIST, 2009; KRAFT; ACKERLY, 2010; BARALOTO et al., 2012) têm mostrado o papel do filtro ambiental como principal processo responsável pelos padrões de diversidade das espécies em uma comunidade.

A avaliação realizada entre as médias das características funcionais e as médias ponderadas da comunidade (CWM) foi considerada positiva, pois enquanto as características funcionais para ES e DBM apresentaram diferença significativa, quando se adicionou a abundancia, constatou-se um padrão distinto, onde as características AF, AFE, EF, HMAX e DBM possuíram diferença significativa entre ambientes (Tabela 3). Silva et al. (2015), ao estudar áreas em sucessão verificou a existência de um padrão entre as

médias dos características funcionais e o CWM calculados, resultado distinto do observado nesse estudo. Este resultado evidencia que não existe uma resposta similar das espécies aos ambientes borda e interior.

### 4.3 ESTRATÉGIAS FUNCIONAIS NA BORDA E INTERIOR

De acordo com o critério de seleção observou-se por meio de simulações entre ( $k=2$  a  $k=5$ ) que o número ótimo de grupos para os respectivos ambientes foi o  $k=3$ , com variância explicada de (0,49) e  $R^2$  (0,45) na borda e com variância explicada (0,42) e  $R^2(0,45)$  no interior do fragmento (Tabela 3). Os respectivos grupos obtidos por meio da análise de agrupamento hierárquico por ambiente podem ser visualizados nas Figuras 4 e 5.

**Tabela 3.** Simulações com os números de grupos, variância explicada (VE) e coeficiente de determinação ( $R^2$ ) obtida por meio das características funcionais das espécies na borda e interior da mata do Camurim, São Lourenço da Mata, PE.

Nº de grupos (K)	VE (%)		$R^2$	
	B	I	B	I
2	0,49	0,42	0,27	0,33
3	<b>0,49</b>	<b>0,42</b>	<b>0,44</b>	<b>0,45</b>
4	0,49	0,42	0,54	0,55
5	0,49	0,42	0,60	0,59

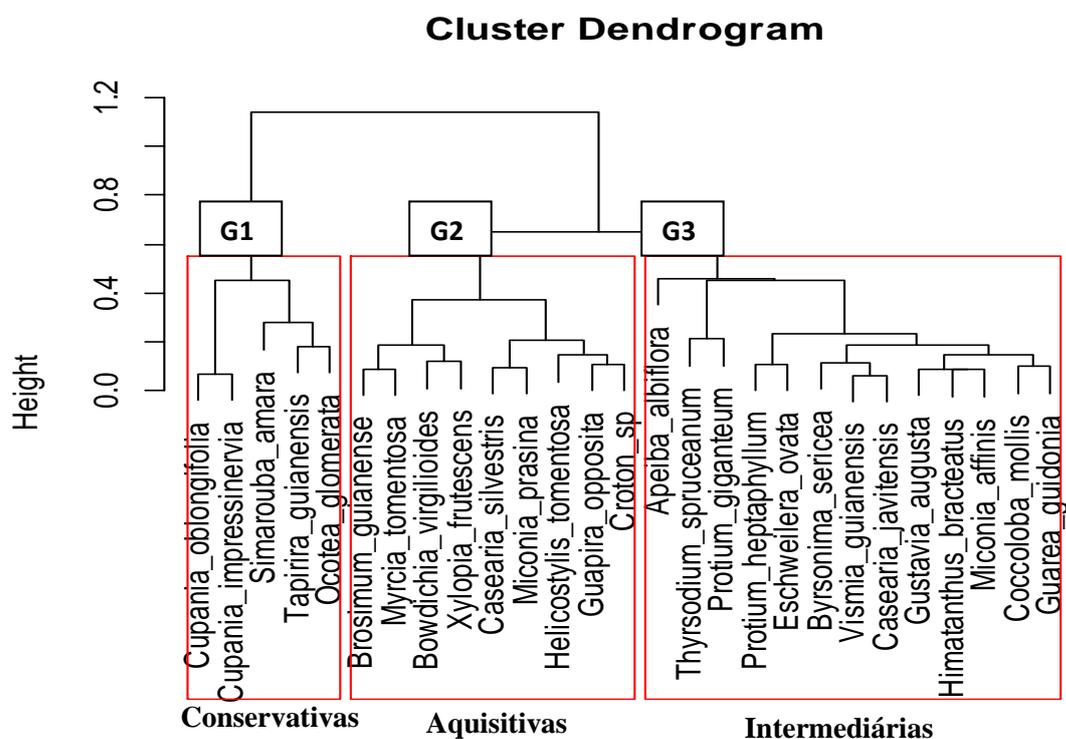
No ambiente borda, o grupo 1 foi formado por cinco espécies com as maiores valores de AF, HMAX, CMSF e EF, médios valores de DBM e menores AFE. Algumas espécies possuíam exceções como a *Tapirira guianensis* que apresentou valor médio de EF e *Ocotea glomerata* que apresentou baixo valor de AF e a única a possuir folha simples. Este grupo é caracterizado como detentor de espécies que tem estratégias conservativas. No interior do fragmento, o grupo 1 foi identificado seguindo a mesma estratégia, sendo representados por sete espécies que possuíam altos valores de , médios valores DBM e baixos valores de AFE. Das espécies presentes neste grupo, apenas as espécies *Ocotea glomerata* e *Virola gardneri* possuem folha simples.

O grupo 2, no ambiente borda, foi representado por nove espécies que tiveram como principais características altos valores de AFE e médios valores de CMSF, EF, HMAX e DBM e baixos valores de AF. Dentre as espécies presentes nesse grupo, apenas a espécime *Bowdichia virgilioides* possui folhas compostas. As espécies presentes nesse grupo são caracterizadas seguindo estratégias aquisitivas. No interior, o grupo 2 segue a

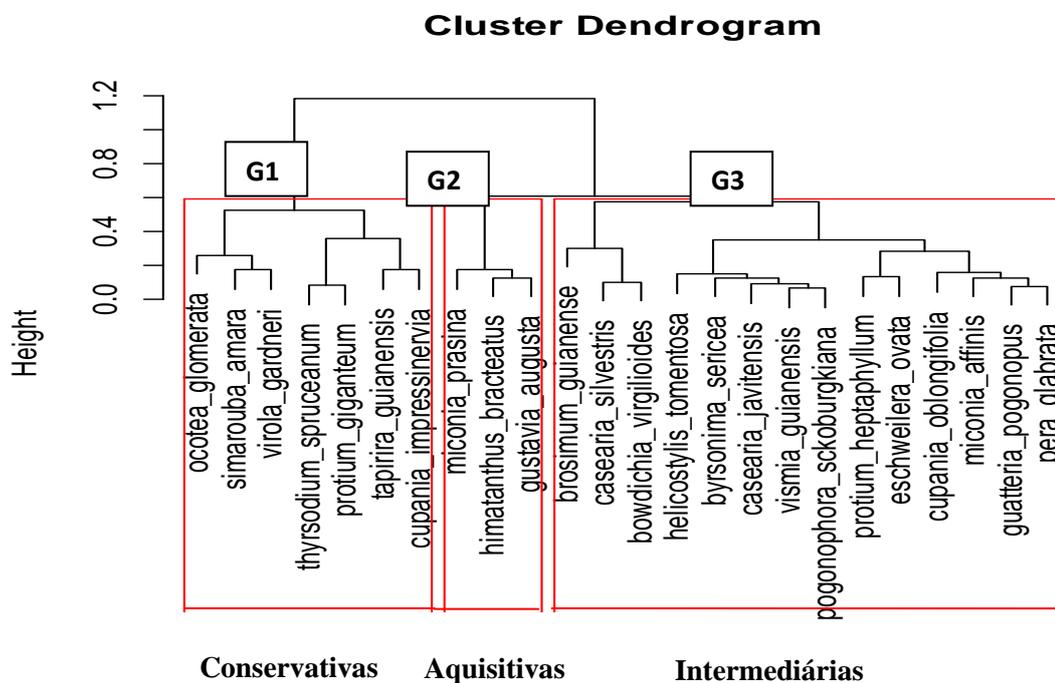
mesma estratégia, porém com um número reduzido de espécies, apenas três, todas apresentando folhas simples.

Foi observado tanto na borda, quanto no interior do fragmento que o grupo 3 foi o detentor de um maior número de espécies 13 espécies na borda e 14 no interior. Desse modo, espécies presentes nesses grupos apresentaram grandes variações entre características funcionais, sendo consideradas plásticas. Dependendo das condições ambientais estas espécies podem se comportar tanto como aquisitivas quanto como conservativa, neste estudo, estas espécies foram classificadas apresentando estratégia intermediária.

**Figura 4.** Análise de Agrupamento ilustrando a similaridade funcional entre espécies do da borda na Mata do Camurim, São Lourenço da Mata, PE. O dendrograma com suas respectivas distâncias de Gower entre os grupos formados foi gerado pelo método de Ward.



**Figura 5.** Análise de Agrupamento ilustrando a similaridade funcional entre espécies no interior na Mata do Camurim, São Lourenço da Mata, PE. O dendrograma com suas respectivas distâncias de Gower entre os grupos formados foi gerado pelo método de Ward.

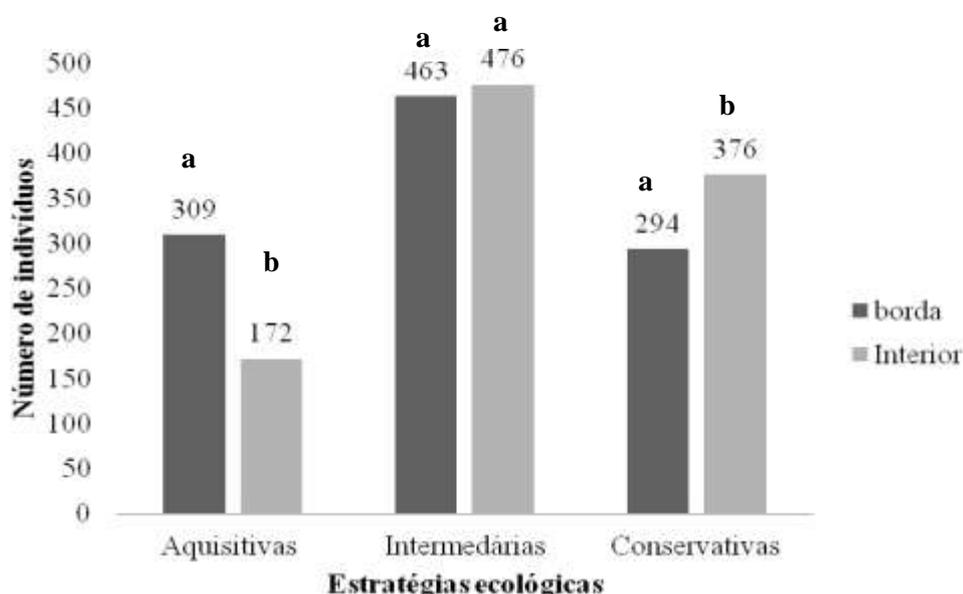


A hipótese de que na borda há predominância de espécies aquisitivas e no interior há predominância de espécies conservativas foi parcialmente confirmada, apesar de que nos ambientes estudados foram observadas predominância de espécies com estratégias intermediárias. Resultado, também observado por Silva (2015), ao estudar áreas em sucessão, identificou a predominância de espécies com estratégias intermediárias, resultado semelhante ao obtido nesse estudo.

Quando se adicionou a abundância de espécies nos respectivos ambientes observou-se que no fragmento estudado está ocorrendo uma diminuição de indivíduos com estratégias aquisitivas e um aumento de indivíduos com estratégias conservativas. Verificou-se diferença estatística entre as estratégias aquisitivas e conservativas dos indivíduos presente na borda e interior do fragmento. Ocorreu uma redução (indivíduos aquisitivos) à medida que adentra ao interior do fragmento, consequentemente aumentando o número de indivíduos com estratégias conservativas (Figura 6). Com este resultado, pode-se inferir que o fragmento em questão está ocorrendo um processo de substituição de espécies à medida que adentra ao interior do fragmento. Esse resultado corrobora com a afirmação de Poorter et al. (2008) e Wright et al. (2010) que ambientes com alta intensidade luminosa (bordas) provocam mudanças nas características funcionais, de forma

que as características que favorecem a ocupação e crescimento rápido são importantes em fases iniciais, e as que oferecem forte habilidade competitiva são destacadas em fases posteriores. Já Cadotte et al. (2011) relata que a medida que aumenta a competição por recursos, algumas espécies tendem a ser substituídas por outras com nichos diferentes, ou seja, espécies que investem altamente na qualidade dos tecidos (baixa densidade de madeira e baixo teor de matéria seca da folha) e apresentam maiores taxas de ocupação e crescimento foram substituídas por espécies que investem mais nos tecidos e na sobrevivência. Resultado observado no interior do fragmento estudado.

**Figura 6.** Distribuição das estratégias ecológicas das espécies na borda e interior ponderado pela abundância de indivíduos, em um fragmento de Mata Atlântica, no município de São Lourenço da Mata, PE.



De acordo com os resultados pode-se perceber que existe diferença nas estratégias por ambiente, apesar de ocorrer à predominância de espécies intermediárias. Um dos fatores que podem estar contribuindo para que as espécies intermediárias predominem nos ambientes é o tempo de formação da borda, mais de 40 anos. Segundo a hipótese de Harper et al. (2005), com o passar do tempo a borda começa a se recuperar chegando a ocorrer o “selamento”. Assim em termos florísticos, espera-se que com o passar o tempo a estrutura das espécies se assemelhe ao interior. Deste modo, neste fragmento em questão, caso está hipótese seja verdade encontra-se em momento de transição.

## 5. CONCLUSÃO

As características funcionais espessura e densidade básica da madeira apresentaram diferenças estatísticas entre a borda e interior do fragmento. Quando se adicionou a abundância de espécies (CWM), foi observado comportamento distinto, onde apenas o conteúdo de matéria seca não apresentou diferença significativa, evidenciando uma mudança na funcionalidade dos ambientes borda e interior.

Houve diferença entre a diversidade funcional na borda e interior do fragmento, sendo que a borda apresentou maior riqueza funcional. A equitabilidade funcional e a divergência funcional foram diferentes significativamente nos ambientes estudados. Seus altos valores evidenciaram que um dos fatores responsáveis pela estruturação dos ambientes pode estar associados às interações competitivas.

Quanto às estratégias de uso e aquisição de recursos observou-se tanto na borda quanto no interior do fragmento a predominância de indivíduos com estratégias intermediárias. A identificação das estratégias permitiu identificar uma diminuição gradativa de espécies aquisitivas quando se compara borda e interior do fragmento, o que evidencia que o fragmento estudado, sendo espécies aquisitivas substituídas por espécies conservativas à medida que adentra o interior da mata.

Desta forma, este estudo sugere que se faz necessária a mudança de abordagem apenas baseada na identidade da espécie, para uma abordagem funcional dessas espécies, sendo então este o primeiro passo para compreender como o ambiente funciona e como ele evolui em ambientes altamente diversos.

## 6. REFERÊNCIAS

ALBERT, C. H. et al. Intraspecific functional variability: extent, structure and sources of variation. **Journal of Ecology**, London, v. 98, n. 3, p. 604-613, 2010.

ALMEIDA, E. J. et al. Novos registros sobre *Meloidogyne mayaguensis* no Brasil e estudo morfológico comparativo com *M. incognita*. **Nematologia Brasileira**, Piracicaba, São Paulo, p. 236-241, 2008.

ALVES JÚNIOR, F. T. et al. Efeito de borda na estrutura de espécies arbóreas em um fragmento de Floresta Ombrófila Densa, Recife, PE. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 1, n. 1, p. 49-56, 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**, London, v. 161, p.105-121, 2009.

AYRES, M., AYRES JÚNIOR, M., AYRES, D.L. & SANTOS, A.A. BIOESTAT – Aplicações estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas. Ong Mamiraua. Belém, PA. 2007.

BARALOTO C, et al. Decoupled leaf and stem economics in rain forest trees. **Ecology Letter**, Montpellier, v. 13, p.1338–1347, 2010.

BARALOTO, C et al. Using functional traits and phylogenetic trees to examine the assembly of tropical tree communities, **Journal of Ecology**, London, v. 100, p. 690-701,2012.

BARALOTO, C. et al. Contrasting taxonomic and functional responses of a tropical tree community to selective logging. **The Journal of Applied Ecology**, Orford, p.1365-2664, 2012.

BEGON, M.; TOWNSEND, C.R.; HARPER, J. L. **Ecologia de indivíduos a ecossistemas**. 4 ed. Porto Alegre: Artmed Editora S/A. 2007. 740 p.

BENÍTEZ-MALVIDO, J. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. **Conservation Biology**, Washington, v. 12, p.380–389, 1998.

BROOKS, D.R. et al. Trophic links between functional groups of arable plants and beetles are stable at a national scale. **Journal of Animal Ecology**, London , v.81, p. 4-13, 2012.

CADENASSO, M. L. et al. Framework for a theory of ecological boundaries. **BioScience**, Washington, v. 53, n. 8, p. 550-558, 2003.

CADOTTE, M. W.; CARSCADDEN, K.; MIROTCHEV, N. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **The Journal of Applied Ecology**, Orford, v.48, p.1079–1087,2011.

CHAGAS, M. G. S. et al. Variações Foliares em Grupos Funcionais Vegetais de uma Paisagem de Restinga, Pernambuco-Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 1, n. 2, p. 50-63, 2009.

CHAVE, J. **Measuring wood density for tropical forest trees**. A field manual for the CTFS sites. Universite Paul Sabatier, Toulouse, France, 2005

CHAVE, J.; COOMES, D.; JANSEN, S.; LEWIS, S. L.; SWENSON, N. G.; ZANNE, A. E. Towards a worldwide wood economics spectrum. **Ecology Letters**, Montpellier, v.12, p.351-366, 2009.

CHAZDON R.L et al. Composition and dynamics of functional groups of trees during tropical forest succession. **Biotropica**, Washington, v. 42, p.31-40, 2010.

CHAZDON, R.L.; PEARCY, R.W. The importance of sunflecks for forest understory plants. **Bioscience**, Washington, v. 41, p. 760-766, 1991.

CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; MANICA, L. T.; SOUZA, J. P. Leaf habit does not predict leaf functional traits in cerrado Woody species. **Basic and Applied Ecology**, Jena, v. 14, p. 404-412. 2013.

CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades Introdução Medidas Tradicionais de Diversidade. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 9, n. 3, p. 93–103, 2009.

CLEMENTS, F.E. **Research Methodos in Ecology**. Jacob North Company, 1905, 334p.

COOK-PATTON, S. C.; BAUERLE, T. L. Potential benefits of plant diversity on vegetated roofs: A literature review. **Journal of environmental management**, Amsterdã, v. 106, n. 1, p. 85-92. 2012

COOMES, D. A.; HEATHCOTE, S.; GODFREY, E. R.; SHEPHERD, J. J.; SACK, L. Scaling of xylem vessels and veins within the leaves of oak species. **Biological Letters**, v.4, p.302-306, 2008.

CORNELISSEN, J.H.C. et al. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, Melbourne ,v. 51, p.335-380. 2003.

CORNWELL, W.K.; SCHWILK, D.W.; ACKERLY, D.D. A trait-based test for habitat dry forest: implications for phylogenetic and functional community ecology. **Ecology**, New York , v.90, p. 2161–2170, 2009.

DALE, D.H.; PEARSON S.M. Quantifying habitat fragmentation due to land use change in Amazônia. In Laurance, W.F., Bierregaard, R.O. (Eds.) **Tropical Forest remnants: Ecology, management, and conservation of fragmented communities**. University of Chicago Press, Chicago,USA, p.400-409. 1997.

DARLING, E. S. et al. Evaluating life-history strategies of reef corals from species traits. **Ecology Letters**, Montpellier, v. 15, n. 12, p. 1378-1386, 2012.

DARWIN, C. **On the origin of species by means of natural selection, or the preservation of favored races in the struggle for life**. John Murray, London. 1859.

DIAZ, S. et al. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem services assessments. **Proceedings of the National Academy of Science**, Washington, v.104, n. 52, p. 20684 -20689, 2007.

DIAZ, S.; CABIDO, M.. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology and Evolution**, Cambridge, v. 16 n.8, p. 646-655, 2001.

DONOVAN, L.A.; MAHERALI, H.; CARUSO, C.M.; HUBBER, H.; KROON, H. The evolution of the worldwide leaf economics spectrum. **Trends in Ecology and Evolution**, Cambridge, v. 26, .p. 88-95. 2011.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D.B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v.16, p. 265–280, 2007.

FUKAMI, T. et al. Species divergence and trait convergence in experimental plant community assembly. **Ecology Letters**, Montpellier, v.8, p. 1283-1290,2005.

GARNIER, E. et al. Assessing the effects of land-use change on plant traits, communities and ecosystem functioning in grasslands: a standardized methodology and lessons from an application to 11 European sites. **Annals of botany**, London, v. 99, n. 5, p. 967-985, 2007.

GASCON, C.; WILLIAMSON, G. B.; FONSECA, G. A. B. Receding edges and vanishing reserves. **Science**, Nova Iorque, v. 288, p.1356-1358, 2000.

GERHOLD, P. et al. Phylogenetic patterns are not proxies of community assembly mechanisms (they are far better). **Functional Ecology**, London, v. 29, n. 5, p. 600-614, 2015.

GIRÃO, L. C. et al. Changes in tree reproductive traits reduce functional diversity in a fragmented Atlantic forest landscape. **PLoS One**, San Francisco, v. 2, n. 9, p. 908-908, 2007.

GIVNISH, J. T. Plant stems: biomechanical adaptation for energy capture and influence on species distributions. In: **Plant Stems: Physiology and Functional Morphology**, p.3-49. 1995.

GOMES, J. S. et al. Estrutura do sub-bosque lenhoso em ambientes de borda e interior de dois fragmentos de Floresta Atlântica em Igarassu, Pernambuco, Brasil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v.60 , p. 295-310, 2009.

GOMES, J. P.; IANNUZZI, L.; LEAL, I.R. Resposta da comunidade de formigas aos atributos dos fragmentos e da vegetação em uma paisagem da Floresta Atlântica nordestina. **Neotropical Entomology**, Londrina, v. 39, n. 6, p. 898-905, 2010.

GÓMEZ, J. P. et al. A phylogenetic approach to disentangling the role of competition and habitat filtering in community assembly of Neotropical forest birds. **Journal of animal ecology**, London, v. 79, n. 6, p. 1181-1192, 2010.

GOTELLI, N.J; ELLISON A.M. **A primer of ecological statistics**. Sinauer Associates Inc., Sunderland. 2004.

GRIME, J.P. et al. Integrated screening validates primary axes of specialization in plants. **Oikos**, Lund, v.79, p.259-281, 1997.

GRIME, J.P. **Plant Strategies, Vegetation Processes and Ecosystem Properties**, 2nd edn. Wiley, Chichester. 2001.

HAILA, Y. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. **Ecological Applications**, Tempe, v.12, p. 321–34, 2002.

HARPER, K.A. et al. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, Washington, v. 19, p. 768-782. 2005.

HODGSON, J.G. et al. Is leaf dry matter content a better predictor of soil fertility than specific leaf area? **Annals of Botany**, London, v. 108, p. 1337–1345. 2011.

HOLDAWAY R.J.; SPARROW AD. Assembly rules operating along a primary riverbed? Grassland successional sequence. **Journal of Ecology**, London, v.94, p. 1092-1102, 2006.

HONNAY, O. et al. Possible effects of habitat fragmentation and climate change on the range of forest plant species. **Ecology Letters**, Montpellier, v. 5, n. 4, p. 525-530, 2002.

HOOPER, D. U. et al. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, Washington, v. 75, p. 3-35, 2005.

HULSHOF, C. M.; SWENSON, N. G. Variation in leaf functional trait values within and across individuals and species: an example from a Costa Rican dry forest. **Functional Ecology**, London, v. 24, n. 1, p. 217-223, 2010.

JOHNSTON, V.R. Breeding birds of the forest edge in Illinois. *The Condor*, v. 49, p.45-53, 1947.

KANIESKI, M. R.; ARAUJO, A. C. B.; LONGHI, S. J. Quantificação da diversidade em Floresta Ombrófila Mista por meio de diferentes Índices Alfa. **Scientia forestalis**, Piracicaba, v. 38, n. 88, p. 567-577, 2010.

KATTGE, J. et al. TRY - a global database of plant traits. **Global Change Biology**, Somerset, v. 17, n. 9, p.2905-2935, 2011.

KNEITEL, J.M.; CHASE, J.M. Trade-offs in community ecology: linking spatial scales and species coexistence. **Ecology Letters**, Montpellier v. 7, p. 69-80. 2004.

KOOYMAN, R. M. et al. Effects of growth form and functional traits on response of woody plants to clearing and fragmentation of subtropical rainforest. **Conservation Biology**, Washington, v. 27, n. 6, p. 1468-1477, 2013

KRAFT, N. J.B. et al. Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. **Functional Ecology**, London, v. 29, n. 5, p. 592-599, 2015.

KRAFT, N.J.B.; ACKERLY, D.D. Functional trait and phylogenetic tests of filtering: convex hull volume. **Ecology**, New York, v. 87, p.1465–1471, 2006.

KRAFT, N. J.B.; ACKERLY, D. D. Functional trait and phylogenetic tests of community assembly across spatial scales in an Amazonian forest. **Ecological Monographs**, Washington, v. 80, n. 3, p. 401-422, 2010.

KRAFT, N.J.B.; VALENCIA, R.; ACKERLY, D.D. Functional traits and niche-based tree community assembly in an Amazonian forest. **Science**, Nova Iorque, v. 322, p. 580-582, 2008.

LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. **Ecology**, New York, v. 91, n. 1, p. 299–305, 2010.

LAURANCE, W. F. et al. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the Landscape-Divergence Hypothesis. **PLoS one**, San Francisco, v. 2, p.1-8, 2007.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 3, p. 434-451, 2009.

LAURANCE, W.F. et al. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: A 22-year investigation. **Conservation Biology**, Washington, v. 16, p. 605-618. 2002.

LAURANCE, W.F. et al. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. **Ecology**, New York, v. 82, n.1, p.105–116, 2001.

LAVOREL, S. et al. Assessing functional diversity in the field- methodology matters! **Functional Ecology**, London, v. 22, p.134–147, 2007.

LECERF, A.; CHAUVET, E. Intraspecific variability in leaf traits strongly affects alder leaf decomposition in a stream. **Basic and Applied Ecology**, Jena, v. 9, n. 5, p. 598-605, 2008.

LEOPOLD, A. Game Management. **Charles Scribner's Sons**. New York, 1933.

LISTA DE ESPÉCIES DA FLORA DO BRASIL. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 2 out. 2015

LOEHLE, C. Strategy space and the disturbance spectrum: a life history model for tree species coexistence. **The American Naturalist**, Chicago ,p.156, v.14-33, 2000.

LOREAU, M. Linking biodiversity and ecosystems: towards a unifying ecological theory. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, Londres, v. 365, n. 1537, p. 49-60. 2010.

LOREAU, M. **From Populations to Ecosystems: Theoretical Foundations for a New Ecological Synthesis (MPB-46): Theoretical Foundations for a New Ecological Synthesis (MPB-46)**. Princeton University Press, 2010.

LOWE, A. J. et al. Genetic resource impacts of habitat loss and degradation: reconciling empirical evidence and predicted theory for Neotropical trees. **Heredity**, London, v. 95,p. 255-273, 2005.

MAGNAGO, L.F. S. et al. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. **Journal of ecology**, London, v. 102, n. 2, p. 475-485, 2014.

MALCOLM, A. J. Biomass and diversity of small mammals in Amazonian forest fragments. In: LAURENCE, W. F.; BIERREGAARD JUNIOR, R. O. (Eds.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago, p. 207-221, 1997.

MASON, N. W. H et al. Changes in coexistence mechanisms along a long-term soil chronosequence revealed by functional trait diversity. **Journal of Ecology**, London, v.100, n. 3, p. 678-689, 2012.

MASON, N. W. H.; MACGILLIVRAY, K.; STEEL, J. B.; WILSON, J. B. An index of functional diversity. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, 14, n. 4, p. 571–578, 2003.

MASON, N. W. H.; MOUILLOT, D.; LEE, W. G.; WILSON, J. B. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity, **Oikos**, Lund, n. 11, p.112–118, 2005.

MASON, T. J.; FRENCH, K. Management regimes for a plant invader differentially impact resident communities. **Biological conservation**, London, v. 136, n. 2, p. 246-259, 2007.

MACARTHUR, Robert H. **Geographical ecology: patterns in the distribution of species**. Princeton University Press, 1972.

MCGILL, Brian J. et al. Rebuilding community ecology from functional traits. **Trends in ecology and evolution**, Cambridge, v. 21, n. 4, p. 178-185, 2006.

MÉNDEZ-ALONZO, R.; PAZ, H.; ZULUAGA, R. C.; ROSELL, J. A.; OLSON, A. E. Coordinated evolution of leaf and stem economics in tropical dry forest trees. **Ecology**, New York, v. 93, p.2397–2406, 2012.

METZGER, J. P. et al. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, London, v.142, p.1166-1177, 2009.

METZGER, J. P. et al. O uso de modelos em Ecologia de Paisagem. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 3, n. 1-2, p. 64-73, 2007.

METZGER, J.P. O que é Ecologia de Paisagens? **Biota Neotropica**, Campinas, v. 1, n. ½, p. 1-9. 2001.

MONTEIRO, H. A.. **Influência de traços em taxas demográficas de espécies arbóreas em Floresta Atlântica no nordeste do Brasil**. 2013. 55 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

MOUCHET, M. A. et al. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. **Functional Ecology**, London, v. 24, n. 4, p. 867-876, 2010.

MOUILLOT, D.; MASON, W. H. N.; DUMAY, O.; WILSON, J. B. Functional regularity: a neglected aspect of functional diversity. **Oecologia**, Berlin, v. 142, n. 3, p. 353–9, 2005.

MULLER, A.; BATAGHIN, F. A.; SANTOS, S. C. Efeito de borda sobre a comunidade arbórea em um fragmento de floresta ombrófila mista, Rio Grande do Sul. **Perspectiva**, v.34, n.125, p. 29-39, 2010.

MURCIA, C. Edges effects in fragmented forest: Implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, Cambridge, v. 10, n. 2, p. 58-62. 1995.

NASCIMENTO, H. E. M. et al. Effects of the surrounding matrix on tree recruitment in Amazonian forest fragments. **Conservation Biology**, London, v. 20, n. 3, p. 853-860, 2006.

ODUM, E. P. **Ecologia**. 6.ed. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan, 2004.

OLIVEIRA, E; JEANINE, E. C. L.; FELFILI, M.. Estrutura e dinâmica da regeneração natural de uma mata de galeria no Distrito Federal, Brasil. **Acta botanica brasílica**, Porto Alegre, v. 19, n. 4, p. 801-811, 2005.

OLIVEIRA, M. A.; GRILLO, A. S.; TABARELLI, M.. Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. **Oryx**, Orford, v. 38, n. 04, p. 389-394, 2004.

OOSTERHOORN, M; KAPPELLE, M. Vegetation responses along an interior-edge-exterior gradients in a Costa Rican montane cloud forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdã, v.126, n.3, p. 291-307, 2000.

ORIONS,G. H.; SOLBRIG, O. T. A cost-income model of leaves and roots with special reference to arid and semiarid area. **The American Naturalist**, Chicago, v. 111, p.677-690, 1977.

PACIÊNCIA, M. LB; PRADO, J.. Efeitos de borda sobre a comunidade de pteridófitas na Mata Atlântica da região de Una, sul da Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 27, n. 4, p. 641-653, 2004.

PAUSA J.G.; VERDÚ, M. Fire reduces morphospace occupation in plant communities. **Ecology**, New York, v. 89, p. 2181-2186, 2008.

PEARCY, R.W.; SIMS, D.S. Photosynthetic acclimation to changing light environments: scaling from the leaf to the whole plant. In: Caldwell, M.M., Pearcy, R.W. (Eds.), *Exploitation of Environmental Heterogeneity by Plants*. Academic Press, USA, p.145-173, 1994.

PELTZER, D. A. et al. Understanding ecosystem retrogression. **Ecological Monographs**, Washington, v. 80, n. 4, p. 509-529, 2010.

PETCHEY, O. L. et al. Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. **Journal of Animal Ecology**, London , v. 76, n. 5, p. 977-985, 2007.

PÉREZ-HARGUINDEGUY, N.; DÍAZ, S.; GARNIER, E.; et al. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, Melbourne, v. 61, p. 167-234, 2013.

PETCHEY ,O. L. Integrating methods that investigate how complementarity influences ecosystem functioning. **Oikos** , Lund, v. 101, p.323-330,2003.

PETCHEY, O. L., et al. Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. **Journal of Animal Ecology**, London, v. 76, n. 5, p. 977-985, 2007.

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity (FD), species richness and community composition. **Ecology Letters**, Montpellier, v. 5, n. 3, p. 402–411, 2002.

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward. **Ecology letters**, Montpellier, v. 9, n. 6, p. 741–58, 2006.

PLA, L., et al. Functional Diversity indices. In: PLA, LAURA, CASANOVES, FERNANDO and DI RIENZO, JULIO (Org.). **Quantifying Functional Biodiversity**. Nova Iorque: Springer, Cap. 3, p.27-51, 2012.

PIERCE, S.; BRUSA, G.; VAGGE, I.; CERABOLINI, B. Allocating CSR plant functional types: the use of leaf economics and size traits to classify woody and herbaceous vascular plants. **Functional Ecology**, London, v. 27, p. 1002–1010. 2013

POFF, N. L.; ZIMMERMAN, J. K.H. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. **Freshwater Biology**, Oxford, v.55, n. 1, p. 194-205, 2010.

POORTER, H; GARNIER, E. Ecological significance of inherent variation in relative growth rate and its components. **Handbook of Functional Plant Ecology**, v. 20, p. 81-120, 1999.

POORTER, L. et al. Are functional traits good predictors of demographic rates? Evidence from five neotropical forests. **Ecology**, New York, v. 89, n. 7, p. 1908-1920. 2008.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R. a language and environment for statistical computing. Versão 2.13. Viena: R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, <http://www.R-project.org/>. 2011.

RAO, M.; TERBORGH, J.; NUNEZ, P. Increased herbivory in forest isolates: implications for plant community structure and composition. **Conservation Biology**, Washington, v. 12, p.624-633. 2001.

RAO, M. Variation in leaf-cutter ant (*Atta* sp.) densities in forest isolates: the potential role of predation. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 16, n. 02, p. 209-225, 2000.

REICH, P.B. et al. The evolution of plant functional variation: traits, spectra, and strategies. **International Journal of Plant Sciences**, Chicago, v. 164 (3 Suppl.), p. S143-S164. 2003.

RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. 5<sup>a</sup> ed. Rio de Janeiro, Guanabara Koogan, 2003.

RICOTTA, C. A note on functional diversity measures. **Basic and Applied Ecology**, Jena, v. 6, n. 5, p. 479-486, 2005.

RICOTTA, C.; MORETTI, M. CWM and Rao's quadratic diversity: a unified framework for functional ecology. **Oecologia**, Heidelberg, v. 167, p. 181-188, 2011.

RIEDERER, M.; SCHREIBER, L. Protecting against water loss: analysis of the barrier properties of plant cuticles. **Journal of Experimental Botany**, Orford, v. 52, n. 363, p. 2023-2032, 2001.

RODRIGUES, P. J. F. P.; NASCIMENTO, M. T.. Fragmentação florestal: breves considerações teóricas sobre efeitos de borda. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 57, p. 63-74, 2006.

ROSSATTO, D. R. et al. Características funcionais de folhas de sol e sombra de espécies arbóreas em uma mata de galeria no Distrito Federal, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 24, n. 3, p. 640-647, 2010.

SANTOS, W. B. **Estrutura do componente arbóreo da borda e interior do fragmento de floresta ombrófila, Mata do Camurim, em São Lourenço da Mata-PE, Brasil. 2014.**90 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation biology**, Washington, v.5, p. 18-32, 1991.

SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea. Diagnóstico do município de São Lourenço da Mata, estado de Pernambuco/Organizado por MASCARENHAS, J. C. et al., Recife, CPRM/PRODEEM, p. 11, 2005.

SILVA, M. A. M. **Estratégias funcionais de plantas arbóreas em uma cronosequência na Floresta Tropical Úmida.** 2015. 121f. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal do Ceará.

SILVA, M. A. M. et al. Does the plant economics spectrum change with secondary succession in the forest?. **Trees: Structure in function**, Berlin, v. 29, n. 5, p. 1521-1531, 2015.

SILVA, P. S. D. et al. Negative impact of leaf-cutting ants (*Atta sexdens*) on tree recruitment of *Protium heptaphyllum* (Burseraceae) through seed aggregation and seedling cutting. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, p. 553-560, 2007.

SLADE, E. M., et al. Experimental evidence for the effects of dung beetle functional group richness and composition on ecosystem function in a tropical forest. **The Journal of animal ecology**, London, v. 76, n. 6, p. 1094-1104. 2007.

SOLBRIG, O.T. Plant traits and adaptive strategies: their role in ecosystem function. In: Schulze, E.-D. & Mooney, H.A. (Eds.) **Biodiversity and Ecosystem Function**. Springer Study Edition, Berlin, p. 97-116. 1994.

SWENSON, N.; ENQUIST, B.J. Opposing assembly mechanisms in a Neotropical dry forest: implications for phylogenetic and functional community ecology. **Ecology**, New York, v. 90, n. 8, p. 2161-2170, 2009.

TILMAN, D. Functional diversity. In **Encyclopedia of Biodiversity** (S.A. Levin, ed.). Academic Press, San Diego, p. 109-120, 2001.

TILMAN, D. The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. **Science**, Nova Iorque, v. 277, n. 5330, p. 1300–1302, 1997.

TILMAN, D.; LEHMAN, C. L.; THOMSON, K. T. Plant diversity and ecosystem productivity: Theoretical. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Boston, v. 94, p. 1857–1861, 1997.

TOWSEND, C. R.; BEGON, M., HARPER J. L. **Fundamentos de ecologia**. Segunda edição. Porto Alegre: Artmed. 2006. 592p

TRUGILHO, P. F.; SILVA, D. M.; FRAZÃO, F. J. L.; MATOS, J. L. M. Comparação de métodos de determinação da densidade básica da madeira. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 20, p.307-319, 1990.

VAZ, M. C. **Diversidade de estratégias ecológicas das espécies de árvore dominantes de uma floresta de terra firme da Amazônia Central**. 2011. 109f. Dissertação (Mestrado em Ciências). Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Universidade de São Paulo.

VELOSO, H.P., et al. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: CDDI-IBGE, 2012 , 271 p. (Série manuais técnicos em geociências, n.2).

VENDRAMI, J. L. **Diversidade funcional em uma floresta de restinga**. 2014. 74f. Dissertação (Mestrado em Ciências). Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Universidade de São Paulo.

VENDRAMINI, F. et al. Leaf traits as indicators of resource-use strategy in floras with succulent species. **New Phytologist**, Cambridge, v. 154, n. 1, p. 147-157, 2002.

VIANA, V.M.; PINHEIRO, L.A.F.V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n.32, p.25-42, 1998.

VILE, D. et al. Specific leaf area and dry matter content estimate thickness in laminar leaves. **Annals of Botany**, London, v. 96, p.1129 -1136, 2005.

VILLÉGER, S.; MASON, N.W.H.; MOUILLOT, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**, New York, v. 89, p. 2290–2301. 2008.

VILLÉGER, S.; MIRANDA, J. R.; HERNANDEZ, D. F.; MOUILLOT, D. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. **Ecological Applications**, Tempe, v.20, p. 1512–1522, 2010.

VIOLLE C; LECOEUR,J; NAVAS,M..L. How relevant are instantaneous measurements for assessing resource depletion under plant cover? A test on light and soil water availability in 18 herbaceous communities. **Functional Ecology**, London, v.21, p. 185-90, 2007.

WEBB, C. T., et al. A structured and dynamic framework to advance traits based theory and prediction in ecology. **Ecology Letters**, Montpellier, v. 13, n. 3, p. 267-283. 2010.

WEIHER E.; KEDDY P.A. Assembly Rules, Null Models, and Trait Dispersion: New Questions from Old Patterns. **Oikos**, Lund, v. 74, p.159-164, 1995.

WESTOBY M.; FALSTER D.S.; MOLES A.T; VESK, P.A.; WRIGHT, I.J. Plant ecological strategies: some leading dimensions of variation between species. **Annual Review in Ecology and Evolution Systematics**, Palo Alto, v.33, p. 125–159, 2002.

WESTOBY, M. et al. Plant ecological strategies: some leading dimensions of variation between species. **Annual Review in Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 33, p. 125–159. 2002.

WESTOBY, M.; LEISHMAN, M. Categorizing plant species into functional types. In: SMITH, T.M.; SHUGART, H.H.; WOODWARD, F.I. (eds.). **Plant functional types: their relevance to ecosystem properties and global change**. Cambridge: Cambridge University Press, p. 104-121, 1997.

WESTOBY, M.; WRIGHT, I. Land-plant ecology on the basis of functional traits. **Trends in Ecology and Evolution**, Cambridge, v. 21, p. 261–268. 2006.

WILLIAMS-LINERA, G. Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. **Journal of Ecology**, London, v. 78, v.2, p. 356-373, 1990.

WIRTH, R. et al. Increasing densities of leaf-cutting ants (*Atta* spp.) with proximity to the edge in a Brazilian Atlantic forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 23, n. 04, p. 501-505, 2007.

WRIGHT I.J. et al. The worldwide leaf economics spectrum. **Nature**, Londres, v. 428, p. 821-827, 2004.

WRIGHT S.J. et al. Functional traits and the growth-mortality trade-off in tropical trees. **Ecology**, New York, v. 91, p.3664-3674, 2010.

WRIGHT, I. J. et al. Relationships Among Ecologically Important Dimensions of Plant Trait Variation in Seven Neotropical Forests. **Annals of Botany**, London, v. 99, p. 1003-1015, 2007.

YAHNER, R.H. Changes in wildlife communities near edges. **Conservation Biology**, Washington, v.2, p.333-39, 1988.

## ANEXO

**Anexo 1:** Florística das espécies arbóreas (CAP ≥ 15 cm), encontradas nos ambientes borda e interior, da Mata do Camurim no município de São Lourenço da Mata, Pernambuco. Em ordem alfabética de família, gênero e espécies (SANTOS, 2014). Onde: Ni: Numero de indivíduos; B – Borda; I – Interior.

FAMÍLIA/NOME CIENTÍFICO	NOME COMUM	Ni	
		B	I
<b>ANACARDIACEAE</b>			
<i>Mangifera indica</i> L	Mangueira	1	--
<i>Spondias mombin</i> L	Cajá	2	--
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Cupiúba	93	114
<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	Caboatã de leite	38	164
<b>ANNONACEAE</b>			
<i>Annona montana</i> Macfad.	Aticum	2	--
<i>Guatteria pogonopus</i> Mart.	Mium	--	6
<i>Guatteria schomburgkiana</i> Mart	---	1	--
<i>Xylopi frutescens</i> Aubl.	Imbira vermelha	7	--
<b>APOCYNACEAE</b>			
<i>Aspidosperma discolor</i> A. DC.	Pau faio	1	---
<i>Himatanthus bracteatus</i> (A. DC.) Woodson	Banana de papagaio	9	14
<b>ARALIACEAE</b>			
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire et al.	Sambaqui	98	38
<b>BORAGINACEAE</b>			
<i>Cordia toqueve</i> Aubl.	---	5	5
<b>BURSERACEAE</b>			
<i>Protium arachouchini</i> March.	Amescla	2	--
<i>Protium giganteum</i> Engl.	Amescoaba	8	36
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Amescla de cheiro	48	74
<i>Crepidospermum atlanticum</i> Daly	---	3	9
<b>CELASTRACEAE</b>			
<i>Maytenus distichophylla</i> Mart	Bom nome	1	--
<i>Maytenus obtusifolia</i> Mart.	---	1	1
<b>CHRYSOBALANACEAE</b>			
<i>Licania tomentosa</i> (Benth.) Fritsch	Oití	1	6
<b>COMBRETACEAE</b>			
<i>Buchenavia tetraphylla</i> (Aubl.) R.A. Howard	Mirindiba	--	2
<b>ELAEOCARPACEAE</b>			
<i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	Mamajuba	2	2
<b>ERYTHROXYLACEAE</b>			
<i>Erythroxylum citrifolium</i> A. St.-Hil.	Cumixá	3	1
<b>EUPHORBIACEAE</b>			
<i>Croton</i> sp.		7	--
<i>Mabea piriri</i> Aubl.	Canudo de cachimbo	--	1
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	Sete-cascos	--	8
<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth	Amarelo	2	8
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Burra leiteira	1	--
<b>FABACEAE</b>			
<i>Albizia pedicellaris</i> (DC.) L. Rico	Jaguarana	--	3
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	Angelim do mato	2	--
<i>Andira nitida</i> Mart. ex Benth.	Angelim	8	4

Continua...

Tabela 1. Continuação

FAMÍLIA/NOME CIENTÍFICO	NOME COMUM	Ni	
		B	I
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Sucupira	23	15
<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	Pau ferro da mata	1	4
<i>Inga ingoides</i> (Rich.) Willd.	Ingá	10	6
<i>Inga thibaudiana</i> DC.	Ingá	4	6
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	Espinho de judeu	1	--
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex Walp.	Visgueiro	17	38
<i>Plathymenia foliolosa</i> Benth.	Favinha	1	5
<i>Samanea saman</i> (Jacq.) Merr.	Bordão de vei	32	4
<i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> (Willd.) Hochr	Inga porco	8	16
<i>Sclerolobium densiflorum</i> Benth.	Favinha	6	--
<i>Swartzia pickelii</i> Killip ex Ducke	Jacarandá	--	2
<b>HYPERICACEAE</b>			
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Pers.	Lacre	6	5
<b>LAMIACEAE</b>			
<i>Aegiphila pernambucensis</i> Moldenke	Orelha de cabra	2	--
<b>LAURACEAE</b>			
<i>Ocotea gardneri</i> (Meisn.) Mez	Louro babão	--	1
<i>Ocotea glomerata</i> (Nees) Mez	Louro	23	10
<i>Ocotea limae</i> Vattimo	---	--	1
<i>Ocotea longifolia</i> Kunth	Louro	1	--
<i>Ocotea</i> sp.	---	1	--
<b>LECYTHIDACEAE</b>			
<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Miers	Embiriba	117	72
<i>Gustavia augusta</i> L.	Japaranduba	18	9
<b>MALPIGHIACEAE</b>			
<i>Byrsonima sericea</i> DC.	Muricy	22	13
<i>Byrsonima</i> sp.	---	1	--
<b>MALVACEAE</b>			
<i>Apeiba albiflora</i> Ducke	Pau de Jangada	19	--
<i>Christiana africana</i> DC.	---	1	--
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutamba	4	--
<i>Luehea ochrophylla</i> Mart.	Pereiro da mata	2	--
<i>Luehea paniculata</i> Mart.	---	--	2
<b>MELASTOMATACEAE</b>			
<i>Miconia affinis</i> DC.	---	82	119
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud.	---	1	---
<i>Miconia hypoleuca</i> (Benth.) Triana	---	2	4
<i>Miconia minutiflora</i> (Bonpl.) DC.	Camudé	10	2
<i>Miconia multiflora</i> Cogn. ex Britton	Camudé	---	2
<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	Camudé	164	149
<i>Miconia pyrifolia</i> Naudin	---	1	6
<b>MELIACEAE</b>			
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Jitó	40	--
<i>Trichilia lepidota</i> Mart	--	--	1
<b>MORACEAE</b>			
<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	Jaqueira	14	44
<i>Brosimum discolor</i> Schott	Quiri	1	--
<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	Quiri de leite	68	103
<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	Cundururu	2	1
<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby	Amora	19	18

Continua...

Tabela 1. Continuação

FAMÍLIA/NOME CIENTÍFICO	NOME COMUM	Ni	
		B	I
<i>Sorocea hilarii</i> Gaudich	Pau-tiú	2	5
<b>MYRISTICACEAE</b>			
<i>Virola gardneri</i> (A. DC.) Warb.	Urucuba	--	9
<b>MYRTACEAE</b>			
<i>Campomanesia dichotoma</i> (O. Berg) Mattos	Guabiraba	1	3
<i>Eugenia candolleana</i> DC.	---	1	1
<i>Eugenia umbrosa</i> O. Berg	---	6	1
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	---	4	23
<i>Myrcia racemosa</i> Barb. Rodr	Murta	3	7
<i>Myrcia silvatica</i> Barb. Rodr.	---	--	1
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	---	1	5
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	---	7	--
<b>NYCTAGINACEAE</b>			
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	João mole	5	--
<b>OCHNACEAE</b>			
<i>Ouratea hexasperma</i> (A. St.-Hil.) Baill.	---	1	--
<i>Ouratea polygyna</i> Engl.	---	--	2
<b>POLYGONACEAE</b>			
<i>Coccoloba mollis</i> Casar	Prato de índio	22	--
<b>PRIMULACEAE</b>			
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	Carne de vaca	--	1
<b>SALICACEAE</b>			
<i>Casearia javitensis</i> Kunth	Cafezinho	26	5
<i>Casearia silvestris</i> Sw.	Pimentinha	9	5
<b>SAPINDACEAE</b>			
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) Hieron. ex Niederl.	Estaladeira	2	--
<i>Cupania oblongifolia</i> Cong.	Caboatã de suia	100	31
<i>Cupania paniculata</i> Cambess.	---	9	6
<i>Cupania racemosa</i> (Vell.) Radlk.	Caboatã de rego	20	10
<i>Cupania impressinervia</i> Acev.-Rodr.	Caboatã	59	23
<i>Talisia esculenta</i> (A. St.-Hil.) Radlk.	Pitombeira	1	--
<i>Talisia retusa</i> R.S. Cowan	---	7	--
<b>SAPOTACEAE</b>			
<i>Pouteria grandiflora</i> (A.DC.) Baehni	Leiteiro	3	4
<b>SCHOEPFIAEAE</b>		1	2
<i>Schoepfia brasiliensis</i> A. DC.	---		
<b>SIMAROUBACEAE</b>			
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	Praiba	19	20
<b>SIPARUNACEAE</b>			
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Erva santa Maria	--	2
<b>URTICACEAE</b>			
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Embaúba		2
INDETERMINADA 1	---	3	1
INDETERMINADA 2	---	1	1
INDETERMINADA 3	---	1	1
INDETERMINADA 4	---	--	1
<b>TOTAL</b>		<b>1431</b>	<b>1328</b>